Europäische Union. Europäischer Fonds für regionale Entwicklung. Evropská unie. Evropský fond pro regionální rozvoj.

SN CZ
Ahoj sousede. Hallo Nachbar.
Interreg V A / 2014 – 2020

Skládkový workshop Liberec-Žitava 2018

Konec skládkování odpadu?
Nikoli konec skládek!
Zakrytí a rekultivace skládek a výsypek.

15.-16. listopad 2018

Deponieworkshop Liberec-Zittau 2018

Ende der Deponierung von Siedlungsabfällen?
Aber kein Ende von Deponien!
Abdeckungen und Rekultivierungen
auf Deponien und Halden.

15.-16. November 2018

14. Skládkový workshop Liberec – Žitava

Konec skládkování odpadu? Nikoli konec skládek! Zakrytí a rekultivace skládek a výsypek.

14. Deponieworkshop Liberec – Zittau

Ende der Deponierung von Siedlungsabfällen? Aber kein Ende von Deponien!
Abdeckungen und Rekultivierungen auf Deponien und Halden.

Liberec 2018

Podpora

Tato akce je podpořena z prostředků Evropské unie prostřednictvím Programu spolupráce Česká republika-Svobodný stát Sasko 2014-2020 – číslo projektu 100246598.

Förderung

Diese Veranstaltung wird durch das SN-CZ 2014-2020 - Programm der EU zur Förderung der grenzüberschreitenden Zusammenarbeit zwischen dem Freistaat Sachsen und der Tschechischen Republik gefördert – Projektnr.: 100246598.

Odborný editor: Lukáš Zedek (Technická univerzita v Liberci)
Deutscher Fachbearbeiter: Uwe Bartholomäus (Hochschule Zittau/Görlitz)
Technický editor: Kamil Nešetřil (Technická univerzita v Liberci)
Překlady provedl: Sven Dietrich
Sborník byl připraven s využitím typografického systému LaTeX.

Obsah

Evropské právo a jeho prosazování na národní úrovni **11**

Pilnáček, V.
Aktualizace technických norem v oblasti skládkování odpadů 13

Biedermann, K.
Aktuální vývoj evropského právního režimu skládkování odpadů a jeho prosazování v Německu 19

Havelka, P.
Desatero moderního odpadového hospodářství v ČR, aneb jak naplnit evropské cíle a zbytečně nezvyšovat náklady obcí a měst 31

Stock, U.
Koncepty nakládání se skládkami po ukončení provozu v Německu a v Evropě 37

Maršák, J.
Legislativní změny v oblasti skládkování odpadů na úrovni EU a ČR 51

Voda na skládkách a haldách **59**

Kurka, J.; Kotva, P.; Nechyba, M.
Náchylnost zemin ve výsypkách povrchových hnědouhelných lomů SHR k vytvoření plastického jádra 61

Egloffstein, T.; Burkhardt, G.; Schummacher, K.
Nakládání s půdami a výkopovými zeminami znečištěnými PFC – vznik, kritéria přijatelnosti, problematika průsakových vod 73

Likvidace speciálních odpadů **97**

Sandig, F.; Al-Akel, S.
Antropogenní materiálové toky a trvale udržitelný rozvoj – je skládka výběhový model? 99

Hamšík, T.
Mechanická předúprava a následné třídění 113

Lack, D.
Možnosti likvidace pozůstatků čištění spalin v zařízeních pro spalování odpadů 119

Pasulka, M.
AZBEST jako součást stavebních materiálů, Zdravotní rizika, Bezpečné nakládání při odstraňování stavebně demoličních odpadů, Kontrolní kompetence ČIŽP, KHS, Stavebního úřadu 131

Fritze, S.
Problematika usazenin pro Zemskou správu přehrad (LVT) obecně a konkrétně pro provoz Spréva / Nisa 139

Stavební prvky pro skládky **147**

Wöhlecke, A.
Schvalování geosyntetických materiálů podle německých předpisů pro skládkování . . 149

Segtrop, D.; Ziegler, R.; Sturm, F.
Získávání plochy a optimalizace objemu při stavbě skládek s využitím soustavy prudkých svahů 159

Wiedemann, R; Labda, T.
Geosyntetické materiály pro stavbu skládek: základ izolace skládky 165

Zkušenosti s lokalitami starých ekologickdých zátěží **177**

Najmanová, D.
Mokřady jako nedoceněná součást měst 179

Kunze, Ch.; Schulz, H.; Baumert, R.
Zkušenosti s dlouhodobě stabilizovaným snižování konvekce plynů systémy krycích vrstev na příkladu těžebních hald 185

Hrabčák, M.
Modely sanácie odkalísk, odvalov a banských vôd 197

Hrabal, J.; Cencerová, V.; Šupíková, I.; Polách, L.; Václavík, L.; Nosek, J.
Čištění skládkových výluhů kombinovanou membránovou technologií s použitím biologických systémů předčištění 207

Hrabák, P.; Antoš, V.; Mikšíček, J.; Lísková, K.; Wacławek, S.; Černík, M.
Phytoscreening dřevin jako instrument pro indikaci šíření organochlorovaných pesticidů v podzemní vodě 217

Měřící a testovací technika **227**

Schwöbken, S.
Dlouhodobý monitoring těsnících vrstev skládek 229

Mährlein, M.; Felsmann, K.
Mimořádné výzvy při dohledu nad skládkami a využívání moderní monitorovací techniky237

Arnstadt, T.; Oettel, P.; Meißner, S.; Schoenherr, J.
Výkopová zemina jako alternativní krycí materiál pro těžební haldy na příkladu Freibergu-Hammerbergu 247

Materiálové toky odpadů **259**

Pelantová, V.; Zajíček, J.
Mapování toku odpadů v Libereckém kraji 261

Henze, I.; Dedek, M.; Weber, I.; Steinbrock, B.; Schoenherr, J. I.; Schulz, R.; Dunger, V.; Engel, J.
Udržitelné využívání půdních zdrojů – Opatření k ochraně půdy (Poster) 273

Inhaltsverzeichnis

EU-Recht und nationale Umsetzung **11**

Pilnáček, V.
Aktualisierung technischer Normen im Bereich der Abfalldeponierung 13

Biedermann, K.
Aktuelle Entwicklung im europäischen Deponierecht und ihre Umsetzung in Deutschland 19

Havelka, P.
Zehn Anforderungen an eine moderne Abfallwirtschaft in der Tschechischen Republik. Wie kann man EU-Ziele erfüllen, ohne die Kosten hoch zu treiben 31

Stock, U.
Konzepte beim Umgang mit stillgelegten Deponien in Deutschland und Europa 37

Maršák, J.
Veränderungen in der Gesetzgebung der Abfallablagerung auf Ebene der EU sowie der Tschechischen Republik 51

Wasser bei Deponien und Halden **59**

Kurka, J.; Kotva, P.; Nechyba, M.
Anfälligkeit der Kippenböden in den Braunkohletagebauen des Nordböhmischen Braunkohlereviers für Setzungsfließen 61

Egloffstein, T.; Burkhardt, G.; Schummacher, K.
Umgang mit PFC-verunreinigtem Erdaushub – Herkunft, Annahmekriterien, Sickerwasserproblematik 73

Entsorgung spezieller Abfälle **97**

Sandig, F.; Al-Akel, S.
Nachhaltigkeit und anthropogene Stoffströme – ist die Deponie ein Auslaufmodell? . . 99

Hamšík, T.
Mechanische Aufbereitung und anschließende Sortierung 113

Lack, D.
Entsorgungsmöglichkeiten von Rückständen der Rauchgasreinigung aus Abfallverbrennungsanlagen 119

Pasulka, M.
ASBEST als Inhaltsstoff von Baustoffen. Risiken für die Sicherheit. Sicherer Umgang bei der Entsorgung von Bauschutt, Zuständigkeiten der Tschechischen Umweltinspektion, der Bezirskhygienestation und des Bauamtes 131

Fritze, S.
Das „Sedimentproblem“ in der Landestalsperrenverwaltung (LTV) allgemein und speziell im Betrieb Spree/Neiße 139

Bauelemente im Deponiebau **147**

Wöhlecke, A.
Die Zulassung von Geokunststoffen nach der deutschen Deponieverordnung 149

Segtrop, D.; Ziegler, R.; Sturm, F.
Flächengewinn und Volumenoptimierung durch den Einsatz von Steilböschungssystemen im Deponiebau 159

Wiedemann, R; Labda, T.
Das Kernstück der Deponieabdichtung: Geokunststoffe im Deponiebau 165

Über Erfahrungen mit Altlasten-Flächen **177**

Najmanová, D.
Feuchtgebiete als ein unterschätztes Bestandteil von Städten 179

Kunze, Ch.; Schulz, H.; Baumert, R.
Erfahrungen zur langzeitstabilen Minderung der Gaskonvektion in Abdecksystemen am Beispiel von Bergbauhalden 185

Hrabčák, M.
Modellierung der Sanierungen von Klärteichen, Halden und Grubenwässer 197

Hrabal, J.; Cencerová, V.; Šupíková, I.; Polách, L.; Václavík, L.; Nosek, J.
Reinigung des Deponiesickerwassers mit einem kombinierten membranengestützten Verfahren mit Einsatz biologischer Vorreinigung 207

Hrabák, P.; Antoš, V.; Mikšíček, J.; Lísková, K.; Wacławek, S.; Černík, M.
Phytoscreening des Holzes als Methode der Anzeige der Verbreitung chlororganischer Pflanzenschutzmittel im Grundwasser 217

Messtechnik und Testanlagen **227**

Schwöbken, S.
Langfristige Kontrollen von Deponieabdichtungen mit Dichtungskontrollsystemen . . . 229

Mährlein, M.; Felsmann, K.
Besondere Herausforderungen bei der Überwachung von Deponien und Nutzung moderner Monitoring-Technik 237

Arnstadt, T.; Oettel, P.; Meißner, S.; Schoenherr, J.
Baggergut als alternatives Abdeckmaterial für Bergbauhalden am Beispiel des Hammerbergs Freiberg 247

Abfallrelevante Stoffströme **259**

Pelantová, V.; Zajíček, J.
Erfassung von Abfallströmen in dem Liberecký kraj 261

Postersession **271**

Henze, I.; Dedek, M.; Weber, I.; Steinbrock, B.; Schoenherr, J. I.; Schulz, R.; Dunger, V.; Engel, J.
Nachhaltige Bodenressourcennutzung – eine Bodenschutzmaßnahme (Poster) 273

Evropské právo a jeho prosazování na národní úrovni

EU-Recht und nationale Umsetzung

Aktualizace technických norem v oblasti skládkování odpadů

Aktualisierung technischer Normen im Bereich der Abfalldeponierung

Vojtěch Pilnáček[1]

Abstrakt

Technické normy v oblasti skládkování odpadů specifikují pravidla pro zakládání, provoz a rekultivaci skládek odpadů. První technické normy v této oblasti byly vydány v druhé polovině devadesátých let v souvislosti se zpřísňováním podmínek pro skládkování odpadů. Následně v letech 2000 až 2002 proběhla jejich doposud jediná aktualizace. Normy pro skládkování odpadů jsou vyjmenovány ve vyhlášce 294/2005 Sb., o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu a jsou tedy normami závaznými. Od poslední aktualizace norem byla v oblasti skládkování dosažena řada změn, a to jak legislativního tak i technického charakteru. Po 15 letech od poslední aktualizace bylo tedy třeba normy uvést do souladu s tímto stavem. Na podzim roku 2017 odbor odpadů MŽP takovou aktualizaci inicioval. Předmětem aktualizace byla jednak adaptace na změny legislativy a dalších technických předpisů (zejména rozhodnutí 33/2003, kterým se stanoví kritéria a postupy pro přijímání odpadů na skládky), jednak řada technických změn vyplývajících ze současného stavu poznání a z praxe při provozování skládek. Jako nejvýznamnější změny lze jmenovat zavedení definice a zpřesnění podmínek technického zabezpečení skládky a konstrukčních prvků skládky, novou úpravu odplynění skládek, monitoring celistvosti těsnících prvků skládky a zpřesnění podmínek rekultivace skládek. Aktualizace norem bude kompletní začátkem podzimu 2018.

Kurzfassung

In den technischen Normen aus dem Bereich der Abfalldeponierung werden Regeln für die Gründung, Betrieb und Rekultivierung von Abfalldeponien beschrieben. Die ersten technischen Normen in diesem Bereich wurden in der zweiten Hälfte der 1990ger Jahre im Zusammenhang mit einer Verschärfung der Bedingungen für das Deponieren von Abfällen herausgegeben. Folgend wurden sie in den Jahren 2000 bis 2002 ein einziges Mal aktualisiert. Die Normen für die Abfalldeponierung werden in der Richtlinie Nr. 294/2005 Sb. GBl. über Voraussetzungen für das Deponieren von Abfällen auf Deponien und ihre Nutzung auf der Oberfläche aufgezählt und stellen somit verbindliche Normen dar. Seit der letzten Fortschreibung der Normen konnten im Bereich des Deponierens eine Reihe von Veränderungen gesetzlicher sowie technischer Art erreicht werden. Nach 15 Jahren seit der letzten Fortschreibung war es also notwendig gewesen, diese Normen in Einklang mit diesem Zustand zu bringen. Im Herbst 2017 wurde durch den Fachbereich für Abfall des Ministeriums für Umwelt solche Fortschreibung initiiert. Der Gegenstand der Fortschreibung waren erstens eine Anpassung an die Veränderungen der Gesetzgebung sowie weiterer technischer Vorschriften (insbesondere des Beschlusses Nr. 33/2003, in dem Kriterien und Verfahren zur Aufnahme von Abfällen auf Deponien festgelegt werden) und zweitens eine Reihe technischer Veränderungen, die sich aus dem gegenwärtigen Kenntnisstand sowie dem praktischen Deponiebetrieb ergeben. Zu den bedeutendsten Veränderungen gehören die Einführung einer Definition und Verschärfung der Bedingungen für eine technische Absicherung der Deponie sowie der Konstruktionselemente und Präzisierung der Bedingungen für eine Rekultivierung von Deponien. Die Fortschreibung der Normen wird Anfang Herbst 2018 komplett sein.

[1]Ministerstvo životního prostředí, odbor odpadů, Vršovická 1442/65, 100 10, Praha 10,
e-mail: Vojtech.Pilnacek@mzp.cz

První technické normy v oblasti skládkování odpadů byly vydány v druhé polovině devadesátých let minulého století jako jeden z kroků vedoucích k ustavení standardních podmínek skládkování a zmírnění ohrožení životního prostředí způsobovaného skládkami. Tyto normy byly poprvé aktualizovány v roce 2002 a některé z nich ještě jednou v roce 2003. V následujících letech už k další aktualizaci nedošlo. Normy tedy nebyly aktualizovány ve většině případů 15 let. Za těchto 15 let došlo k významným změnám jak společenského tak i technického rázu. Od roku 2004 je Česká republika členským státem Evropské unie. Na základě vstupu a členství v EU došlo v české odpadové legislativě k mnoha významným změnám, které bylo potřeba do norem promítnout. Odpadová a další navazující legislativa byla od té doby mnohokrát měněna i z národní iniciativy. Za posledních 15 let bylo rovněž dosaženo významného technického pokroku zejména v oblasti informačních technologií, ale i v dalších oblastech, které se skládkováním souvisí. Z činnosti kontrolních orgánů ve zmiňovaném období rovněž vyplynula řada podnětů, které bylo potřeba do norem zapracovat. Z uvedených důvodů inicioval odbor odpadů Ministerstva životního prostředí aktualizaci skládkovacích norem. Aktualizace byla zahájena na podzim roku 2017 ve spolupráci se společností SWECO Hydroprojekt a.s., která byla zpracovatelem původních technických norem a jejich změn z let 2002 a 2003. Navržené změny v normách prošly standardním procesem připomínkování v souladu s postupem České agentury pro standardizaci včetně veřejného projednání v únoru 2018. Aktualizované normy byly postupně vydávány od května do října 2018.

Změny v normách byly tedy trojího charakteru: legislativní, technické a změny provedené na základě poznatků získaných při kontrolní činnosti.

V případě legislativních změn se jednalo zejména o adaptaci norem na přijetí rozhodnutí Rady 33/2003, kterým se stanoví kritéria a postupy pro přijímání odpadů na skládky a vyhlášky č. 294/2005 Sb., o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu. Do norem bylo třeba promítnout nové nastavení výluhových limitů pro přijímání odpadů na skládky a definici sektoru skládky. Dalšími změnami, které bylo potřeba do norem zapracovat, byla novelizace vyhlášky č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady a vydání nové vyhlášky č. 93/2016 Sb., Katalogu odpadů. Dále bylo potřeba aktualizovat odkazy na řadu již neplatných legislativních předpisů a jiných technických norem.

V oblasti technických změn je asi nejpodstatnější změnou nová povinnost provozování elektronického systému pro detekci a lokalizaci protržení folie těsnění skládky. Tento systém umožňuje detekovat a lokalizovat trhliny v těsnicí folii na základě změn elektrického odporu v poškozené oblasti. Doposud byla nepropustnost těsnicí folie kontrolována pouze pravidelným monitoringem kvality vody ve vrtech rozmístěných kolem skládky. V případě překročení stanovených limitů bylo ale těžké prokázat, zda k překročení došlo vlivem kontaminace z okolí nebo únikem výluhu ze samotné skládky. Na základě tohoto opatření bude jasně prokazatelné, zda kontaminace vrtů byla způsobena únikem kontaminantů skrz těsnicí vrstvy skládky nebo jiným zdrojem znečištění. Podobné systémy jsou používány například na skládkách v Německu [1]. Po aktualizaci norma nově ukládá instalovat permanentní systémy detekce protržení těsnicí folie v případě všech nově budovaných skládek skupin S-OO a S-NO. Pro skládky skupiny S-OO resp. S-NO bude vyžadováno udržovat systém v provozu po dobu 7 resp. 10 let od zahájení skládkování. Měření celistvosti folie se bude provádět po dokončení všech staveb ve složišti, po navezení první vrstvy odpadů o mocnosti přibližně 2 m a dále v případě zahoření skládky, povodní nebo jiných mimořádných událostí, které by mohly ohrozit celistvost těsnicího systému skládky. Proměření bude vyžadováno rovněž v případě, že při monitoringu jakosti a množství podzemních a povrchových vod budou překročeny stanovené kritické hodnoty.

V oblasti těsnění skládek byla nově přidána možnost těsnění pomocí bentonitové rohože. Rohože bude možné použít jako náhradu zemního těsnění nebo geologické bariéry.

V posledních několika letech došlo v různých oblastech lidské činnosti k výraznému rozvoji a používání dronů. Normy nově umožňují použití dronů pro monitoring deformací tělesa skládky a pro získání údajů pro výpočet volné kapacity skládky.

Nejzásadnější změnou z poslední kategorie změn, změn na základě kontrolní činnosti, je úprava používání odpadů jako materiálů pro účely technického zabezpečení skládky a tzv. „konstrukčních prvků skládky“. Jedná se od dlouhodobě řešený problém s rozsáhlými konsekvencemi při placení poplatků za ukládání odpadů na skládky. Zákon o odpadech stanovuje poplatky za ukládání odpadů na skládky na 500 Kč za uložení tuny ostatního odpadu a celkem 6200 Kč za uložení tuny nebezpečného odpadu. Výjimkou z placení poplatku je právě využití odpadu pro technické zabezpečení skládky. Poplatek nemusí být placen z 20% hmotnostních odpadů uložených na skládku pro tyto účely. V současnosti není nijak omezeno, jaké odpady mohou být pro tyto účely využity a jakým způsobem je lze využívat. Toto nastavení s sebou nese několik negativních jevů. Provozovatelé skládek se snaží v tomto režimu ukládat na skládky maximální možný podíl odpadů. Odpady ukládané v tomto režimu často bývají naprosto nevhodné pro technické zabezpečení skládek. V případě skládek nebezpečného odpadu, na které je ukládán odpad kategorie O i N lze nastavit poměr odpadů ukládaných v režimu technického zabezpečení tak že, je možné dosáhnout ukládání většiny nebezpečných odpadů bez poplatku. I přes to je v praxi hojně využíván institut tzv. „konstrukčních prvků skládky“. V rámci tohoto institutu jsou stejným způsobem využívány stejné odpady jako pro účely technického zabezpečení skládky bez placení poplatků, a to nad rámec zákonem povolených 20% hmotnostních. Výsledkem je, že na některých skládkách je většina odpadů ukládána bez placení poplatků za skládkování. To naprosto degraduje celý smysl skládkovacích poplatků. Tento stav bude řešen legislativní cestou, a to stanovením katalogových čísel odpadu, které lze využívat pro účely technického zabezpečení. To ale samo o sobě nezabrání obcházení poplatků za ukládání odpadů na skládku prostřednictvím konstrukčních prvků. Proto odbor odpadů navrhl v normě 83 80 30 definici technického zabezpečení skládek a konstrukčních prvků skládky. V definicích je popsáno pro jaké účely slouží konstrukční prvky skládky a technické zabezpečení skládky a jaké vlastnosti by měly mít odpady pro tyto účely využívané. Odpady využívané pro technické zabezpečení skládky po aktualizaci normy slouží pro budování překryvné vrstvy v denní ukládce odpadů, vnitřních dělicích hrázek, vnitroskládkových komunikací včetně podkladních vrstev, vjezdů do a výjezdů z tělesa skládky, zpevněných ploch a obvodových hrázek. Nově jsou definované i vlastnosti odpadů, které smějí být používány pro technické zabezpečení skládek. Takové odpady nesmí nést znaky zvodnění, musí jít rozhrnovat kompaktorem nebo buldozerem na příslušnou tloušťku vrstvy, musí být zhutnitelné, nesmí být prašné a nesmí tvořit nepropustné vrstvy v tělese skládky. Konstrukční prvky pak zajišťují stabilitu, oddělení skládkového tělesa od okolního prostředí, odvádění průsakových vod a odvádění skládkového plynu. Provozovatel je buduje na začátku výstavby a dále při provozu první fáze v případě rozšiřování skládky a ve druhé fázi provozu skládky. Jedná se podle skupiny skládky o foliové a/nebo minerální těsnění skládky, potrubí systému pro odvod skládkového plynu, potrubí sytému odvodnění skládky, podkladní vrstvy a obsypy pro odplyňovací potrubí, drenážní pera průsakových vod, systémy zpětného rozlivu skládkové vody při provozu třetí fáze skládek, drenážní vrstvu ve dně skládky, obvodové žlaby, dopravní cesty, vrstvy a souvrství budovaná v rámci druhé fáze při uzavírání a rekultivaci skládek.

Dalším z problémů často řešených při provozování skládek jsou požáry. Podle informací hasičského záchranného sboru došlo mezi lety 2014 a 2016 k 18 požárům skládek, při nichž dosáhla plocha, na které došlo k zahoření 1000 a více m^2. Plocha největšího z požárů dosahovala až 10 000 m^2. Podobné případy byly zaznamenány i v roce 2017, kdy došlo například k požáru skládky CELIO mezi Mostem a Litvínovem. V tomto případě hořelo rovněž cca 10 000 m^2 uloženého komunálního odpadu. Jedním z opatření, které zabraňuje požárům, je překryv skládek inertními materiály. K tomuto překryvu obvykle dochází s nižší četností na tzv. aktivní ploše skládky. Zde je tedy riziko požárů větší. Doposud nebylo nikde stanoveno, jakou maximální plochu může aktivní plocha skládky představovat. Norma nově stanovuje, že tato plocha musí být co možná nejmenší a údaj o její velikosti musí být zaznamenán v provozním řádu skládky. Velikost aktivní plochy skládky závisí na množství ukládaných odpadů a konfiguraci

složiště. Denní ukládka odpadů musí být v rámci aktivní plochy skládky překrývána materiály pro technické zabezpečení skládky. Mocnost překryvné vrstvy musí být minimálně 20 cm.

Značných změn doznala norma upravující způsob odplynění skládek. Podle současného nastavení je nutné minimálně jednou ročně provést měření jakosti skládkového plynu. Měření by mělo být zahájeno v co nejkratší době po zahájení skládkování. Nejpozději tedy do jednoho roku. Měření by mělo probíhat buďto prostřednictvím plynosběrných studní nebo pokud nejsou studně vybudovány, pak záraznými sondami v hloubce 0,4 m. Na ha skládky musí být provedena minimálně 4 měření přednostně prováděná ve studních, případně doplněná měřením záraznými sondami. Důležité je, že v záznamu o měření musí být uvedeny hodnoty teploty vzduchu a atmosférického tlaku, což jsou veličiny, které mohou zásadně ovlivnit výsledek měření. V závislosti na množství vznikajícího plynu se skládka zařadí do jedné ze tří kategorií. Pro kategorii I s nejnižším množstvím vyvíjeného plynu není třeba budovat odplyňovací systém. Minimální množství vznikajícího plynu odejde difuzí přes izolační bariéry skládky. Z pravidla se jedná o skládky inertního odpadu. Pro skládky kategorie II s objemovým zlomkem metanu 0,074 – 0,35 v hloubce 0,4 m je nutno průběžně budovat minimálně pasivní odplyňovací systém. Skládka musí být po celou dobu provozu překrývána materiály pro technické zabezpečení tak, aby s výjimkou aktivní plochy, zůstávala stále plynotěsná. Pokud je v průběhu skládkování již v provozu zneškodňovací jednotka plynu, musí na ni být odplyňovací systém napojen. V případě skládek, které spadají do kategorie III, tedy skládek u kterých objemový zlomek metanu měřený v hloubce 0,4 m dosahuje hodnoty 0,35 a víc, je nutné průběžně budovat aktivní nebo pasivní odplyňovací systém. Systém musí být po celou dobu provozu, rekultivace a péče o skládku napojen na zneškodňovací jednotku plynu a skládka musí být udržována plynotěsná. Výraznou změnou oproti původnímu nastavení je zrušení možnosti odplynění skládky prostřednictvím vrstvy tzv. biologicky aktivního materiálu. Principem tohoto opatření bylo překrývání povrchu skládky vrstvou materiálů, jako je průmyslový kompost včetně kompostů nevyhovujících pro zemědělské aplikace, dřevní štěpka a dřevní odpad, travní seče a senáže nebo rašelina. Metan obsažený ve skládkovém plynu byl při průchodu touto vrstvou oxidován na oxid uhličitý. Toto opatření bylo nicméně v rozporu s vyhláškou č. 294/2005 Sb., o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu. Vyhláška v příloze 5 zakazuje ukládat na skládky jak komposty tak i biologicky rozložitelné odpady. Toto opatření bylo navíc zneužíváno pro skládkování nadměrného množství kompostů nevyhovující kvality a podobných odpadů, které vznikaly úpravou odpadů přímo na skládkách.

Problémem, se kterým se Česká inspekce životního prostředí setkává při kontrolní činnosti na skládkách, je nadužívání odpadů pro konstrukci uzavíracích vrstev skládky. Tento problém je nejzávažnější v případě konstrukce první tzv. vyrovnávací vrstvy. Účelem vyrovnávací vrstvy je zarovnání povrchu skládky tak, aby na něj bylo možné položit prvky těsnicí vrstvy. Kritériem přijetí odpadů pro vyrovnávací vrstvu je pouze splnění podmínek přijetí odpadů pro příslušný typ skládky. Byly zaznamenány případy, kdy vyrovnávací vrstva dosahovala výšky i vyšších jednotek metrů. Vyrovnávací vrstvy se budují v druhé fázi provozu skládky a za ukládání odpadu pro tyto účely se tedy již neplatí poplatky. Nadužívání odpadů, zejména pro vyrovnávací vrstvu skládky, tedy představuje jednu z cest, kterými je možné obcházet skládkovací poplatek. Normy nově stanovují maximální možné mocnosti jednotlivých uzavíracích vrstev. Vyrovnávací vrstva bude po aktualizaci norem moct dosahovat maximální mocnosti 0,5 m v odůvodněných případech až 1,5 m. Odplyňovací vrstva, která je sama o sobě novinkou, může mít maximální mocnost 30 cm. Mocnost rekultivační vrstvy se bude moct pohybovat od 0,8 do 3 m. Spodní hranice intervalu se použije v případě zatravnění nebo osázení povrchu mělce kořenícími keři. V případě vysazování stromů je nutno mocnost zvýšit, maximálně však k horní hranici zmiňovaného intervalu.

Jedním z palčivých problémů, se kterými se inspekce setkává při své kontrolní činnosti je nedostatečné oddělení sektorů skládek. V praxi dochází k budování skládek takovým způsobem, že v rámci jedné skládky je více sektorů spadajících pod různé skupiny skládek např. skládka

S-OO3, ve které je vymezen sektor pro azbest, sektor S-OO1 v rámci skládky S-OO3, sektor S-OO3 v rámci skládky S-NO či sektor S-NO v rámci skládky S-OO3. Při nedostatečném oddělení sektorů pak může docházet k prosakování nežádoucích látek mezi sektory. Výluhy s vysokým obsahem síranů ze sektorů S-OO1 s vysokým obsahem odpadů na bázi sádry tak mohou prosáknout do sektorů S-OO3 s vysokým obsahem organických látek a může dojít k tvorbě sulfanu. Výluhy s vysokým obsahem těžkých kovů nebo jiných kontaminantů ze sektorů S-NO mohou prosáknout do sektorů S-OO, které mohou kontaminovat. Normy nově striktně definují sektor skládky jako místně vymezenou část skládky, která slouží k ukládání odpadů srovnatelných svým původem, složením a vlastnostmi, a která svým technickým provedením zabezpečí oddělené ukládání těchto odpadů uvnitř jedné skládky a zabrání kontaktu, vzájemnému ovlivnění nebo smíchání odpadů uložených v jednotlivých sektorech skládky po celou dobu jejich uložení. Sektory nesmí být z důvodu stability budovány na okrajích skládek nebo v blízkosti plynosběrných studen. Musí být konstruovány tak, aby nedocházelo k jejich destrukci nebo posunům, aby dostatečně zajistily funkci oddělení odpadů, které nesmí být vzájemně v kontaktu.

Dalším problémem zjištěným při kontrolní činnosti a nově řešeným normami je zadržování vody ve skládkovém tělese. V určitých případech je zadržování vody v tělese skládky přípustné. Jedná se například o přechodné období údržby jímek na průsakovou vodu nebo čistíren odpadních vod na skládkách. V ostatních případech je ale nutné vodu ze skládek odvádět. V případě dlouhodobého hromadění vody ve skládkách může docházet dokonce k tvorbě jezírek nebo lagun na povrchu skládky. Tím je pak ovlivněna stabilita nejen povrchu skládky ale i celého tělesa skládky. Normy nově přísněji stanovují, že vodu lze v tělese skládky zadržovat právě jen v případě odstávky provozu jímek nebo čistíren odpadních vod na skládkách.

Jiný problém s odvodněním skládek představují nově vybudované etapy nebo kazety, do kterých ještě nejsou ukládány odpady. Voda odváděná z těchto míst není nijak znečištěna a není tedy důvod ji odvádět do jímek nebo čistíren odpadních vod společně s průsakovou vodu. Norma nově stanovuje, že takové vody musí být odváděny odděleně.

Inspekce se při své činnosti setkává s případy, kdy jsou na skládky přijímány odpady mimo vyhrazenou provozní dobu, zejména v nočních hodinách. Tyto případy jsou obvykle zdůvodňovány logistikou přepravy odpadů na skládky, nebo specifiky technologií, ze kterých takto přijímané odpady pocházejí. Problémem ovšem je, že mimo provozní dobu není na skládce přítomna proškolená obsluha, ale často jen pracovníci externí firmy zajišťující ostrahu skládky. Bez přítomnosti proškoleného personálu může docházet k situacím, že na skládku budou přijaty odpady, které by přijaty být neměly. Skládka tedy musí mít jasně vymezenou provozní dobu, ve které může docházet k přejímce odpadů. Ostatní případy musí být uvedeny v provozním řádu skládky a řádně projednány s místně příslušným krajským úřadem. Jedinou výjimku tvoří případy přijímání odpadů v důsledku mimořádných situací, jako jsou například živelní pohromy.

Literatura

[1] MÜLLER, W.; WÖHLECKE, A.: Zero leakage? Landfill liner and capping systems in Germany. 10 2017, doi:10.1680/jenge.16.00031, [cit. 2018-09-27].
URL http://www.icevirtuallibrary.com/doi/10.1680/jenge.16.00031

Aktuální vývoj evropského právního režimu skládkování odpadů a jeho prosazování v Německu

Aktuelle Entwicklung im europäischen Deponierecht und ihre Umsetzung in Deutschland

Karl Biedermann[1]

Abstrakt

Návrhy změn k evropské směrnici o skládkování, předložené Evropskou komisí v prosinci 2015, byly v Radě projednány pod velkým časovým tlakem a vstoupily v platnost dne 5. července 2018.

Tyto změny nařízení, které je nutno během dvou let implementovat do národní legislativy, předpokládají dva podstatné cíle, které Německo již splňuje: Cílem je, neukládat počínaje rokem 2030 na skládkách žádné odpady, které lze zhodnotit. Kromě toho nemají být na skládkách ukládány žádné odpady, které byly shromažďovány za účelem jejich recyklace; kromě toho lze od roku 2035 na skládkách ukládat již pouze 10 % komunálního odpadu bez předchozí úpravy.

Tyto cíle sice sledují správný směr, je však otázkou, zda jsou vhodné k tomu, aby pozvedly skutečnou realitu "vícerychlostní Evropy", která v oblasti odpadového hospodářství existuje, na vyšší úroveň a současně jí adaptovaly.

Na základě aktuálních dat ze spolkové statistiky bude kromě toho doloženo, že situace na skládkách minerálních odpadů v Německu již není tak napjatá.

Kurzfassung

Die im Dezember 2015 von der EU-KOM im Rahmen des Legislativpaketes im 2. Anlauf vorgelegten Änderungsvorschläge zur EU-Deponierichtlinie wurden im Rat unter großem Zeitdruck verhandelt und sind am 5. Juli 2018 in Kraft getreten.

Diese Änderungen der EU-Deponierichtlinie, die innerhalb von zwei Jahren in nationales Recht umzusetzen sind, sehen drei wesentliche Ziele vor, die Deutschland grundsätzlich bereits erfüllt: Es soll angestrebt werden, dass ab 2030 keine verwertbaren Abfälle auf Deponien beseitigt werden. Darüber hinaus sollen keine zum Zwecke des Recyclings getrennt gesammelten Abfälle auf Deponien abgelagert werden; ab 2035 dürfen zudem nur noch 10 % der Siedlungsabfälle direkt, d.h. unvorbehandelt, auf Deponien beseitigt werden.

Insgesamt gehen diese Ziele zwar in die richtige Richtung. Es ist aber fraglich, ob sie dazu geeignet sind, die in der Abfallwirtschaft und insbesondere bei der Einhaltung der Deponieziele real existierende faktische Lebenswirklichkeit des „Europas der unterschiedlichen Geschwindigkeiten" auf ein hohes Niveau zu heben und besser anzupassen.

Außerdem wird anhand der aktuellen Daten der Bundesstatistik aufgezeigt, dass sich die Lage bei den Deponien für mineralische Abfälle in Deutschland etwas entspannt hat.

[1] Ehemaliger Leiter des Referates „Produktionsabfälle, gefährliche Abfälle, Deponierung" im Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit, Bonn. Zur Zeit in Altersteilzeit

1 Aktuelle europäische Entwicklungen

Im Kontext des 7. Umweltaktionsprogrammes (Schwerpunkt: Ressourceneffizienz, Abfall ist wichtigste Ressource), das am 17. Januar 2014 in Kraft trat, hatte die Europäische Kommission (EU-KOM) am 2. Dezember 2015 gewissermaßen in einem zweiten Anlauf u.a. einen Vorschlag für ein abfallrechtliches Legislativpaket vorgelegt [1].

1.1 Das Legislativpaket

Dieses Legislativpaket, das aus vier Änderungsrichtlinien bestand, umfasste folgende Vorschläge zur Änderung der [1]

- Richtlinie 2008/98/EG über Abfälle,
- Richtlinie 94/62/EG über Verpackungen und Verpackungsabfälle,
- Richtlinie 1999/31/EG über Abfalldeponien und
- der Richtlinien 2000/53/EG über Altfahrzeuge, 2006/66/EG über Batterien und Akkumulatoren sowie Altbatterien und Altakkumulatoren und 2012/19/EU über Elektro- und Elektronik-Altgeräte.

Zusammenfassend sind die wichtigsten Ziele zur Änderung des EU-Abfallrechts:

- Angleichung von Begriffsbestimmungen in allen Richtlinien,
- Anhebung der Zielvorgaben für die Vorbereitung zur Wiederverwendung und für das Recycling von Siedlungsabfällen auf 65 % bis 2030; hier einigten sich das EP, der Rates und die EU-KOM darauf, ab 2025 eine Quote von mindestens 55 % zu fordern, die 2030 auf 60 % steigt und 2035 auf 65 %.
- Anhebung der Zielvorgaben für die Vorbereitung zur Wiederverwendung und für das Recycling von Verpackungsabfällen,
- schrittweise Begrenzung der Deponierung von Siedlungsabfällen auf 10 % bis 2030; hier einigten sich das EP, der Rates und die EU-KOM darauf, den Anteil des Aufkommens an Siedlungsabfällen, der durch Deponierung beseitigt wird, bis 2035 auf 10 % abzusenken,
- Einführung von Mindestanforderungen für die erweiterte Herstellerverantwortung und
- Anpassung an die Artikel 290 und 291 AEUV über delegierte Rechtsakte und Durchführungsrechtsakte.

Die maltesische Präsidentschaft hat im ersten Halbjahr 2017 den von der EU-KOM vorgelegten Entwurf des Legislativpaketes, der seit Ende 2015 in zahlreichen Ratsarbeitsgruppensitzungen behandelt wurde, zu einem Kompromiss aggregiert und diesen als Mandatsentwurf für den Trilog dem Ausschuss der Ständigen Vertreter des Rates (AStV) vorgelegt, um mit dem EP, das abweichende Positionen vertrat, zu vermitteln.

Am 19. Mai 2017 hat der AStV diesen Entwurf als Mandatsvorgabe für die Trilog-Verhandlungen beschlossen. Grundsätzlich kann ein EU-Rechtsetzungsakt erst nach Zustimmung von EU-KOM, Rat und EP in Kraft treten. Bei unterschiedlichen Standpunkten zwischen Rat und EP erfolgt eine Vermittlung im sog. Trilog-Verfahren. Die estnische Präsidentschaft hat diesen Vorschlag in mehreren Trilog-Sitzungen in der 2. Hälfte 2017 verhandelt. Am 18.12.2017 fand die abschließende Trilog-Verhandlung statt, bei der sich die Vertreter des EP, des Rates und der EU-KOM auf einen Kompromiss einigten. Nach nur wenigen Modifikationen dieses Kompromisses stimmten am 18.04.2018 das EP und am 22.05.2018 der Rat zu.

Am 14.06.2018 wurde das Legislativpaket im Amtsblatt der EU veröffentlicht [2]. Zwanzig Tage nach dieser Veröffentlichung ist das Legislativpaket am 5.07.2018 in Kraft getreten; innerhalb von zwei Jahren - bis zum 5.07.2020 - ist es in das nationale Recht der Mitgliedstaaten (MS) umzusetzen.

1.2 Änderungsvorschläge zur Deponierichtlinie

Hier werden nur die wesentlichen Aspekte der nunmehr am 5.07.2018 in Kraft getretenen Änderungen der Richtlinie 1999/31/EG über Abfalldeponien (EU-DeponieRl) [2] diskutiert.

1.2.1 Begriffsdefinitionen (Artikel 2 lit. a (neu) im Entwurf der DeponieRl)

Die Anpassung verschiedener Begriffsdefinitionen in Artikel 2 DeponieRl wie „Abfall“, „Siedlungsabfall“, „gefährlicher Abfall“, „Verwertung“, „Recycling“, „Beseitigung“, „Abfallerzeuger“, „Abfallbesitzer“ und „getrennte Sammlung“ an Artikel 3 (neu) der Abfallrahmen-Richtlinie (Richtlinie 2008/98/EG, AbfRRl) ist grundsätzlich sinnvoll und konsequent. Da sich das in Artikel 5 Absatz 5 (neu) DeponieRl neu aufgenommene Ziel ausschließlich auf Siedlungsabfälle bezieht, wurde dieser Begriff im Legislativvorschlag zur AbfRRl konkreter und abschließend definiert, z. B. wie in Deutschland, grundsätzlich alle Abfallschlüssel aus dem Kapitel 20 (Siedlungsabfälle) und aus der Gruppe 15 01 (Verpackungen) des europäischen Abfallkatalogs (2014/955/EU) [3].

1.2.2 Neue strengere Ziele in Artikel 5 im Entwurf der EU-DeponieRl

Im Wesentlichen sollen mit dem Mandatsvorschlag des Rates zur Änderung der EU-DeponieRL drei neue Ziele geregelt werden:

Ablagerungsverbot für recycelbare oder verwertbare Abfälle
In Artikel 5 soll ein neuer Absatz 3a eingeführt werden. Hiernach sollen die MS bestrebt sein, dass ab 2030 keine recycel- oder verwertbaren Abfälle auf Deponien abgelagert werden, es sei denn, dass dies die beste Umweltoption im Sinne der Abfallhierarchie nach Artikel 4 der AbfRRl ist. Diese Regelung, die mit den bereits geltenden Zielen der Abfallhierarchie nach Artikel 4 der AbfRRl im Einklang steht, geht mit auf einen deutschen Vorschlag zurück und ist zu begrüßen.

Ablagerungsverbot für getrennt gesammelte Abfälle
Neben den bisherigen Zielen des Artikels 5 Absatz 2 der vormaligen EU-DeponieRl [4], nach denen die Mitgliedstaaten verpflichtet sind, den biologisch abbaubaren Anteil im zu deponierenden Siedlungsabfall im Rahmen eines Drei-Stufen-Zieles zu verringern, soll im neuen Absatz 3 lit. f folgendes neues, weitaus restriktiveres materielles Ziel geregelt werden:

„ *3) Die Mitgliedstaaten treffen Maßnahmen, damit folgende Abfälle nicht auf einer Deponie angenommen werden:*
a) bis e) [wie bisher].
f) Abfälle, die gemäß Artikel 11 Absatz 1 und Artikel 22 der Richtlinie 2008/98/EG ((AbfRRl)) für die Vorbereitung zur Wiederverwendung oder zum Recycling getrennt gesammelt wurden, mit Ausnahme derjenigen Abfälle, die bei der Behandlung dieser getrennt gesammelten Abfälle entstehen, wenn nach der Abfallhierarchie gemäß Artikel 4 der AbfRRl die Beseitigung auf Deponien die beste Umweltoption ist. “

Nach Artikel 11 Absatz 1 (neu) der Änderung der AbfRRl [5] im Rahmen des in Rede stehenden Legislativpaketes ergeben sich für die Mitgliedstaaten u.a. folgende Pflichten, Maßnahmen zur Förderung eines hochwertigen Recyclings nach Artikel 4 (Abfallhierarchie) zu ergrei-

fen:

„(1) Die Mitgliedstaaten ergreifen, soweit angemessen, Maßnahmen zur Förderung der Vorbereitung zur Wiederverwendung, insbesondere durch Förderung der Errichtung und Unterstützung von Wiederverwendungs- und Reparaturnetzen und durch Erleichterung des Zugangs solcher Netze zu Abfallsammelstellen sowie durch Förderung des Einsatzes von wirtschaftlichen Instrumenten, Beschaffungskriterien, quantitativen Zielen oder durch andere Maßnahmen.“

Hierzu ist in Artikel 11 Absatz 2 Unterabsatz 2 AbfRRl eine neue generelle Förderpflicht zur getrennten Sammlung von Abfällen formuliert worden, um das hochwertige Recycling zu steigern:

„Die Mitgliedstaaten ergreifen Maßnahmen zur Förderung eines qualitativ hochwertigen Recyclings; hierzu führen sie die getrennte Sammlung von Abfällen ein, soweit diese (technisch, ökologisch und ökonomisch durchführbar und)1 dazu geeignet ist, die für die jeweiligen Recycling-Sektoren erforderlichen Qualitätsnormen zu erreichen und die Zielvorgaben gemäß Absatz 2 zu erfüllen.“

Die nach Artikel 11 Absatz 1 Unterabsatz 3 AbfRRl bereits seit 2015 geltende Pflicht, die getrennte Sammlung zumindest der Materialien Papier, Metall, Kunststoff und Glas einzuführen, bleibt weiterhin bestehen. Zusätzlich soll in einem vierten Unterabsatz eine Förderpflicht für den selektiven Rückbau und für die Etablierung von Trennsystemen für Bau- und Abbruchabfälle geregelt werden:

„Die Mitgliedstaaten ergreifen Maßnahmen zur Förderung des selektiven Rückbaus und etablieren Trennsysteme für Bau- und Abbruchabfälle, mindestens jedoch für Holz, mineralische Fraktionen (Beton, Ziegelsteine, Fliesen, Keramik), Metall, Glas, Kunststoffe und Gipskartonplatten.“

Mit Artikel 22 neu der Änderung der AbfRRl [5] soll im Rahmen des Legislativpaketes von einer Förderpflicht hin zu einer absoluten Pflicht der getrennten Sammlung von Bioabfällen übergegangen werden.
Hiernach soll Artikel 22 (neu) AbfRRl folgende Fassung erhalten:

„Art. 22 Die Mitgliedstaaten sorgen für die getrennte Sammlung von Bioabfällen, soweit diese (technisch, ökologisch und ökonomisch durchführbar und)1 dazu geeignet ist, die Einhaltung der geltenden Qualitätsnormen für Kompost zu gewährleisten und die Zielvorgaben gemäß Artikel 11 Absatz 2 Buchstaben a, c und d sowie Artikel 11 Absatz 3 zu erreichen. . .“

Es ist grundsätzlich fraglich, ob überhaupt ein Erfordernis für ein Deponieverbot für diese getrennt gesammelten Abfallfraktionen in der DeponieRl besteht: Durch eine konsequente Umsetzung des Artikels 11 Absatz 1 (neu) und 22 (neu) AbfRRl, wonach u.a. Glas-, Kunststoff-, Metall-, Papier- und Bioabfälle getrennt zu sammeln und nach den Vorgaben der Abfallhierarchie nach Artikel 4 AbfRRl zu entsorgen sind, liegt gewissermaßen bereits ein kongruenter Regelungsansatz vor, der sinnvollerweise am Anfang der Entsorgungskette ansetzt. Ein explizites Deponieverbot für diese Stoffströme erscheint daher rein formal gesehen obsolet und würde zudem bei energetisch verwertbaren Abfällen (auf deren Verbrennungsrückstände) auch keinerlei Wirkung bei der Annahme an der Deponie entfalten. Das Ziel, dass die MS nach Art. 5 Abs. 3 lit. f Maßnahmen ergreifen, damit keine zur besseren Verwertbarkeit nach Art. 11 Abs. 1 (neu) und nach Art. 22 (neu) AbfRRl getrennt gesammelten Fraktionen (wie Kunststoff-, Metall-, Glas-, Papier- und Bioabfälle) auf Deponien angenommen werden, geht schon grundsätzlich in die richtige Richtung. Um die Anwendung der Abfallhierarchie nach Artikel 4 AbfRRl zu unterstützen, greift die Regelung allerdings zu kurz. Eine Steigerung der getrennten Sammlung und damit des Recyclings wird nicht erreicht.

Vielmehr spricht bei einer bereits erfolgten getrennten Sammlung von Abfällen im Rahmen der Marktwirtschaft viel dafür, dass diese Abfälle auch tatsächlich recycelt/verwertet werden, zumal die Kosten für die Beseitigung die Kosten für die Verwertung übersteigen dürften und sich in einigen Fällen (z.B. Metall, Glas und Papier) sogar Erlöse (positive Marktwerte) durch die Verwertung erzielen lassen. Die Getrenntsammlung ist doch in aller Regel kein Selbstzweck, sie hat ja gerade die Verwertung zum Ziel, erfordert Aufwand und Kosten und verleiht den gesammelten Fraktionen somit schon einen gewissen Marktwert, der durch Beseitigung auf der Deponie wieder verloren ginge. Wer täte so etwas ohne Not?

Im Sinne der Regelungsintention der Artikel 11 (neu) und 22 (neu) i.V.m. Artikel 4 der AbfRRl, möglichst alle verwertbaren Abfälle getrennt zu erfassen und zu verwerten, wäre es weitaus zielführender, parameterbezogene Anforderungen an alle abzulagernden Abfälle, insbesondere an die Restabfallfraktion zu stellen, um deren Behandlung nach Artikel 6 lit. a i.V.m. mit Artikel 2 lit. h DeponieRl (Aussortierung noch verwertbarer Bestandteile, biologischer oder chemischer Abbau, thermische Umwandlung ...) „zu erzwingen". Hierfür wäre eine Weiterentwicklung der Annahmekriterien in der Ratsentscheidung [6] zur Festlegung von Kriterien und Verfahren für die Annahme von Abfällen auf Abfalldeponien (2003/33/EG) für alle Abfälle erforderlich mit dem Ziel, nicht nur nach Artikel 4 AbfRRl die Verwertung zu steigern, sondern auch nach Artikel 1 DeponieRl das Treibhausgaspotential zu minimieren.

Die Ratsentscheidung 2003/33/EG [6] gibt Grenzwerte für die Annahme von Abfällen auf Deponien für Inertabfälle und für gefährliche Abfälle vor, darunter jeweils eine Begrenzung des organischen Kohlenstoffgehaltes (bestimmt als TOC). Für Deponien für nicht gefährliche Abfälle sind bisher nur Grenzwerte für bestimmte angelieferte Abfälle vorgegeben, nämlich für die dort auch zulässigen gefährlichen Abfälle und für diejenigen, die gemeinsam mit diesen abgelagert werden. Nur für die gefährlichen Abfälle gibt es eine TOC-Begrenzung. Insofern ist, vorbehaltlich der Anforderungen an die beschränkte schrittweise Reduktion der biologisch abbaubaren Anteile nach Art. 5 (2) der Richtlinie 1999/31/EG [4], die Ablagerung von Siedlungsabfällen auf Deponien für nicht gefährliche Abfälle mit all ihren schädlichen Umweltauswirkungen einschließlich der Deponiegasbildung weiterhin zulässig.

Deutschland hat deshalb bei den Ratsverhandlungen mehrfach vorgeschlagen, dass die Grenzwerte einschließlich der Organikbegrenzung (TOC) für alle an die Deponie angelieferten Abfälle für verbindlich zu erklären. Dabei wird vorausgesetzt, dass nur die von verwertbaren Fraktionen vorab durch Getrenntsammlung oder Sortierung befreiten Restabfälle an die Deponie angeliefert werden. Die Vorgabe von Grenzwerten (in Nr. 2.2.2) der Ratsentscheidung 2003/33/EG für diese Restabfälle [6] fördert deren Vorbehandlung, wodurch Schadstoffe entfernt oder zerstört, hochkalorische Abfälle energetisch verwertet werden, sowie Sickerwasser geringer belastet und Deponiegasbildung verhindert wird.

Die Vorbehandlung erfolgt i.d.R. in Müllverbrennungsanlagen oder Anlagen zur mechanisch-biologischen Behandlung. Diese verschiedenen Behandlungsverfahren erfordern die zusätzliche Festlegung unterschiedlicher Grenzwerte für den verbleibenden Organikanteil im abzulagernden Abfall:

- Für die energetische Verbrennung/energetische Verwertung: TOC $<$ 3% und
- für die mechanisch-biologische Behandlung: TOC $<$ 18%, flankiert von einem Grenzwert für die biologische Restaktivität (z.B. Gasbildungsrate oder Atmungsaktivität).

Dieser in Deutschland mit Erfolg umgesetzte und praktizierte ganzheitliche Regelungsansatz wurde mehrfach in die Ratsverhandlungen eingebracht, fand aber leider bei der Mehrheit der MS keine Resonanz. Ein derartiger Regelungsansatz wäre auch dazu geeignet, das Reduktionsziel der Deponierung von Siedlungsabfällen in Artikel 5 Abs. 5 (neu) 10 % zu realisieren.

Reduktionsziel, bis 2035 nur noch 10 % der Siedlungsabfälle beseitigen

In Artikel 5 Absatz 5 lit. b (neu) DeponieRl soll nämlich ein neues Reduktionsziel für die abge-

lagerten Siedlungsabfälle normiert werden:

„(5 lit a) Die Mitgliedstaaten treffen alle erforderlichen Maßnahmen, um sicherzustellen, dass die Menge der auf Deponien abgelagerten Siedlungsabfälle bis 2035 auf 10 % des gesamten Siedlungsabfallaufkommens verringert wird.“

Dabei wird einer Gruppe von 12 Mitgliedstaaten (MS), die im Jahr 2013 noch mehr als 60 % ihrer Siedlungsabfälle deponierten, eine Zusatzfrist von weiteren fünf Jahren bis 2040 gewährt. Sie müssen jedoch bis 2035 ein Zwischenziel von 25 % des Aufkommens erreichen.

Dieser Regelungsvorschlag (10 %) ist weitaus bestimmter als der aus 2014 und geht in die richtige Richtung, bedarf allerdings, wie oben erwähnt, einer auslegungsfesten, konkreten und abschließenden Definition des Begriffes „Siedlungsabfall“.

Die Erreichung dieses Reduktionsziels erfordert jedoch ausreichende Kapazitäten der energetischen Verwertung (66 Müllverbrennungsanlagen (MVA), (teilweise) 35 Ersatzbrennstoff-Kraftwerke (EBS)) und 45 mechanisch-biologischen Behandlung (MBA) von unbehandelten Siedlungsabfällen. In Deutschland müssten ohne die 45 MBA und ohne die 66 MVA sowie 35 EBS bei der derzeitigen Konzeption der Siedlungsabfallbewirtschaftung mehr als 30 % der Siedlungsabfälle direkt auf Deponien beseitigt werden.

Diese drei in die EU-DeponieRl neu aufzunehmenden materiellen Zielvorschläge (10 %-Reduktionsziel, Ablagerungsverbot für recycelbare/verwertbare und für getrennt gesammelte Abfälle) werden in Deutschland schon heute erreicht; Deutschland hat diesbezüglich seine Hausaufgaben bereits seit mehr als 10 Jahren gemacht. In Deutschland werden keine unvorbehandelten, biologisch abbaubaren Abfälle und nur begrenzt organikhaltigen Abfälle abgelagert; das Recycling von Glas, Papier, Kunststoffen und Metallen funktioniert in der Regel gut. In Deutschland fielen in 2016 ca. 52 Mio. t Siedlungsabfälle von ca. 355 Mio. t Gesamtabfallmenge an [7]. Von den Siedlungsabfällen sind in 2016 nur ca. 0,2 % (ca. 100.000 Tonnen i. W. Boden und Steine AS 200202 und Straßenkehricht AS 200303) direkt auf Deponien abgelagert worden [8].

Allerdings wurde unter der slowakischen Ratspräsidentschaft Ende 2016 noch eine Kalkulationsregel in einem neuen Artikel 5 a Nr. 1 EU-DeponieRl aufgenommen, welche Abfallfraktionen bei dem o.g. Siedlungsabfallreduktionsziel in Art. 5 Abs. 5 mit anzurechnen sind:

„ a) Das Gewicht der zur Deponierung bestimmten (direkt abgelagerten) Siedlungsabfälle wird aus der Menge der insgesamt erzeugten Siedlungsabfälle für ein gegebenes Jahr errechnet.
(b) Das Gewicht der Abfälle, die bei Behandlungsverfahren vor dem Recycling oder anderen Verwertungsverfahren von Siedlungsabfällen entstehen (Output), wie z.B. bei der Sortierung oder mechanisch biologische Behandlung (MBA zur Verwertung, Stabilatverfahren), und die anschließend deponiert werden, ist auf das Gesamtgewicht aller deponierten Siedlungsabfälle anzurechnen.
(c) Das Gewicht von Siedlungsabfällen, die in Anlagen thermisch beseitigt werden (MVA ohne R 1-Status), und das Gewicht von Abfällen, die in Stabilisierungsverfahren der bioabbaubaren Abfallfraktion von Siedlungsabfällen (MBA zur Deponierung, Rotteverfahren) entstehen und anschließend auf Deponien abgelagert werden, sind auf das Gewicht der abzulagernden Siedlungsabfälle anzurechnen.
(d) Das Gewicht von Abfällen, die beim Recycling oder anderen Verwertungsverfahren (wie MVA mit R 1-Status) von Siedlungsabfällen entstehen und anschließend deponiert werden, ist nicht auf die Gesamtmenge der als deponiert berichteten Siedlungsabfälle anzurechnen“.“

Die Einhaltung des 10 %-Reduktionsziels für abgelagerte Siedlungsabfälle in Art. 5 (5) ist in Deutschland auch bei Zugrundelegung der in der EU-DeponieRl neu in Art. 5 a Nr. normierten Kalkulationsregeln kein Problem! Gleichwohl sind diese Kalkulationsregeln bei Lichte besehen fachlich nicht ganz logisch und mit dem Minimierungsgebot des Treibhausgaspotenzials nach Artikel 1 der DeponieRl und dem Behandlungsgebot nach Artikel 6 im Wesentlichen nicht ver-

einbar.

Grundsätzlich sollte es das Ziel sein, dass nur noch vorbehandelte, nicht verwertbare Abfälle abgelagert werden, wobei die Vorbehandlung gewährleisten muss, dass das Klimarisiko der Deponien weitgehend ausgeschlossen wird. Um der mühsamen Kompromissfindung im Rat nicht im Wege zu stehen, hat Deutschland dieser Kalkulationsregel gleichwohl aus folgenden Gründen zugestimmt:

- Davon ausgehend, dass nahezu alle MVA in Deutschland den Verwertungsstatus (R 1-Status) erreichen, sind nach Artikel 5a Nr. 1 lit. d die aus den MVA auf Deponien abgelagerten, nicht verwertbaren Aschen nicht mit in das Reduktionsziel einzurechnen.

- Ausgehend davon, dass es in D keine einfachen der Deponierung unmittelbar vorgeschalteten MBA (ohne Verwertung) gibt, ist nach Artikel 5a Nr. 1 lit. b und c lediglich der zu deponierende Feinkornanteil aus der MBA (zur Verwertung) in die für das Reduktionsziel maßgebliche Menge mit einzurechnen. Derzeit fallen von den ca. 5 Mio. t Siedlungsabfällen, die der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA) zugeführt werden, weniger als 1 Mio. t Abfälle (Feinkornanteil, Deponiefraktion) an, die auf Deponien abzulagern sind. Diese Mengen werden sich nach Mitteilung des ASA-Vorsitzenden bis 2020 mindestens halbieren [9].

Nach der Kalkulationsregelung in Artikel 5a würde dies mit Bezug auf die derzeitige Siedlungsabfallgesamtmenge von 52 Mio. t bedeuten, dass in Deutschland nicht wie oben erwähnt, 0,2 %, sondern rein rechnerisch etwa das 10-fache, nämlich ca. 2 % ($<$1 Mio. t Deponiefraktion aus MBA/52 Mio. t Siedlungsabfallgesamtmenge plus 0,2% direkte Ablagerung) der Abfälle dem Reduktionsziel zuzuordnen wären. D.h., das für 2035 vorgegebene Reduktionsziel von 10 % ist für D leicht einhaltbar.

2 Siedlungsabfallmanagement in den europäischen Mitgliedstaaten

Die aktuellste Statistik zur Entsorgung der Siedlungsabfälle in Europa steht allerdings nach wie vor diametral im Widerspruch zu diesen neuen, ambitionierten Zielvorschlägen der EU-KOM, des Mandatsvorschlages des Rats und insbesondere des EP (s.u.).

Nach der Veröffentlichung von EUROSTAT [10] beseitigten von den 28 Mitgliedstaaten (MS) eine größere Anzahl in den unten stehenden Jahren ihrer Siedlungsabfälle direkt, d.h. unvorbehandelt, auf Deponien.

Anzahl der Mitgliedsstaaten mit Anteil der direkten Deponierung von Siedlungsabfällen:
2016:

- 16 MS mehr als 25 %,
- 12 MS mehr als 50 % und
- 6 MS mehr als 70 %.

2015:

- 17 MS mehr als 25 %,
- 12 MS mehr als 50 % und
- 7 MS mehr als 70 %.

2014:

- 19 MS mehr als 25 %,
- 13 MS mehr als 50 % und

- 8 MS mehr als 70 %.

2013:

- 20 MS mehr als 25 %,
- 14 MS mehr als 50 % und
- 9 MS mehr als 70 %.

2012:

- 21 MS mehr als 25 %,
- 15 MS mehr als 50 % und
- 10 MS mehr als 70 %.

Offensichtlich klaffen – abgesehen von den sechs „Musterstaaten“ (AT, BE, DN, NE, SW und DE) – die rechtlich verbindlichen Zielsetzungen der EU und die faktische Lebenswirklichkeit der Siedlungsabfallentsorgung bei der Umsetzung des Gemeinschaftsrechtes in der Mehrheit der Mitgliedstaaten immer noch sehr weit auseinander. Schließlich ist die weit überwiegende Anzahl der MS von den bereits bestehenden Zielen des Artikels 5 Absatz 2 DeponieRl zur Reduktion des biologisch abbaubaren Anteils im zu deponierenden Siedlungsabfall im Rahmen des Drei-Stufen-Zieles noch weit entfernt [11].

Vor dem Hintergrund dieser faktischen Lebenswirklichkeit der Siedlungsabfallentsorgung in den MS darf man gespannt sein, ob der in der geänderten EU-DeponieRl gefundene Kompromiss, in dem nur Ziele - aber keine Maßnahmen - geregelt werden, dazu geeignet ist, das in der Abfallwirtschaft und insbesondere bei der Einhaltung der Deponieziele real existierende „Europa der unterschiedlichen Geschwindigkeiten“ auf ein hohes Niveau zu heben und besser anzupassen?

3 Deponiebedarf in Deutschland

In der Tat zeichnete sich in den letzten Jahren ab, dass zwar in regional unterschiedlich ausgeprägter Form, aber nahezu bundesweit Bedarf an der erweiterten Bereitstellung von Kapazitäten zur Beseitigung des mineralischen Anteils von Bau- und Abbruchabfällen insbesondere auf Deponien der Klasse 0 und der Klasse I (DK 0- und DK I-Deponien) bestand.

Dieser Deponiebedarf ist – wenn gleich in regional unterschiedlich ausgeprägter Form – nach den aktuellen Daten des Statistischen Bundesamtes von Juni 2018 differenziert zu sehen [8]:
Hiernach waren in Deutschland im Jahr

2016: 1.108 Deponien
2015: 1.110 Deponien,
2014: 1.131 Deponien,
2013: 1.142 Deponien und in
2012: 1.146 Deponien in Betrieb.

3.1 DK 0-Deponien

Die Anzahl der Deponien wird stark von der Anzahl der Inertabfalldeponien (DK 0-Deponien) dominiert.

Im Jahr

2016 wurden auf den 798 DK 0-Deponien ca. 20,1 Mio. t, in
2015 wurden auf den 787 DK 0-Deponien ca. 18,5 Mio. t, in
2014 wurden auf den 802 DK 0-Deponien ca. 18,9 Mio. t, in
2013 wurden auf den 794 DK 0-Deponien ca. 16,6 Mio. t und in
2012 wurden auf den 794 DK 0-Deponien ca. 14.4 Mio. t Abfälle abgelagert.

Die überwiegende Anzahl der sich in 2016 im Ablagerungsbetrieb befindlichen Deponien bilden die 798 DK 0-Deponien. Hier liegt der weitaus größte Anteil (ca. 70 %) der DK 0-Deponien in den Ländern BW, BY und NW. Unter der Annahme einer zeitlich konstanten Ablagerung und dass 1 m^3 des Abfalls einer Masse von 1,6 t entspricht, ergibt sich mit dem DK 0-Restvolumen von 140 Mio. m^3 eine bundesdurchschnittliche Restlaufzeit von ca. 11 Jahren für die 798 DK 0-Deponien für 2016. Dies kann als ein Fingerzeig dafür gewertet werden, dass sich auch bundesweit ab 2014 (12 Jahre Restlaufzeit) in der Abfallstatistik erstmals ein Deponiebedarf für Inertabfalldeponien (DK 0-Deponien) abzeichnen könnte. In 2012 und 2013 betrugen die so ermittelten Restlaufzeiten für DK 0-Deponien 19 bzw. 16 Jahre. Als Ursache für den Zuwachs der Ablagerungsmengen auf die Inertabfalldeponien dürfte eine regere Tätigkeit der Bauwirtschaft in Frage kommen, da sowohl von 2013 bis 2016 die Menge der Bau- und Abbruchabfälle (2016: ca. 223 Mio. m^3, 2015: ca. 209 Mio. t, 2014: ca. 210 Mio. t, 2013: ca. 203 Mio. t) als auch die Menge der Verfüllung bergbaufremder Abfälle in übertägigen Abbaustätten (2016: 94 Mio. t, 2015: ca. 93 Mio. t, 2014: ca. 92 Mio. t, 2013: ca. 90 Mio. t) [8] zugenommen hat.

3.2 DK I-Deponien

Ein im Vergleich zu früheren Jahren anderes Bild ergibt sich für die Bau- und Abbruchabfalldeponien (DK I-Deponien).
Hier wurden im Jahr

2016 auf den 131 DK I-Deponien ca. 16,4 Mio. t, in
2015 auf den 138 DK I-Deponien ca. 16,2 Mio. t, in
2014 auf den 142 DK I-Deponien ca. 16,8 Mio. t, in
2013 auf den 158 DK I-Deponien ca. 16,7 Mio. t und in
2012 auf den 158 DK I-Deponien ca. 12,7 Mio. t abgelagert.

Unter der Annahme einer zeitlich konstanten Ablagerung und dass 1 m^3 einer Masse von 1,6 t entspricht, ergibt sich mit dem DK I-Restvolumen von 245 Mio m^3 eine bundesweit gemittelte Restlaufzeit von ca. 24 Jahren für die 131 DK I-Deponien in 2016.

Berücksichtigt man allerdings bei dieser Bilanz die vier großen nordrhein-westfälischen Monodeponien ausschließlich für Verbrennungsrückstände aus der Braunkohleverstromung (mit ca. 5,8 Mio. t Ablagerungsmenge und einem großen Restvolumen von ca. 103 Mio. m^3 in 2016 sowie eine Monodeponie aus Brandenburg mit einer Ablagerungsmenge von ca. 2,8 Mio. t und einem Restvolumen von ca. 28 Mio. m^3 [12, 13], verfügen die verbliebenen 126 DK I-Deponien über eine Restlaufzeit von im Durchschnitt ca. 20 Jahren.

In Anbetracht dieser im Bundesdurchschnitt für 2016 errechneten Restlaufzeiten für DK I-Deponien von ca. 20 Jahren kann insoweit nicht mehr von einem dringlichen bundesweiten Bedarf für Bau- und Abbruchabfälle gesprochen werden. Natürlich reflektieren diese Zahlen keineswegs detailscharf den regionalen Bedarf an DK I-Deponien, wie er im Nord-Osten von Nordrhein-Westfalen, im Nord-Westen von Niedersachsen aber auch im Norden von Rheinland-Pfalz besteht. Hier bestehen DK I-Deponiekapazitäten teilweise nur noch für wenige Jahre, wenn vor Ort, d.h. in diesen Regionen, kein weiterer Deponieraum zugelassen oder bereitgestellt wird.

Wie bereits mehrfach erwähnt, steht für das BMU außer Frage: Für die Beseitigung nicht brennbarer Abfälle, wie die mineralische Fraktion von Bau- und Abbruchabfällen, aber auch von

belasteten Böden, deren ordnungsgemäße und schadlose Verwertung aus technischen und wirtschaftlichen Gründen nicht möglich ist, sind Deponien auch zukünftig zwingend erforderlich.

4 Ausblick

Obwohl die Deponien vielfach gewissermaßen nur als die „geschmähte Beseitigung“ (end of pipe technology) betrachtet werden, sind sie kein „Stiefkind“, sondern unverzichtbares Element einer Ressourcen- und Rohstoff-schonenden Kreislaufwirtschaft sowohl als Schadstoffsenke aber auch als potentielles temporäres Sekundärrohstofflager. Die Deponieverordnung ist die Verordnung, mit der im Abfallbereich die größten Mengen geregelt werden, mehr als 58 Mio. Tonnen Abfälle pro Jahr [8]. Wie im Artikel aufgezeigt worden ist, bleibt das Deponierecht auch weiterhin spannend!

Literaturverzeichnis

[1] *Closing the loop - An EU action plan for the Circular Economy vom 02.12.2015*. http://ec.europa.eu/environment/circular-economy/index_en.htm

[2] *RICHTLINIE (EU) 2018/850 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 30. Mai 2018 zur Änderung der Richtlinie 1999/31/EG über Abfalldeponien, Amtsblatt L 150 vom 14.06.2018, S. 100*

[3] *BESCHLUSS DER KOMMISSION (2014/955/EU) vom 18. Dezember 2014 zur Änderung der Entscheidung 2000/532/EG über ein Abfallverzeichnis gemäß der Richtlinie 2008/98/EG des Europäischen Parlaments und des Rates, ABl. L 370 vom 30.12.2014, S. 44*

[4] *RICHTLINIE 1999/31/EG DES RATES vom 26.04.1999 über Abfalldeponien, Amtsblatt L 182/1 vom 16.07.1999*

[5] *RICHTLINIE (EU) 2018/851 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 30. Mai 2018 zur Änderung der Richtlinie 2008/98/EG über Abfälle, Amtsblatt L 150 vom 14.06.2018, S. 109*

[6] *ENTSCHEIDUNG DES RATES (2003/33/EG) vom 19.12.2002 zur Festlegung von Kriterien und Verfahren für die Annahme von Abfällen auf Abfalldeponien gemäß Artikel 16 und Anhang II der Richtlinie 1999/31/EG, Amtsblatt L 11/27 vom 16.01.2003*

[7] *Destatis, Abfallbilanz 2016 vom Juli 2017*. https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/UmweltstatistischeErhebungen/Abfallwirtschaft/AbfallbilanzPDF_5321001.pdf?__blob=publicationFile

[8] *Destatis, Abfallentsorgung, Fachserie 19 Reihe 1 - 2016 vom Juni 2018*. https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/UmweltstatistischeErhebungen/Abfallwirtschaft/Abfallentsorgung2190100167004.html

[9] KETELSEN, Ketel: *Mitteilung vom 12.07.2017*

[10] *EUWID 53.2017, vom 19.12.2017*

[11] BIEDERMANN, Karl ; ENGELMANN, Bernd: *Abschluss und Rekultivierung von Deponien, Beiträge zum Seminar in Karlsruhe, am 16. und 17.10.2013, ICP Eigenverlag Bauen und Umwelt, Band 24, S. 1*

[12] *Mitteilung des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW vom Juli 2017. Die Daten wurden mit ADDISweb erfasst*

[13] *Mitteilung des Landesamtes für Umwelt in Brandenburg vom Juli 2017*

Desatero moderního odpadového hospodářství v ČR, aneb jak naplnit evropské cíle a zbytečně nezvyšovat náklady obcí a měst

Zehn Anforderungen an eine moderne Abfallwirtschaft in der Tschechischen Republik. Wie kann man EU-Ziele erfüllen, ohne die Kosten hoch zu treiben

Petr Havelka[1]

Abstrakt

Po každoročním vyhlášení dat o odpadovém hospodářství ze strany Ministerstva životního prostředí ČR lze stručně shrnout, že v ČR je dlouhodobá roční produkce odpadů průměrně kolem cca 32 milionů tun. Z tohoto množství se odpadovému sektoru daří využít již plných 83% odpadů. U komunálních odpadů se jejich produkce průměrně pohybuje kolem 5 milionů tun ročně. Z nich se daří dle nových cílů EU recyklovat zatím pouze 38% (cíl k roku 2035 je 65%). Míra skládkování komunálních odpadů v ČR naopak každoročně klesá, a to již osmým rokem. Daří se to díky dlouhodobé spolupráci odpadových firem a obcí, které se snaží stále ve větší míře s odpady nakládat jako se zdroji surovin, a to bez potřeby citelného zdražení. Shrnutí současného stavu a jednotlivá opatření, která k dosažení cílů EU navrhují oborové svazy ČAOH, SVPS a SKS v rámci tzv. Desatera moderního odpadového hospodářství, budou obsahem letošní prezentace Petra Havelky.

Kurzfassung

Nach der jährlichen Veröffentlichung von Daten zur Abfallwirtschaft durch das Ministerium für Umwelt der Tschechischen Republik kann kurz zusammengefasst werden, dass die jährliche Abfallproduktion in der Tschechischen Republik im Durchschnitt etwa 32 Millionen Tonnen beträgt. Aus dieser Menge gelingt es der Abfallwirtschaft bereits volle 83 % der Abfälle zu nutzen. Im Fall des Kommunalabfalls bewegt sich die Produktion an die 5 Millionen Tonnen jährlich. Davon gelingt es gemäß den neuen EU-Zielen bisher nur 38 % zu recyceln (das Ziel zum Jahr 2035 beträgt 65 %). Das Deponieren der Kommunalabfälle nimmt in der Tschechischen Republik jährlich ab, und zwar schon das achte Jahr. Es gelingt dank einer langfristigen Zusammenarbeit der Unternehmen aus dem Bereich der Abfallwirtschaft und der Gemeinden, die im zunehmenden Maß bemüht sind Abfall als eine Rohstoffquelle zu behandeln, ohne einer wesentlichen Erhöhung der Preise. Eine Zusammenfassung des gegenwärtigen Zustandes sowie die einzelnen Maßnahmen, die zur Erreichung der EU-Ziele durch die Fachverbände ČAOH, SVPS und SKS im Rahmen der sog. Zehn Gebote der modernen Abfallwirtschaft vorgeschlagen werden, bilden den Inhalt der diesjährigen Präsentation von Petr Havelka.

[1]Česká asociace odpadového hospodářství, Pod Pekárnami 157/3, 19000 Praha 9, havelka@caoh.cz

1 Úvod

Jeden známý starosta s oblibou a s úsměvem říká, že starosta se musí stát odborníkem na 1000 věcí okamžikem svého zvolení. Starostky a starostové skutečně nemají jednoduchou pozici, neboť se na ně postupem času navaluje stále více bobtnající řada různých agend. A to i přes opakované sliby centrálních politiků, že obcím se bude snižovat šíře povinností, administrativní zátěž apod.

Myslím, že řada starostů se mnou bude souhlasit, že z pozice státu se agendy zatím příliš nezjednodušují, spíše naopak. Jak je tomu v odpadech? Bohužel stejně. Míra různých povinností narůstá stále, a to poměrně široce. Zde však nelze odkazovat na to, že by to po nás chtěla Evropská unie. Naopak, v odpadech jsme, slovy některých starostů: „papežštější než papež". Uveďme si velmi známý příklad, na který mezi mnoha upozornil v polední době např. starosta Bohumína a senátor Petr Vícha. Ten veřejně pojmenoval fakt a specifikum českého zákona, že ač bylo obcím několik posledních let opakovaně říkáno, že bude nutné značně navýšit náklady obcí a měst na odpady, a to z důvodu, že EU údajně zakazuje skládkování již k roku 2024, legislativa EU v reálu nic takového nepožaduje. A měl pravdu.

Unie letos přijala jasné cíle

V předchozích letech odpadová legislativa EU žádné omezení k roku 2024 neznala. Letos vydala EU nové odpadové směrnice, ve kterých stanoví mimo jiné dva základní cíle. Jedním je potřeba navýšení recyklace komunálních odpadů na 65% k roku 2035 a druhým je snížení skládkování komunálních odpadů na 10% ke stejnému roku, tedy k roku 2035. Unie zároveň říká, že odpady, které se budou postupně odklánět od skládek, nemají být přesouvány do kapacit nových spaloven (ZEVO), ale že mají být co nejvíce tříděny a využity cestou recyklace, jako zdroje surovin pro další výrobu. Tento princip a stanovené časování smysl jistě dávají.

2 Obce a města jsou aktivní dlouhodobě

Obce, města a odpadové firmy dlouhodobě přistupují k odpadovému hospodářství aktivně. Českou sběrnou síť barevných kontejnerů na tříděné odpady by nám mohla závidět velká řada států EU. Odpadové firmy a obce postupně za cca 25 let vybudovaly kvalitní systém nakládání s odpady, který se dále pozitivně vyvíjí. Nákladovost systému se drží v akceptovatelné výši pro obce a města. Daří se tak udržet nelehkou rovnováhu mezi postupně se zpřísňujícími požadavky evropské legislativy a reálnými možnostmi obcí a měst.

Velmi dobře obce a města zvládly například zavedení systémů třídění biologicky rozložitelných odpadů a kovů k již zavedenému třídění plastů, papíru a skla. Tyto systémy se dále rozvíjejí. Obce a jejich občané si tedy jistě zaslouží uznání. Pozitivní je také to, že dobré výsledky v separaci mají občané každoročně a že se stále zlepšují. Míra separace již cca 20 let postupně roste, a to ve zcela dobrovolném prostředí. To, že systém funguje takto dobře v dobrovolné rovině, je jeho podstatný kladný znak.

ČAOH plně podporuje nové evropské cíle. Obce a města jsou našimi dlouholetými zákazníky (zákazníky našich členských firem) a proto víme, že nově schválené evropské cíle, včetně jejich časování, rovněž respektují a podporují. Podporují cestu většího třídění a recyklace, stejně jako s tím spojené postupné omezování skládkování dle evropského cíle k roku 2035.

3 Nečekáme na nové zákony, jsme aktivní už nyní

Ve stále větším počtu měst a obcí se zodpovědně, dle jejich možností, postupně zefektivňují systémy třídění a redukuje se množství směsných komunálních odpadů. Snižování množství směsných odpadů je jednou z logických priorit nové evropské odpadové strategie. Firmy jdou těmto snahám naproti a v řadě obcí se daří realizovat významná navýšení procent separace

využitelných složek komunálních odpadů. Známé jsou příklady 39 obcí na Znojemsku, vybraných obcí na Ostravsku, či příklad města Hradec Králové a mnoha dalších. Zde se podařilo velmi dobře zavést tzv. systémy door to door.

Zjednodušeně řečeno, zde přistavili sběrné nádoby přímo do rodinných domů. Po měsících podrobného měření se ve velké většině lokalit potvrdilo navýšení separace o desítky procent a na druhé straně viditelné snížení produkce směsného komunálního odpadu. V řadě případů pak mohl být prodloužen interval svozu černých popelnic na dvojnásobek. Obce tak ušetřily část nákladů. Další náklady ušetřily tím, že na skládky putovalo méně směsných komunálních odpadů a nebyly tak za ně hrazeny poplatky. Tyto systémy jednoznačně přispívají k lepšímu nakládání s odpady a jdou směrem ke splnění evropských cílů. Není k tomu třeba nová legislativa a není třeba násobně navyšovat různé poplatky, či náklady obcí na odpadové hospodářství. Není ani třeba nastavovat české cíle o 11 let přísněji než požaduje EU. Prokazatelně se daří postupně zajišťovat viditelně lepší separaci. Separací však cesta k recyklaci nekončí, spíše začíná.

4 Jak podle ČAOH podpořit skutečnou recyklaci a nevytahovat z obcí další prostředky

Podpora finální recyklace je nezbytnou součástí řešení. Zatím je zřejmé, že v této oblasti má stát poměrně velké rezervy. A je také zřejmé, že budoucí vyšší náklady nemohou nést v zásadní míře opět obce a města. Pokud bych měl vyjmenovat opatření, kterými stát recyklaci skutečně podporuje, mohl bych zřejmě uvést pouze dotace. Dotace však situaci nezachrání a ani zachránit nemohou. Často se jedná pouze o peníze investiční a nikoli provozní. Recyklační technologie přitom nejsou, na rozdíl od některých jiných způsobů nakládání s odpady, extrémně nákladné na pořízení. Klíčovou věcí pro recyklaci je spíše reálnost dlouhodobého prodeje finálních výrobků a možnost, aby tyto výrobky byly i cenově konkurenceschopné oproti výrobkům z primárních surovin. Jako ČAOH v tomto směru aktivně navrhujeme tři základní nástroje k podpoře finální recyklace:

1. Zvýhodnění recyklovaných výrobků a recyklátů ve formě snížené DPH.
2. Závazek státu, aby ve veřejných zakázkách z určitého procenta využíval recyklované výrobky.
3. Snížení zdanění práce v recyklačním průmyslu.

Jsme přesvědčení, že pokud by byla tato opatření realizována, pak jednoznačně vzroste poptávka po vytříděných druhotných surovinách z obcí a měst a kruh cesty k oběhové ekonomice se opět více propojí. Podobná opatření navrhuje i sama Evropská unie. Tato opatření zároveň nevyžadují násobně navýšené poplatky, či daně za odpady obcí a měst, jsou motivační, nikoli represivní a jsou plošná.

5 Náklady nemohou nést jen obce, je třeba ještě více zapojit výrobce zboží

Efektivní recyklaci v míře 65% však nelze zařídit jen touto cestou. Velmi důležitá bude také role tlaku EU na samotné výrobce obalů a výrobků. Unie již tento tlak postupně připravuje. Mělo by jít o to, aby výrobci byli motivováni k používání dobře recyklovatelných materiálů a pokud možno jednoduchých obalů. V tuto chvíli máme ve žlutých kontejnerech cca 38 různých druhů plastů, s různou obtížností recyklace. Pokud by se tlakem na výrobce počet druhů snížil, pak to samozřejmě úměrně zvýší možnosti recyklace a sníží náklady na celý proces. Dám jednoduchý příklad – pokud na láhvi s kefírem, která je sama o sobě velmi dobře recyklovatelná nebude natavený rukávec z PVC s popisem výrobku, ale etiketa bude nastříkána, nebo bude papírová,

nebo z jiného recyklovatelného materiálu, bude recyklace takové lahve mnohem lépe proveditelná než nyní. PVC není dobré ani k energetickému využití, které je také důležitou součástí řešení. Výrobce může tuto změnu učinit poměrně jednoduše a výrazně tím zlevní a zefektivní následnou recyklaci obalu. A o to přeci jde.

Výše je popsáno několik poměrně jednoduchých řešení, která nás mohou dovést o citelný kus dál směrem ke splnění evropských recyklačních cílů a cílů k omezení skládkování. Pokud by tato opatření platila, je zřejmé, že druhotné suroviny budou skutečně cenné suroviny pro další výrobu, bude po nich tržní poptávka a nebude racionální je skládkovat.

6 Na Slovensku obce chtějí motivovat, nikoli trestat

Obce a města v ČR plní svou roli v odpadovém hospodářství více než dobře a není fér navrhovat řešení, která by jim přinášela rizika represí např. ve formě násobně navýšených poplatků, či jakýchkoli ekologických daní v souvislosti s odpady. Není ani fér, pokud to samy nechtějí a pokud je to dražší, jim stanovovat cíle o 11 let přísnější než požaduje Evropská unie. Proč? Pro koho by takové řešení bylo výhodné? Pro obce asi ne. Pro obce by bylo pouze dražší. Stát by měl obce pozitivně motivovat k co nejlepšímu třídění. Určité navýšení skládkovacího poplatku je možné, ale mělo by zásadně cílit zejména na třídění. Velmi rozumně byla navržena např. progrese skládkovacího poplatku v aktuálním slovenském návrhu zákona o odpadech. Obce, které dobře třídí, mohou ve finále platit za skládkování méně než doposud, jak ukazuje tabulka z vládou schváleného slovenského zákona. A přitom efektivně zajistí cestu ke splnění evropského cíle.

Tabulka 1: Položky a sadzby za Uloženie zmesového komunálneho odpadu(20 03 01) a objemného odpadu (20 03 07) na skládku odpadov €· t^{-1}

Položka	Úroveň vytriedenia komunálneho odpadu	Sadzba za príslušný rok v € . t^{-1}				
		2019	2020	2021	2022	2023-2030
1	<10%	17	26	33	40	46
2	10-20%	12	24	30	36	41
3	20-30%	10	22	27	32	36
4	30-40%	8	13	22	27	31
5	40-50%	7	12	18	22	26
6	50-60%	6	11	15	19	21
7	>60%	5	8	11	14	16

7 Závěr

Pro vhodné nastavení národní odpadové legislativy týkající se komunálních odpadů existuje podle nás jedna důležitá zásada, která v ČR zatím nebyla zcela naplněna. Do finální podoby zákona by velmi aktivně měly promlouvat ti, kdož velkou většinu nákladů celého systému hradí. A to jsou u komunálních odpadů z 85% obce a města. Pokud se podaří najít řešení, které bude nastavené dle evropských cílů a nebude znamenat zásadní navýšení nákladů pro obce a města, může to být řešení prosaditelné, funkční a stabilní. Jako ČAOH jsme připraveni obcím i státu v této věci velmi aktivně pomoci. Z našeho pohledu a po mnoha konzultacích s obcemi a městy jsme přesvědčeni, že řešením může být naplnění níže uvedených 10 bodů tzv. Desatera moderního odpadového hospodářství, které připravila ČAOH, spolu s dalšími dvěma významnými oborovými svazy – Sdružením komunálních služeb a Spolkem veřejně prospěšných služeb viz níže.

Desatero moderního odpadového hospodářství

1. **Četnější a lépe dostupné popelnice na tříděný odpad**
2. **Daňové zvýhodnění recyklovaných materiálů a výrobků z odpadů**
3. **Upřednostnění recyklovaných výrobků ve veřejných zakázkách**
4. **Rovný přístup, technologická neutralita, tržní prostředí**
5. **Zpracování odpadu na třídicích linkách**
6. **Povinné třídění biologického odpadu**
7. **Rozvoj výroby a využití paliv z vytříděných odpadů po vzoru EU**
8. **Stabilnější právní prostředí pro trh s palivy z odpadů**
9. **Lepší legislativa pro provoz třídicích linek**
10. **Navýšení skládkovacího poplatku ano, ovšem nikoli dle potřeb spaloven**

Cílem navrhovaných opatření je dosažení cílů evropského balíčku oběhového hospodářství s akceptovatelnými náklady pro obce a města

Koncepty nakládání se skládkami po ukončení provozu v Německu a v Evropě

Konzepte beim Umgang mit stillgelegten Deponien in Deutschland und Europa

Ulrich Stock[1]

Abstrakt

V rámci koncipování prvních legislativních norem pro vybudování a provoz skládek vycházeli odborníci z očekávání, že ekologické problémy, způsobené skládkami, bude možno trvale a definitivně vyřešit zapouzdřením tělesa skládky pomocí izolačních systémů a fází následné péče o přehledné délce trvání. Mezitím však dozrálo poznání, že tyto koncepce skládkování vytvářejí tělesa skládek se zakonzervovaným potenciálem škodlivin, který je zadržován izolačními systémy s konečnou životností. Nelze tedy vyloučit, že dnes nákladně zajišťované skládky budou v daleké nebo i v nedaleké budoucnosti zdrojem ekologických problémů o nesmírné relevanci. Paralelně s tím jsou patrné snahy vnímat skládky ne pouze jako problém životního prostředí, ale i jako potenciální zdroje surovin.

Jak je tato problematika řešena na úrovni EU a v některých členských zemí EU, bude ukázáno na příkladech Německa, Belgie a Nizozemí.

Kurzfassung

Bei der Konzipierung der ersten Rechtsnormen zu Errichtung und Betrieb von Deponien gingen die Experten von der Erwartung aus, die von Deponien verursachten Umweltprobleme könnten durch schnellstmögliche Einkapselung des Deponiekörpers in Dichtungssysteme und einer Nachsorgephase überschaubarer Länge dauerhaft und endgültig gelöst werden. Mittlerweile ist die Erkenntnis gereift, dass diese Deponiekonzepte zu einem Deponiekörper mit konserviertem Schadstoffpotential, zurückgehalten von Dichtungssystemen mit endlicher Lebensdauer führen. Es ist daher nicht auszuschließen, dass die heute aufwendig gesicherten Deponien in ferner oder nicht allzu ferner Zukunft Umweltprobleme von erheblicher Relevanz generieren. Parallel dazu sind Bestrebungen sichtbar, Deponien nicht nur als Umweltproblem sondern auch als potentielle Rohstoffquellen zu sehen.

Wie auf EU-Ebene und in einigen Mitgliedstaaten der EU mit dieser Gemengelage umgegangen wird, soll anhand der Beispiele Deutschland, Belgien und den Niederlanden dargestellt werden.

[1] Abteilungsleiter Technischer Umweltschutz, Landesamt für Umwelt Brandenburg, ulrich.stock@hotmail.de, 0049 (0)33201/442-310

1 Einleitung

Trotz großer Fortschritte bei der Wiederverwertung von Abfällen wird es auch in Zukunft unvermeidlich sein, sich Abfällen durch Beseitigung auf Deponie zu entledigen. Die Existenz von Abfalldeponien mit ausreichendem Ablagerungsvolumen ist daher ein unverzichtbares Element der modernen Abfallwirtschaft. Wir werden uns also auf absehbare Zeit damit beschäftigen müssen, wie wir mit stillgelegten Deponien umgehen.

Zum Projektauftrag des Interreg-Projektes COCOON (der Autor berichtete über dieses Projekt in einem Vortrag auf dem 13. Deponieworkshop in Zittau 2017) gehört es, im Rahmen eines Enhanced landfill managements Vorschläge zum Umgang mit stillgelegten Deponien zu unterbreiten.

Um solche Vorschläge machen zu können, bedarf es zunächst einer Analyse des Ist-Standes. Nun ist COCOON zwar nicht dazu gedacht, eine wissenschaftlich exakte Analyse der Abfallwirtschaften der Partnerländer durchzuführen. Jedoch gibt der Erfahrungsaustausch die Möglichkeit, Einblick in den Stand des Deponiewesens der Projektpartner zu nehmen und sich daraus einen gewissen Überblick zu verschaffen, ohne den Stand der Gesetzgebung bis in das letzte Detail zu kennen. Außerdem verfügt der Autor über einige Erfahrungen auf dem Gebiet der Abfalldeponien, nicht zuletzt aus der Umgestaltung des Deponiewesens in seinem eigenen Wirkungskreis.

Auf der Basis dieser Kenntnisse versucht der Autor, in diesem Beitrag einen Überblick über Strategien im Umgang mit stillgelegten Deponien zu geben und, wie es der Projektauftrag von COCOON verlangt, daraus Empfehlungen für den weiteren Umgang abzuleiten bzw. die bereits von den COCOON-Partnern gegebenen Empfehlungen darzulegen.

2 Entwicklungsverlauf des Deponiewesens

Aus seinen Erfahrungen heraus schätzt der Autor ein, dass das Deponiewesen jeder Abfallwirtschaft einen etwa gleichen Entwicklungsverlauf nimmt, der sich wie folgt beschreiben lässt.

Zunächst ging es darum, den Abfall aus den Städten zu entfernen. Abfallwirtschaft war ursprünglich eine Entwicklung aus dem Polizei- und Ordnungswesen bzw. der Gesundheitspolitik, es galt, durch die Beseitigung der Abfälle Krankheiten und Seuchen vorzubeugen. Entsprechend gab es an die frühen Deponien keine andere Anforderung als die, sich außerhalb der Stadtgrenzen zu befinden. Technische Sicherungselemente sind nicht vorhanden, ein Deponiebetrieb findet nicht statt, der Abfall wird abgekippt und allenfalls in der Fläche verteilt.

Der Mode der Zeit folgend, alles Mögliche mit Begriffen aus der IT-Technik zu benennen, bezeichne ich diese Entwicklungsstufe als Deponie1.0. Viele Deponien in den Ländern der Dritten Welt befinden sich in diesem Zustand.

Mit der Entwicklung der Großindustrie und dem Einzug der Chemie in die Haushaltungen veränderte sich der Charakter der Abfälle (Wer sich dafür interessiert, wie der Siedlungsabfall noch um 1900 aussah, steige in die Unterwelt des Leipziger Völkerschlachtdenkmals. Dieses gewaltige Bauwerk wurde auf dem Hausmüll der Stadt Leipzig errichtet.).

Es wurden Regelungen zur Anlage von Deponien notwendig. Anforderungen an die Standortauswahl, an den Betrieb und die Stilllegung wurden getroffen und es entwickelten sich Ansätze eines Zulassungswesens. Die Errichtung von Abdichtungssystemen war noch nicht üblich, kennzeichnend ist eine große Anzahl betriebener Deponien, nahezu jede Stadt und jedes Dorf verfügen über eine eigene Mülldeponie.

Die EU-Kommission schätzt, dass es in den Mitgliedstaaten der EU ca. 500.000 Abfalldeponien gibt. Wir können diese Entwicklungsstufe als Deponie2.0 bezeichnen. Brandenburg und die anderen neuen Bundesländer befanden sich zur Zeit der politischen Wende am Endpunkt dieser Entwicklungsstufe.

In den 70-ger und insbesondere in den 80-ger Jahren des 20. Jahrhunderts entwickelte sich in vielen Ländern ein starkes Umweltbewusstsein und damit ein Bewusstsein für die Um-

weltbeeinträchtigungen, die von Abfalldeponien ausgehen können. Der Stand der Technik der Deponien entwickelte sich rasant, es wurde Standard, die Deponien an Basis und Oberfläche mit Abdichtungssystemen auszustatten und den Betrieb so zu gestalten, dass die von Deponien ausgehenden Emissionen minimiert werden. Die Ablagerung von Abfällen wird dadurch teuer, wirtschaftlich war der Deponiebetrieb nur noch für wenige große Deponien zu gestalten. Diese Phase war daher auch durch die Stilllegung zahlreicher nicht mehr benötigter Deponien gekennzeichnet.

Parallel dazu entwickeln sich die Abfallwirtschaften der Länder zu Kreislaufwirtschaften, in den Focus der Rechtsetzung und in der abfallrechtlichen Hierarchie rückte die Vermeidung und Verwertung der Abfälle nach oben und die Beseitigung der Abfälle, z.B. durch Deponierung, an das Ende der Hierarchie.

Im Bewusstsein der Menschen lassen sich solche Entwicklungen oft nur über das Portemonnaie realisieren, was umgekehrt für das Deponiewesen zur Folge hat, dass billiges Deponievolumen konsequent durch Stilllegung und Sanierung nicht mehr benötigter Deponien aus dem Markt zu nehmen ist. Dies ist zwingende Voraussetzung für die Etablierung einer modernen Kreislaufwirtschaft. In Staaten am Endpunkt dieser Entwicklung sind daher die nicht mehr benötigten Deponien saniert oder es existieren Pläne und Programme zur Durchführung der Sanierungen.

Bei Vollendung dieser Entwicklung haben wir die Stufe Deponie3.0 erreicht.

Man kann wohl mit Fug und Recht behaupten, dass beispielsweise Deutschland diese Stufe erreicht hat. Durch die Errichtung von Deponien nach den geltenden Rechtsvorschriften wird ein sehr hohes Niveau des Umweltschutzes über mehrere Generationen gewährleistet.

In einigen Ländern, zu denen auch COCOON-Partner gehören, wird jedoch darüber diskutiert, ob diese Stufe den Endpunkt der Entwicklung des Deponiewesens darstellt. Es ist zu konstatieren, dass Deponieabdichtungssysteme wie alle menschlichen Bauwerke von endlicher Lebensdauer sind und somit Sicherungssysteme mit begrenzter Haltbarkeit (die Deponieverordnung des Jahres 2009 verlangt für Abdichtungssysteme den Nachweis der Funktionsfähigkeit über 100 Jahre) Deponiekörper mit konserviertem Schadstoffpotential umhüllen und dass angenommen werden muss, das bei Versagen der Dichtungen dieses Potential zu neuem Leben erweckt werden kann. Aus dieser Erkenntnis heraus werden neue Deponiekonzepte entwickelt.

Wenn das Ziel der Entwicklung des Deponiewesens die Deponie ist, die auch in ferner Zukunft keine Gefahr für die Umwelt darstellen soll, bedarf es also eines weiteren Entwicklungsschrittes hin zur Deponie4.0.
Dieses Niveau kann, rein theoretisch, auf folgenden Wegen erreicht werden:

- vollständige Inertisierung der Deponiekörper;
- Entwicklung von über geologischen Zeiträumen haltbaren Dichtungssysteme, die eine Schadstoff-Elution sicher ausschließen;
- Entledigung, vollständige Beseitigung der Deponie durch Deponierückbau, z.B. durch Landfill-mining-Projekte;
- organisatorische und finanzielle Sicherstellung eines ewigen Reparaturbetriebs.

Ist es denkbar, dass eine dieser Stufen übersprungen werden kann? Kann man zum Beispiel von der Deponie2.0 gleich zur Deponie4.0 kommen?

Dies wäre möglich, wenn Technologien zur vollständigen Inertisierung der Deponiekörper oder ewig haltbare Dichtungssysteme zur Verfügung stünden.

Das ist jedoch nicht der Fall. Zwar sind wichtige Schritte in Richtung Inertisierung durch Beseitigung der biologisch abbaubaren Bestandteile unternommen, doch kann eine vollständige

Inertisierung der Deponiekörper dadurch nicht bewirkt werden. Denn thermische oder mechanisch-biologische Vorbehandlung lassen genauso wie nachträgliche in-situ-Stabilisierung die anorganischen Schadstoffe unberührt. Bei Deponien für mineralische Abfälle ist diese Form der Schadstoffentfrachtung wirkungslos.

Dem Autor sind weder Dichtungssysteme mit unendlicher Haltbarkeit noch Forschungen bekannt, die die Entwicklung solcher Dichtungssysteme anstreben. Gleiches gilt für Verfahren zur Inertisierung der Deponiekörper.

Die derzeit realistischere Variante, zur dauerhaft sicheren Deponie zu kommen, ist die gesetzliche und finanzielle Implementierung eines dauerhaften Reparaturbetriebes.

Es bleibt aber interessant zu beobachten, wie sich alternative Deponiekonzepte, die in der Deponie nicht nur ein Gefahrenpotential sondern auch ein Rohstoff- und Flächenpotential sehen, entwickeln und das bekannte Konzept der Einkapselung der Deponiekörper ergänzen.

3 Aktueller Entwicklungsstand im EU-Bereich (Auswahl)

Im Weiteren soll der Frage nachgegangen werden, auf welcher Stufe sich das Deponiewesen befindet.

3.1 Festlegungen der Europäischen Union (EU)

Die Anforderungen an die Errichtung und den Betrieb von Deponien sind in der „Richtlinie 1999/31/EG des Rates vom 26. April 1999 über Abfalldeponien“ (Europäische Deponierichtlinie) [1] dargelegt.

Die Europäische Richtlinie verlangt zum Schutz des Bodens und des Grundwassers das Vorhandensein einer geologischen Barriere und (bei Deponien für nicht gefährliche und gefährliche Abfälle) die Errichtung einer Basisabdichtung (siehe Anhang 3 Nr. 3) als Regelvariante. Der Verzicht ist zulässig, wenn aufgrund einer Risikobewertung von der zuständigen Behörde festgestellt wurde, dass eine Gefährdung für Boden und Grundwasser nicht besteht.

— Deponie für gefährliche Abfälle: $K \leq 1{,}0 \times 10^{-9}$ m/s; Mächtigkeit ≥ 5 m;

— Deponie für nicht gefährliche Abfälle: $K \leq 1{,}0 \times 10^{-9}$ m/s; Mächtigkeit ≥ 1 m;

— Deponie für Inertabfälle: $K \leq 1{,}0 \times 10^{-7}$ m/s; Mächtigkeit ≥ 1 m;

Sickerwassersammlung und Basisdichtung

Deponieklasse	Nicht gefährlich	Gefährlich
Künstliche Abdichtungsschicht	Erforderlich	Erforderlich
Drainageschicht ≥ 0,5 m	Erforderlich	Erforderlich

Abbildung 1: Anforderungen der EU-Deponierichtlinie an geologische Barriere und Basisabdichtung.

Bei den Anforderungen an die Oberflächenabdichtung ist die Europäische Deponierichtlinie weniger konsequent. Die Aufbringung einer Oberflächenabdichtung für die in den Geltungsbereich der Richtlinie fallenden Deponien ist selbst bei Feststellung einer „Gefährdung für die Umwelt“ nur als Kann-Vorschrift formuliert.

Anhang 1, Nr. 3.3, letzter Absatz:
„Gelangt die zuständige Behörde nach einer Abwägung der Gefährdung für die Umwelt zu der Auffassung, dass der Bildung von Sickerwasser vorgebeugt werden muss, so kann eine Oberflächenabdichtung vorgeschrieben werden.“

Für diesen Fall empfiehlt die Richtlinie folgenden Aufbau:

Deponieklasse	Nicht gefährlich	Gefährlich
Deponiedrainageschicht	Erforderlich	Nicht erforderlich
Künstliche Abdichtungsschicht	Nicht erforderlich	Erforderlich
Undurchlässige mineralische Abdichtungsschicht	Erforderlich	Erforderlich
Drainageschicht > 0,5 m	Erforderlich	Erforderlich
Oberbodenabdeckung > 1 m	Erforderlich	Erforderlich

Abbildung 2: Empfehlung der Europäischen Deponierichtlinie für den Aufbau von Oberflächenabdichtungssystemen.

Angesichts der Tatsache, dass eine Basisabdichtung für 2 Deponieklassen vorgeschrieben ist, mutet diese Formulierung etwas seltsam an. Denn man sollte davon ausgehen, dass eine Deponie, die mit einer Basisabdichtung ausgestattet wurde, auch eine Oberflächenabdichtung erhält. Hat der Topf keinen Deckel und steht im Regen, wird er irgendwann einmal überlaufen.

Inwieweit durch Anwendung der Europäischen Deponierichtlinie das Niveau Deponie3.0 erreicht wird, hängt sehr von der konkreten Umsetzung der Empfehlung in den einzelnen Mitgliedstaaten ab.

Soweit dem Autor bekannt ist, hat es im Rahmen der Regelungen des neuen Abfallwirtschaftspaketes eine Anpassung der Deponierichtlinie nur gegeben, wie das zur Umsetzung der Anforderungen an die Kreislaufwirtschaft erforderlich war, die Anforderungen an die Deponietechnik haben sich nicht verändert. Dabei möchte ich auch auf den Vortrag und Artikel von Herrn Dr. Biedermann auf dieser Tagung verweisen.

Dem Autor sind keine Richtlinien oder Handlungsempfehlungen auf europäischer Ebene zum Umgang mit Deponien bekannt, deren Ablagerungsphase vor Inkrafttreten der Europäischen Deponierichtlinie endete.

Auf eine Anfrage der Abgeordneten des Europäischen Parlaments Hilde Vautmans (Parliamentary question E-007864/2015) antwortete die Europäische Kommission wie folgt (Official answer oft he EC 28-7-2015):

- Die Europäische Kommission hat keine Strategie im Umgang mit den 150.000 bis 500.000 Abfalldeponien auf dem Territorium der Europäischen Union.
- Die Europäische Kommission hat keine Vorstellungen über die Kosten der Sanierung dieser Deponien.
- Es gibt keine Förderung von Deponierückbauprojekten in der EU.

Diese Feststellungen veranlasste Abgeordnete des Europäischen Parlaments während eines Workshops über Abfalldeponien die anwesenden Vertreter von Behörden, Entsorgungsunternehmen und wissenschaftlichen Einrichtungen aufzufordern, der EU-Kommission Hinweise für die Entwicklung einer solchen Strategie zu geben [2].

Dieses nicht nur unter dem Aspekt, dass die Deponien nicht nur eine Beeinträchtigung der Umwelt verursachen können, sondern auch unter dem Aspekt, dass die Deponien ein erhebliches Rohstoff- und Flächenpotential darstellen.

3.2 Deutschland

Die deutsche Deponiephilosophie folgt dem von STIEF entwickeltem Multibarrieren-Konzept. Danach sollen mehrere, unabhängig voneinander wirkende Barrieren verhindern, dass deponiebürtige Emissionen die Umwelt verschmutzen.

Dabei hat das Multibarrieren-Konzept in den Jahren nach seiner Kreierung eine kleine, aber wesentliche Änderung erfahren. STIEF hat in seinem grundlegenden Artikel 1986 [3] noch folgende Barrieren genannt:

- der Deponiestandort;
- das Deponiebasisabdichtungssystem;
- der Deponiekörper;
- die Oberflächenabdichtung;
- die Nutzung;
- die Nachsorge und die Kontrollierbarkeit und Reparierbarkeit der Barrieren.

In einem Fachbuch [4] wird das Multibarrieren-Konzept 8 Jahre später wie folgt beschrieben:

1. Barriere: Abfallvorbehandlung
2. Barriere: Geologie und Hydrologie und Hydrologie des Standortes
3. Barriere: Deponiekörper mit prognostizierbarem Verhalten
4. Barriere: die Basisabdichtung
5. Barriere: die Oberflächenabdichtung
6. Barriere: die Nachsorge und die Kontrollierbarkeit und Reparierbarkeit der Barrieren

Durch die Behandlung des abzulagernden Abfalls mit dem Ziel der Beseitigung der organisch abbaubaren Bestandteile soll ein weitgehend inerter Deponiekörper erzeugt werden. Das Ablagern von Abfällen mit biologisch abbaubaren Bestandteilen ist in Deutschland seit dem 01.06.2005 verboten.

Das Multibarrieren-Konzept ist somit für alle ab diesem Zeitpunkt entstehenden Deponiekörper umgesetzt. Für die Altkörper gilt jedoch gemäß der seit 2009 geltenden Deponieverordnung [5] nach wie vor der Grundsatz, dass die unverzügliche Aufbringung der Oberflächenabdichtung Vorrang vor einer nachträglichen Inertisierung des Deponiekörpers hat. Anregungen, Technologien zur Inertisierung des Deponiekörpers stärker in den deponietechnischen Regelwerken zu verankern [6] und zumindest als gleichrangige Alternative zur Oberflächenabdichtung zuzulassen, konnten sich bei der Neufassung der Deponieverordnung 2009 nicht durchsetzen.

Der Nachteil dieser Vorgehensweise, dass das dem Deponiekörper innewohnende Schadstoffpotential bei einer schnellen und vollständigen Einkapselung konserviert wird, wurde in Kauf genommen.

Die Errichtung von Abdichtungssystemen wurde in Deutschland nahezu perfektioniert. An die im Deponiebau eingesetzten Materialien, Komponenten und Systeme werden hohe Anforderungen erhoben, deren Einhaltung in Zulassungsverfahren nachgewiesen werden müssen (siehe Anhang 1, Nr. 2.1 der Deponieverordnung). 8 Richtlinien und 34 Zulassungen der Bundesanstalt für Materialforschung und –prüfung für Kunststoffdichtungsbahnen und Geokunststoffe sowie 24 Bundeseinheitliche Qualitätsstandards und 9 Bundeseinheitliche Eignungsbeurteilungen der LAGA-adhoc-Arbeitsgruppe „Deponietechnik“ für Deponiebaustoffe und für sonstige Deponiebauelemente garantieren den hohen Standard des Deponiebaus in Deutschland.

In den Zulassungen und Eignungsbeurteilungen ist der Nachweis der Funktionsfähigkeit über einen Zeitraum von 100 Jahren erbracht. Die konsequente Durchsetzung des Multibarrieren-Konzeptes führt dazu, dass die Umwelt für mehrere Generationen vor der Gefährdung durch Deponien sicher geschützt ist. Aber auch 100 Jahre sind einmal vorbei.

Derzeit basiert das deutsche Regelsystem auf der Annahme, dass mit der Aufbringung der Abdichtungssysteme die Langzeitsicherheit der Deponien gewährleistet sei. Folglich könne man nach einer ausreichend langen Nachsorgezeit (das Kreislaufwirtschaftsgesetz verlangt die finanzielle Absicherung der Nachsorge für mindestens 30 Jahre) die Überwachung einstellen, die Deponien aus der abfallrechtlichen Überwachung entlassen. Finanzielle Vorsorge für die Zeit danach muss nach den gesetzlichen Anforderungen nicht mehr getroffen werden.

Diese Sichtweise gerät in der Deponie-Community Deutschlands zunehmend in die Diskussion und wird nach Auffassung des Autors im Lichte der vorstehenden Ausführungen keinen Bestand haben können.

Eine von der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall eingesetzte Arbeitsgruppe hat festgestellt, dass es Sachverhalte gibt, die einer Beendigung der Nachsorgephase entgegenstehen [7]. Als kritisch diesbezüglich wird insbesondere die Sicherung der dauerhaften Standsicherheit der Deponien und der Abdichtungssysteme gesehen. Des Weiteren wird festgestellt, dass den nach Beendigung der Nachsorgephase zuständigen Bodenschutzbehörden kein rechtlich ausreichendes Instrumentarium zur Verfügung steht, um bei Problemen mit stillgelegten Deponien agieren zu können.

Aus der Sicht des Autors dieses Beitrags ist es daher erforderlich, die rechtlichen Regelungen in Richtung der Gewährleistung eines „dauerhaften Reparaturbetriebes“ umzustellen. Die Anordnungs- und Überwachungsbefugnisse und die finanzielle Vorsorge müssen so geregelt werden, dass langfristig Reparaturen gewährleistet sind.

Dies wird durch Verschärfung der Kriterien für die Entlassung aus der Nachsorge allein nicht gelingen. Dies wird lediglich dazu führen, dass die gegenwärtigen Regelungen zur Beendigung der Nachsorgephase ins Leere laufen. Es ist zu empfehlen, sich von der idealisierten Vorstellung der dauerhaft sicheren Deponie zu verabschieden.

3.3 Andere Staaten der EU

Viele Mitgliedstaaten der EU befinden sich auf dem Weg von der Deponie2.0 zur Deponie3.0. Wie weit sie auf diesem Wege vorangeschritten sind, können die Vertreter dieser Staaten sicher am besten selbst beurteilen.

Zwar ist dieser Zusammenhang nicht zwingend, doch liegt die Annahme nahe, dass zwischen dem Stand des Deponiewesens und der Umwandlung der Abfallwirtschaft in eine echte Kreislaufwirtschaft ein Zusammenhang besteht. Letzterer spiegelt sich in der Menge der auf Deponien abgelagerten Siedlungsabfälle wider.

Die folgende Tabelle gibt Auskunft über die Menge der auf Deponien der COCOON-Partner abgelagerten Mengen fester Siedlungsabfälle (Für die Partner aus Teilregionen wurden die Daten der Mitgliedstaaten als Grundlage verwendet.)

	Einwohner	Deponierte feste Siedlungsabfälle (kg/Ew.)	Anteil am Gesamtaufkommen fester Siedlungsabfälle (%)	Gesamtmenge deponierter fester Siedlungsabfälle (in kt)
Andalusien	8.380.000	239	55	2003
Brandenburg (einschl. Berlin)	6.070.000	6	1	36
Zypern	855.000	443	76	379
Flandern	6.516.000	4	1	26
Malta	440.000	564	80	248
Niederlande	16.901.000	5	1	85

Abbildung 3: Daten zur Deponierung fester Siedlungsabfälle im Territorium der COCOON-Partner nach [8].

Zur Ergänzung: Im Berichtszeitraum lag die Menge der auf Deponien abgelagerten festen Siedlungsabfälle in Tschechien bei 282 kg/(Ew. und a) und in der Slowakei bei 207 kg/(Ew. und a), was 56% (Tschechien) bzw. 66% des Gesamtaufkommens an festen Siedlungsabfällen ausmacht.

Die folgende Darstellung enthält Angaben zur Gesamtmenge der deponierten Abfälle in den COCOON-Partnerregionen.

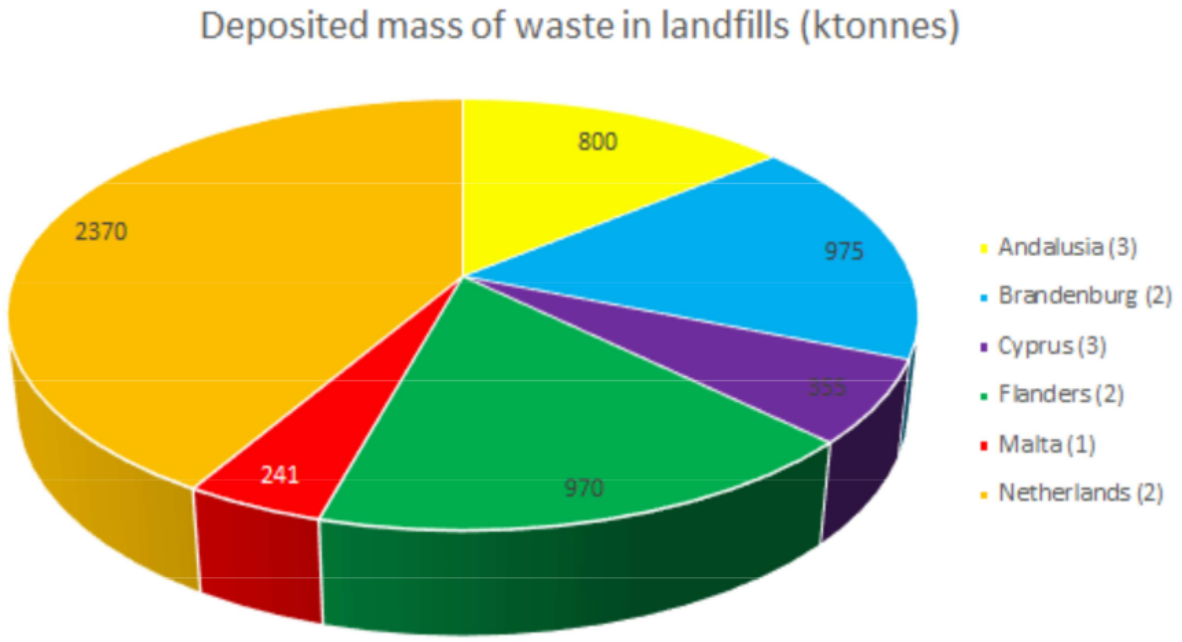


Abbildung 4: Gesamtmenge deponierter Abfälle im Territorium der COCOON-Partner (aus [8]).

Welche Schlussfolgerungen kann man aus diesem Zahlenmaterial ziehen?

Der Stand der Entwicklungen der Abfallwirtschaften hin zu Kreislaufwirtschaften differiert zwischen den COCOON-Partnern stark. In Flandern, den Niederlanden und Brandenburg handelt es sich bei der überwiegenden Menge der auf Deponien abgelagerten Abfälle um andere Abfälle als feste Siedlungsabfälle (mineralische Abfälle aus dem Bauwesen und der Industrie). In den kleinen Inselstaaten Malta und Zypern werden dagegen wenige oder gar keine ande-

ren als feste Siedlungsabfälle auf den Deponien abgelagert. (Die von Andalusien gelieferten Zahlen sind widersprüchlich.)

Auch aus der Zahl der noch betriebenen und der bereits gesicherten Deponien lassen sich gewisse Schlussfolgerungen ziehen.

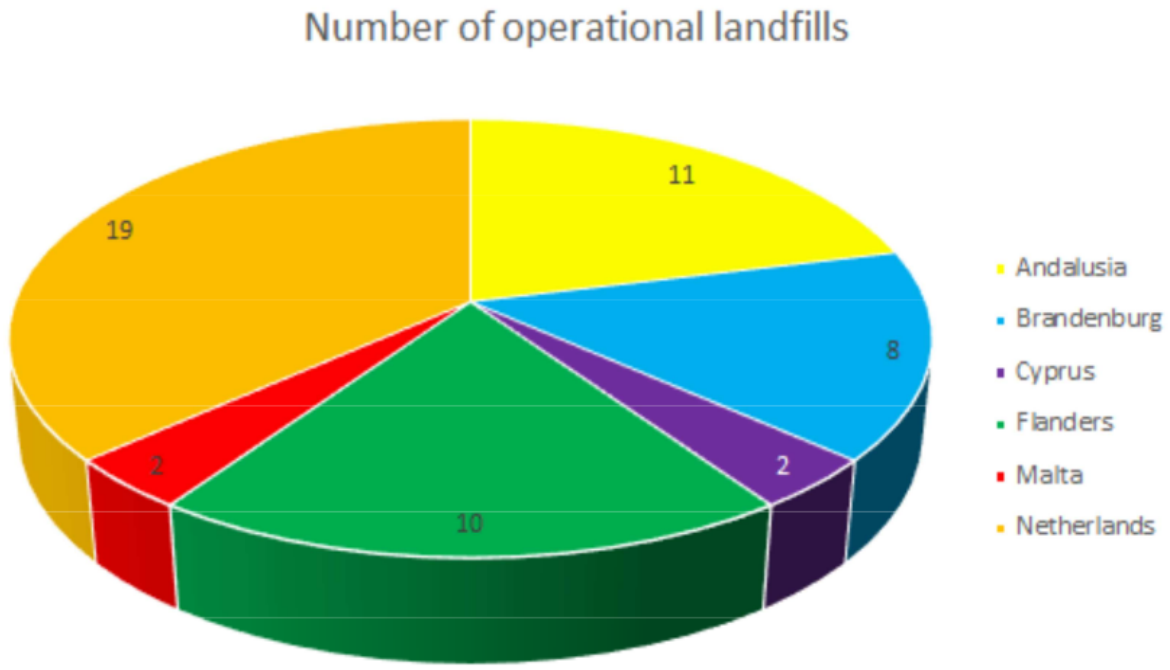


Abbildung 5: Anzahl betriebener Deponien im Territorium der COCOON-Partner (aus [8]).

Die Zahl der noch betriebenen Deponien ist in allen Partnerregionen klein. Das lässt sich dahingehend interpretieren, dass sich alle Partner auf dem Weg zur Deponie3.0 befinden.

Differenzierter fällt die Bewertung zu den stillgelegten Deponien aus.

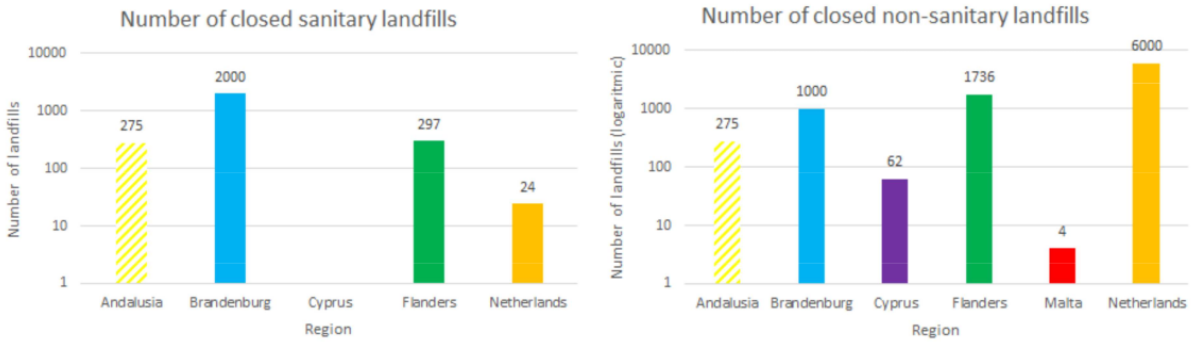


Abbildung 6: Anzahl geschlossener sanierter und nicht sanierter Deponien im Territorium der COCOON-Partner (aus [8]).

Die Angabe gerundeter oder unklarer Zahlen (Niederlande, Brandenburg, Andalusien) lässt zunächst die Vermutung aufkommen, dass genaue Angaben nicht vorliegen. In Zypern ist noch keine stillgelegte Deponie saniert, die von den Niederlanden genannte Zahl erstaunt.

(Zur Angabe „Brandenburg“: Das Abfallwirtschaftsprogramm Brandenburg 1997 gibt mit 5.193 festgestellten Ablagerungsstandorten eine sehr genaue Zahl an. Schwierig fällt die Unterscheidung zwischen in den Geltungsbereich des Abfallrechts fallende Deponien und in den

Geltungsbereich des Bodenschutzrechts fallende Altablagerungen, die vom Ende der Abfallablagerung – nach oder vor dem 01.07.1990 – abhängt. Diese Feststellung ist im Einzelfall schwierig, weshalb der Autor eine Schätzzahl angegeben hat.)

Der Autor konnte sich während der COCOON-Meetings von den Bemühungen der Projektpartner überzeugen, die betriebenen Deponien dem Standard der Europäischen Deponierichtlinie anzupassen (das schließt auch die Errichtung von Behandlungsanlagen ein) und stillgelegte Deponien zu sanieren. Die besichtigten Deponien und Anlagen brauchen überwiegend den Vergleich mit dem Stand der Technik nicht zu scheuen [9, 10, 11].

Abbildung 7: Stillgelegte und sanierte Deponie Puente Genil in Andalusien (aus [9]).

Die COCOON-Projektmitglieder zogen folgende Schlussfolgerungen bzw. gaben in [8] folgende Empfehlungen:

1. Die Anforderungen der EU-Deponierichtlinie werden von den zuständigen Stellen in jedem Mitgliedstaat umgesetzt. Unterschiedliche Zeitrahmen für die Umsetzung wurden festgestellt.

2. Die Informationen über geschlossene Deponien befinden sich nicht auf gleichem Niveau wie für die betriebenen Deponien. Für diese geschlossenen Deponien gibt es kein konsequentes Überwachungssystem. Jeder der Partner wies darauf hin, dass spezifische Regelungen vorhanden seien, die jedoch nicht in jedem Fall untereinander oder mit den Deponie- oder Abfallbewirtschaftungsgesetzen (z. B. Bodensanierungsgesetz, Brownfield Act) korrespondieren.

3. Es ist wichtig zu beachten, dass die vor der Umsetzung der EU-Richtlinie geschlossenen Deponien nicht in den Geltungsbereich der Richtlinie fallen. Für geschlossene Deponien hat diese Richtlinie hat nur eine beratende Funktion.

4. Das derzeitige Wissen über die geschlossenen Deponien ist unbefriedigend. Die Erfahrungen zeigen, dass die Einführung einer modernen Abfallwirtschaft nicht möglich ist, wenn die weitere Nutzung von offiziell geschlossenen Deponien nicht konsequent verhindert wird und diese Deponien nicht saniert werden. Die EU sollte Maßnahmen zur Erhebung von Daten über geschlossene Deponien und deren Sanierung in allen Mitgliedstaaten fördern.

4 Diskussion mit Blick auf andere Staaten

Das deponietechnische Regelwerk in den Niederlanden weicht in 2 bemerkenswerten Sachverhalten vom deutschen Regelwerk ab. Die rechtlichen Grundlagen der Nachsorge finden sich im Environmental management act. Die Anforderungen an die Durchführung der Nachsorge sind im Kapitel 8 und die finanziellen Regelungen im Kapitel 15 festgelegt. (Eine vollständige Auflistung der in den Niederlanden und Belgien für Deponien geltenden Rechtsnormen enthält [8].)

Jeder Deponiebetreiber in den Niederlanden muss Mitglied in einer Fondgesellschaft werden, die die Nachsorge der Deponien übernimmt. Träger der Fondgesellschaften sind jeweils die Provinzen. Die Deponiebetreiber müssen finanzielle Mittel in einer von den Provinzen festgelegten Höhe in den Fond einzahlen, so dass die Nachsorge der Gesamtheit der Deponien in der Provinz einschließlich eventueller Reparaturarbeiten zeitlich unbegrenzt bestritten werden können. Von dieser Regelung sind alle Deponieinhaber, auch die öffentlich-rechtlichen, betroffen, denn nach Auskunft der niederländischen Kollegen können gemäß niederländischem Recht auch öffentlich-rechtliche Deponieinhaber insolvent werden [12].

Nach Auffassung des Autors bietet diese Regelung gegenüber der deutschen Praxis eine Reihe von Vorteilen.

- Die Durchführung der Nachsorge ist nicht mehr vom finanziellen Leistungsvermögen und vom finanziellen Leistungswillen des einzelnen Deponieinhabers abhängig.
- Insolvenzen einzelner Deponiebetreiber werden abgefedert und belasten nicht die öffentliche Hand.
- Die Lasten der Nachsorge werden von der Gemeinschaft der Deponiebetreiber der jeweiligen Provinz getragen. Das mag für einzelne Deponiebetreiber belastend und für andere entlastend wirken, insgesamt dürfte die finanzielle Belastung des einzelnen Deponiebetreibers geringer ausfallen als wenn jeder einzelne Deponiebetreiber das finanzielle Risiko allein trägt. Insoweit ähnelt das Fondmodell einer Versicherung.
- Die Durchführung der Nachsorge wird in den Rang einer staatlichen Aufgabe erhoben und ist somit klar geregelt und auf lange Zeit gesichert.

Selbstverständlich geht die Umsetzung der Regelungen nicht ohne Probleme über die Bühne. So ist die Höhe der abzuführenden Mittel ständiger Diskussionspunkt zwischen Provinz und Deponiebetreiber (die niederländischen Kollegen haben in ihrem Vortrag keine Absolutbeträge genannt). Auch gehen die Provinzen nicht einheitlich vor.

Auf der Basis einer als Greendeal „sustainable landfill management“ (2015) bezeichneten Regelung wird angestrebt, durch Behandlung des Deponiekörpers (Belüftung, Infiltration von Wasser), den Deponiekörper soweit zu inertisieren, dass die Sicherung der Deponien unter Verzicht auf eine Oberflächenabdichtung (oder zumindest sollen die Anforderungen vereinfacht werden) durchgeführt werden kann. Der Deal besteht also in „Deponiekörperbehandlung gegen Verzicht auf Oberflächenabdichtung“. Dazu laufen 3 Pilotprojekte, deren Ergebnisse 2026 vorliegen sollen [13].

Der technische Ansatz ähnelt sehr dem in [6] vorgeschlagenen und den im Rahmen der Nationalen Klimaschutzinitiative geförderten Maßnahmen zur in-situ-Stabilisierung der Deponien in Deutschland.

Es erscheint dem Autor lohnenswert, die Arbeit der niederländischen Kollegen zu verfolgen. Interessant dürfte die Klärung solcher Fragen sein, wie weit der biologische Abbau vorangetrieben werden soll, um welche „Belohnung“ in Form der Reduzierung der Oberflächenabdichtung zu erhalten. Auch ist der Erfolg der Pilotprojekte von Interesse.

In Belgien orientiert man sich, gestützt auf einige gesetzliche Grundlagen der flandrischen Regionalregierung (Soil remediation decree) sehr stark auf den Rückbau von Deponien. Die Motive, Deponierückbauprojekte durchzuführen, können folgende sein:

- Beseitigung einer von der Deponie ausgehenden Gefahr;
- Deponierückbau als Alternative zur herkömmlichen Sicherung;
- Gewinnung von Rohstoffen und Materialen (Landfill mining);
- Gewinnung von Grund und Boden in einem Land mit intensiver Flächennutzung.

Fakt ist, dass durch das Verschwinden einer Deponie auch deren Gefährdungspotential verschwindet. Insbesondere dann, wenn damit einher auch die Vernichtung des Schadstoffpotentials der Abfälle geht, stellt der Deponierückbau eine überlegenswerte Alternative zur Sicherung durch Oberflächenabdichtung und damit einen denkbarer Weg zur Deponie4.0 dar. Aber auch die Verlagerung des Schadstoffpotentials an einen besser zu sichernden oder weniger sensiblen Standort kann eine Verbesserung der Situation darstellen. Der Rückbau einer Deponie ist zwar die nachhaltigere, aber auch bedeutend teurere Variante der Deponiesanierung.

Die belgischen Kollegen in Kooperation mit wissenschaftlichen Einrichtungen anderer Mitgliedstaaten der EU sehen in den Deponien ein bedeutendes Rohstoffpotential („Landfill mining“). Auch hat die Gewinnung von Grund und Boden in einem dicht besiedelten Land wie Belgien einen höheren Stellenwert als beispielsweise in Brandenburg. Sie stimmen mit ihren deutschen Kollegen aber auch in der Bewertung überein, dass der Deponierückbau als Methode zur Gewinnung von Rohstoffen gegenwärtig nicht wirtschaftlich ist.

In Deutschland ist das Thema Deponierückbau mit dieser Feststellung im Wesentlichen erledigt gewesen.

In Belgien jedoch werden umfangreich Forschungsvorhaben, überwiegend gefördert durch Mittel der Europäischen Union, initiiert, die das Ziel haben, die Wirtschaftlichkeit des Deponierückbaus zu verbessern („Enhanced landfill mining“). Dies soll durch verbesserte Aufbereitungstechnologie und Untersuchungsmethoden zur Abfallzusammensetzung erfolgen. Als Grundlage eines erfolgreichen Deponierückbaukonzeptes wird die gründliche Erkundung der Deponie gesehen [14].

Darüber hinaus betrachtet Belgien den Deponierückbau als Bestandteil eines „Enhanced landfill management“, also eines verbesserten Deponiemanagements. Neben der Möglichkeit der Nutzung des Rohstoffpotentials soll der Deponierückbau als Sanierungsvariante etabliert werden. Es sollen Entscheidungshilfen entwickelt werden, die außer dem Deponieinhalt auch das Deponieumfeld berücksichtigen und Deponieinhabern und zuständigen Behörden ermöglichen sollen, das geeignete Sanierungsverfahren festzulegen [15].

Es bleibt spannend zu beobachten, wie sich diese alternative Variante der Deponiesanierung neben der klassischen und in Deutschland zur Perfektion getriebenen Sanierungsvariante der Einkapselung entwickeln wird.

Die belgischen Kollegen arbeiten mit Vertretern des Europäischen Parlaments zusammen und haben auch versucht, den Deponierückbau im Rahmen des Europäischen Abfallrechtpakets in der Europäischen Deponierichtlinie zu implementieren. Dies scheiterte jedoch im Rahmen des sogenannten Trilog-Verfahrens. Aus Sicht des Autors ist die Haltung der Kommission

in dieser Frage nachvollziehbar. Die Furcht, Staaten, die sich mit Mühe auf dem Weg von der Deponie2.0 zur Deponie 3.0 gemacht haben, mit Elementen der Deponie4.0 zu verschrecken und damit das gesamte Regelungspaket scheitern zu lassen, erscheint real.

Der unterschiedliche Entwicklungsstand der Abfallwirtschaften allgemein und des Standes des Deponiewesens speziell muss bei der Rechtsetzung auf EU-Ebene berücksichtigt werden.

Aus der Sicht des Autors wäre folgendes Vorgehen der EU-Kommission zu begrüßen:

- Der Stand der Technik der Deponien, insbesondere der Stilllegung von Deponien, sollte in der Europäischen Deponierichtlinie erhöht und die Anforderungen konkretisiert werden.
- Maßnahmen und Programme zur Erfassung, Kartierung und Sanierung derjenigen Deponien, die nicht in den Geltungsbereich der EU-Deponierichtlinie fallen, sollten durch Förderprogramme finanziell unterstützt und im Rahmen von Workshops, Propagierung von Best practices examples und ähnlichem bekannt gemacht werden.
- Maßnahmen und Programme, die im Rahmen des „Enhanced landfill management“ den Weg zur Deponie4.0 zeigen, sollten ebenfalls durch Förderprogramme finanziell unterstützt und im Rahmen von Workshops usw. bekannt gemacht werden.

Die Erfahrungen des Autors aus der Teilnahme am COCOON-Projekt bestehen darin, dass auch zur Verbesserung des Deponiewesens in Deutschland ein Blick über den eigenen Tellerrand nicht schadet.

Literaturverzeichnis

[1] *Richtlinie 1999/31/EG des Rates vom 26. April 1999 über Abfalldeponien, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 182/1 vom 16.07.1999*

[2] *First Seminar about Enhanced landfill mining*. `http://www.eurelco.org`. – 20. October 2015, European parliament

[3] STIEF, Klaus: *Das Multibarrierenkonzept als Grundlage von Planung, Bau, Betrieb und Nachsorge von Deponien Müll und Abfall, Heft I*. 1986. – Erich Schmidt Verlag Berlin

[4] BILITEWSKI, B. ; HÄRDTLE, G. ; MAREK, K.: *Abfallwirtschaft, 2. Auflage*. 1994. – Springer Verlag, S. 124 ff

[5] *Verordnung über Deponien und Langzeitlager*. – Deponieverordnung DepV vom 27.April 2009 (BGBl. I S. 900), zuletzt geändert durch Artikel 2 der Verordnung vom 27. September 2017 (BGBl. I S. 3465)

[6] STEGMANN, Rainer ; HEYER, Kai-Uwe ; HUPE, Karsten ; WILLAND, Achim: *Deponienachsorge – Handlungsoptionen, Dauer, Kosten und quantitative Kriterien für die Entlassung aus der Nachsorge*. – Abschlussbericht des UFOPLAN-Vorhabens 204 34 237

[7] FABIAN, Falk: *Eckpunkte zur Entlassung von Deponien aus der Nachsorge – was ist zu beachten?*. – 28. Karlsruher Deponie- und Altlastenseminar 2018, 18./19.10.2018, Tagungsband

[8] *Report on mapping – analysis of the March 2017 COCOON questionnaire*. – COCOON-Dokumente (intern) – wird auf Wunsch gern geliefert

[9] FALZON, Clyde: *Qortin landfill*. – 3^{th} IEoE-Meeting, Project COCOON, 26^{th} September 2017, Potsdam

[10] AUTOR NICHT GENNANT: *Waste management facility Montalban*. – 4^{th} IEoE-Meeting, Project COCOON, 18^{th} February 2018, Montalban

[11] LÓPEZ, G. C.: *Financing of LfM projects through ERDF OP Andalucia 2014 - 2020*. – 6^{th} IEoE-Meeting, Project COCOON, 26^{th} September 2018, Nicosia

[12] MARS, J. F.: *Finance of aftercare*. – 6^{th} IEoE-Meeting, Project COCOON, 26^{th} September, Nicosia

[13] MARS, J. F.: . – 2^{th} IEoE-Meeting, Project COCOON, 31^{th} May, Marsascala (Malta)

[14] WINTERSTETTER, A. ; WILLE, E. ; NAGELS, P. ; FELLNER, J.: *A ressource classification framework for old landfills in Flanders*. – (Project RECLAF)

[15] WINTERSTETTER, A. ; WILLE, E. ; NAGELS, P. ; FELLNER, J.: *Decision making guidelines for mining historic landfill sites in Flanders*. – Waste management 77 (2018), 225-237, Elsevier Ltd.

Legislativní změny v oblasti skládkování odpadů na úrovni EU a ČR

Veränderungen in der Gesetzgebung der Abfallablagerung auf Ebene der EU sowie der Tschechischen Republik

Jan Maršák[1]

Abstrakt

Evropská komise předložila tzv. balíček k oběhovému hospodářství (circular economy package) v prosinci roku 2015. Legislativní návrhy, které se dotkly šesti různých směrnic pro odpadový a obalový sektor – směrnici o odpadech, směrnici o skládkách odpadů, směrnici o obalech a směrnice k výrobkům s ukončenou životností – byly schváleny po dlouhém projednávání v květnu 2018. Prioritní oblastí, na kterou se balíček pro oběhové hospodářství soustředí, bylo omezení skládkování komunálních odpadů a zlepšení nakládání s nimi. Po schválení na evropské úrovni bude následovat transpozice do českého právního řádu.

Kurzfassung

Im Mai dieses Jahres wurde auf EU-Ebene endgültig das sog. „Kreislaufwirtschaftspaket“ beschlossen. Es handelt sich um eine Reihe von Veränderungen europäischer Richtlinien im Bereich der Abfallbehandlung. Das Deponieren von Abfällen betreffen insbesondere Veränderungen der Richtlinie 98/2008 sowie der Richtlinie 31/1999. In der ersten Richtlinie werden neue Ziele für das Recycling von kommunalen Abfällen festgelegt. Im Jahre 2025 sollten 55%, im Jahre 2030 60% und im Jahre 2035 65% kommunaler Abfälle recycelt werden. Im Kontext der Tschechischen Republik, wo den letzten Daten von 2016 nach 38% der Kommunalabfälle recycelt und 45% deponiert wurden, wird die Erreichung dieser Ziele eine nicht einfache Aufgabe sein. Es wird gerade der Anteil des Deponierens, zu dessen Ungunsten der Anteil des Recycelns erhöht werden muss. In der Richtlinie über Abfalldeponien werden zwei wichtige Ziele festgelegt. Das erste Ziel ist ein Verbot des Deponierens recycelbarer Abfälle ab 2030, das zweite eine Einschränkung des Deponierens von kommunalen Abfällen auf 10% im Jahre 2035. Für das Erreichen dieser Ziele wurden in der Tschechischen Republik bereits Teilschritte unternommen, wie zum Beispiel die Einführung einer getrennten Sammlung von biologisch abbaubaren Abfällen und Metallen in Gemeinden, die Einführung des Verbotes recycelbaren und verwertbaren Abfall ab 2024 zu deponieren etc. Um diese Ziele auch tatsächlich erreichen zu können, müssen weitere Maßnahmen ergriffen werden, wie zum Beispiel eine Erhöhung der Gebühren für die Ablagerung von Abfällen auf Deponien und eine richtige Einstellung von Kriterien, unter denen eine Deponierung von Abfällen nicht möglich sein wird.

[1]Ministerstvo životního prostředí, Vršovická 65, 10010 Praha 10, Jan.Marsak@mzp.cz

1 Balíček k oběhovému hospodářství 2015

Dne 2. prosince 2015 EK představila nový balíček k oběhovému hospodářství (tzv. circular economy package)[1], jehož součástí jsou následující dokumenty:

- Sdělení Komise Evropskému parlamentu, Radě, Evropskému hospodářskému a sociálnímu výboru a Výboru regionů – Uzavření cyklu – Akční plán EU pro oběhové hospodářství - COM(2015) 0614 final,
- Návrh směrnice, kterou se mění směrnice 94/62/ES o obalech a obalových odpadech - COM(2015) 0596 final,
- Návrh směrnice, kterou se mění směrnice 1999/31/ES o skládkách odpadů - COM(2015) 0594 final,
- Návrh směrnice, kterou se mění směrnice 2000/53/ES o vozidlech s ukončenou životností, směrnice 2006/66/ES o bateriích a akumulátorech a odpadních bateriích a akumulátorech a směrnice 2012/19/EU o odpadních elektrických a elektronických zařízeních - COM(2015) 0593 final,
- Návrh směrnice, kterou se mění směrnice 2008/98/ES o odpadech - COM(2015) 0595 final.

Po rozsáhlém projednávání se podařilo změny definitivně schválit v květnu 2018 a následně byly publikovány v Oficiálním věstníku Evropské unie:

- Směrnice, která mění směrnici o odpadech - 2018/851/EU,
- Směrnice, která mění směrnici o obalech - 2018/852/EU,
- Směrnice, která mění směrnici o skládkách odpadů - 2018/850/EU,
- Směrnice, kterou se mění směrnice 2000/53/ES o vozidlech s ukončenou životností, 2006/66/ES o bateriích a akumulátorech a odpadních bateriích a akumulátorech a 2012/19/EU o odpadních elektrických a elektronických zařízeních – 2018/849/EU.

Změny jednotlivých směrnic jsou platné od 4. července 2018.

2 Změny směrnice o odpadech (směrnice 2018/851/EU)

- Definice – hlavní definice budou ve směrnici o odpadech:
  - komunální odpad,
  - nikoli nebezpečný odpad (ostatní odpad),
  - stavební odpad,
  - biologický odpad,
  - potravinový odpad,
  - materiálové využití,
  - zasypávání,
  - systém rozšířené odpovědnosti výrobce,
  - a další.
- Cíl pro recyklaci komunálních odpadů:

[1] `http://ec.europa.eu/environment/circular-economy/index_en.htm`

  - 55% v roce 2025,
  - 60% v roce 2030,
  - 65% v roce 2035 (cíl bude předmětem revize v roce 2028).
- Rozšířená odpovědnost výrobců:
  - Podrobné požadavky na systémy rozšířené odpovědnosti výrobců – transparentnost, geografické pokrytí a další.
  - Ekomodulace – rozlišování výše poplatků výrobců na základě recyklovatelnosti výrobků.
- Výpočet cílů recyklace:
  - Vstup do finální recyklace nebo výstup z třídění (po odečtení výmětů).
- Konec odpadů a vedlejší produkty:
  - Bližší specifikace postupu ohledně vedlejších produktů a konce odpadů.
  - Konec odpadů – odpovědnost osob, které uvádí výrobek z odpadů na trh.
- Třídění komunálních odpadů:
  - Povinné třídění bioodpadu - do 31. 12. 2023.
  - Povinné třídění textilu – zavést do 1. ledna 2025.
  - Povinné třídění nebezpečných složek komunálních odpadů – do 1. ledna 2025.
- Strategie:
  - Bližší požadavky na plány odpadového hospodářství.
  - Specifický plán pro omezování potravinových odpadů.
- Littering (odhazování odpadků):
  - Opatření proti odhazování odpadků a zahrnutí těchto opatření do příslušných plánů pro nakládání s odpady.
- Mechanicko-biologické úpravy:
  - Balíček varuje před uzavíráním komunálních odpadů v jednoduchých technologiích mechanicko-biologických úprav.
  - Od roku 2027 nebude umožněno započítávat biologickou frakci vystupující z MBÚ do recyklace.

3 Změny směrnice o obalech (směrnice 2018/852/EU)

- Definice:
  - kompozitní obal,
  - opakovaně použitelné obaly.
- Výpočet cílů recyklace:
  - Vstup do finální recyklace nebo výstup z třídění (po odečtení výmětů).
- Cíle pro obalové materiály:

  - nejpozději 31. prosince 2025 bude alespoň 65 % hmotnosti veškerých obalových odpadů recyklováno,
    * 50 % plastů;
    * 25 % dřeva;
    * 70 % železných kovů;
    * 50 q
    * 70 % skla;
    * 75 % papíru a lepenky;
  - nejpozději 31. prosince 2030 bude alespoň 70 % hmotnosti veškerých obalových odpadů recyklováno
    * 55 % plastů;
    * 30 % dřeva;
    * 80 % železných kovů;
    * 60 % hliníku;
    * 75 % skla;
    * 85 % papíru a lepenky.

4 Změny směrnice o skládkách odpadů (směrnice 2018/850/EU)

- Definice:
  - Přímé odkazy na směrnici o odpadech u hlavních pojmů.
  - Pojem „odloučeného sídliště“.
- Cíle:
  - Členské státy usilují o zajištění toho, aby od roku 2030 nebyl přijímán na skládku žádný odpad vhodný k recyklaci nebo jinému využití, zejména komunální odpad, s výjimkou odpadu, u něhož skládkování vede k nejlepšímu výsledku z hlediska životního prostředí v souladu s článkem 4 směrnice 2008/98/ES.
  - Redukční cíl pro skládkování komunálních odpadů – skládkovat bude možné v roce 2035 10% z produkce komunálních odpadů.
- Revize:
  - Do 31. prosince 2024 Komise přezkoumá cíl stanovený v odstavci 5 s cílem jej zachovat nebo případně snížit, zvážit kvantitativní cíl pro skládkování na obyvatele a zavést omezení týkající se skládkování i jiných nikoliv nebezpečných odpadů než komunálního odpadu. Za tímto účelem Komise předloží Evropskému parlamentu a Radě zprávu, ke které případně připojí legislativní návrh.
- Výpočet cílů skládkování komunálních odpadů:
  - Odpad uložený přímo na skládky.
  - Jako skládkovaný odpad bude započítáván rovněž výstup z mechanicko-biologických úprav komunálních odpadů, který směřuje na skládky.

5 Transpozice legislativních změn v balíčku k oběhovému hospodářství

Členské státy mají lhůtu 24 měsíců od platnosti změněných směrnic na transpozici do národních legislativ.

6 Dopady schválení balíčku k oběhovému hospodářství na legislativu ČR

Balíček k oběhovému hospodářství bude transponován v České republice do:

- nového zákona o odpadech,
- nového zákona o výrobcích s ukončenou životností,
- novely zákona o obalech.

6.1 Priority nového zákona o odpadech

1. Zlepšení naplňování hierarchie nakládání s odpady v ČR.
2. Maximální legislativní podpora zvýšení recyklace odpadů a oběhového hospodářství.
3. Legislativní podpora pro další odklon využitelných a recyklovatelných odpadů ze skládek.
4. Umožnit splnění povinností ČR ze směrnic EU.
5. Omezení nelegálního nakládání s odpady.
6. Sjednocení podmínek pro nakládání odpady a jejich lepší vymahatelnost.
7. Zpřehlednění přechodu odpad/neodpad.
8. Zpřísnění podmínek provozu mobilních zařízení.
9. Posílení ekonomických nástrojů (poplatky za ukládání odpadů na skládky).
10. Posílení možností pro zavedení motivačních plateb za odpad pro občany (systém PAYT).

Schválený balíček k oběhovému hospodářství přináší dlouhodobou perspektivu pro směřování nakládání s komunálním odpadem – cíle recyklace až do roku 2035 a omezení skládkování zejména komunálních odpadů. Balíček rovněž jednoznačně posiluje orientaci na primární třídění (nové povinnosti a třídění nových odpadových toků) a varuje před uzavíráním komunálních odpadů na skládkách, ve spalovnách (bez využití energie) a v jednoduchých technologiích mechanicko-biologických úprav. První zvýšené cíle pro recyklaci komunálních odpadů jsou nastaveny již pro rok 2025 (55%). Schází pouze 7 let k navýšení recyklace komunálních odpadů o 17% (v roce 2017 38%). K těmto cílům je nyní nezbytné orientovat legislativní prostředí.

6.2 Omezování ukládání odpadů na skládky

Ve vztahu k prosazování přechodu na oběhové hospodářství je zásadním přístupem Ministerstva životního prostředí realizovat takové kroky, které povedou zejména k omezování skládkování využitelných a recyklovatelných odpadů. Zde se ukazuje jako velmi přínosné, že byly do české legislativy odpadového hospodářství již implementovány některé nástroje, které budou skládkování omezovat:

- povinný oddělený sběr vybraných složek komunálních odpadů – papír, plasty, sklo, kovy a biologicky rozložitelné komunální odpady (celoroční sběr od roku 2019),
- oddělený sběr potravinových olejů a tuků od roku 2020,
- zákaz skládkování vybraných druhů odpadů od roku 2024,
- parametry výstupů z úprav směsných komunálních odpadů (výhřevnost, AT 4).

Skládkování odpadů bude jednoznačně částí odpadového hospodářství, která by měla být poměrně radikálně utlumována oproti současnému rozsahu prostřednictvím strategických, legislativních, ekonomických a dalších nástrojů. Skládkování odpadů, nejenže je nevhodné z hlediska životního prostředí, nepřináší pracovní místa, ale jedná se rovněž o neefektivní plýtvání surovinami.

Značný prostor ovšem existuje pro ekonomická opatření, která se vztahují ke skládkování, zejména se jedná o zvýšení poplatku za ukládání odpadů na skládky[2]. To by mělo být předmětem nového zákona o odpadech, který připravuje Ministerstvo životního prostředí.

Evropská komise adresovala České republice opakovaná upozornění, že je nutné změnit způsob nakládání s komunálními odpady a to zejména prostřednictvím změny poplatku za ukládání odpadů na skládky a podporou vyšších pater hierarchie nakládání s odpady:

- EC Recommendations (2012) – Increase progressively the existing landfill tax to divert waste from landfill.
  (http://ec.europa.eu/environment/waste/framework/pdf/CZ_Roadmap_FINAL.pdf)
- Country report EK (2016) - The rate of tax on landfill is deemed too low to support the waste hierarchy.
  (http://ec.europa.eu/europe2020/pdf/csr2016/cr2016_czech_en.pdf).
- Country report EK (2017) - Česká republika stále čelí značným výzvám v oblasti životního prostředí, zejména pokud jde o skládkování odpadů.
  (https://ec.europa.eu/info/sites/info/files/2017-european-semester-country-report-czech-en_0.pdf).
- Country report EK (2018) – Hlavním způsobem nakládání s komunálním odpadem je i nadále skládkování.
  (https://ec.europa.eu/info/sites/info/files/2018-european-semester-country-report-czech-republic-cs.pdf).

Podle Evropské komise a Evropské agentury pro životní prostředí je korelace mezi cenou skládkování a úrovní recyklace v daném státě. Poplatky za skládkování hrají významnou roli v podpoře přechodu na vyšší úrovně hierarchie nakládání s odpady. Stejně tak jsou důležité i regulativní opatření v oblasti skládkování (zákaz skládkování některých druhů odpadů, povinné třídění složek komunálních odpadů atd.). Kombinace těchto faktorů může vést k významnému snížení množství skládkovaných odpadů.

7 Závěr

Česká republika prostřednictvím Ministerstva životního prostředí dlouhodobě podporovala schválení zásadních změn evropské legislativy v oblasti odpadového a obalového hospodářství, mimo jiné navyšování cílů pro recyklaci komunálních odpadů a rovněž nastavení časového horizontu pro zásadní omezení skládkování komunálních odpadů. Po schválení evropské legislativy bude probíhat transpozice do národních právních předpisů. Transpoziční lhůta je stanovena na 24 měsíců. V ČR prozatím zůstává nevhodná struktura nakládání s komunálními odpady. ČR stále skládkuje téměř polovinu komunálních odpadů. V roce 2017 to bylo stále 45 % z produkce komunálních odpadů, stejně jako v roce předchozím. To odpovídá 2 500 000 tun komunálních odpadů. Omezení skládkování využitelných a recyklovatelných odpadů je zásadní z hlediska

[2] K tomu rovněž viz Environmental Implementation Review z roku 2017 (http://ec.europa.eu/environment/eir/country-reports/index_en.htm); dále taktéž Zpráva o České republice publikovaná v únoru 2017(https://ec.europa.eu/info/publications/2017-european-semester-country-reports_en) a OECD Environmental Performance Review Czech Republic 2018 (http://www.oecd.org/env/country-reviews/OECD_EPR_Czech_Rep_Highlights_ENG.pdf).

dosažení zvýšených recyklačních cílů stanovených evropskou legislativou, dalšího rozvoje recyklačního průmyslu a vzniku nových pracovních míst v oblasti recyklace. MŽP bude do konce letošního roku předkládat tři zákony obsahující transpozici novelizované evropské legislativy – nový zákon o odpadech, nový zákon o vybraných výrobcích s ukončenou životností a novelu zákona o obalech.

Voda na skládkách a haldách

Wasser bei Deponien und Halden

Náchylnost zemin ve výsypkách povrchových hnědouhelných lomů SHR k vytvoření plastického jádra

Anfälligkeit der Kippenböden in den Braunkohletagebauen des Nordböhmischen Braunkohlereviers für Setzungsfließen

Jan Kurka[1], Pavel Kotva, Miloslav Nechyba[2]

Abstrakt

Kolem roku 2000 přesahovala úhrnná plocha výsypek v severočeském hnědouhelném revíru 90 km^2, celkový objem uložených hmot 3,8 miliardy m^3. Jen na výsypce Merkur s plochou cca 14 km^2 bylo uloženo přes 600 miliónů m^3 nadložních zemin. Výsypka Obránců míru dosahuje mocnosti až 150 m.

Jako plastické jádro je ve výsypkách povrchových hnědouhelných lomů označována oblast nasycených zemin měkké až kašovité konzistence, která je obklopena z technického pohledu nepropustnými vrstvami. Ty natolik zpomalují konsolidaci při sypání dalších vrstev do nadloží, že veškeré přitížení se projeví ekvivalentním nárůstem pórových tlaků. Existence plastického jádra je příčinou těch nejrozsáhlejších sesuvů výsypek v revíru. Příspěvek zkoumá podmínky, za kterých se plastické jádro může vytvořit.

Kurzfassung

Als plastischer Kern wird in Tagebauhalden der Bereich gesättigter Bodenschichten mit einer weichen bis breiigen Konsistenz bezeichnet, der von undurchlässigen Schichten umgeben ist. Durch diese wird die Konsolidierung bei der Aufschüttung weiterer überliegender, hangender Schichten verzögert. Diese Zusatzbelastung zeigt sich in einem entsprechenden Anstieg des Porendruckes. Das Vorkommen eines plastischen Kerns ist die Ursache der größten Haldenrutschungen im Revier. In dem Beitrag werden Bedingungen untersucht, unter denen sich ein plastischer Kern herausbilden kann und einige mögliche Berechnungsmethoden werden vorgestellt.

[1]AZ Consult, spol. s r.o., Klíšská 12, 40001 Ústí nad Labem, kurka.jan@email.cz
[2]GEO-TOOLS, z.s., U Mlejnku 128, 25066 Zdiby, miloslav.nechyba@geo-tools.cz

1 Úvod

Nadložní vrstvy v SHR jsou tvořené převážně jemnozrnnými třetihorními jezerními sedimenty. Těžba nadloží sloje probíhá tak, že zemina v původním neporušeném stavu na straně skrývky je rozpojena do úlomků různé velikosti, přepravena na určené místo a uložena na výsypce. Původní objem s mezerovitostí n se zvětší o mezery mezi úlomky. Objemová hmotnost sušiny na skrývce ρ_{ds} klesne na objemovou hmotnost sušiny na výsypce ρ_{dv} kvůli nakypření, přítomnosti mezer m. Zeminám uloženým v podobě úlomků na výsypku se říká zeminy s dvojí pórovitostí. Protože hustota pevných částic ρ_s se nezmění, vztahy pro výpočty platí stejně, jen je třeba upravit členy:

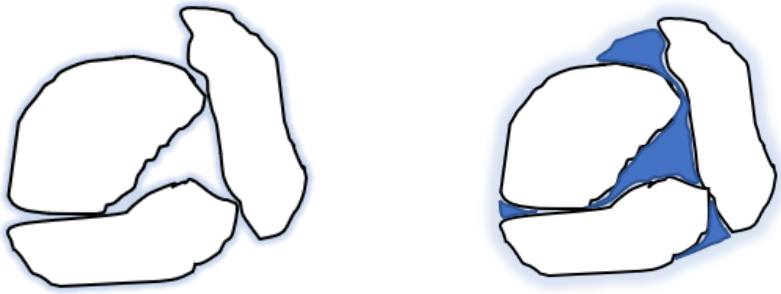
$$n = 100 \cdot \left(1 - \frac{\rho_{ds}}{\rho_s}\right)(\%)$$

$$n + m = 100 \cdot \left(1 - \frac{\rho_{dv}}{\rho_s}\right)(\%)$$

2 Plastické jádro

Za kombinace nepříznivých okolností se uvnitř výsypky může vytvořit oblast, která je konsolidačně izolovaná od okolí, a ve které jsou mezery vyplněné vodou. Postupnou degradací úlomků dochází k homogenizaci této vrstvy a výsledkem je zemina s měkkou až kašovitou konzistencí. Taková oblast se označuje jako plastické jádro.

Termín „plastické“ znamená konzistenci zemin v dané vrstvě mezi mezí tekutosti a plasticity, tedy při I_C mezi 0 a 1 (což zahrnuje konzistenci kašovitou, měkkou i tuhou). S poklesem I_C se však zvyšuje nebezpečí plynoucí z existence plastického jádra, proto se jako hranice spíše uvažuje I_C mezi 0 (resp. 0,1) a 0,5 (konzistence kašovitá a měkká). S touto hranicí je nadále počítáno. Termín „jádro“ napovídá, že se objekt nalézá uvnitř výsypky. Podmínky pro jeho vznik se však tvoří v době, kdy daná vrstva je čerstvě nasypaná a tvoří dočasný povrch výsypkového tělesa. Teprve později je překryta dalšími vrstvami a jimi je izolována od okolí. Záleží na tom, v jakém stavu se při překrývání a izolaci nachází (obrázek 1).



(a) Příznivý případ (b) Nepříznivý případ

Obrázek 1: Dva extrémní scénáře pro vznik plastického jádra 1(a) a 1(b).

3 Cíle zkoumání podmínek

Je zřejmé, že plastické jádro nevzniká ve výsypce vždy a automaticky. Naopak je k tomu zapotřebí splnění řady podmínek. Cílem zkoumání bylo po zadání známých vstupních dat stanovit pravděpodobnost (riziko) jeho vzniku. Protože v dalších výpočtech a úvahách nejsou využívány striktně pravděpodobnostní metody, je v hodnocení zkoumaná vlastnost označovaná jako náchylnost. Co je tedy určující:

- typ zemin, v čase se nemění,
  - zemina musí být jemnozrnná, obsah jemných částic f má dolní limit kolem 35%, se zvyšujícím se obsahem jemných části náchylnost poroste,
  - mez tekutosti, mez plasticity (index plasticity) zemin,
  - hustota pevných částic (víceméně konstanta kolem 2650 až 2750 kg/m^3),
- stav zemin, změní se mezi těžbou a uložením a dále se mění v čase,
  - objemová hmotnost sušiny,
  - vlhkost (konzistence) zemin,
  - pórovitost zeminy (n jako vnitřní pórovitost úlomků, m jako mezerovitost mezi úlomky),
  - stupeň nasycení (v zájmu bezpečnosti se předpokládá plná nasycenost),
  - pevnost úlomků,
- doba expozice vrstvy úlomků na povrchu,
- možnost dotace volné vody k plnění mezer mezi úlomky,
- hutnění (pojezdy auty, zakladačem, atp.), není možné obecně předpokládat jakýkoli pozitivní vliv hutnění.

Komentář: S rostoucí pevností úlomků lze předpokládat jak pozitivní (snižující riziko vzniku plastického jádra), tak negativní vlivy (vzniku plastického jádra napomáhající). Při vyšší pevnosti obvykle roste ρ_{ds} a může klesat i n, naopak pevnější úlomky vytvoří větší procento mezer (větší míru nakypření) s delší trvanlivostí a tudíž poskytují delší dobu pro dotaci mezer vodou.

Jednotlivé uvažované parametry jsou úzce provázané, ze vstupů odpovídajících reálným zeminám je tak možné usuzovat na zvyšování nebo snižování rizika s ohledem na reálnost jejich výskytu.

4 Matematické uchopení problému

Jak již bylo uvedeno, předpokládá se, že jsou k dispozici údaje o zrnitostním složení, hustotě pevných částic, váhové vlhkosti a objemové hmotnosti sušiny ρ_{ds} na vstupu (ze skrývkové strany) a konzistenčních mezích. Dále se předpokládá plná nasycenost zeminy ze skrývkové strany. Postup výpočtu logicky sleduje proces těžby a ukládání na výsypce.
Při plné saturaci platí, že

$$S_{rs} = 1 = \frac{(\rho_{ns} - \rho_{ds})}{(\rho_w \cdot n)}$$

odtud

$$n = \frac{\rho_{ds} \cdot w_s}{\rho_w} = 100 \cdot \left(1 - \frac{\rho_{ds}}{\rho_s}\right),$$

$$w_s = \frac{100 \cdot \rho_w \cdot \left(1 - \frac{\rho_{ds}}{\rho_s}\right)}{\rho_s},$$

$$I_{cs} = \frac{(w_L - w_S)}{I_P} = \frac{\left(w_L - \frac{10^5}{\rho_{ds}} + \frac{10^5}{\rho_s}\right)}{I_P},$$

$$w_L = \frac{10^5}{\rho_{ds}} - \frac{10^5}{\rho_S} + I_{cs} \cdot I_P,$$

kde

- S_{rs} je stupeň nasycení zeminy ze skrývky (-),
- ρ_{ns} je objemová hmotnost vlhké zeminy ze skrývky (kg/m^3),
- ρ_{ds} je objemová hmotnost suché zeminy ze skrývky (kg/m^3),
- ρ_w je objemová hmotnost vody (1000 kg/m^3),
- ρ_s je měrná hmotnost zrn (2700 kg/m^3),
- w_s je váhová vlhkost zeminy ze skrývky (%),
- w_L je mez tekutosti (%),
- w_P je mez plasticity (%),
- I_P je index plasticity (w_L - w_P) (%),
- I_{cs} je index konzistence zeminy ze skrývky (-).

Obdobné vztahy platí i pro zeminu na výsypce, jak již bylo zmíněno v úvodu, pórovitost n je třeba nahradit součtem $(n + m)$ vyjadřujícím celkovou hodnotu dvojí pórovitosti zahrnující i mezery mezi úlomky a u všech veličin s indexem s (skrývka) se uvede v (výsypka).

$$w_L = \frac{10^5}{\rho_{ds}} - \frac{10^5}{\rho_S} + I_{cs} \cdot I_P = \frac{10^5}{\rho_{dv}} - \frac{10^5}{\rho_S} + I_{cv} \cdot I_P$$

$$I_{cv} = I_{cs} + \frac{10^5 \cdot (\rho_{dv} - \rho_{ds})}{I_P \cdot \rho_{dv} \cdot \rho_{ds}}$$

5 Výsledky parametrických výpočtů – krok 1

Je možné provést libovolně vysoký potřebný počet parametrických výpočtů kombinujících w_L, w_P, ρ_{ds} a další související parametry k tomu, aby bylo možné stanovit náchylnost ke vzniku plastického jádra prostřednictvím vybraných parametrů I_{cv}, m a ρ_{dv}. Protože tyto parametry jsou navzájem provázané, budou pro vysoké riziko vzniku plastického jádra přijatelné pouze výsledky, kdy jsou plněna kritéria výskytu všech parametrů v optimální rovnováze. Je zřejmé, že neexistuje jednoznačný výsledek kombinace v maximální míře napomáhající vzniku plastického jádra, a že jakkoli vyjádřená náchylnost bude závislá na zvolené cílové kombinaci. Například rostoucí počáteční mezerovitost sice teoreticky sama o sobě zvyšuje riziko vzniku plastického jádra tím, že umožňuje přijmout větší množství vody do zeminy a měnit konzistenci k měkčím stavům, vede však rovněž ke snižování objemové hmotnosti. Ta se může pak posunout do oblasti nereálně se vyskytujících hodnot. Primárně jako vstupní údaj tedy například rostoucí mezerovitost napomáhá vzniku plastického jádra, pokud je však mezerovitost posuzována jako odvozená hodnota z jiného parametru, ukazuje příliš nízká hodnota m na rezervu u vstupního údaje, který je možné posunout směrem k většímu riziku. Obecně nadměrný posun jednoho z parametrů do oblasti napomáhající vzniku plastického jádra posunuje jiný parametr mimo interval reality, proto je třeba rozbor posunů parametrů na jednu či druhou stranu popsat velmi obezřetně. Užité způsoby vyhodnocení hledají vyvážené hodnoty všech vstupních i výstupních (nejčastěji tří naposledy jmenovaných, I_C, m a ρ_{dv}) parametrů mezi účinky v maximální míře zvyšujícími riziko vzniku plastického jádra a dostatečnou pravděpodobností jejich výskytu.

Cílem prvního kroku výpočtů je zjednodušeně popsáno odvodit zpětně z hodnot I_{cv}, m, ρ_{dv} (stanovených odborným odhadem v optimální kombinaci pro vznik plastického jádra) příslušné hodnoty w_L, w_P, ρ_{ds} (při ρ_s = 2700 kg/m^3 = konst.). Provést citlivostní analýzu, jaký dopad na I_{cv}; m; ρ_{dv} má změna w_L, w_P, ρ_{ds} a pokud to bude možné a odůvodnitelné upravit výchozí cílová optima I_{cv}; m; ρ_{dv}.

Ve druhém kroku je pak cílem vytvořit objektivní reprodukovatelný postup ke stanovení náchylnosti zeminy se známými parametry w_L, w_P, ρ_{ds} například tak, že procentuální přiblížení k hodnotám I_{cv}; m; ρ_{dv} stanoveným v předcházejícím kroku je u všech 3 parametrů shodné.

Pro první krok řešení dané problematiky byl zvolený algoritmus založený na úplném prohledání celého prostoru vstupních proměnných (pomocí vnořených cyklů v rozsahu od minima

do maxima s krokem Δ) při současném výpočtu hodnot výstupních proměnných pro aktuální kombinace vstupních hodnot s použitím vzorců uvedených v kapitole 4. Hodnoty indexu konzistence, vyhovující zadaným vstupním podmínkám, byly ukládány do jednotlivých řádků matice výsledné společně s příslušnými vstupními hodnotami w_L, w_P, ρ_{dv}, ρ_{ds}, n, m a I_{cv}. Dále byla stanovena podmínka $w_L > w_P$, plynoucí z požadavku nenulovosti a kladné hodnoty indexu plasticity I_P.

Tabulka 1: Vstupní proměnné výpočtu.

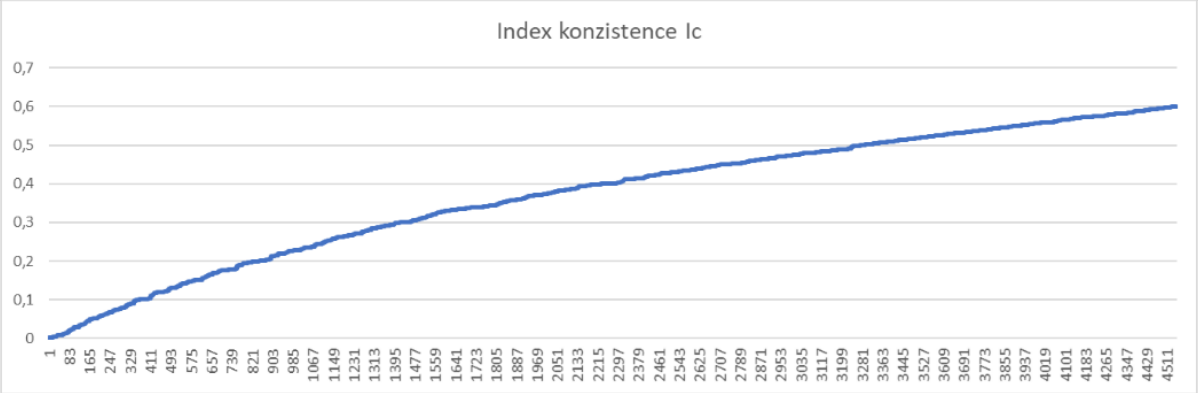
Proměnná	Označení	Jednotka	Minimum	Maximum	Krok Δ
Mez tekutosti	w_L	%	30	100	5%
Mez plasticity	w_P	%	20	60	5%
Objemová hmotnost sušiny na skrývce	ρ_{ds}	kg/m^3	1400	2000	50
Objemová hmotnost sušiny ve výsypce	ρ_{dv}	kg/m^3	950	1300	20

Na základě těchto vstupních proměnných podle tabulky 1 byly vypočteny výstupní proměnné, jejichž přehled uvádí tabulka 2.

Tabulka 2: Výstupní proměnné výpočtu.

Proměnná	Označení	Jednotka	Minimum	Maximum	Krok Δ
Objemová hmotnost pevných částic	ρ_s	kg/m^3	2700	2700	(konst.)
Index konzistence	I_{cv}	%	0,0	0,6	nestanoveno
Pórovitost	n	%	25	40	nestanoveno
Přídavná pórovitost - mezerovitost	m	%	15	35	nestanoveno

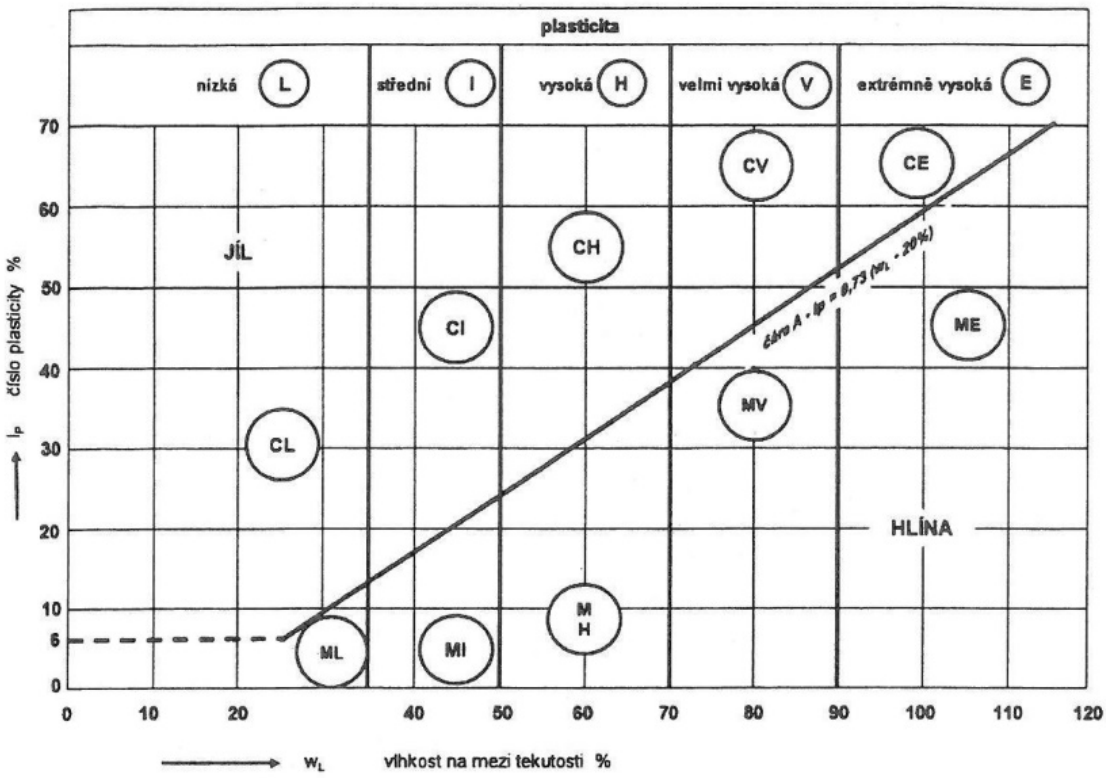
Výsledná výstupní matice má celkem 4549 řádků s kombinacemi hodnot, které vyhovovaly zadání. Setříděné výsledky z matice podle I_{cv} jsou uvedené v obrázku 2.



Obrázek 2: Setřídění výsledné matice podle I_{cv}.

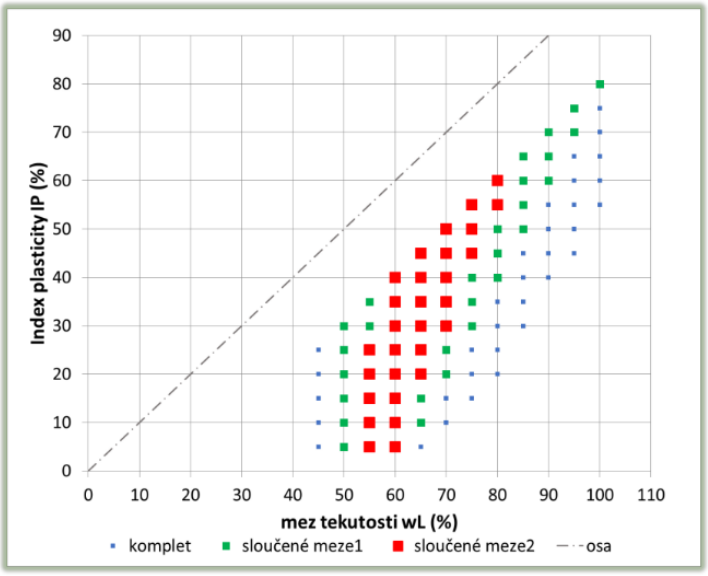
Jestliže výsledek dokážeme vypočítat, je určitým problémem jeho názorné zobrazení. Množina výsledků je tedy různými způsoby filtrována tak, aby se vyváženě zužovaly rozsahy jednotlivých parametrů. V následujícím obrázku 3 je uveden graf s osami w_L (vodorovná) a I_P (svislá), označovaný v mechanice zemin jako diagram plasticity, užívaný k zatřídění zemin. Toto užívané grafické schéma je využito jako základ pro další prezentaci výsledků.

Jeden ze způsobů názornější prezentace výsledků je právě zobrazení v grafu s výše uvedenými osami, jestliže jsou měněny požadavky na intervaly přípustných výsledných hodnot. V obrázku 4 jsou zobrazeny výsledky v bodech se souřadnicemi $(w_L; I_P)$, které vyhovují postupně se zužujícím intervalům vybraných parametrů. Modře jsou zobrazeny hodnoty z úplného



Obrázek 3: Diagram plasticity pro částice $<$ 0,5 mm (ČSN 73 6133 - CL, CI ... – symboly pro třídy zemin, viz [1]).

souboru podle tabulky 1, zeleně a červeně pak ty, které vyhovují mezím podle sloupce označeného 1, resp. 2 ve zmíněném obrázku 4. Jestliže zužujeme intervaly kolem stejného centra, bude se výsledná oblast vyhovujících výsledků centricky zmenšovat. Pokud bude zmenšování asymetrické, opět zužování bude směřovat ke zvolenému centru.



		sloučené meze		
		komplet	1	2
Icv	min	0	0,1	0,2
(-)	max	0,6	0,5	0,4
ρ_{dv}	min	950	1000	1050
kg/m3	max	1300	1200	1150
m	min	15	20	20
(%)	max	35	30	30

Obrázek 4: Sloučené meze – různé intervaly.

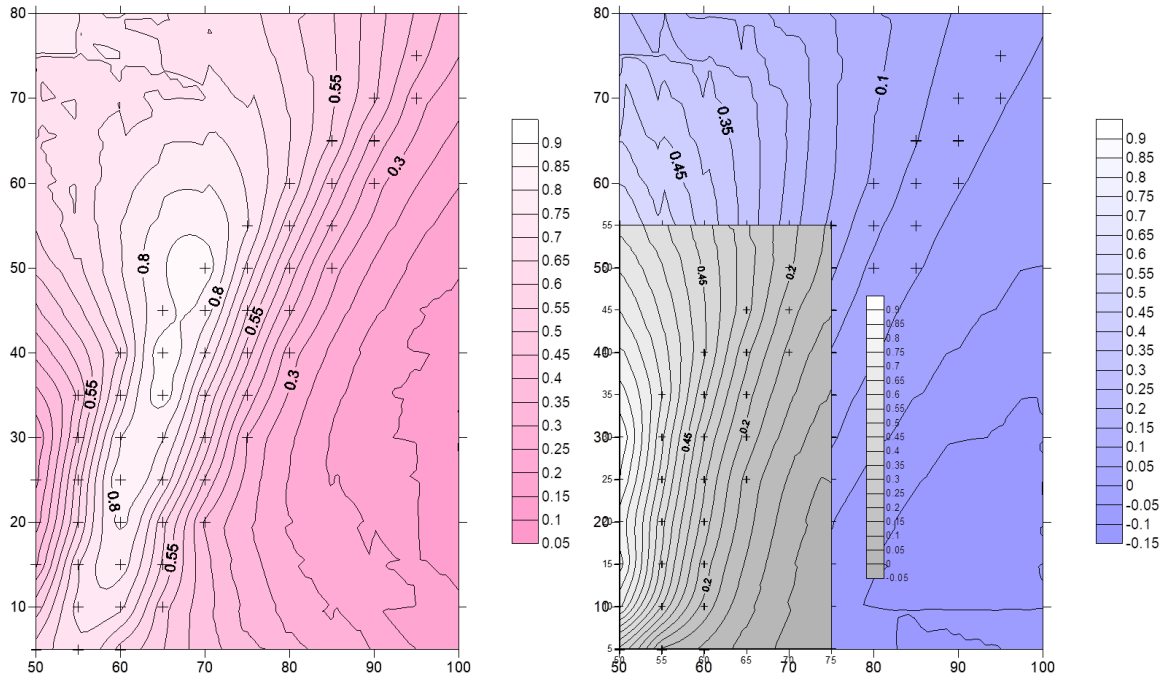
6 Kvantifikace míry náchylnosti – krok 2

Prezentace podle obrázku 4 ukazuje rozložení vyhovujících výsledků kolem zvoleného centra. Nevyjadřuje však přímo výši náchylnosti k vytvoření plastického jádra. Ke kvantifikaci náchylnosti bylo vytvořeno více alternativních postupů, z nichž dva jsou dále podrobněji popsány. Ačkoli vycházejí z poněkud odlišných výchozích pozic, výsledek je srovnatelný. První z postupů vychází z matice všech výsledků. Ve zvolených rozmezích I_{cv}, m a ρ_{dv} se vypočítají partikulární součinitele náchylnosti Ψ jako relativní vzdálenosti od zvoleného centra, přičemž centrum je možné volit ve středu intervalu, na jeho okraji nebo i v libovolném místě uvnitř intervalu. Například při m v rozmezí 15 až 35% s centrem uprostřed intervalu je

$$\Psi_m = 1 - |(m - (35 + 15)/2) / ((35 - 15)/2)|$$

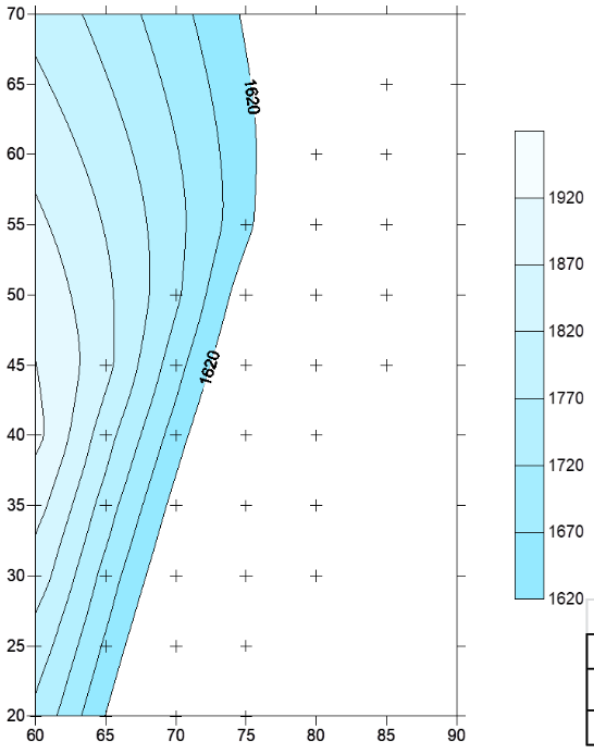
Je-li m = 15 nebo 35, vychází Ψ_m rovno 0 (nejnižší náchylnost), pro m = 25 je Ψ_m rovno 1 (nejvyšší náchylnost). Je-li m mimo zvolený rozsah, výpočet neproběhne. Součinem partikulárních součinitelů dostaneme celkový součinitel náchylnosti v rozsahu 0 až 1.

Na obrázku 5 je uveden výsledek výpočtu součinitelů náchylnosti v grafu s osami w_L (vodorovná) a I_P (svislá). Izočáry ukazují soustředění nejvyšších součinitelů podle toho, zda centrum bylo zvoleno uprostřed intervalu (levá část, růžová barva) nebo na okraji. V pravé části obrázku 5 je uvedena kombinace zvolených center pro jednotlivé parametry, pro I_{cv} a ρ_{dv} je zvolené centrum na okraji intervalu u nižší hodnoty, pro m je centrum uprostřed intervalu. Modrá část zobrazuje všechny hodnoty Ψ z intervalu (0; 1), šedá část z intervalu (0,13; 1). Výsledek je prakticky shodný, protože smysluplný výsledek se nachází pouze v oblastech vyznačených křížky (obdobná oblast jako na obrázku 4).



Obrázek 5: Izočáry shodných součinitelů Ψ pro maximum volené v centru nebo na okraji intervalu; na vodorovné ose je w_L (%), na svislé I_P (%).

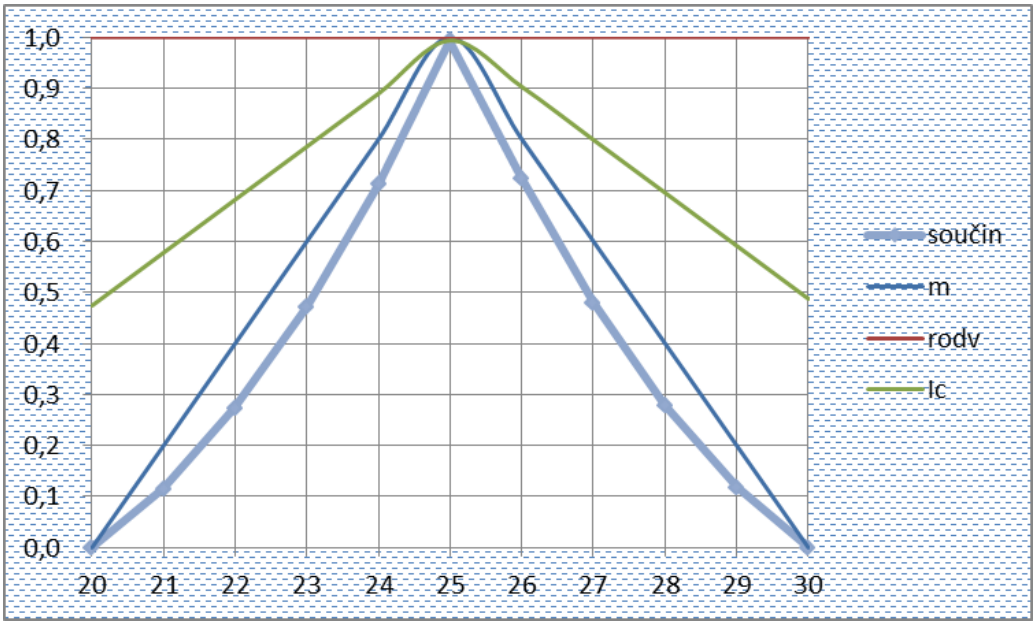
Prezentace podle obrázku 6 umožňuje kontrolovat i další ze vstupních a výstupních proměnných. Obrázek ukazuje izočáry hodnot objemové hmotnosti sušiny na skrývce ρ_{ds} potřebné pro dosažení celkových součinitelů $\Psi > 0{,}95$. Oblast je omezena hodnotou ρ_{ds} = 1620 kg/m^3, protože pak při ρ_{ds} = 2700 kg/m^3 hodnota pórovitosti n přesáhne stanovenou hranici 40%.



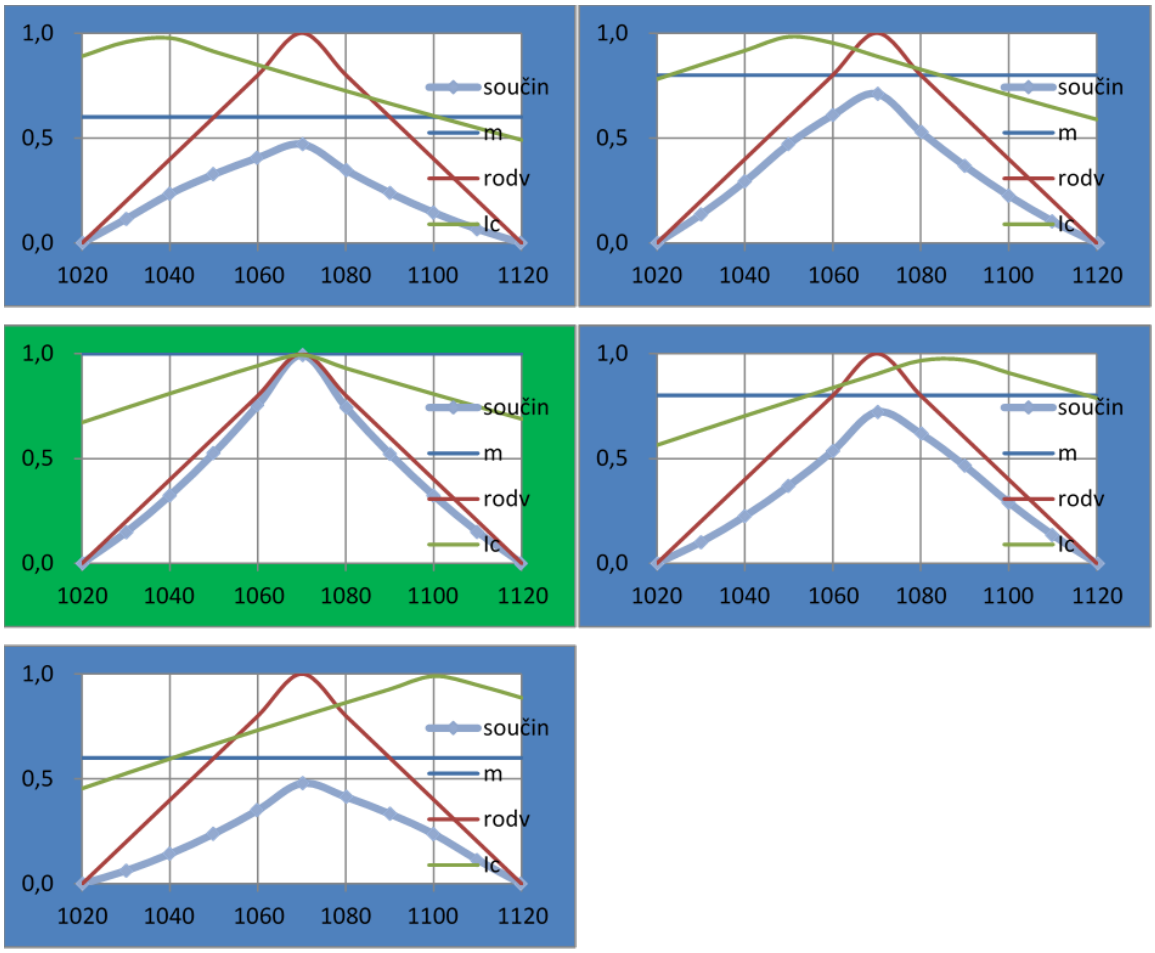
		min	max	centrum
m	(%)	*20*	*30*	*25*
ρ_{dv}	(kg/m3)	*1020*	*1120*	*1070*
Ic	(-)	*0,1*	*0,5*	*0,3*

Obrázek 6: Izočáry shodných hodnot ρ_{ds} pro maximum volené v centru intervalu podle doprovodné tabulky; na vodorovné ose je w_L (%), na svislé I_P (%).

Na obrázcích 7 a 8 jsou výsledky pomocných a kontrolních výpočtů přibližování k výsledkům uvedeným na obrázku 6. Na vodorovné ose je mezerovitost m, jednotlivé křivky ukazují partikulární součinitele Ψ_{ro} a Ψ_{Ic}, resp. celkový součinitel Ψ, jsou-li hodnoty ρ_{dv} a I_{cv} ve středu intervalů. Kontrola je ukázána na obrázku 8, kde je recipročně na vodorovné ose objemová hmotnost sušiny na výsypce ρ_{dv} a mezerovitost m je postupně vkládána hodnotami lišícími se o -2, -1, 0, +1 a +2 % od střední hodnoty intervalu. Výsledek vyznačený zeleně je shodný s výsledkem na obrázku 7.



Obrázek 7: Celkový a partikulární součinitele Ψ pro mezerovitost m na vodorovné ose.



Obrázek 8: Celkové a partikulární součinitele Ψ pro objemovou hmotnost sušiny na výsypce ρ_{dv} na vodorovné ose s variantním zadáním mezerovitosti m.

7 Závěr

Základní výpočet úplné výsledkové matice byl provedený pomocí software naprogramovaného v jazyce R, který je součástí Expertního systému GERIT. Hlavním úkolem systému je poskytnutí podpory rozhodování v oblasti využití krajiny na území, kde došlo ke skončení báňského provozu. Příkladem využití území jsou právě výsypky povrchových hnědouhelných lomů. Systém bude sdružovat relevantní data a vytvářet podklady pro hodnocení rizik z pohledu využití území po rekultivaci ve vazbě např. na budování sídel a infrastruktury. Výše uvedené výpočetní metody jsou jedny z příkladů funkcionalit systému.
Po porovnání rozsahů proměnných ve výše uvedených lze konstatovat následující:

- Při zahrnutí většího počtu řádků matice (zvětšení rozsahu I_C) se rozsahy proměnných w_L, n, m a ρ_{ds} nemění nijak významně. Největší změnu rozsahu vykazuje vstupní proměnná w_P.
- Vzhledem k velmi plochému tvaru křivky I_C (obrázek 2 - unimodální průběh bez skokových změn) by bylo vhodné zvážit k popisu závislosti I_C na vstupních proměnných použití teorie fuzzy množin, která by umožnila namísto intervalů ostře oddělených přesnými čísly používat vágně stanovené intervaly pomocí jazykového popisu.

Vztahy mezi jednotlivými parametry vstupujícími do zkoumaného problému jsou známými základními vztahy mechaniky zemin. Jakkoli výsledek lze spočítat, je určitým problémem jeho

názorné zobrazení a soustředění na vyhledání kombinací na jedné straně reálně se vyskytujících, a na druhé napomáhajících vzniku stavu zemin v plastickém jádře. Nelze jednoznačně určit cílový výsledek výpočtu, protože neexistuje z pohledu teorie i praxe žádný optimální stav s maximální náchylností zeminy k vytvoření plastického jádra. Vždy se bude jednat o oblast kombinací vybraných prostřednictvím odborného odhadu a nepříliš četné dokumentace z terénu. Také proto se výsledek a jeho zobrazení budou lišit podle zvoleného maxima či centra intervalů.

Práce na problematice plastického jádra a jeho vzniku dále pokračují.

Poděkování

Příspěvek byl vypracován v rámci výzkumného projektu TH02030069 „Expertní systém pro monitoring, hodnocení rizik a podporu rozhodování v oblasti využití krajiny“ s podporou Technologické agentury ČR.

Literatura

[1] ČESKÝ NORMALIZAČNÍ INSTITUT: ČSN 73 6133 - Navrhování a provádění zemního tělesa pozemních komunikací.
URL http://csnonlinefirmy.unmz.cz/html_nahledy/73/52174/52174_nahled.htm

Nakládání s půdami a výkopovými zeminami znečištěnými PFC – vznik, kritéria přijatelnosti, problematika průsakových vod

Umgang mit PFC-verunreinigtem Erdaushub – Herkunft, Annahmekriterien, Sickerwasserproblematik

Thomas Egloffstein, Gerd Burkhardt, Katrin Schumacher[1]

Abstrakt

Plošné zátěže půd a podzemní vody zcela fluorovanými „chemikáliemi“ (PFC) nebo tensidy (PFT) nebo „alkyklovými substancemi“ (PFAS) jsou v Německu známé zhruba od roku 2006 v podobě průmyslově znečištěných bioodpadů, příměsí v papírových suspenzích, v kompostu nebo i čistírenských kalech, vyvážených na pole. Druhým způsobem šíření jejich emisí jsou pěnové hasicí prostředky.

PFT odpuzují vodu, znečištění a mastnotu a jsou proto ve velkých množstvích používány jako impregnační prostředky například pro outdoorové či pracovní oděvy, textil, koberce, ale i pro papírové kelímky, krabice na pizzu, fotografický papír a papír s vysokým leskem atd.

PFC jsou substráty, vyrobené výlučně lidmi, v přírodě se nevyskytují a nejsou v podmínkách životního prostředí téměř odbouratelné (perzisentní). Jejich nejznámějším zástupcem je PFOS Perfluoroktansulfonan, který je od roku 2010 veden na seznamu zakázaných látek v nařízení (ES) 850/2004 a zakázán. Výskyt těchto látek lze celosvětově doložit v tukových tkáních a v krvi ryb, savců a lidí.

Při sanaci podzemních vod v rámci řešení havárií PFC se v současné době používá převážně aktivní uhlí, přičemž adsorpce PFC aktivním uhlím není příliš efektivní.

S ohledem na neuspokojivou adsorbovatelnost především PFC s krátkodobým řetězcem z průsaku by bylo nejlepším, i když velmi nákladným řešením, skládkování v zastřešených monooblastech za účelem zamezení vytváření průsaku s následujícím zapouzdřením. Problematika PFC, počínaje sanací půd až po skládkování, se dosud stále nachází relativně na začátku.

Kurzfassung

Großflächige Boden- und Grundwasserbelastungen mit per- und polyfluorierten „Chemikalien“ (PFC) oder „Tensiden“ (PFT) oder „Alkylsubstanzen“ (PFAS) sind in Deutschland seit ca. 2006 durch industriell verunreinigte Bioabfälle, Beimengungen von Papierschlämmen in Kompost und durch Klärschlämme, die in der Landwirtschaft auf Felder aufgebracht wurden, bekannt. Ein zweiter Emissionspfad sind Schaumlöschmittel zur Brandbekämpfung.

PFT sind wasser-, schmutz- und fettabweisend und werden daher als Imprägniermittel z. B. für Outdoor- und Arbeitskleidung, Textilien, Teppiche, aber auch für Pappbecher und Pizzakartons, Foto- und Hochglanzpapier etc. in großen Mengen eingesetzt.

PFC sind ausschließlich von Menschen erzeugte Substanzen, sie kommen in der Natur nicht vor und sind unter Umweltbedingungen kaum abbaubar (Persistent). Der wohl bekannteste Vertreter ist PFOS Perfluoroktansulfonsäure der seit 2010 auf die Liste der verbotenen Substanzen der europäischen POP-Verordnung (persistent organic pollutants) gesetzt und verboten wurde. Diese Stoffe sind weltweit im Fettgewebe und Blut von Fischen, Säugetieren und Menschen nachweisbar.

Bei der Grundwassersanierung von PFC-Schadensfällen wird derzeit überwiegend Aktivkohle eingesetzt, wobei die Adsorption der PFC an Aktivkohle nicht sehr effizient ist.

Aufgrund der nur unbefriedigenden Entfernbarkeit (Adsorbierbarkeit) von vor allem kurzkettigen PFC aus dem Sickerwasser wäre die Deponierung in überdachten Monobereichen zur Verhinderung der Sickerwasserneubildung mit anschließender Einkapselung die beste, wenn auch eine sehr aufwändige Lösung. Immer noch steht die PFC-Problematik von der Bodensanierung bis zur Deponierung relativ am Anfang der Entwicklung.

[1]ICP Ingenieurgesellschaft Prof. Czurda und Partner mbH, Auf der Breit 11, 76227 Karlsruhe, Tel.: 0721 94477-0, icp@icp-ing.de

1 Veranlassung

Aufgrund von großflächigen Bodenbelastungen von mit per- und polyfluorierten „Chemikalien“ (PFC) oder „Tensiden“ (PFT) oder „Alkylsubstanzen“ (PFAS), in Nordrhein-Westfalen und in Baden-Württemberg, sowie meist durch Schaumlöschmitteleinsätze verursachte Schäden bundesweit, steht diese Schadstoffgruppe im verstärkten Blickpunkt der Bearbeitung von schädlichen Bodenveränderungen und Altlasten. Bei schädlichen Bodenveränderungen und Altlasten ist das Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) einschlägig. Ist das Grundwasser betroffen, sind die materiellen Anforderungen des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) maßgeblich [1]. Sollen oder müssen PFC-belastete Böden verwertet oder entsorgt werden, unterliegen Sie dem Abfallrecht. Eine Obergrenze von 50 mg/kg für die oberirdische Deponierung legt die POP-Verordnung [2] für PFOS (Perfluoroktansulfonsäure) fest. In der Deponieverordnung (DepV) wie auch bei der LAGA M20 [3] oder vergleichbaren Verwaltungsvorschriften finden sich keine Zuordnungswerte für PFC. Nach Kenntnis der Autoren haben lediglich Bayern und Baden-Württemberg sowie Rheinland-Pfalz diesbezüglich umfassende, z.T. auf Orientierungswerten basierende Festlegungen getroffen, NRW und Hessen haben keine generellen sondern eher punktuelle Festlegungen getroffen, die sehr stark auf den Einzelfall abheben (s. Kap. 5). Das Thema Deponierung ist aktuell und akut, z. B. für PFC-belastetem Baugrubenaushub. Die zeitweilige Lagerung von PFC-belasteten Böden z. B. von auf Mieten aufgehaldeten Böden als Abraum von Kiesgruben fällt unter den Anwendungsbereich des Bundes-Immissionschutzgesetzes. Diese Mieten müssen z. T. entsorgt werden (s. a. Pkt. 5.1.3). Deponieraum mit entsprechender Sickerwasserreinigung für PFC-belastet Böden steht im Nahbereich der großflächigen PFC-Bodenverunreinigung im Raum Baden-Baden/Rastatt derzeit nicht zur Verfügung.

2 Grundlagen – Eigenschaften – Vorkommen

2.1 Was sind PFC?

PFC ist eine Abkürzung für per- oder polyfluorierte Chemikalien – auch bekannt als PFAS (per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen) oder PFT (perfluorierte Tenside). Diese Stoffgruppe umfasst mehr als 3000 verschiedene Stoffe [4]. Zur Bewertung herangezogen werden meist die 14 Einzelverbindungen der DIN 38414-14. PFC kommen nicht natürlich vor. Chemisch gesehen bestehen die organischen Verbindungen aus Kohlenstoffketten verschiedener Längen, bei denen die Wasserstoffatome vollständig (perfluoriert) oder teilweise (polyfluoriert) durch Fluoratome ersetzt sind. Am häufigsten werden perfluorierte Carbon- und Sulfonsäuren sowie deren Vorläuferverbindungen verwendet. Leitsubstanzen sind Perfluoroktansulfonsäure (PFOS) und Perfluoroktansäure (PFOA). Sie werden am häufigsten in Umweltproben nachgewiesen und sind toxikologisch am besten beschrieben. PFOS und PFOA wirken akut nur mäßig toxisch. Untersuchungen auf chronische Toxizität ergeben jedoch kanzerogene, reproduktionstoxische, immuntoxische, lebertoxische und möglicherweise endokrine Wirkungen [4]. Als Vorläuferverbindungen (Precursor) werden Stoffe bezeichnet, die zu diesen persistenten perfluorierten Stoffen abgebaut werden können [5].

PFC werden in langkettige und kurzkettige PFC unterteilt. Als kurzkettige PFC gelten beispielsweise perfluorierte Carbon- und Sulfonsäuren (sowie entsprechende Vorläuferverbindungen) mit weniger als acht Kohlenstoffatomen bei den Perfluorcarbonsäuren und weniger als sechs Kohlenstoffatomen bei den Perfluorsulfonsäuren. PFC besitzen eine sehr stabile Bindung zwischen Kohlenstoff und Fluor die sich nur unter sehr hohem Energieaufwand lösen lässt (im Extremfall nur durch Hochtemperaturverbrennung, Literaturangaben: 1.100 bis 1.300 °C, [6]). Unter Umweltbedingungen werden sie so gut wie nicht abgebaut und verbleiben somit sehr lange in der Umwelt. Längerkettige PFC reichern sich in Organismen entlang der Nahrungskette an, kurzkettige sind sehr mobil, werden im Boden kaum zurückgehalten und erreichen schnell das Grundwasser. Aufgrund ihres geringen Adsorptionspotentials können sie zudem

nur schwer wieder aus dem Wasser entfernt werden. Die besorgniserregenden Eigenschaften der PFC sind bei den langkettigen PFC die (sehr) persistenten, (sehr) bioakkumulierenden sowie die weniger akut als chronisch toxischen Eigenschaften und bei den kurzkettigen PFC die extreme Persistenz und hohe Mobilität [6].

PFC finden wegen ihrer besonderen Eigenschaften – wasser-, fett- und schmutzabweisend sowie chemisch und thermisch stabil – in vielen Verbraucherprodukten wie Kochgeschirr, Textilien und Papier Anwendung.

So werden PFC gern in Outdoor-Kleidung und Arbeitskleidung eingesetzt und die PFC-haltigen Imprägniermittel helfen, dass auch nach mehrmaligem Waschen diese Eigenschaften in den Textilien bestehen bleiben.

Die gleichzeitig fett- und wasserabweisenden Eigenschaften werden außerdem in der Lebensmittelverpackungsindustrie geschätzt und somit kommen PFC beispielsweise in Pappbechern oder Pizzakartons zum Einsatz.

Die perfluorierten Chemikalien können in Kläranlagen nicht abgebaut werden. Wasserlösliche PFC werden über Flüsse und Meere global verteilt. Andere PFC reichern sich im Klärschlamm an. Wird dieser Klärschlamm als Bodenverbesserer in der Landwirtschaft eingesetzt, versickern die Chemikalien über die Zeit ins Grundwasser ([7], $\leq$ 100 μg/kg TS PFOA+PFOS). Zudem können Pflanzen im Weiteren kurzkettige PFC aus dem verunreinigten Boden aufnehmen.

PFC werden seit ca. Mitte der 1960-er Jahre eingesetzt, in breiter Front verstärkt seit den 1970-er Jahren, z. B. in [6, 4]:

- Textilindustrie (Outdoorkleidung, Imprägniermittel, Teppiche)
- Lebensmittelverpackungsindustrie (z.B. Pappbecher, Pizzakarton)
- Fotoindustrie
- Galvanikindustrie (Hartverchromung)
- Feuerlöschschäume (AFFF / FFFP wasserfilmbildende Feuerlöschschäume)
- Hilfsmittel bei der Herstellung von Teflon

3 Historie der Problemstellung

Mit den im Frühjahr 2006 bekannt gewordenen Skandalen im Hochsauerlandkreis (Möhnetalsperre, Trinkwasserversorgung Arnsberg, NRW) sind perfluorierte Chemikalien (PFC) aufgrund der PFC-belasteten Oberflächenwässer der Möhne und der Ruhr sowie des Grund- und Trinkwassers im Hochsauerlandkreis ins allgemeine Bewusstsein geraten. Die Kontamination der Oberflächengewässer war auf die Abschwemmung der PFC von landwirtschaftlich genutzten Flächen zurückzuführen, die mit einer Mischung von Bioabfall und PFC-haltigem Industrieabfall behandelt wurden. Dieser Skandal veranlasste eine Vielzahl von Bundesländern in Deutschland sich mit diesem Thema kritisch auseinander zu setzen. In verschiedenen Medien (Abwasser, Klärschlamm, Trinkwasser, Grundwasser) wurden PFC-Untersuchungen durchgeführt [8].

PFC-Belastungen im Grundwasser wurden 2012/2013 im Raum Baden-Baden/ Rastatt im Rahmen von Schutzgebietsuntersuchungen im Wasserwerk Rauental und bei Baden-Sandweiher entdeckt [9]. Weitere Nachforschungen ergaben im Landkreis Rastatt und im Stadtkreis Baden-Baden ca. 560 ha verunreinigte landwirtschaftliche Flächen [10] sowie Verunreinigungen des Grund- und Trinkwassers. Potentielle Vorläufersubstanzen (Precursor) könnten zwei polyfluorierte Alkylphosphate (RAP) in Papierschlämmen gewesen sein, die gemeinsam mit

oder z. T. wohl auch ohne Kompost auf die Felder ausgebracht wurden. Obwohl viele Indizien ziemlich eindeutig darauf hinweisen, ist dies noch strittig, da PFC auch in Klärschlämmen vorkommen, die ebenfalls auf die Felder ausgebracht worden sein könnten.

2015 wurden im Raum Mannheim ca. 244 ha [11] PFC-belasteter Felder mit Boden- und Grundwasserkontaminationen entdeckt. Das Trinkwasser ist dort nicht betroffen. Es handelt sich gegenwärtig um den flächenmäßig größten Umweltschadensfall Deutschlands [4]. Die Entdeckung weiterer ähnlich gelagerter Fälle ist in Zukunft noch zu erwarten.

Aufgrund der seit Mitte der 1970er Jahren eingesetzten wasserfilmbildenden AFFF (Aqueous Film Forming Foam; deutsch: etwa wasserfilmbildendes Schaummittel) und FFFP[1] (filmbildender Fluor-Protein-Schaum) sowie anderen fluorhalten Schaumlöschmitteln (FP = Fluorproteinschaummittel) für hochbrennbare Flüssigkeiten wie Treibstoffe und andere unpolare Flüssigkeiten gibt es neben den vergleichsweise wenigen Brandschadensfällen hunderte bis tausende Brandübungsplätze mit Feuerlöschübungsbecken auf Zivil- und Militärflughäfen, in Tank- und Industrieanlagen, die zu Boden- und Grundwasserkontaminationen führten und noch führen. Diese sind jedoch nicht auf die oben genannten Standorte beschränkt, sondern es muss überall dort, wo mit Schaumlöschmitteln hantiert und geübt wurde, mit PFOS (Perfluoroctansulfonaten) in Boden und Grundwasser gerechnet werden.

Perfluoroctansulfonate (PFOS) sind seit 2008 durch die Gefahrstoffverordnung (GefStoffV) verboten, durften aber in Feuerlöschschäumen noch bis 2011 verwendet werden.

4 Grenz-, Leit-, Orientierungs-, Maßnahmenwerte, GFS-Werte

Zur Orientierung werden für die Bewertung von Sickerwässern, von Eluatwerten oder von Ablaufwerten aus Sickerwasserreinigungsanlagen in Ermanglung von festgelegten Prüfwerten oftmals die Leitwerte der Trinkwasserkommission [12] des Bundesministeriums für Gesundheit oder die Geringfügigkeitsschwellenwerte der LAWA herangezogen.

Die Trinkwasserverordnung enthält für die Gruppe der perfluorierten Tenside (PFOA, PFOS u. a.) keine spezifischen Grenzwerte. Auch international sind keine Grenzwerte zu PFC verfügbar. Das Umweltbundesamt empfahl 2006 folgende Höchstwerte.

Tabelle 1: Empfehlungen zu PFC im Trinkwasser der Trinkwasserkommission des Bundesministeriums für Gesundheit (BMG) beim Umweltbundesamt (UBA), Stand 13.7.2006 [13].

Art des Höchstwertes	**Abkürzung**	**Zahlenwert**	**Begründung**
Zielwert (Langfristiges Mindestqualitätsziel bzw. allgemeiner Vorsorgewert für PFOA, PFOS und evtl. weitere PFT)	**GOW** (Gesundheitlicher Orientierungswert) des UBA	≤0,1 µg/l	Lebenslange gesundheitliche Vorsorge, z.B. gegen die Anwesenheit weiterer PFT
Lebenslang gesundheitlich duldbarer **Leitwert** für alle Bevölkerungsgruppen	**LW** des UBA	≤0,3 µg/l	Bis zu dieser Konzentration sind Summen aus PFOA und PFOS lebenslang gesundheitlich duldbar
Vorsorglicher Maßnahmewert für Säuglinge	**VMW_S**	0,5 µg/l	Vorsorglicher Schutz von Säuglingen, z.B. gegen die Anwesenheit weiterer PFT
Maßnahmewert für Erwachsene	**MW = VMW_0**	5,0 µg/l	(VMW_0) und 3 (MW) in Verbindung mit der MW- Empfehlung: Trinkwasser für Lebensmittelzecke nicht mehr verwendbar

[1] AFFF = Aqueous Film Forming Foam (deutsch etwa wasserfilmbildendes Schaummittel)
FFFP = filmbildender Fluor-Protein-Schaum, FP = Fluorproteinschaummittel

Für das Grundwasser und den Wirkungspfad Boden-Grundwasser von Bedeutung sind die Geringfügigkeitsschwellenwerte der LAWA [14].

Tabelle 2: Geringfügigkeitsschwellenwerte nach LAWA [14].

Lfd. Nr.	Name, Abkürzung (CAS-Nr.)	GFS [µg/L]	Basis [µg/L]	
			Humantox.	Ökotox.
1	Perfluorbutansäure, PFBA (375-22-4)	**10**	10	1.260
2	Perfluorpentansäure, PFPeA (2706-90-3)	-	- (GOW: 3,0)	320
3	Perfluorhexansäure, PFHxA (307-24-4)	**6**	6	1.000
4	Perfluorheptansäure, PFHpA (375-85-9)	-	- (GOW: 0,3)	-
5	Perfluoroktansäure, PFOA (335-67-1)	**0,1**	0,1	570
6	Perfluornonansäure, PFNA (375-95-1)	**0,06**	0,06	8
7	Perfluordecansäure, PFDA (335-76-2)	-	- (GOW: 0,1)	10
8	Perfluorbutansulfonsäure, PFBS (375-73-5)	**6**	6	3.700
9	Perfluorhexansulfonsäure, PFHxS (355-46-4)	**0,1**	0,1	250
10	Perfluorheptansulfonsäure, PFHpS (375-92-8)	-	- (GOW: 0,3)	-
11	Perfluoroktansulfonsäure, PFOS (1763-23-1)	**0,1**	0,1	0,23
12	H4-Polyfluoroctansulfonsäure, H4PFOS (27619-97-2)	-	- (GOW: 0,1)	870
13	Perfluoroctansulfonamid , PFOSA (754-91-6)	-	- (GOW: 0,1)	-

Die Geringfügigkeitsschwellenwerte dienen als Beurteilungskriterien von PFC-Kontaminationen des Grund- und Sickerwassers. Zur Bewertung des gemeinsamen Auftretens mehrerer PFC ist die Quotientensumme analog der Additionsregel der Technischen Regeln für Gefahrstoffe (TRGS 402) für die GFS-Werte heranzuziehen (Erläuterung unter Kap. 5.2 bzw. [15]). In NRW gilt für Abwassereinleitungen in Oberflächengewässer für die Summe PFOA+PFOS:

- Der Wert $\leq$ 0,3 µg/l als Orientierungswert und
- für die Summe aller gemessenen PFC der Wert $\leq$ 1,0 µg/l.
- Bei Überschreitung erfolgt eine Ursachenermittlung und es werden Gegenmaßnahmen eingeleitet.
- Entsprechendes gilt auch, wenn bei signifikant erhöhten Konzentrationen (über dem jeweiligen Referenzwert) die festgestellte PFC-Fracht für die Summe PFOA+PFOS über 10 g/Tag bzw. für die Summe aller gemessenen PFC den Wert 35 g/Tag überschreitet [16].

5 Bundesländerspezifische Regeln für die Verwertung / Beseitigung

5.1 Baden-Württemberg: Belastete Böden - Rechtliche Rahmenbedingungen der Verwertung und Entsorgung von belasteten Böden [17]

Die Frage der Verwertung, Entsorgung oder Lagerung PFC-belasteten Bodens stellt sich immer dann, wenn bei Bauprojekten (und bei der Rohstoffgewinnung) Bodenaushub anfällt. Die nachstehend beschriebenen Regelungen zum Umgang mit betroffenen Böden dienen der Vermeidung einer weiteren Ausbreitung der PFCs.

5.1.1 Verwertung

Abfälle sind vorrangig zu verwerten. Bodenaushub mit einer PFC-Belastung bis Z2 kann nach den Maßgaben der Verwaltungsvorschrift „Boden“ vom 14.03.2007 in Verbindung mit dem Erlass des Umweltministeriums vom 29.01.2016 [15] verwertet werden. Der Erlass soll nach Vorlage neuer Bewertungserkenntnisse (Bekanntmachungen des Umweltbundesamtes) fortgeschrieben werden. Die Z2-Werte für einzelne PFCs können dem Erlass des Umweltministeriums vom 29.01.2016 entnommen werden.

5.1.2 Entsorgung

Besteht keine Möglichkeit zur Verwertung kann eine Deponierung entsprechend des Erlasses des Umweltministeriums vom 29.01.2016 auf allen Deponien der Klasse DK I oder höher erfolgen. Für die Entsorgung auf Deponien gelten darüber hinaus die Vorgaben der Deponieverordnung (DepV).

Die Ablagerung von Material, das nicht mehr als Z2-Material einzustufen ist, kann auf Deponien der Klasse DK II erfolgen. Aktuell ist davon ausgehen, dass die Gesamtbelastung den Wert von 20.000 µg/kg nicht übersteigt (im Raum Baden-Baden/Rastatt und Mannheim), daher dürfte die Ablagerung auf DK III nicht erforderlich werden.

Die Deponiefähigkeit von PFC-belastetem Bodenaushubmaterial ist zudem an bestimmte Randbedingungen geknüpft, z.B. der Eignung der Sickerwasserreinigungsanlage bzw. der nachgeschalteten kommunalen Kläranlage. Durch die Sickerwasserreinigung soll verhindert werden, dass PFCs aus der Deponie in das Grundwasser gelangen können. Die Deponien im Raum Baden-Baden/Rastatt erfüllen diese Randbedingung derzeit nicht. Bis die Bedingungen erfüllt sind, findet eine Deponierung belasteten Bodenaushubs im Raum Baden-Baden/Rastatt daher nicht statt.

5.1.3 Zeitweilige Lagerung

Die zeitweilige Lagerung von belastetem Bodenmaterial fällt je nach Belastung ab 30 t unter den Anwendungsbereich des Bundes-Immissionsschutzrechts. Die genehmigungsbedürftigen Anlagen sind so zu errichten und betreiben, dass schädliche Umwelteinwirkungen nicht hervorgerufen werden können. Hier bietet sich die Lagerung unter Dach oder eine offene Lagerung auf flüssigkeitsdichten Flächen mit Abdeckung/ Sickerwassererfassung an. Auf die vorgenannten Randbedingungen wird verwiesen.

5.1.4 Entsorgung von Bodenmaterial aus PFC (PFAS)-belasteten Flächen (Erlass [15])

Fällt PFC (PFAS)-belastetes Bodenmaterial (Aushub) zur Entsorgung an, ist vorläufig wie in den nachfolgenden Unterkapiteln festgelegt zu verfahren. Die Vorgaben gelten insbesondere unbeschadet der und in Ergänzung zur:

- Verwaltungsvorschrift des Umweltministeriums für die Verwertung von als Abfall eingestuftem Bodenmaterial vom 14. März 2007 (2018) und
- Deponieverordnung.

5.1.5 Verwertung von PFAS-belasteten Bodenmaterial in Baden-Württemberg

Für die Verwertung gilt das Sickerwasserkriterium (W:F = 2:1 Schüttel- oder Säuleneluatwerte). Für die Verfüllung von Abgrabungen und für technische Bauwerke gilt ein Mindestabstand zum Grundwasserspiegel von 1 m. Verfüllungen sind mit einer 2 Meter starken unbelasteten Abdeckschicht zu versehen. Die der Einbauweise entsprechenden Materialwerte aus der Tabelle 3 sind einzuhalten. Darüber hinaus ist das gemeinsame Auftreten mehrerer PFC (PFAS)-Kongenere wie folgt zu bewerten: in Anlehnung an die Technischen Regeln für Gefahrstoffe

(TRGS 402) wird für jeden gefundenen Konzentrations-Wert der Quotient aus diesem Wert und dem jeweiligen Materialwert gebildet. Die jeweils errechneten dimensionslosen Quotienten werden aufsummiert. Wenn jeder einzelne Zuordnungswert eingehalten ist und die Summe aller Quotienten kleiner oder gleich 1 ist, gelten die Anforderungen als eingehalten.

Tabelle 3: Materialwerte für PFAS und Einbauweisen ([15], W:F = 1:2).

Kongenerbezeichnung	Abkürzung	Verwertung durch Verfüllung von Abgrabungen oder in Technischen Bauwerken Z0/Z1	Verwertung in Technischen Bauwerken Z2
		µg/Liter im Perkolat/Filtrat W/F 2:1 aus Schüttelverfahren nach DIN19527 oder Säulenkurztest nach DIN19528	
1	2	3	4
Perfluoroktansulfonsäure*	PFOS*	0,23	-
Perfluoroktansulfonsäure	PFOS	0,3	1,0
Perfluoroktansäure	PFOA	0,3	1,0
6:2 Fluortelomersulfonsäure	H4PFOS	0,3	1,0
Perfluornonansäure	PFNoA	0,3	1,0
Perfluordekansäure	PFDeA	0,3	1,0
Perfluorheptansulfonsäure	PFHpS	0,3	1,0
Perfluorheptansäure	PFHpA	0,3	1,0
Perfluorhexansulfonsäure	PFHxS	0,3	1,0
Perfluorhexansäure	PFHxA	1,0	4,0
Perfluorpentansulfonsäure	PFPeS	1,0	4,0
Perfluorpentansäure	PFPeA	3,0	12,0
Perfluorbutansulfonsäure	PFBS	3,0	12,0
Perfluorbutansäure	PFBA	7,0	28,0
weitere per- und polyfluorierte Substanzen*	---*	jeweils 1,0	Jeweils 3,0
Quotient		1	entfällt

* Einzelwert, nicht in Additionsregel einbeziehen

Die Werte in Spalte 3 werden künftig bei Abweichungen an Beschlüsse oder Empfehlungen des Umweltbundesamtes und/oder der Trinkwasserkommission des Bundesministeriums für Gesundheit (TKW) oder den Empfehlungen der LAWA angepasst.

5.1.6 Deponierung von PFAS-belasteten Bodenmaterial in Baden-Württemberg

Bei der Deponierung ist Bodenmaterial hinsichtlich der PFC-Werte wie folgt einzustufen: Die Beschränkung der POP-Verordnung für die oberirdische Ablagerung für PFOS (Perfluoroktan-

sulfonsäure) von 50 mg/kg wird auf der sicheren Seite liegend vereinfachend auf die Summe der o.g. PFAS angewandt, und nicht nur auf PFOS.

Bodenmaterial, das die Materialwerte bis Z2 einhält, kann auf Deponien der Klasse 0 oder I ohne weitere Analytik wie folgt abgelagert werden:

- Materialwerte bis Z0/Z1 eingehalten: Deponieklasse DK 0
- Materialwerte bis Z2 eingehalten: Deponieklasse DK I

Wird Z2 nicht eingehalten, sind die Feststoffgehalte zu analysieren und eine Zuordnung ist wie folgt vorzunehmen:

- Summe PFAS im Feststoff $<$ 20 mg/kg: Deponieklasse DK II
- Summe PFAS im Feststoff $>$ 20 mg/kg bis $<$ 50 mg/kg: Deponieklasse DK III
- Summe PFAS im Feststoff $>$ 50 mg/kg: Oberirdische Ablagerung unzulässig.

Anmerkung: Das Bayerische Landesamt für Umwelt [18] schreibt in seinen Leitlinien zur vorläufigen Bewertung von PFC-Verunreinigungen in Wasser und Boden unter Punkt 4.2.1: Bisherige Untersuchungen haben gezeigt, dass die Bestimmung von Feststoffgehalten aufgrund der Mobilität der PFC nicht aussagekräftig ist. Für die Gefährdungsabschätzung für den Pfad Boden - Grundwasser sind deshalb Eluatwerte heranzuziehen. Auch wenn diese Aussage unter dem Kapitel „Schädliche Bodenveränderungen und Altlasten“ steht und auf eine Gefährdungsabschätzung abhebt, wäre die Festlegung von Materialwerten im Eluat auch für die Beseitigung analog der Tabelle 3 „Verwertung“ bzw. analog zu Bayern und Rheinland-Pfalz wünschenswert.

5.1.7 Deponiesickerwasser in Baden-Württemberg

Ist die Ablagerung auf Deponien der Klassen DK II und DK III vorzunehmen, ist sicherzustellen, dass entweder eine Sickerwasserbehandlung in einer kommunalen Kläranlage mit vierter Reinigungsstufe und mit thermischer Klärschlammentsorgung oder einer Sickerwasserbehandlung auf der Deponie erfolgt, mit der die PFC (PFAS) aus dem Stoffkreislauf nachhaltig ausgeschleust werden.

5.1.8 Entsorgungspflicht/Andienungspflicht in Baden-Württemberg

Für nicht verwertbares und auf Deponien der Klasse DK II als Abfall zu beseitigendes Bodenmaterial ist der belegene Stadt- oder Landkreis für die Entsorgung zuständig (§ 20 Abs. 1 Satz 1 Var. 2 KrWG i.V.m. § 6 Abs. 1 LAbfG), da dies Abfälle zur Beseitigung sind und die Abfälle der Überlassungspflicht unterliegen (§ 17 Abs. 1 Satz 2 i.V.m. Satz 1 KrWG). Ist das Bodenmaterial darüber hinaus kontaminiert und Deponien der Klasse DK III zuzuweisen, ist es der Sonderabfallagentur Baden-Württemberg anzudienen.

5.2 Bayern: Leitlinien zur vorläufigen Bewertung von PFC-Verunreinigungen in Wasser und Boden [18]

5.2.1 Verwertung von PFC-belasteten Bodenmaterial außerhalb von Deponien in Bayern

Zur Verfüllung von Gruben und Brüchen sowie Tagebauen nach Bay. Merkblatt [19] darf in Gruben der Kategorie N(ass) und A ausschließlich unbedenkliches Material bzw. bei Verdacht analytisch nachgewiesenes Z0-Material eingebaut werden. Ab Kategorie B sind PFC-Gehalte bis max. Z 1.1 möglich. Technische Sorptionsschichten dürfen nicht angerechnet werden. Es ist ein Überwachungsprogramm (Eigen-, Fremd- und Grundwasserüberwachung) durchzuführen.

Für die Beurteilung des Grundwassers gilt ein Vorsorgewert von 0,75 des vorläufigen Schwellenwertes für PFC im Grundwasser.

Für die Verwertung in technischen Bauwerken ist im uneingeschränkten Einbau Z0 einzuhalten, für den eingeschränkten offen Einbau ist max. Z 1.1 zulässig (nach [3]). Z 1.2 ist nicht vorgesehen sondern fällt bei Überschreitung von Z 1.1 in die Kategorie Z2 mit technischen Sicherungsmaßnahmen (s. Tabelle 2). Es gilt die Quotientenregel wie bereits oben unter 5.2.1 beschrieben.

5.2.2 Entsorgung von PFC-belasteten Bodenmaterial auf Deponien in Bayern

Die POP-Verordnung mit max. 50 mg/kg gilt nur für PFOS. Für weitere PFC existieren im Abfallrecht aktuell noch keine Regelungen. Auf DK 0 Deponien (zumeist ohne Sickerwasserfassung) kann i.d.R. Z 1.1 Material abgelagert werden, es ist aber eine Einzelfallentscheidung bzgl. der Standortkriterien erforderlich.

Tabelle 4: Zuordnungswerte für die Beurteilung des mit W:F= 10:1 hergestellten Schüttel-Eluats (in Anlehnung an die LAGA M 20 [3]).

Stoff	**Z 0** in µg/l		**Z 1.1 / Z 1.2** in µg/l		**Z 2** in µg/l	
Perfluornonansäure **PFNA**	0,03	$\sum (C_n / Z\,0_n) \leq 1$	0,06	$\sum (C_n / Z\,1.1_n) \leq 1$	0,25	$\sum (C_n / Z\,2_n) \leq 1$
Perfluoroktansulfonsäure **PFOS**	0,05		0,1		0,4	
Perfluoroktansäure **PFOA**	0,05		0,1		0,4	
Perfluorhexansulfonsäure **PFHxS**	0,05		0,1		0,4	
Perfluorhexansäure **PFHxA**	2,0		6,0		24,0	
Perfluorbutansulfonsäure **PFBS**	2,0		6,0		24,0	
Perfluorbutansäure **PFBA**	3,0		10,0		40,0	
Perfluordekansäure **PFDA** ggf. Summe mit allen PFC > C10	0,1		0,1		0,4	
H4-Polyfluoroktansulfonsäure **H4PFOS**	0,1		0,1		0,4	
Perfluoroktansulfonamid **PFOSA**	0,1		0,1		0,4	
Perfluorheptansulfonsäure **PFHpS**	0,3		0,3		1,0	
Perfluorheptansäure **PFHpA**	0,3		0,3		1,0	
Perfluorpentansäure **PFPeA**	3,0		3,0		12,0	

Für die Summe aller nach Tabelle 4 untersuchten Einzelsubstanzen PFC (Eluat W:F = 10:1) können zur Orientierung für eine mögliche Ablagerung auf abgedichteten Deponien für

- DK I $\leq$ 50 µg/l und für
- DK II $\leq$ 100 µg/l

herangezogen werden. Darüber hinaus muss in jedem Einzelfall die Sickerwasserreinigung hinsichtlich der notwendigen Schadstoffrückhaltung betrachtet werden. Das in die Vorflut einzuleitende Wasser muss die Anforderungen aus den wasserrechtlichen Vorgaben erfüllen. Hier ist speziell zu prüfen, ob die Behandlung des gefassten Sickerwassers die Kriterien nach dem Kapitel „Abwasser – Einleitung von PFC-haltigem Wasser aus Abwassereinigungsanlagen in Gewässer“ der Handlungshilfe (Kap. 4.1.4) erfüllt. Wenn größere Mengen PFC-haltiger Abfälle abgelagert werden, sind Auslöseschwellen im Einzelfall durch die zuständige Behörde festzulegen. Zur Verringerung hoher PFC-Belastungen wird eine Prüfung gefordert, ob eine Vorbehandlung (z. B. thermisch oder Wäsche) oder die Ablagerung in besonders gesicherten Monobereichen (Einkapselung im eigentlichen Deponiekörper) möglich ist. Diese ist mit der Genehmigungsbehörde abzustimmen.

Sofern eine oberirdische Ablagerung nicht möglich ist, können die Abfälle ggf. im Untertageversatz oder in einer Untertagedeponie entsorgt werden. Grundsätzlich ist jedoch bei hohen organischen Belastungen eine thermische Behandlung zu empfehlen (z.B. Verbrennung in Müllverbrennungsanlagen (MVA) oder Sonderabfallverbrennungsanlagen (SAV) der Sonderabfall -Entsorgung Bayern GmbH (GSB)).

5.3 Rheinland-Pfalz: ALEX-Informationsblatt 29 „Bodenschutz Per- und polyfluorierte Chemikalien (PFC) in der Umwelt“ [20]

Für die Entsorgung auf Deponien gelten die Vorgaben der Deponieverordnung (DepV). PFC-haltige Abfälle sind in Rheinland-Pfalz grundsätzlich nicht auf DK 0- und DK I-, sondern nur auf DK II-Deponien zu entsorgen. Die wenigen DK I Deponien in Rheinland-Pfalz verfügen nicht über die notwendige Sickerwasserreinigung. Für die Summe aller nach DIN 38414-14 untersuchten 14 Einzelverbindungen PFC ist zur Orientierung für eine mögliche Ablagerung auf DK II- Deponien folgender Wert heranzuziehen (Eluat W:F = 10:1):

- DK II $\leq$ 50 μg/l

Da bei einer Ablagerung auf Deponien das Sickerwasser für eine mögliche Verfrachtung von PFC in die Umwelt von entscheidender Bedeutung ist, kann der vorgenannte Wert nur orientierenden Charakter haben. Darüber hinaus muss in jedem Einzelfall die Sickerwasserreinigung hinsichtlich der notwendigen Schadstoffrückhaltung betrachtet werden. Das in die Vorflut einzuleitende Wasser muss die Anforderungen an die wasserrechtlichen Vorgaben erfüllen. Hier ist speziell zu prüfen, ob die Behandlung des gefassten Sickerwassers die Kriterien der Einleitung in Oberflächengewässer dieser Leitlinien erfüllt.

Auslöseschwellen sind ggf. dann festzulegen, wenn erhebliche Mengen an PFC-haltigen Abfällen abgelagert werden. Aufgrund der Löslichkeit in Wasser und der Relevanz der Stoffe ist hierbei die Nachweisgrenze des Analysenverfahrens als Auslöseschwelle festzulegen. Für Material mit hoher Schadstoffbelastung ist zu klären, ob durch eine Vorbehandlung (thermisch) eine Verringerung des Schadstoffgehaltes herbeigeführt werden kann.

Sofern eine oberirdische Ablagerung nicht möglich ist, können die Abfälle ggf. im Untertageversatz oder in einer Untertagedeponie (Salzgestein) entsorgt werden. Grundsätzlich ist jedoch bei hohen organischen Belastungen eine thermische Behandlung zu empfehlen (z.B. Verbrennung in einer Hausmüll- oder Sonderabfallverbrennungsanlage).

5.4 Hessen: Verfahrenshilfe zum Vollzug des Abfallrechts Allgemeine Hinweise zum Betrieb von Deponien [21]

Das Merkblatt verweist bezüglich PFC allgemein auf die Deponieverordnung und die POP-Verordnung. Unter 5.1.3.5. „Stoffbezogene Regelungen zur Entsorgung“, verweist die Verfahrenshilfe auf den Erlass des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und

Verbraucherschutz [22] vom 27.09.2010, die Empfehlungen der LAGA für einen einheitlichen Vollzug umzusetzen, nach denen Abfälle mit einer Belastung von bis zu 50 mg/kg PFOS (Perfluoroctansulfonsäure) oberirdisch deponiert (DK III) werden dürfen. Des Weiteren wurde mit Erlass des HMUELV vom 06.12.2010 klargestellt, dass Abfälle ab einem Gehalt von 10 mg/kg PFOS als gefährlich einzustufen sind. Die Ablagerung solcher Abfälle ist damit im Regelfall auf Deponien der DK II nicht zulässig.

In Punkto Sickerwasserreinigung wird auf Seite 20 (Prüfkriterien der Einzelfallentscheidung) angemerkt:

„Für die Einhaltung der wasserrechtlichen Vorgaben für das in die Vorflut einzuleitende Abwasser sind nach derzeitigem Kenntnisstand für PFC-Verbindungen nur mehrstufige Aktivkohle- oder Umkehrosmoseverfahren geeignet."

5.5 Nordrhein-Westfalen: Ablagerungsempfehlungen für Abfälle mit organischen Schadstoffen – Vollzugshilfe [23]

5.5.1 Festlegungen zum Vollzug in Nordrhein-Westfalen

Gemäß der Vollzugshilfe „Ablagerung PFT - haltiger Abfälle" handelt es sich aufgrund der vorliegenden Erkenntnisse bei Feststoffwerten unter 100 µg/kg PFT um diffuse Belastungen mit nur geringer Umweltrelevanz. Die Ablagerung von Abfällen mit PFT - Gehalten unterhalb dieses Wertes ist daher grundsätzlich möglich.

Auf der 95. LAGA -Sitzung am 07.09.2010 wurde vereinbart, als unteren Grenzwert für PFOS übergangsweise einen Wert von 50 mg/kg für die Ablagerung anzuwenden. Dieser Wert ist somit der Grenzwert für die oberirdische Ablagerung, d. h. Grenzwert für die Deponieklasse III.

Darüber hinaus ist keine generelle Festlegung differenzierter Feststoffwerte für einzelne Deponieklassen möglich, sondern es muss die Möglichkeit einer Ablagerung im Einzelfall anhand von Eluatwerten in Bezug zu dem für die Gewässerbeurteilung heranzuziehenden Trinkwasserleitwert von 0,3 µg/l, insbesondere unter Berücksichtigung von Kriterien und Schutzmaßnahmen geprüft werden:

- Deponieklasse im Zusammenhang mit den Dichtungssystemen
- Art und Umfang der Sickerwasserbehandlung
- Getrennte Ablagerung in oberen Deponiebereichen
- Sofortige Abdeckung nach der Ablagerung

Für Abfälle, die nicht auf einer oberirdischen Deponie abgelagert werden können, gelten folgende generelle Empfehlungen für alternative Entsorgungswege:

- Abfallströme, die den Orientierungswert zur Ablagerung überschreiten, können ggf. in einer Untertagedeponie für gefährliche Abfälle (Deponie der DK IV) abgelagert werden.
- Für Abfälle mit sehr hohen Belastungen an organischen Schadstoffen ist grundsätzlich eine thermische Behandlung zu empfehlen (Verbrennung in einer SAV, HMVA oder in geeigneten Kraftwerken oder Zementwerken).
- Je nach Belastungsgrad und weiteren Eigenschaften des Abfalls können auch andere geeignete Verfahren (z. B. Recycling, chemisch-physikalische Behandlung oder Bodenbehandlung) eingesetzt werden. Für diese Fälle sind die Annahmekriterien der jeweiligen Anlage einzuhalten.

5.5.2 Ergebnisbericht des Workshops am 25.09.2017

Zusätzliche Informationen liefert der Ergebnisbericht des Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen zum Workshop „PFC in Boden und Grundwasser“, der am 25.09.2017 stattgefunden hat [24].
Unter Punkt 2.2.4 „Verwertung, Deponierung“ wird als Ergebnis festgehalten:

- Böden aus der Sanierung von PFC-Verunreinigung sind für eine Verwertung nicht geeignet.
- Bautechnisch anfallendes Aushubmaterial kann in PFC-vorbelasteten Gebieten bis zu PFC-Gehalten von 300 ng/l im 2:1-Schütteleluat unter definierten Randbedingungen verwertet werden (Festlegung im Einzelfall durch die zuständige Behörde).

Bisher liegen landesweit nur wenige Erfahrungen mit der Verwertung PFC-belasteter Böden vor. Der Umgang bzw. die Anforderungen an bautechnisch bedingt anfallendes Aushubmaterial ist weitgehend unklar.

Die mitgeteilten Standpunkte im Rahmen des Workshops zeigen die große Spannbreite in der der Ermessensspielraum genutzt wird:

- Immer Einzelfallentscheidung.
- Bis 500 m^3 können ohne nähere Betrachtung vor Ort wiedereingebaut werden, ohne von einer wesentlichen Verschlechterung der Beschaffenheit der Fläche ausgehen zu müssen.
- Nach dem Grundsatz ‚Gleiches zu Gleichem‘ werden gebietsbezogene Regelungen der Verwertung zugrunde gelegt.

Bezüglich einer Deponierung wird in den NRW-Ablagerungsempfehlungen für Abfälle mit organischen Schadstoffen (Vollzugshilfe des MULNV NRW vom 06.12.2011) ein Grenzwert für die oberirdische Ablagerung von 50 mg/kg (PFOS, Deponieklasse III) auf Grundlage der EU-POP-Verordnung genannt. Darüber hinaus werden keine generellen Festlegungen differenzierter Feststoffwerte für einzelne Deponieklassen getroffen.

Offene Fragen/Regelungsbedarf, Empfehlungen des Workshops:

- Geeignete Entsorgungseinrichtungen für PFC-belastete Böden müssen in ausreichendem Umfang sichergestellt werden.
- Es sind transparente Anforderungen für die Deponierung PFC-belasteter Böden notwendig (Deponieklasseneinstufung bzw. übersichtliche Zusammenstellung der Annahmekriterien).
- Sind Regelungen zur Verwertung PFC-belasteter Böden im Rahmen von Sanierungsplänen bei großflächigen Bodenverunreinigungen zielführend und zulässig?
- Es sind einheitliche Anforderungen an Sicherungsmaßnahmen für belastete Böden / Flächen zu ermitteln und festzulegen. (Stichworte: Asphaltdecke als Sicherung ausreichend?)
- Aufgrund der begrenzten Deponiekapazitäten und der zu bewältigenden Bodenmassen, die auf PFC-belasteten Flächen voraussichtlich in den nächsten Jahren anfallen werden, sind einheitliche Regelungen oder Leitlinien für den Umgang mit PFC-belasteten Böden dringend erforderlich.

6 Derzeitige Annahmesituation für PFC-verunreinigte Böden auf Deponien

6.1 Annahmesituation aus Sicht von Süddeutschland

In Raum Rastatt / Baden-Baden gibt es derzeit keine Deponien mit einer entsprechenden zur PFC-Rückhaltung geeigneten Sickerwasserreinigungsanlage (Umkehrosmose bzw. mehrstufige Aktivkohleverfahren) bzw. Indirekteinleitung in eine kommunale Kläranlage mit vierter Reinigungsstufe und thermischer Klärschlammentsorgung oder Ablagerung in eingekapselten bzw. abgedeckten Monobereichen (möglichst ohne Sickerwasserentstehung). Zu entsorgender Erdaushub aus Baugruben bzw. zwischengelagertes, belastetes Bodenmaterial als Abraum von Kiesgruben muss deshalb weit gefahren werden. Bezüglich der letztendlich willkürlich ausgewählten Annahmestellen sind den Autoren aufgrund von Anfragen per Telefon oder E-Mail bzw. über ihr Netzwerk nachfolgende Annahmekriterien genannt worden. Es ist ein Ausschnitt, ohne Gewähr für Vollständigkeit und Richtigkeit.

6.1.1 Zwei DK II Deponien, Baden-Württemberg

Preise zwischen ca. 40 – 60 €/t (netto) je nach Deponieklasse (DK I oder II) bzw. Anlieferungsmenge. Für DK I-Material Begrenzung für PAK $\leq$ 200 mg/kg. SiWa-Aufbereitung durch Membranfiltration (Ultra-/Nanofiltration, 3-stufige Aktivkohlefilter bzw. Konzentrat wird per Tankwagen abgefahren und in einer speziellen Wasseraufbereitung weiterbehandelt).

6.1.2 DK II Deponie, Baden-Württemberg

Annahme von PFC-belasteten Bodenmaterial nur aus dem Gebiet der eigenen Gebietskörperschaft (überlassungspflichtige Abfälle) bis DK II nach Erlass UM Baden-Württemberg [15]. Das Sickerwasser wird über eine Kläranlage mit 4. Reinigungsstufe gereinigt. Annahmepreis nach Preisliste (45 €/t für Erdaushub, Bauschutt etc., wenn keine Erschwernisse beim Einbau auftreten (z. B. bei Schlämmen).

6.1.3 DK II Deponie, Rheinland-Pfalz

Gemäß der Orientierungswerte für Rheinland-Pfalz beträgt die max. zulässige Eluatbelastung für DK II $\leq$ 50 µg/l. Zusätzlich darf der Feststoffgehalt 1000µg/kg nicht übersteigen. Die Preise betrugen ca. 50 – 60 €/t (netto) bei Anlieferung (2016/17). SiWa-Aufbereitung Biologie (Nitirifikation / Denitrifikation u. Aktivkohlefiltrationsstufe. Aktuelle Auskunft: Die DK II Deponie nimmt derzeit keine PFC-belasteten Böden an. Der Hintergrund ist, dass genügend andere „unproblematischere“ Abfälle angedient werden.

6.1.4 Zwei SAD, DK III, Nordrhein-Westfalen

Annahme bis 100 µg/kg bzw. 10 µg/l im Eluat.

6.1.5 SAD, DK III Nordrhein-Westfalen

Nur Begrenzung 50 mg/kg für PFOS, ansonsten keine Begrenzung im Eluat, ca. 45 €/t (netto). 3-stufige Sickerwassereinigung über Aktivkohle.

6.1.6 SAD, DK III, Nordrhein-Westfalen

Die Deponie verfügt über eine Sickerwasserreinigung mit Aktivkohle. Es sind deshalb höhere PFC-Gehalte zulässig. Die Höhe der PFC-Gehalte entscheidet darüber ob als lose Schüttung

eingebaut werden kann oder ob in ein Sicherungsbauwerk eingebaut werden muss. Erforderliche Einzelfallzustimmungen durch die zuständige Behörde werden aufgrund der großen angedienten Abfallmengen i.d.R. nicht eingeholt. Die Annahmegebühren liegen i.d.R. bei über 100 €/t.

Die Übernahme von PFT (PFC)-verunreinigtem Boden auf die DK III Deponie kann ohne besondere Sicherungsmaßnahme/Abstimmung mit der zuständigen Bezirksregierung unter speziellen Bedingungen erfolgen. Bestimmte Parameter dürfen jeweils einen Wert von 100 ng/l nicht überschreiten, sonst müssen besondere Sicherungsmaßnahmen (Mono – Ablagerung in einem mit HDPE - Folie gesicherten Bereich) angewendet werden. Da die DK III Deponie zur Zeit (Anfang September 2018) nicht über ausreichende Kapazitäten im DK III Ablagerungsbereich verfügt, können derzeit keine Materialien in besondere Sicherungsmaßnahmen übernommen werden.

6.1.7 SAD, DK III, neue Bundesländer

PFC-belasteter Boden kann bis zu einem Feststoffgehalt von 50 mg/kg angenommen werden (DK III Deponie). Grundlagen sind die POP-Verordnung und die DepV. Es erfolgt eine Rücksprache mit der zuständigen Behörde. Es können zusätzlich Eluatwerte erforderlich werden. Der Preis beträgt ca. 70 €/t (netto) bei Anlieferung. Die Sickerwasserreinigung erfolgt mittels Umkehrosmose. Die dreistufige, vollautomatische Membrananlage führt zur physikalischen Trennung von Deponiesickerwasser in direkt einleitfähiges schadstofffreies Permeat und ein schadstoffbelastetes Konzentrat.

6.2 Zusammenfassende Übersicht für oberirdische Deponien

6.2.1 Grundsätzliches

- Für PFC bis 100 µg/kg (Feststoff) oder 10 µg/l (Eluat) in NRW (NW) auf DK0?, DK I, DK II, DK III
- In Rheinland-Pfalz (RP) nur auf DK II Deponien
- Beurteilung der Ablagerbarkeit in BW, HE nach Feststoffgehalten, in BY und RP nach Eluatwerten, in NW sowohl als auch
- bei PFC-geeigneter Sickerwasserreinigung (Umkehrosmose, Nanofiltration, mehrstufige Aktivkohle, Kläranlage mit 4. Reinigungsstufe) bis zu den in BW, BY, HE, NW, RP festgelegten Zuordnungswerten bzw. bei SAD DK III bis 50 mg/kg PFOS, UTD DK IV $>$ 50 mg/kg PFOS

6.2.2 Deponiespezifische Einzelfallregelungen (zusätzliche Anforderungen / Einschränkungen)

- DK II und DK III Deponien nehmen z.T. grundsätzlich kein PFC-verunreinigtes Material an (z.T. trotz vorhandener, grundsätzlich geeigneter Sickerwasserreinigungsanlagen).
- PFC-belastete Abfälle gelten als problematische Abfälle, ggf. erforderliche Abklärungen im Einzelfall mit der zuständigen Behörde werden oft als zu aufwändig empfunden und das Material wird abgelehnt.
- Einzelne DK II Deponien nehmen nur PFC-belastete überlassungspflichtige Abfälle an.
- Bei Annahme aufgrund von Feststoffwerten (z.B. DK III max. 50 mg/kg PFOS) können zusätzlich Eluatwerte verlangt werden.

- Bei einer SAD DK III in NW wird je nach der Höhe der PFC-Gehalte zwischen der Ablagerung in loser Schüttung oder in Bereichen mit besonderen Sicherungsmaßnahmen unterschieden (DK III-Monobereich mit HD-PE Folie gesichert). Es gibt Zuordnungswerte für Einzelwerte und Summenparameter mehrerer PFC im Eluat, die spezifisch von Bezirksregierungen festgelegt werden.
- Die Ablagerungsgebühren (netto) bewegen sich zwischen 40 – 60 €/t für DK I – DK II, z.T. ca. 50 – 70 €/t für DK III, aber auch $>$ 100 €/t für DK III, bis 260 €/t für DK IV.

6.3 Bemerkungen über Untertage-Deponien

Die Angaben sind anonymisiert. PFC-haltige Abfälle haben offensichtlich für diese Deponien bisher keine besondere Relevanz oder sie wurden bisher ohne spezielle Beachtung abgelagert.

6.3.1 Eine Untertagedeponie in den alten Bundesländern

Die Untertagedeponie hat bisher keine PFC-haltigen Abfälle entsorgt. Aus diesem Grund könnten keine etwaigen Entsorgungskosten genannt werden, da der Betreiber im Vorfeld nicht genau weiß, in welcher Anlage und mit welchem Aufwand er den Abfall entsorgen muss. Die Zuordnungswerte (Grenzwerte) spielen dabei eher eine Rolle bei der Unterscheidung zwischen untertägiger Beseitigung und Verwertung. Die UTD ist grundsätzlich bereit PFC-Abfälle zu entsorgen. Bei einer konkreten Anfrage würde sich die UEV gerne dieser Aufgabe annehmen.

6.3.2 Untertagedeponien eines Unternehmens in alten und neuen Bundesländern

Die Untertagedeponie/n hat/haben bisher keine PFC-haltigen Abfälle entsorgt. Die Deponie (alte Bundesländer) hat für die Einlagerung von Abfällen keine Grenzwerte, nur eigene Annahmebedingungen bzw. Ausschlusskriterien. Für eine genaue Einschätzung des abzulagernden Abfalles benötigt die UTD wir eine repräsentative Probe von 1 Kg, welche sie in Ihrem Labor kostenlos analysiert. Die Probe ist mit Probenbegleitschein und Probenahmeprotokoll an das Labor der UTD zu übersenden. Der Preis richtet sich nach der zu entsorgenden Menge. Je höher die Menge, desto geringer wird der Preis. Unser regulärer Entsorgungspreis für kleine Projekte beträgt 260 €/ Tonne (netto).

7 Sickerwasserreinigung versus Vermeidung der Sickerwasser-entstehung

Nahezu alle oben unter Punkt 5 zitierten Länderregelungen verweisen auf die wasserrechtlichen Vorgaben der Direkt- und Indirekteinleitung von Deponiesickerwasser in den Vorfluter oder eine kommunale Kläranlage. Die Sickerwasserreinigung sollte in jedem Einzelfall hinsichtlich der notwendigen Schadstoffrückhaltung betrachtet werden. Das in die Vorflut einzuleitende Wasser muss die Anforderungen aus den wasserrechtlichen Vorgaben erfüllen. Hier ist speziell zu prüfen, ob die Behandlung des gefassten Sickerwassers die Kriterien der Einleitung in Oberflächengewässer erfüllt [20]

Ist die Ablagerung auf Deponien vorzunehmen, ist sicherzustellen, dass entweder eine Sickerwasserbehandlung in einer kommunalen Kläranlage mit vierter Reinigungsstufe und mit thermischer Klärschlammentsorgung oder einer Sickerwasserbehandlung auf der Deponie erfolgt, mit der die PFC (PFAS) aus dem Stoffkreislauf nachhaltig ausgeschleust werden [15].

Für die Einhaltung der wasserrechtlichen Vorgaben für das in die Vorflut einzuleitende Abwasser sind nach derzeitigem Kenntnisstand für PFC-Verbindungen nur mehrstufige Aktivkohle- oder Umkehrosmoseverfahren geeignet [21]. Als Alternative zur Sickerwasserreinigung nennt das Ministerium für Umwelt NRW in seinen Ablagerungsempfehlungen für Abfälle mit organischen Schadstoffen – Vollzugshilfe [23] die sofortige Abdeckung zur Vermeidung der Sickerwasserentstehung. Das Bayerische Landesamt für Umwelt [18] fordert eine Prüfung ob die

Ablagerung in besonders gesicherten Monobereichen (Einkapselung im eigentlichen Deponiekörper) möglich ist. Letztendlich ist die Vermeidung der Sickerwasserentstehung die grundsätzlich bessere Alternative zur Sickerwasserreinigung. 100 %-ig wirksam ist dies in der Praxis nach Ansicht der Autoren jedoch nur bei Ablagerung unter einer Überdachung, eine i.d.R. aufwändige und teure Lösung.

Dass eine nahezu 100 %-ige Reinigung am Auslauf einer Sickerwasserreinigungsanlage mit Nanofitration möglich ist (für das Permeat) zeigt ein schon mehrere Jahre zurückliegender Versuch auf der Deponie Burghof der Abfallverwertung des Landkreises Ludwigsburg (AVL) ([25]). Anlass war die Übernahme einer größeren Charge PFT-belasteten Bodens aus einem Brandschadensfall. Die Deponie Burghof des AVL verfügt über eine Sickerwasserreinigungsanlage mit Membranstufen (Ultrafiltration, Nanofiltration) und eine 3-stufige Aktivkohlereinigung. Diesbezüglich sollte das Austragsverhalten der PFT in zwei Lysimetern und die Wirksamkeit der Sickerwassereinigung untersucht werden. Dabei stellt lediglich die Nanofiltration sicher (die Ultrafiltration allein reichte nicht aus), dass keine PFT-Verbindungen über das Sickerwasser in die Umwelt gelangen. Als Problematisch erwies sich jedoch das übrig bleibende Konzentrat (Retentat), lediglich ca. 10 % des abgereinigten Sickerwassers. Dies wurde über die 3-stufige Aktivkohlefilterreinigung (AKF) geleitet und erbrachte zu Beginn, nach Austausch des ersten am meisten beladenen AKF der Kette und stufenweise nach vorne schalten der nachfolgenden AKFs sowie Einbau des neuen bzw. reaktivierten Filter an dritter Stelle, zunächst eine Reinigungsleistung von nahezu 100 %. Nach 12 Tagen jedoch, dem üblichen Turnus für den Filterwechsel waren es nur noch ca. 60 % der Reinigungsleistung. Im Mittel ergaben sich ca. 80 % Reinigungsleistung für PFC. Obwohl dies insbesondere für relativ schwer adsorbierbare kurzkettige PFC ein gutes Ergebnis ist, so ist es doch insgesamt, nach Meinung der Autoren, unbefriedigend. I. W. aufgrund der insgesamt unbefriedigenden Adsorbierbarkeit der mobilen kurzkettigen PFC an Aktivkohle, insbesondere bei zusätzlich vorhandener Konkurrenz verschiedenster Schadstoffe um die Adsorptionsplätze, ist und bleibt die Sickerwasserreinigung für PFC-belastete Sickerwässern aufwändig und schwierig. Die grundsätzliche Machbarkeit wird jedoch nicht bestritten.

8 Bedarf an Deponieraum in Monodeponien – sind Monodeponien ein nachhaltiges Konzept für PFC?

Aufgrund der bereits festgestellten bzw. zukünftig noch zu erwartenden großflächigen Bodenbelastungen, sei es durch die Ausbringung mit PFC-haltigen Industrieabfällen vermischen Bioabfalls auf die Felder oder durch Brandschadensfälle bzw. Feuerlöschübungsbecken sonstige Altlasten (z.B. Galvanikbetriebe, Wäschereien) besteht der Bedarf an Deponieraum für derart verunreinigte Böden. Im Ergebnisbericht des LANUV Workshops am 25.09.2017 „PFC in Boden und Grundwasser“ wird festgehalten: „Aufgrund der begrenzten Deponiekapazitäten und der zu bewältigenden Bodenmassen, die auf PFC-belasteten Flächen voraussichtlich in den nächsten Jahren anfallen werden, sind einheitliche Regelungen oder Leitlinien für den Umgang mit PFC-belasteten Böden dringend erforderlich“. Nach Einschätzung der Autoren steht der Bedarf an Deponieraum für PFC-verunreinigte Bodenmassen derzeit noch am Anfang und wird in den nächsten Jahren stark ansteigen. Deponien mit (wirklich) gut geeigneten Sickerwasserreinigungsanlagen sind nicht sehr häufig und die Bereitschaft der Deponiebetreiber derartige Abfälle anzunehmen ist gelinde gesagt zurückhaltend. Sie beschränkt sich nicht selten auf Andienungspflichten aus der eigenen Gebietskörperschaft. Da PFC nur gering akut toxisch wirken geht es im Wesentlichen darum den Austrag über das Sickerwasser in die Umwelt (den Vorfluter bzw. das Grundwasser) zu verhindern. Dies über eine Sickerwasserreinigungsanlage sicher zu gewährleisten ist technisch aufwändig, (s. a. Kap. 7) teuer, und letztendlich auch wenig sinnhaft, die PFC aus dem Boden auswaschen zu lassen und dann aufwändig wieder aus dem Sickerwasser herauszufiltern. Eine letztendlich sichere Zerstörung der PFC kann nur eine

Hochtemperaturverbrennung gewährleisten.

Eine theoretische Alternative wäre die trockene Ablagerung, d. h. die Verhinderung der Sickerwasserentstehung. Ob sich PFC unter Ablagerungsbedingungen in einer eingekapselten Monodeponie für PFC-verunreinigten Bodenaushub überhaupt jemals abbauen ist ungewiss. Deswegen sind Überlegungen zur Nachhaltigkeit dieses Konzepts der langfristigen Verhinderung der Sickerwasserentstehung angebracht. Reine Oberflächenabdichtungskonzepte z. B. konvektionsdicht mit Kunststoffdichtungsbahnen greifen hier, auch bei den zu erwartenden hohen Langzeitbeständigkeiten ($>$ 400 Jahre?), zu kurz und verschieben das Problem nur in eine ferne Zukunft. Hinzukommen müssen u. E. Überlegungen den Deponiekörper selbst als möglichst undurchlässigen, kompakten monolithischen Körper auszubilden um eine Auslaugung auch in ferner Zukunft zumindest sehr stark zu verlangsamen. Hierzu gehören eine optimierte Geometrie (kompakt, nicht flächig ausgebreitet, ausreichende Neigungen und Gefälle zu schnellen Ableitung von Niederschlagswasser) und ein definierter lagenweiser verdichtete Einbau zur Minimierung des Porenvolumens und damit der Wasserdurchlässigkeit sowie eine PFC-freie Abschlussschicht von mindestens einem halben Meter bindigen Bodens vor dem Aufbringen der Oberflächenabdichtung und der Rekultivierungsschicht. Unser ausführungstechnischer Vorschlag wäre unter Berücksichtigung des oben gesagten eine DK I Monodeponie für PFC-belastete Böden aus Gründen der Konvention (DK I) mit Basisabdichtung (Asphalt oder KDB, s. u.), Sickerwasserfassung, Sickerwasserspeichermöglichkeit und erforderlichenfalls externe Behandlung. Das Grundkonzept ist durch regelmäßiges Abdecken der kleinräumigen Einbaubereiche möglichst kein Sickerwasser entstehen zu lassen (idealer Weise durch Überdachung des Einlagerungsbereiches). Unter Bezug auf die Sonderregelung für Monodeponien in Satz 4 des Anhang 3, Punkt 2. „Zuordnungswerte für Deponien der Klasse 0, I, II, oder III“ der Deponieverordnung für spezifische Massenabfälle, die auf einer Monodeponie oder einem Monoabschnitt der Klasse I beseitigt werden, wonach Überschreitungen des jeweiligen Zuordnungswertes im Einzelfall und mit Zustimmung der zuständigen Behörde maximal das Dreifache des Zuordnungswertes für die Deponieklasse II (Tab. 2, Spalte 7) betragen dürfen (sofern das Wohl der Allgemeinheit nicht beeinträchtigt wird), wäre eine solche Monodeponie sinngemäß für PFC-verunreinigten Erdaushub/Abfälle bis zu Zuordnungswerten der DK II, u. E. auch über den Einzelfall hinaus, genehmigungsfähig.

Voraussetzung wäre u. E. eine konvektionsdichte Oberflächenabdichtung (vorzugsweise mit Kunststoffdichtungsbahn (KDB)) und aufgrund des Chemismus der PFC (schlecht adsorbierbar und u. a. lipophob) eine konvektionsdichte Basisabdichtung aus Deponieasphalt oder KDB (aufgrund ihres lipophoben Charakters dringen die PFC kaum in HD-PE bzw. Bitumen ein)

9 Bodenbehandlungen als Alternativen zur Beseitigung?

9.1 Thermische Behandlung

Die thermische Behandlung (in Sonderabfallverbrennungs-, Hausmüllverbrennungsanlagen, geeigneten Kraft- und Zementwerken) von PFC-verunreinigten Abfällen (i. W. Böden und Klärschlämme) wird in mehreren Merkblättern, Vollzugshilfen und Erlassen der Bundesländer empfohlen bzw. für Klärschlämme von Kläranlagen mit vierter Reinigungsstufe gefordert [20, 23, 15]. Für große Brandschadensfälle gibt es zumindest ein den Autoren bekanntes Beispiel, dass größere Mengen durch Feuerlöschschäume verunreinige Böden in einer Sonderabfallverbennungsanlage behandelt wurden. PFC besitzen eine hohe thermische Stabilität. Nach Literaturangaben sind Verbrennungs- bzw. Nachverbrennungstemperaturen der Gasphase von je nach Quelle $>$ 1.100 bis über 1.200 bis über 1.300 °C (1.200 °C s. LANUV [26], 1.300 °C s. UBA [6]) für die Zerstörung der PFC erforderlich. Hausmüllverbrennungsanlagen mit Rostfeuerung erfüllen diese Anforderungen nach Ansicht der Autoren in der Regel eher nicht (Herstellerangaben zwischen 800 und 1150 °C). Die 17. BImSchV [27] schreibt für Hausmüllverbrennungsanlagen eine Verbrennungstemperatur von mindestens 850 °C für mindestens zwei Sekunden

nach der letzten Verbrennungsluftzufuhr vor. Für besonders überwachungsbedürftige (gefährliche) Abfälle mit einem Halogengehalt aus halogenorganischen Stoffen von mehr als 1 M.-%, berechnet als Chlor, muss eine Mindesttemperatur von 1.100 °C für eine Verweilzeit von 2 Sekunden eingehalten werden [27]. Das Umweltbundesamt [28] gibt für etwa 20 Monoklärschlammverbrennungsanlagen in Deutschland Verbrennungstemperaturen von 850 – 950 °C an. In Sonderabfallverbrennungsanlagen werden i.d.R. Drehrohröfen eingesetzt die Temperaturen von 1.000 – 1.300 °C erreichen. Es gibt aber auch Sonderabfallverbrennungsanlagen die Verbrennungstemperaturen von „lediglich“ $>$ 860 °C angeben. Ob solchermaßen thermisch behandelte Böden bzw. Abfälle noch einer sinnvollen Verwertung zugeführt werden können oder nicht abschließend beseitigt werden müssen ist fraglich. Für die thermische Behandlung in einer Sonderabfallverbrennungsanlage werden stark marktabhängige Preise von ca. 100 – 400 €/t genannt (Kernbereich ca. 150 – 200 €/t). Für das Brennen von Zementklinker für die Zementherstellung werden Temperaturen von ca. 1.450 °C eingesetzt. Der PFC-belastete Boden müsste als Rohstoffbeigabe dem Kalkstein und Ton vor dem Brennvorgang beigegeben werden. Ein Beispiel hierfür gibt die Sonderabfalldeponie Kölliken für den verunreinigten Boden unterhalb der ausgegrabenen Deponie auf ihrer Homepage an (www.smdk.ch: Behandlung – Aufbereitung – Entsorgung, Zementwerk). Die Mitverbrennung von Klärschlamm als Sekundärbrennstoff, die zweitstärkste Fraktion der Sekundärbrennstoffe in Zementwerken, kann hier als positiver Nebeneffekt zur Eliminierung von PFC in Klärschlämmen beitragen.

9.2 Bodenwäsche

Nachdem die Bodenwäsche aufgrund der aufwändigen und schwierigen Reinigung des Waschwassers bisher keinen Durchbruch erzielen konnte gibt es seit diesem Jahr ein interdisziplinarisches Großprojekt der Strabag Umwelttechnik GmbH gemeinsam mit der ZÜBLIN Umwelttechnik GmbH und der GEIGER Umweltdienste GmbH, eine On-site Bodenbehandlungsanlage auf einem ehemaligen Raffineriegelände bei Ingolstadt [29, 30]. Hier werden im Zuge der Revitalisierung eines 76 Hektar großen ehemaligen Raffineriegeländes aus einer Bodensanierung u. a. 60.000 t PFC-verunreinigter Aushub gewaschen und wieder eingebaut.

Das wesentliche Merkmal dieses Reinigungsverfahrens ist die Kombination aus dem Herausspülen der Kontamination und der nachgeschalteten Schlammbehandlung mit nachfolgender Wasseraufbereitung.

Die hochbelasteten Reststoffe werden im Wesentlichen über die Schlammbehandlung und die Wasseraufbereitung ausgetragen und beseitigt.

In der Schlammbehandlung wird der herausgespülte Prozessschlamm sedimentiert und klassiert, der Dickschlamm wird entwässert und als hochbelasteter Filterkuchen auf zugelassenen Deponien beseitigt.

Die belastete Klarwasserphase wird in einer nachgeschalteten Wasseraufbereitung mittels Adsorption an Aktivkohlefilterkolonnen weiter von den eluierten Schadstoffen befreit und wird als Spülwasser dem Waschprozess im Kreislauf wieder zurückgeführt.

Umfassende Vorerkundungen und Laborversuche sowie Waschversuche in einer stationären Behandlungsanlage waren erforderlich um die technische Konzeption für die Pilotanlage zu erarbeiten.

Nach nur 6 Monaten Planungs- und Ausführungsphase sowie Probebetrieb läuft die Anlage inzwischen im Regelbetrieb. Die erzielten Reinigungserfolge sind durchweg positiv und wurden gegenüber den Vorausplanungen z.T. sogar übertroffen [29].

In diesem nachhaltigen Projekt können somit 90% der Massen am Standort wiederverwendet und wertvolle Ressourcen geschont werden.

Der Erfolg dieses Verfahrens signalisiert die Möglichkeiten PFC-belastete Böden behandeln und aufbereiten zu können und somit den zu beseitigenden Anteil deutlich zu reduzieren um wertvollen Deponieraum im Sinne einer nachhaltigen Kreislaufwirtschaft einzusparen.

Chemisch-physikalische Behandlungsverfahren sind aber stark von den geologischen bzw. geophysikalischen Gegebenheiten des Aushubs abhängig – stark bindige Böden sind für eine Bodenwäsche ungeeignet [29].

9.3 Immobilisierung von PFC-verunreinigten Böden?

Für die Immobilisierung von organischen Verunreinigungen wie PCBs, PAKs, TPH, PCP, PFOS und PFAS gibt es z. B. vom Australischen Hersteller Ziltek das Adsorptionsmittel RemBind^{TM} aus Aktivkohle, amorphen Aluminiumhydroxid, Kaolin (Ton) und weiteren, geheim gehaltenen Bestandteilen. RemBind^{TM} wird in Zugabemengen von 2 – 10 % bezogen auf jeweilige Feuchtmasse untergemischt und soll PFOS und PFOA um $>$ 99 % bzw. auf $<$ 0,02 µg/l im Eluat reduzieren. Allerdings werden Preise von mehreren tausend € pro Tonne genannt, womit eine Anwendung bereits unabhängig von der Prüfung der Wirksamkeit der Immobilisierung eher unrealistisch erscheint. Laut Reinhardt [31] soll RemBindTM von amerikanischen Deponiebetreibern akzeptiert werden.

Auch in Deutschland gibt es ähnliche Bestrebungen großflächig PFC-verunreinigte Böden im Raum Baden-Baden/Rastatt unter Zugabe von hydraulischen Bindemitteln und Adsorbentien in mobilen Mischanlagen zu Immobilisieren und zur Verwertung z. B. als Tragschichten oder in technische Bauwerke einzubauen. Die diesbezüglich laufenden Untersuchungen sind sehr vielversprechend. Laut Hradetzky [32] sollen im Eluat nach dem Trogverfahren gemäß DIN EN 1744-3 für in Baden-Baden/Rastatt üblichen PFC-Bodenbelastungen durchaus Materialwerte erreicht werden, die eine Verwertung als Z0/Z1-Material nach Erlass des Umweltministeriums BW „Entsorgung von Bodenmaterial aus PFC (PFAS)-belasteten Flächen“ zulassen würden. Allerdings sind die Untersuchungen noch nicht vollständig abgeschlossen, so dass eine Veröffentlichung konkreter Ergebnisse noch etwas Zeit in Anspruch nimmt.

10 Zusammenfassung

Großflächige Boden- und Grundwasserbelastungen mit per- und polyfluorierten „Chemikalien“ (PFC) oder „Tensiden“ (PFT) oder „Alkylsubstanzen“ (PFAS) sind in Deutschland seit ca. 2006 durch industriell verunreinigte Bioabfälle, Beimengungen von Papierschlämmen in Kompost und durch Klärschlämme, die in der Landwirtschaft auf Felder aufgebracht wurden, bekannt. Ein zweiter wichtiger Emissionspfad sind Schaumlöschmittel die von Feuerwehren vor allem für die Bekämpfung von leicht entflammbaren Treibstoffen und anderen brennbaren Kohlenwasserstoffen eingesetzt werden. Viel mehr noch als durch tatsächliche Brände kommen Boden- und Grundwasserverunreinigung durch zahlreiche Feuerlöschübungsbecken auf zivilen und militärischen Flughäfen, Raffinerien, Tanklagern und Industrieanlagen vor. PFC sind wasser-, schmutz- und fettabweisend und werden daher als Imprägniermittel z. B. für Outdoor- und Arbeitskleidung, Textilien und schmutzabweisende Teppiche, aber auch für Pappbecher und Pizzakartons, Foto- und Hochglanzpapier etc. in großen Mengen eingesetzt. PFC sind ausschließlich von Menschen erzeugte Substanzen, sie kommen in der Natur nicht vor und sind unter Umweltbedingungen kaum abbaubar (persistent). Der wohl bekannteste Vertreter ist PFOS Perfluoroktansulfonsäure, die seit 2010 auf die Liste der verbotenen Substanzen der europäischen POP-Verordnung (persistent organic pollutants) gesetzt und verboten wurde. Obwohl PFC akut nur mäßig toxisch sind, werden ihnen chronisch toxische Eigenschaften nachgesagt. Sie sind weltweit im Fettgewebe und Blut von Fischen, Säugetieren und Menschen nachweisbar.

Bei der Grundwassersanierung von PFC-Schadensfällen wird derzeit überwiegend Aktivkohle eingesetzt, wobei die Adsorption der PFC an Aktivkohle nicht sehr effizient ist. Als Bodenreinigung wird derzeit in stärker verunreinigten Fällen die thermische Bodenbehandlung (Zerstörung der PFC bei $>$ 1.100 – 1.300 °C, Hochtemperaturverbrennung) durchgeführt. In

geringer belasteten Fällen ist die Bodenwäsche mit anschließender Aktivkohlereinigung des Waschwassers und Deponierung der entwässerten Prozessschlämme auf zugelassene Deponien, die bisher aussichtsreichste Sanierungsvariante.

Für eine Deponierung PFC-verunreinigter Böden müssen Sickerwasserreinigungsanlagen mit mehrstufiger Aktivkohle- oder Umkehrosmose- bzw. Membranverfahren mit Nanofiltration vorhanden sein oder nachgeschaltete Kläranlagen mit 4. Reinigungsstufe und Klärschlammverbrennung bei entsprechend hohen Temperaturen.

Aufgrund der nur unbefriedigenden Entfernbarkeit (Adsorbierbarkeit) von vor allem kurzkettigen PFC aus dem Sickerwasser wären bei einer Deponierung überdachte Monobereiche zur Verhinderung der Sickerwasserneubildung mit anschließender dauerhafter Einkapselung die beste, wenn auch eine sehr aufwändige Lösung (wobei der Deponiekörper selbst als eine möglichst undurchlässige Barriere wirken sollte). Die bisher einzig bekannte nachhaltige Entfernung von PFC aus der Umwelt ist die Hochtemperaturverbrennung. Noch sind viele PFC-Quellen (Produktion, Verwendung) weltweit nicht versiegt. Immer noch steht die PFC-Problematik von der Bodensanierung bis zur Deponierung relativ am Anfang der Entwicklung. Der Umgang mit großflächigen PFC-Bodenverunreinigungen ist noch nicht befriedigend gelöst. Die PFC-Problematik wird uns noch über Jahrzehnte hinaus beschäftigen.

Literaturverzeichnis

[1] UM BW – MINISTERIUM FÜR UMWELT, KLIMA UND ENERGIEWIRTSCHAFT BADEN-WÜRTTEMBERG: *Anwendung der Geringfügigkeitsschwellenwerte (GFS-Werte) für per- und polyfluorierte Chemikalien (PFC) zur Beurteilung nachteiliger Veränderungen der Beschaffenheit des Grund- und Sickerwassers aus schädlichen Bodenveränderungen und Altlasten*. 2018. – Entwurf vom 22.06.2018

[2] EU Verordnung (EG) Nr. 850/2004 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 29. April 2004 über persistente organische Schadstoffe und zur Änderung der Richtlinie 79/117/EWG (ABl. Nr. L 158 S. 7, ber. Nr. L 229 S. 5) Celex-Nr. 3 2004 R 0850 Zuletzt geändert durch Art. 1 ÄndVO (EU) 2016/460 vom 30.3.2016 (ABl. Nr. L 80 S. 17)

[3] LAGA MITTEILUNGEN DER LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT 20: *Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen*. 1997. – Technische Regeln - Stand: 6. November 1997

[4] OSTERAUER, R.: *PFC – Toxikologie und Ökotoxikologie*. 2017. – In Egloffstein/Burkhardt (Hrsg.) Altlasten 2017. ICP Eigenverlag Bauen und Umwelt, Band 31, Karlsruhe

[5] UBA – UMWELTBUNDESAMT: *Per- und polyfluorierte Chemikalien (PFC). Einträge vermeiden - Umwelt schützen*. 2009. – Dessau-Roßlau

[6] UBA – UMWELTBUNDESAMT: *Per- und polyfluorierte Chemikalien (PFC)*. `https://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/chemikalien-reach/stoffgruppen/per-polyfluorierte-chemikalien-pfc#textpart-1`. Version: 2018

[7] *Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (Düngemittelverordnung - DüMV)*. 2012. – vom 05.12.2012 (BGBl I S. 2482)

[8] STUPP, H.-D.: *PFT? Eine neue Stoffgruppe und deren Bedeutung für die Umwelt – Auftreten, Verbreitung, Herausforderungen für die Sanierung als neue Umweltschadstoffe*. 2011. – In: Egloffstein/Burkhardt (Hrsg.) Altlasten 2011. ICP Eigenverlag Bauen und Umwelt, Band 20, Karlsruhe

[9] TEICHMAN, R.-K.: *PFC-Belastungen im Boden und Grundwasser im Raum Baden-Baden/Rastatt – Ursachen, Umgang, Möglichkeiten*. 2016. – Vortrag 16. Karlsruher Altlastenseminar 2016 am 04.05.2016, IHK Karlsruhe

[10] KRAKAU, C.: *Erfahrungen aus der PFC-Fallbearbeitung Raum Rastatt/Baden-Baden*. 2018. – In: Egloffstein/Burkhardt (Hrsg.) Altlasten 2018. ICP Eigenverlag Bauen und Umwelt, Band 33, Karlsruhe

[11] *Stadt überwacht PFC-Werte im Mannheimer Norden*. `www.mannheim.de/de/service-bieten/umwelt/bodenschutz/pfc`. Version: 2018. – Mannheim

[12] UBA – UMWELTBUNDESAMT: *Vorläufige Bewertung von Perfluorierten Tensiden (PFT) im Trinkwasser am Beispiel ihrer Leitsubstanzen Perfluoroctansäure (PFOA) und Perfluoroctansulfonsäure (PFOS)*. 2006. – Stellungnahme der Trinkwasserkommission des Bundesministeriums für Gesundheit (BMG) beim Umweltbundesamt vom 21.06.06 überarbeitet am13.7.06

[13] HLUG – HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE: *Perfluorierte Chemikalien (PFC) in Hessen Untersuchungsprogramm des HLUG*. 2010. – Wiesbaden

[14] LAWA – BUND/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER: ABLEITUNG VON GERINGFÜGIGKEITSSCHWELLENWERTEN FÜR DAS GRUNDWASSER: *Per- und polyfluorierte Chemikalien (PFC)*. 2017

[15] UM BW – MINISTERIUM FÜR UMWELT, KLIMA UND ENERGIEWIRTSCHAFT BADEN-WÜRTTEMBERG: *Entsorgung von Bodenmaterial aus PFC (PFAS)-belasteten Flächen*. 2016. – Erlass vom 22.12.2014, Stuttgart

[16] LANUV: *Bewertungsmaßstäbe für PFC-Konzentrationen für NRW*. https://www.lanuv.nrw.de/umwelt/gefahrstoffe/pfc/bewertungsmassstaebe/. Version: 2018

[17] RPK – REGIERUNGSPRÄSIDIUM KARLSRUHE, STABSTELLE PFC: *erwertung, Entsorgung und Lagerung von PFC, Belastete Böden - Rechtliche Rahmenbedingungen der Verwertung und Entsorgung*. https://rp.baden-wuerttemberg.de/rpk/Abt5/Ref541/PFC/Seiten/Verwertung_Entsorgung_Lagerung_PFC.aspx. Version: 2018

[18] LFU BAY. – BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT: *Leitlinien zur vorläufigen Bewertung von PFC-Verunreinigungen in Wasser und Boden*. 2017. – Stand: April 2017, Augsburg

[19] STMUGV – BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT, GESUNDHEIT UND VERBRAUCHERSCHUTZ: *Anforderungen an die Verfüllung von Gruben und Brüchen sowie Tagebauen. Eckpunktepapier und Leitfaden zu den Eckpunkten*. 2005

[20] LFU RHL.-PF. – LANDESAMT FÜR UMWELT RHEINLAND PFALZ: *ALEX-Informationsblatt 29 Per- und polyfluorierte Chemikalien (PFC) in der Umwelt*. 03 2017. – Mainz

[21] MUKLV – HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, KLIMASCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ: *Verfahrenshilfe zum Vollzug des Abfallrechts Allgemeine Hinweise zum Betrieb von Deponien*. 2017

[22] HMUELV Ministeriums für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz: Erlass vom 06.12.2010, Az. II 3-100a 12.15.06

[23] MKULNV – MINISTERIUM FÜR KLIMASCHUTZ, UMWELT, LANDWIRTSCHAFT, NATUR-UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN: *Ablagerungsempfehlungen für Abfälle mit organischen Schadstoffen*. 2011. – Vollzugshilfe – 06. Dezember 2011, korrigierte Fassung

[24] LANUV – LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN: *PFC in Boden und Grundwasser*. 2017. – Ergebnisbericht des Workshops am 25.09.2017. Dezember 201

[25] JEDELE AND PARTNER: *Untersuchungen zum Verbleib von PFT-Verbindungen in abgelagerten Bodenmaterial und im Sickerwasser der Deponie Burghof im Landkreis Ludwigsburg*. https://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/documents/10184/153337/projekt26_bericht.pdf. Version: 2013

[26] LANUV – LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN: *Fachbericht 34: Verbreitung von PFT in der Umwelt. Ursachen - Untersuchungsstrategie - Ergebnisse - Maßnahmen*. 2011

[27] *Siebzehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über die Verbrennung und die Mitverbrennung von Abfällen - 17. BImSchV)*. 1990

[28] UBA – UMWELTBUNDESAMT: *Klärschlammentsorgung in der Bundesrepublik Deutschland*. 2013

[29] KLEINEGRÄBER, K.: *Freundliche schriftliche Mitteilung*. 2018. – Strabag Umwelttechnik GmbH

[30] EDEL, H.-G. ; KLOPP, D. ; KELLNER, C.: *PFC-Grundwassersanierungen: Stand der Technik und Kostenvergleich*. 2018. – In: Egloffstein/Burkhardt (Hrsg.) Altlasten 2018. ICP Eigenverlag Bauen und Umwelt, Band 33, Karlsruhe

[31] REINHARDT, M. ; SÖHLMANN, R. ; TEICHMANN, R.-K.: *Sanierungsbetrachtungen zu großflächigen PFC-Verunreinigungen in Boden und Grundwasser*. 2017. – Altlasten 2017. ICP Eigenverlag Bauen und Umwelt, Band 31, Karlsruhe

[32] HRADETZKY, H.: *Freundliche mündliche Mitteilung*. 2018. – SRS Deponiebau GmbH, Karlsruhe

Likvidace speciálních odpadů

Entsorgung spezieller Abfälle

Antropogenní materiálové toky a trvale udržitelný rozvoj – je skládka výběhový model?

Nachhaltigkeit und anthropogene Stoffströme – ist die Deponie ein Auslaufmodell?

Friedemann Sandig; Said Al-Akel[1]

Abstrakt

Příspěvek staví německé a evropské látkové toky do kontextu moderního pojmu udržitelnosti. Představuje na příkladech aktuální trendy využívání zdrojů a vzniku odpadů a naznačuje možné cesty ekonomického využití prostřednictvím různých výzkumných přístupů. Přednáška tak otevírá diskusi k vizi o budoucím konci vzniku odpadů a jejich skládkování v dnešním smyslu. Je bezodpadová společnost v budoucnosti vůbec možná?

Kurzfassung

Im 21. Jahrhundert stehen die westlichen Industrienationen vor der Schuldfrage des unwirtschaftlichen Umganges mit den natürlichen Ressourcen. Doch die Geschichte zeigt, dass die aktuelle Fragestellung einer nachhaltigen Rohstoff- und Ressourcenpolitik keine historischen Vorbilder kennt. Die Vielzahl unterschiedlicher stofflicher Massenströme z.B. aus dem Bausektor, der Lebensmittelindustrie und der Landwirtschaft zeigt, dass es in Zukunft nicht ein Konzept des Ressourcenmanagements geben kann, sondern unterschiedliche länderspezifische und regionale Kleinkonzepte. Dies widerspricht grundlegend dem europäischen Einheitsgedanken der Wirtschafts- und Umweltpolitik. Im Sinne der europäischen Gesetzgebung angestoßene Vorgaben in Richtung neuer Wirtschaftsfreiräume werden in Europa, sogar in Deutschland, sehr unterschiedlich umgesetzt werden. Die aus Wirtschaft und Wissenschaft bisher formulierten Ansätze neuer innovativer Ideen zur Abfallverwertung zeigen, dass es in Zukunft neue Wege geben wird. Problematisch ist der Trend der Materialentwicklung in Zeiten der Neuordnung des europäischen Deponieraumes zu sehen. Es wird hier viele Jahrzehnte dauern, bis wir uns dem gesellschaftlichen Wunsch nach einer Deponiefreiheit widmen werden können. Die Zukunft liegt weit vor uns.

[1]Hochschule für Technik, Wirtschaft und Kultur Leipzig, Karl-Liebknecht-Str. 132, D-04277 Leipzig, Tel.: +49 (341) 3076 6636, friedemann.sandig@htwk-leipzig.de, said.al-akel@htwk-leipzig.de

1 Nachhaltigkeit & Umweltschutz

Innerhalb des letzten halben Jahrhunderts hat sich eine markante Sichtweise auf die menschliche Umwelt und die gesellschaftlichen Aufgaben und Pflichten zum Schutz dieses Lebensraumes etabliert. Es ist heute kaum mehr vorstellbar, dass noch im Jahr 1970 59% der Bundesbürger angaben, den Begriff „Umweltschutz“ weder gehört noch gelesen zu haben[2].

Unsere heutige Sichtweise auf den Wertverlust von Stoffen infolge ihrer Nutzung und die ungleiche Verteilung des globalen Ressourcenverbrauches wäre jedoch ohne den zweiten Begriff der „Nachhaltigkeit“ nicht möglich. Alle Bestrebungen der letzten Jahrzehnte, beginnend von den Forderungen nach der Reinhaltung der menschlichen Umwelt in den 70er Jahren über die Erfassung nationaler und internationaler Stoffströme, die Herstellung neuer Materialien und Materialverbünde, die Separierung von Wertstoffen, die Entwicklung von Aufbereitungstechniken bis hin zur Generierung intelligenter Stoffströme mit möglichst langen Zyklen und Optionen der Rezyklierung sind Ausdruck dieses enormen gesellschaftlichen Wandels. So ist der Schutz der natürlichen Lebensgrundlagen im Grundgesetz verankert. Die Bundesregierung hat Nachhaltigkeit zum übergeordneten Prinzip ihres Handelns erklärt und versteht darunter mehr als den eigentlichen Umweltschutz.

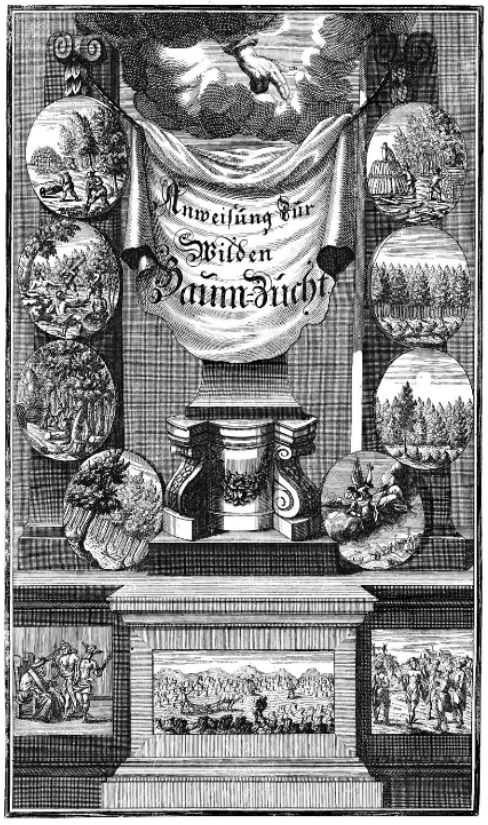


Abbildung 1: Sylvicultura Oeconomica: erster Begriffsnachweis der Nachhaltigkeit, 1713.

Die Bedeutung des Begriffes „Nachhaltigkeit“ hat sich dabei verändert. Ursprünglich vor ca. 350 Jahren durch Hannß Carl von Carlowitz, einem Oberberghauptmann des sächsischen König August des Starken, im forstwirtschaftlichen Zusammenhang mit dem Erzbergbau als lokales Dilemma eines zu starken Holzverbrauches formuliert, wird der Begriff seit den 1970er Jahren als „dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung“ und für immer mehr Branchen benutzt. Er wurde für die internationale Gesellschaft mit dem Blick auf zukünftige Generationen eingeführt durch die UN-Umweltschutz-konferenz in Stockholm 1972, findet sich im Expertenzu-

[2] Umweltbundesamt, http://uba.de/40jahre

sammenschluss für nachhaltige Entwicklung, dem Club of Rome[3] und wurde letztmals grundlegend im Brundtland-Report von 1987 angepasst[4].

Aktuell werden notwendige Entwicklungen insbesondere für die Produktentwicklung derart gefordert, dass die Produkte von Anfang an durch eine sekundäre Nutzung nachhaltig angelegt sind und sich die Frage nach einem Abfall-Recycling gar nicht erst stellt[5].

2 Abfallaufkommen & Stoffströme

Umweltschutz ist wichtiges politisches Instrument geworden: Deutschland will seine Treibhausgasemissionen bis 2020 um 40 % gegenüber 1990 reduzieren, die Europäische Union strebt dieses Ziel bis 2030 an. Problematisch bleiben bis zur Umsetzung dieser innovativen Idee jedoch die großen Abfallmassen und Stoffströme dieses anthropogenen Zeitalters, große Defizite liegen auch im ständig steigenden Flächenverbrauch[6]. Das Abfallrecht ist durch eine Vielzahl europäischer Rechtstexte formuliert. Während Verordnungen unmittelbare Geltung in den Mitgliedstaaten entfalten, müssen Richtlinien in das jeweilige nationale Recht umgesetzt werden. In Deutschland bildet das Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen[7] die Kernregelung abfallrechtlicher Vorschriften. Dieses Kreislaufwirtschaftsgesetz wird für die nicht schon durch das Bundesrecht erfassten Bereiche ergänzt und konkretisiert durch die Abfallgesetze der Länder. Das KrWG vereinheitlicht den Abfallbegriff im Sinne der europäischen Abfallrahmenrichtlinie[8] und erweitert ihn (§ 3 Abs. 1). Die Beschränkung auf „bewegliche Sachen“ entfällt - durch den Ausschluss von „nicht ausgehobenen Böden und Bauwerken“ ist das Abfallrecht jedoch weiterhin nur auf bewegliche Sachen anzuwenden. Mit dieser Abfalldeklaration direkt verbunden ist ein wirtschaftlicher und ökologischer Verlust von Ressourcen in Form von Material und/oder Energie. Die nationalen und internationalen Stoffströme des Abfalls sind Ausdruck aktueller Verwertungs- und Rohstoffpolitik.

Im 21. Jahrhundert erzeugt jeder Bundesbürger pro Jahr über 5 t Abfall und verbraucht damit doppelt so viele Ressourcen, wie natürlich bereitgestellt werden kann[9]. Jeder Europäer erzeugt pro Jahr ca. 480 kg Siedlungsabfall[10] (Deutschland: ca. 620 kg, Rumänien: 270 kg, Estland: 290 kg[11]), dies entspricht nur etwa 10 % der persönlichen Gesamtabfallmenge. Europaweit (Datengrundlage: EU-28 plus Norwegen) bestehen ca. 60 % des erzeugten Abfalls (ca. 210 Mio. t) aus mineralischem Abfall und Boden, überwiegend aus Bau- und Abbrucharbeiten sowie dem Bergbau[12]. Pro Kopf sind dies 2,6 t oder 52 Mülltonnen[13].

Ein steigender Anteil wird dabei – länderspezifisch mit sehr unterschiedlichen Quoten – dem Recycling zugeführt (Siedlungsabfall: über 30 %) und der Anteil der deponierten Menge nimmt kontinuierlich ab. für die mineralischen Stoffe wurden die öffentlichen Auftraggeber verpflichtet, bei anstehenden Baumaßnahmen abzuwägen,

„... ob und in welchem Umfang Erzeugnisse eingesetzt werden können, die sich durch [...] Wiederverwendbarkeit, Verwertbarkeit auszeichnen, im Vergleich zu anderen Erzeugnissen zu

[3] Meadows, D. H., Randers, J., & Behrens III, W. W. (1972). The limits to growth: a report to the club of Rome (1972).

[4] Keeble, B. R. (1988). The Brundtland report:'Our common future'. Medicine and War, 4(1), 17-25.

[5] Euro am Sonntag: Über den Unsinn der Nachhaltigkeit, Interview mit Braungart, 11.02.2013, online: https://www.finanzen.net/nachricht/rohstoffe/Euro-am-Sonntag-Interview-Umweltphilosoph-Querdenker-Braungart-Ueber-den-Unsinn-der-Nachhaltigkeit-2264616

[6] Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung, Neuauflage 2016

[7] Kreislaufwirtschaftsgesetz vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212), letzt. Änd. v. 20.07.2017

[8] Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 19.11.2008 über Abfälle (2008/98/EG)

[9] Nachhaltigkeit: Deutschland, Vorbild im Reden, Beitrag Zeit Online am 12.09.2018

[10] Europäische Umweltagentur, Abfall: Ein Problem oder eine Ressource? online 09.07.2014

[11] Statistisches Bundesamt: Zahl der Woche vom 23.06.2015

[12] Eurostat 2010, www.eurostat.eu/waste

[13] Der (Müll-)Turmbau zu Babel? – Teil 2, S. Reuther, 15.05.2017, www.wertstoffblog.de

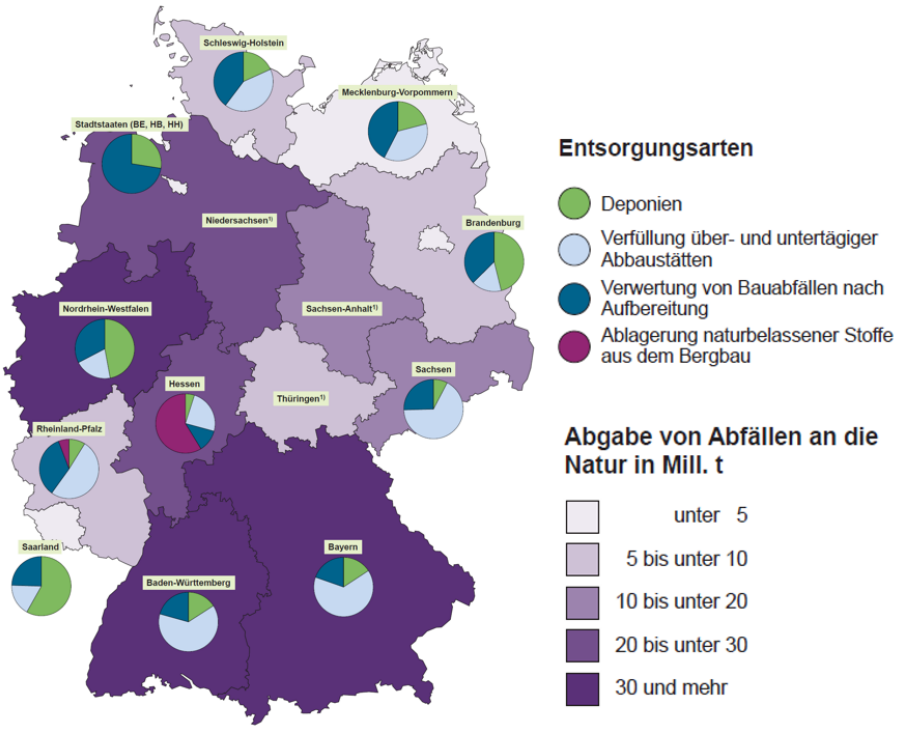


Abbildung 2: Abgabe von Abfällen an die Natur, nach Art der Entsorgung, Umweltökonomische Gesamtrechnung der Länder, 2017.

weniger oder zu schadstoffärmeren Abfällen führen oder aus Abfällen zur Verwertung hergestellt worden sind“[14].

Eine Wiederverwendung von Baustoffen/Bauteilen und damit das Ende der Abfalleigenschaft sind demnach erreicht, wenn diese ein Verwertungsverfahren durchlaufen haben, eine Umweltverträglichkeit und darüber hinaus ein positiver Marktwert nachgewiesen wurden.
Kriterien zur Einteilung von Baustoffen hinsichtlich ihres Recyclings sind:

- Recycling und Vorbereiten zum Recycling: Ausrangierte Materialien oder Bauteile werden woanders wiederbenutzt. Das Vernichten, Zerlegen oder Beseitigen entfällt demzufolge.
- Energetisches Recycling oder Verfüllen: Brennbaren Restbaustoffe werden zur Energieerzeugung direkt verbrannt oder zu Materialien aufgearbeitet, die sich verfüllen lassen.
- „Einfaches“ Beseitigen gilt für Baustoffe ohne Verwertungskonzept.
- Entsorgungen als Sondermüll gilt für Baustoffe und Bauteile, die mit Schadstoffen belastet sind.

Für die Zukunft stellt sich automatisch die Vision, ob eine 100 %-ige Recyclingquote machbar wäre, also der Anteil der tatsächlich aus dem Abfall recycelten Wertstoffe 100 % beträgt. 2011 formulierte der Rat für Nachhaltige Entwicklung (RNE[15]) das Ziel des 100 %-Recyclings für strategische Rohstoffe. Seitdem ist die Entkopplung des Wirtschaftswachstums vom Verbrauch strategischer Metalle und Mineralien ein strategisches Ziel der deutschen Rohstoff- und Nachhaltigkeitspolitik. Der RNE empfahl der Bundesregierung zudem, in der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie den Indikator Rohstoffproduktivität zu einer Referenz für die fachpolitischen

[14] § 37 KrW-/AbfG
[15] www.nachhaltigkeitsrat.de

Bereiche Wirtschaft, Abfall und Umwelt auszubauen. In diesen fachpolitischen Bereichen sollten weitere, differenzierte Indikatoren entwickelt werden, die anzeigen, ob und wie das Ziel „Steigerung der Rohstoffproduktivität“ der Nachhaltigkeitsstrategie erreicht werden würde.

3 Abfallvermeidung & Recyclingansätze

Deutschlandweit werden Abfälle regional sehr unterschiedlich aus Kreisläufen herausgelöst. So wurden beispielsweise im Jahr 2016 in Sachsen flächendeckend bis 416,8 kg Haushaltsabfälle pro Einwohner produziert, hingegen in den meisten Kreisen von Niedersachsen, Rheinland-Pfalz und Bayern über 528,6 kg und lokal bis 2.042,9 kg[16]. Grund dafür ist nicht primär ein unterschiedliches Abfallvermeidungsbewusstsein, sondern diverse sozio-ökonomische Indikatoren. Beispielhaft wird hier auf die sehr unterschiedliche Flächeninanspruchnahme der Anteile der Siedlungs- und Verkehrsflächen an der Gesamtfläche verwiesen, welche sich – außer zwischen Kreisen und kreisfreien Städten – hauptsächlich in einem West-Ost-Gefälle (Nordrhein-Westfalen: 12,3 bis 32,2 %, Brandenburg: 5,3 bis 12,3 %) wiederspiegelt.

Die Kosten für die anfallenden Abfälle sind regional sehr unterschiedlich und werden zusätzlich zum Entsorgungspreis auch durch die Transportkosten gebildet. Insbesondere im Bausektor (34 % des europaweiten Abfallaufkommens besteht aus Bauabfällen[17], deutschlandweit: 54 % des Abfallaufkommens[18]) entstehen durch die seit Oktober 2015 verändert eingeführte LKW-Maut ab 7,5 t Gesamtmasse neue Ansätze des wirtschaftlichen Umganges mit Abfällen aus Böden, Böden mit Fremdbestandteilen oder Bauabbruchabfällen. Im Erdbau besteht in der Phase der geotechnischen Erkundung bereits die Möglichkeit, die anfallenden Massen (Kelleraushub, Oberflächenprofilierung etc.) in Abstimmung mit der Bauplanung anzupassen und bei geschickter Zusammenlegung von Böden im Baufeld zu Homogenbereichen[19] Abfall und Abfallkosten für den AG einzusparen. Die Verwertung beginnt demnach auf der Baustelle noch bevor in den meisten Fällen der Abfallbegriff greift oder das Ende der Abfalleigenschaft nach §5 Kreislaufwirtschaftsgesetz herbeigeführt werden muss.

Dieses Ende der Abfalleigenschaft wurde in der Abfallrahmenrichtlinie[20] favorisierend für solche Materialien beschrieben, „. . . die ein hohes Maß an Umweltschutz bieten und mit ökologischem und ökonomischem Nutzen verbunden sind.“ Dazu gehören unter anderem Bau- und Abbruchabfälle und körniges Gesteinsmaterial. Fraglich ist, ob das 2020-Ziel, die nicht gefährlichen Bau- und Abbruchabfälle mindestens zu 70 % zu recyceln, eingehalten werden kann.

In den westlichen Industrienationen stellt sich bis zum beginnenden 21. Jahrhundert jedoch heraus, dass sich wirtschaftliche Marktanteile leider nicht durch die Prinzipien der Abfallvermeidung, sondern lediglich über die Verwertung von Abfällen entwickeln lassen. Die erste Stufe der fünfstufigen deutschen Abfallhierarchie (§6 Kreislaufwirtschaftsgesetz) scheint eine gesellschaftliche Herausforderung zu sein. Eine exemplarische Suche in der TIB Leibnitz-Informationsdatenbank für Technik und Naturwissenschaften[21] listet nach den Stichwortsuchen für „Abfallvermeidung“ lediglich 3.045 Treffer, für den Begriff der „Abfallverwertung“ den 70-fachen Wert von 213.553 Einträgen. Die Abfallforschung der Ministerien und der großen technischen Universitäten konzentrieren sich heute auf intelligente energetische oder stoffliche Abfall-Verwertungsverfahren Dies zeigt, dass auch im Bereich der Forschung die Verwertungsgedanken eindeutig im Vordergrund des wissenschaftlichen Fokus stehen. Die Anzahl der Publikationen in genannter Datenbank steigt jährlich. Doch Möglichkeiten der stofflichen Nutzung

[16] www-genesis.destatis.de

[17] Eurostat, EPRS, Europäische Kommission

[18] Statistisches Bundesamt 2016

[19] DIN 18300: ein Homogenbereich ist ein „. . . begrenzter Bereich, bestehend aus einzelnen oder mehreren Boden- oder Felsschichten, der [. . .] vergleichbare Eigenschaften aufweist.“

[20] Rili 2008/98/EG

[21] weltweit größte Fachbibliothek für Technik und Naturwissenschaften und Universitätsbibliothek der Leibniz Universität Hannover, www.tib.eu/de

minderwertiger Baustoffe existieren – zumindest im Erdbausektor.

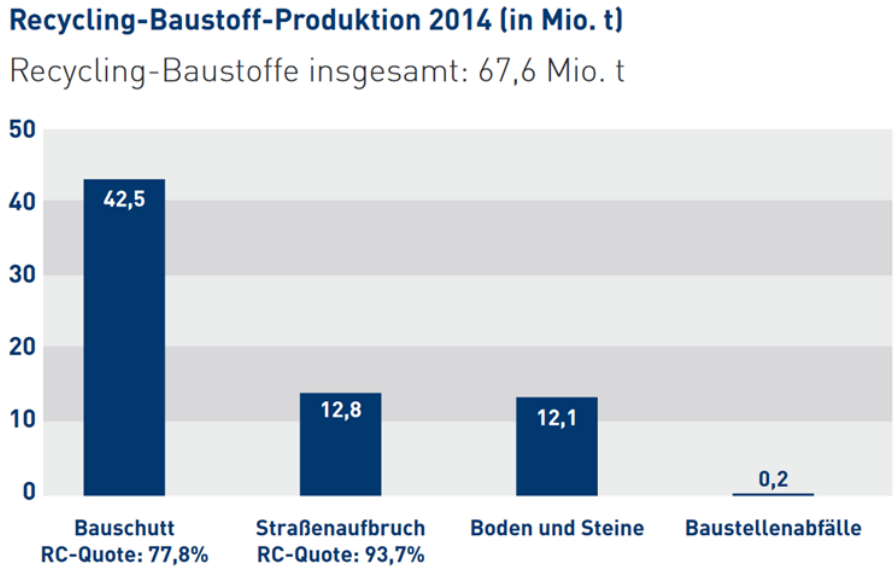


Abbildung 3: Recycling-Baustoff-Produktion, in Mio. t (Stand: 2014, Quelle: Initiative Kreislaufwirtschaft Bau (2017: Bericht zum Aufkommen und zum Verbleib mineralischer Bauabfälle.

Betrachtet man die bisherigen Recyclingverfahren, so werden ausschließlich Produkte (Schüttgüter) für den Straßen- und Wegebau, Erdbau und Deponiebau hergestellt. Diesen Bereich dominieren gegenwärtig vorwiegend Schüttgüter der Natursteinindustrie. Der Zugang von Recyclingmaterialien ist aufgrund von technischen und zulassungsrechtlichen Anforderungen nur bedingt möglich. Gleichzeitig ist das Ausschreibungsverhalten unzureichend auf Recyclingmaterial ausgerichtet. Die ingenieurmäßige Verantwortung für die nächsten Jahre liegt damit im Erkunden neuer Nutzungspotenziale für mineralische Abfallstoffe und der Entwicklung neuer Ersatzbaustoffe im Rahmen der aktuellen politischen Rahmengesetzgebung.

Obwohl heute schon große Mengen des anfallenden Bodenmaterials einer hochwertigen Verwendung zugeführt werden, besteht insbesondere für die Herstellung von Sandfraktionen (etwa 37 bis 53 % des gesamten aufbereiteten Materials[22] technisches Entwicklungspotential. Die Forschung sucht seit einigen Jahren verstärkt Möglichkeiten, für diese Kornanteile neue hochwertige Verwertungsmöglichkeiten zu erschließen. Momentan wird davon ausgegangen, dass ein zur Verfüllung und Ablagerung verwendetes Boden- und Aushubmaterial oft geotechnische Eigenschaften aufweist, welche eine direkte Verwertung im Erdbau unmöglich macht. Dazu gehören vor allem:

- fein- und gemischtkörnige Böden mit hohen Wassergehalten,
- fein- und gemischtkörnige Böden mit erhöhten organischen Beimengungen,
- Böden mit instabilen Fremdstoffen (Holz, Ziegelreste. . .),
- Kornfaktionen bis 2 mm Kantenlänge und
- Schlämme aus Rücklaufspülungen etc.

Aus den genannten Daten zur Markt- und Rohstoffsituation, den Prognosen zur Nachfrage der zukünftigen Produktion an hochwertigen Sanden und Kiesen für das Bauwesen und

[22] Henzinger, C. (2017). Bodenverbesserung mit Recyclingmaterial aus Bauschutt (Dissertation, Technische Universität München).

Schätzungen von leicht steigenden zu produzierenden Mengen für die nächsten Jahrzehnte ist ableitbar, dass im Sinne der Schonung von Primärrohstoffen und einer funktionierenden Kreislaufwirtschaft versucht werden muss, den Bedarf so weit wie möglich durch Material zu decken, welches in großer Menge als mineralischer Reststoff bereits heute zur Verfügung steht, auch wenn bekannte Bodenverbesserungsmaßnahmen auszuführen oder neue Lösungen zu entwickeln sind.

Technologische Ansätze der Separierung und Homogenisierung – nicht nur von Seiten der Deponiebetreiber, sondern bereits bauseits – lassen außerdem eine Verringerung von Massenabfällen durch teilweises Abführen sekundär nutzbarer Anteile zu. So werden beispielsweise erfolgreich anthropogene Auffüllungen aus innerstädtischen Baubereichen mit z.T. Fremdbestandteilen weit über 10 % durch stationäre und mobile Siebanlagen zu Böden verarbeitet (sichtbarer Volumenanteil der Fremdbestandteile: $<$10 %) und lediglich der abgetrennte Fremdanteil wird deponiert.

Eine weitere Möglichkeit der stofflichen Nutzung von Erdbaustoffen liegt in der gezielten Umwandlung zu neuen Materialien mit anderen Anwendungen. Seit Jahren werden technologische Ansätze der Aufmischung minderwertiger Böden auf den Baufeldern und deren Umwandlung zu innovativen bindemittelstabilisierten Baustoffen erfolgreich eingesetzt. Diese sogenannten Flüssigböden werden dann gezielt für Bereiche schlechter Zugänglichkeit (Engstellen, Hohlräume, Hinterfüllungen etc.) verwendet, verfestigen nach der Verfüllung im fließfähigen Zustand und entwickeln ein bodenähnliches Verformungsverhalten. Insbesondere bei der Umhüllung von Kabeltrassen und Rohrleitungen hat sich das Verfahren bewährt. Neuere Ansätze, dieses Material auch für andere Anwendungen zu öffnen, sind bereits erfolgreich in mehreren Pilotprojekten getestet worden. So wurden beispielsweise an der HTWK Leipzig Deichdichtungen oder baugrundverbessernde Säulen in Modell- und Großversuchen nachgewiesen und für die baupraktische Nutzung vorbereitet.

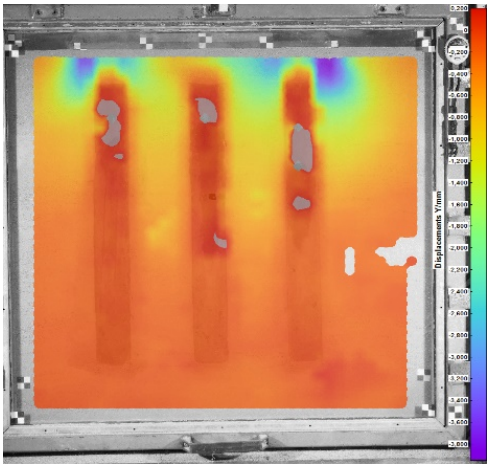


Abbildung 4: Modellversuch an einer Säulengruppe: blau = große vertikale, rot = kleine Verschiebungen.

Experimente im 2D-Schnittmodell zeigen, dass die vertikalen Verschiebungen durch eine Gruppe dieser Bodenmischsäulen stark abgebaut werden. Abbildung 4 zeigt eine Säulengruppe aus 3 Einzelsäulen im ebenen Schnitt an einer Glasscheibe. Gemessen wurden die Verschiebungsfelder durch die Methoden der Particle Image Velocimetry (PIV), ein berührungsloses optisches Verfahren der Bewegungsdetektion mit anschließender digitaler Bildkorrelation durch Digital Image Correlation (DIC). Die Säulen binden nicht in eine tragfähige Schicht ein, sondern tragen als sogenanntes „schwimmendes“ System die Lasten in den Untergrund ein. Für die hier im Experiment untersuchte flächig aufgebrachte Prüflast von 3 kN wurden Setzungen von 7 mm ermittelt, der Vergleich zum unverbesserten Untergrund weist hier eine Setzungsreduzierung

von ca. 30 % aus.

Das System der Setzungsreduzierung durch die Bodenmischsäulen wurde mittlerweile durch die HTWK Leipzig erfolgreich im 1:1 Großversuch gemeinsam mit dem Landesamt für Straßenbau und Verkehr des Freistaates Sachsen (LASuV), CDM Smith Consult GmbH und BAUER Spezialtiefbau GmbH nachgewiesen. Dabei wurden mehrere Einzelsäulen (Kurzzeitbelastungstests) und eine 3x3-Säulengruppe (Langzeitversuch, Durchmesser: 0,4 m, Länge: ca. 10 m, quadratisches Raster, Achsabstand: 1,35 m) auf einem Baufeld des LASuV über ein Trägergerät der Fa. BAUER Typ BF13 H mit Tiefenrüttler TR17 in Anlehnung an das Verfahren der Rüttelortbetonsäulen (ROB) hergestellt. Herstellungsschritte und Materialparameter wurden durch eine baubegleitende Qualitätssicherung kontrolliert. Der Belastungsaufbau des 4,4x4,4 m großen Versuchsstandes im Realmaßstab erfolgte über eine 0,5 m mächtige Lasttransferschicht durch eine 0,5 m starke Bodenplatte und 50 Spezialbetonelemente (1,6 m x 0,8m x 0,8 m). Zusätzlich wurde ein „Nullversuch“ ohne Stabilisierungssäulen hergestellt.

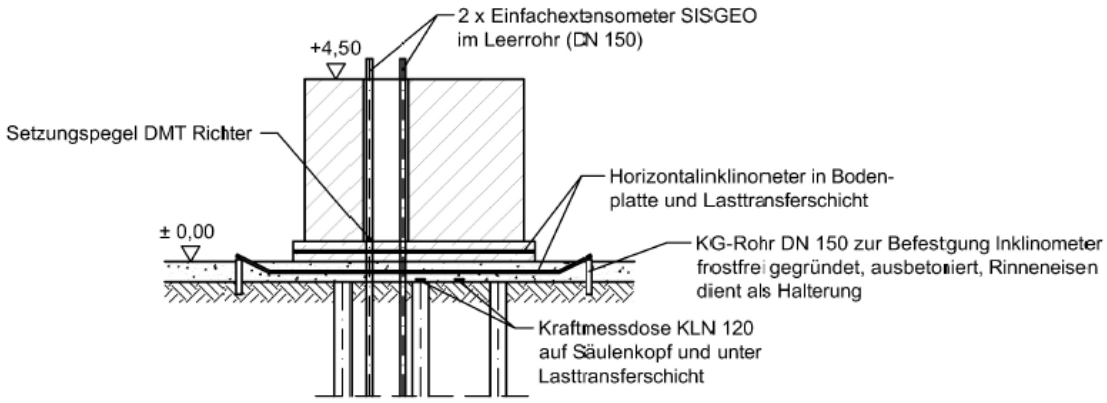


Abbildung 5: Prinzip der messtechnischen Ausrüstung und der Belastung über der Säulengruppe.

Die Versuche in 2017 auf Kippenflächen des ehemaligen Braunkohletagebaus etwa 15 km südlich des Leipziger Stadtkerns zwischen den Gemeinden Großdeuben und Böhlen zeigen, dass das technische Prinzip der schwimmenden Lastverteilung über Bodenmischsäulen und anteilig über die Zwischenbodenbereiche auch für extrem schlechte und inhomogene Baugründe anwendbar ist und insbesondere für große Untergrundverbesserungen ab 2.000 m Grundfläche und Lasten bis 100 kN Gebrauchslast eine Alternative zu herkömmlichen Verfahren der Materialsubstitution oder der Lastverteilung über die Tiefe darstellt.

4 Deponieraum & Zukunftsfragen

Trotz aller Fortschritte bei Abfallvermeidung, -verwertung und –recycling in Deutschland und anderen europäischen Ländern und der Schaffung einer einheitlichen EU-Regelungen der Kreislaufwirtschaft sind die abgesteckten Ziele nicht bzw. nur teilweise erreicht worden. Die Vereinbarkeit zwischen Arbeitsplatzerhalt, Wachstum und Einhaltung von Umweltschutzzielen klaffen bei vielen Mitgliedsstaaten sehr weit auseinander. Ein weiteres Problem für die Vereinheitlichung der Vorgehensweisen ist die Heterogenität des angefallenen Abfalls in den verschiedenen Ländern, dargestellt in Abbildung 6.

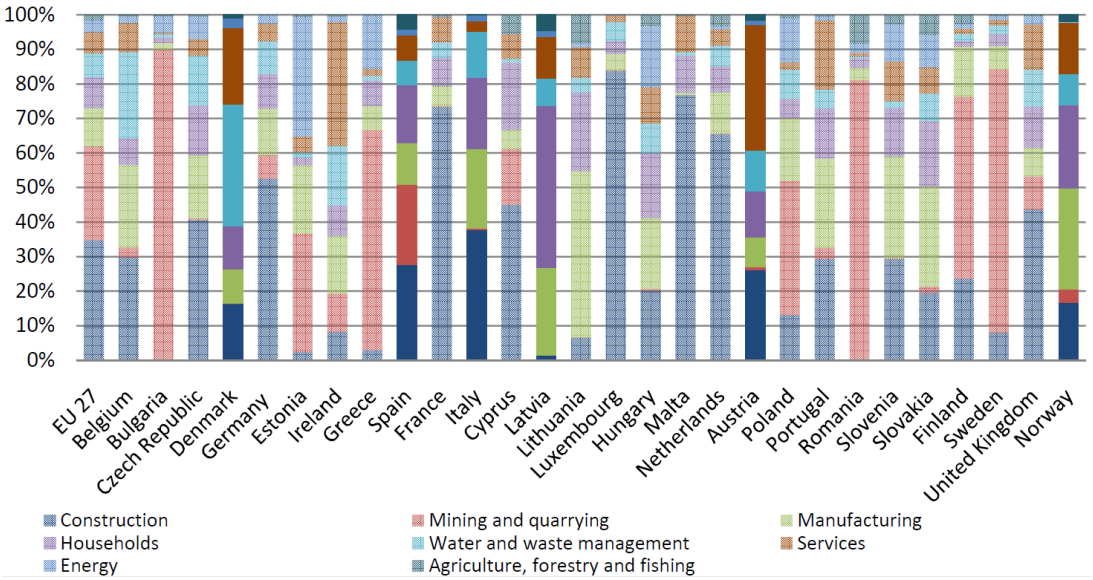


Abbildung 6: Abfallaufkommen je nach Abfallart, Quelle: Eurostat 2010.

Die Deponierung, soll in der Zukunft weniger eine Option für die Abfallentsorgung darstellen. Das größte Problem dabei sind die unterschiedlichen Behandlungsquoten von z.B. Siedlungsabfällen in den Partnerländern. Trotz aller Anreize für die Mitgliedsländer, den biologisch abbaubaren Abfall auf effizientere Weise zu behandeln, z.B. durch Erhöhung der Energierückgewinnung aus biologisch abbaubaren Abfällen werden noch siebzig bis neunzig Prozent der Siedlungsabfälle vollständig unbehandelt abgelagert. Abbildung 7 zeigt, dass insbesondere in den südosteuropäischen Ländern hier enormer Entwicklungsbedarf entsteht, während mehrere Länder West- und Nordeuropas ca. 50 % ihres Aufkommens bereits energetisch verwerten können.

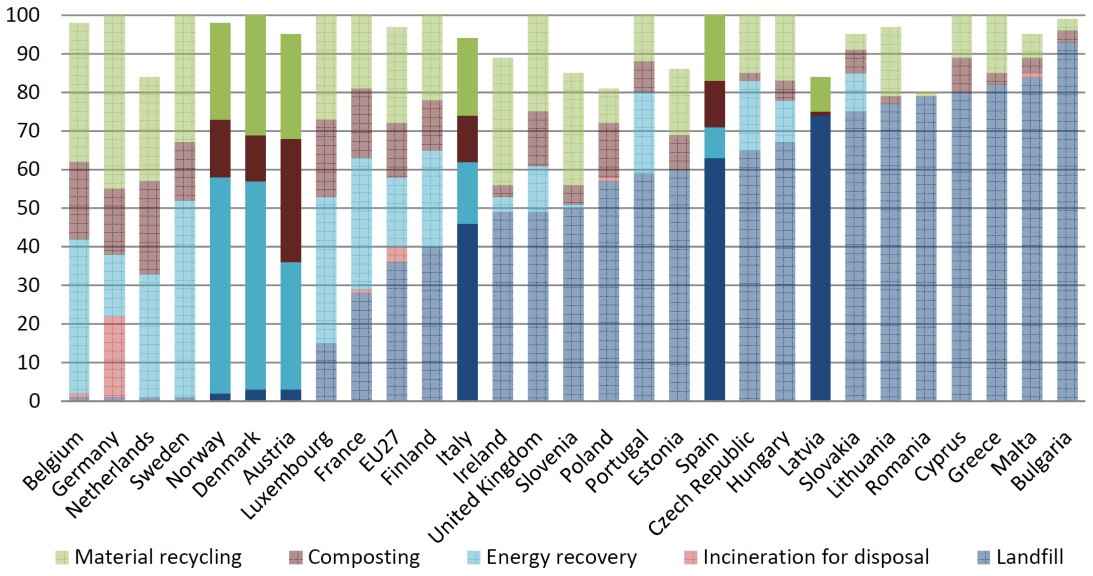


Abbildung 7: EU-Abfallbehandlung 2011, Quelle: Drivers for waste-to-energy in Europe, 2012.

Insgesamt kann davon ausgegangen werden, dass in der EU die Abfallerzeugung mit der Steigerung der Wirtschaftsleistung wächst. Das Ziel der europaweiten Entkopplung beider Prozesse ist noch lange nicht nicht erreicht. Schaut man nach Deutschland, so sind jedoch erste Fortschritte in Richtung der Entkopplung der Wirtschaftsleistung vom Abfallaufkommen erzielt

worden (siehe Abbildung 8). Zur völligen Entkopplung beider Prozesse bedarf es noch größere Anstrengungen und ein Umdenken im Produktions- und Verbrauchsverhalten.

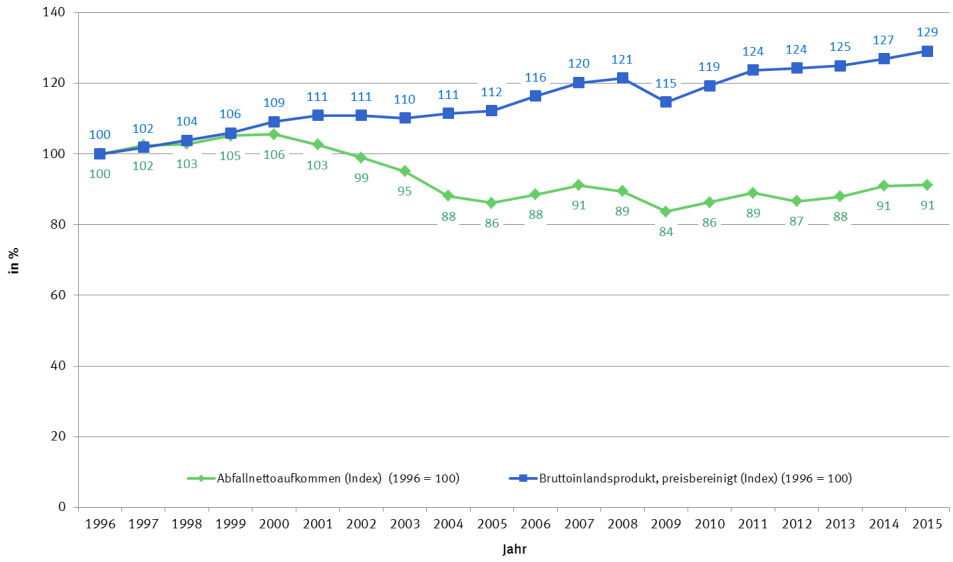


Abbildung 8: Entwicklung des Abfallaufkommens (netto) und der Wirtschaftsleistung (Bruttoinlandprodukt) in Deutschland, Quelle: Statistisches Bundesamt, 2015.

Die deutsche rot-grüne Bundesregierung (1998-2005) hat die Reduzierung des Abfallaufkommens und die Erhöhung der Verwertungsquote stark vorangetrieben, Abbildung 8. Der damalige Bundesumweltminister Jürgen Trittin formulierte 2001 die Ziele wie folgt:

„In fünf Jahren wird es in Deutschland deutlich weniger Mülldeponien geben! Städte und Gemeinden werden den anfallenden Müll in Zukunft nicht mehr ablagern dürfen, sondern ihn komplett verwerten müssen...“ (Quelle: Der Tagesspiegel, Jan. 2001).

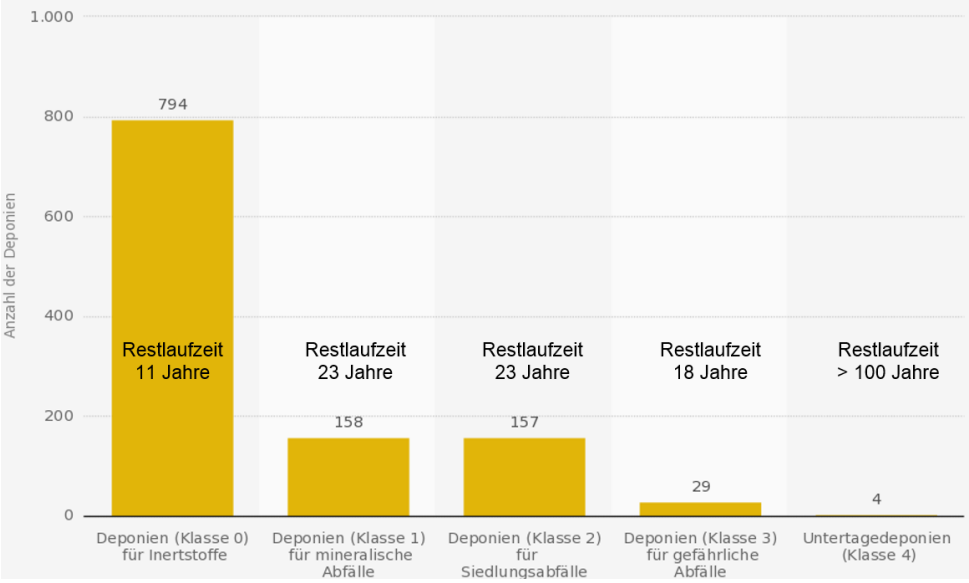


Abbildung 9: Anzahl der Mülldeponien in Deutschland nach Anlagenart und Restlaufzeiten für das Jahr 2013, Quelle: statistisches Bundesamt, 2015.

Technische, politische sowie wirtschaftliche Aspekte sind die Hauptgründe für das Nicht-Erreichen der abgesteckten Ziele. Dazu kommt auch die Verschärfung der Umweltgesetze

und insbesondere in Bezug auf die Verwertung und Weiternutzung von Bodenaushubmassen und Bauabfälle. Diese erhöht die Menge des Deponats und ggf. den Bedarf an Deponieraum. Abbildung 9 zeigt die aktuelle Anzahl der Deponien nach Deponieklasse und Restlaufzeit in Deutschland.

Demnach ist festzustellen, dass grundsätzlich ein ausreichender Deponieraum für die nächsten Jahre vorhanden ist. Eine detaillierte Untersuchung zeigt jedoch auch, dass Deponieraum in einigen Bundesländern wie z.B. Niedersachen knapp werden könnte. Das gilt insbesondere für Deponien der Klasse I (siehe Tabelle 1).

Tabelle 1: Aktuelle Entwicklung der Deponiekapazitäten in Niedersachsen, Quelle: Umweltministerium Niedersachen, 2015.

Deponieklasse	Ablagerungs-masse 2007 (in Mio t)	Restkapazität nach Stichtag 15.07.2009 (AWP - berechnet, in Mio t)	Restkapazität 31.12.2012 (gemeldet, in Mio t)	Rechnerische Restlaufzeit (Jahre)
§ 3 II AbfAb1V	0,48	6,2	6,3	13,1 Jahre
DK I	*1,02*	5,2	3,6	3,5 Jahre
DK II	0,56	18,0	14,0	25 Jahre
Alle DK (Summe)	2,06	29,4	24,0	-

Ausgegangen von einem Zeitbedarf für die Planungs- und Genehmigungsprozesse von durchschnittlich 5 Jahren, wird ersichtlich, dass weitere Möglichkeiten für die Unterbringung der Abfallströme gefunden werden müssen, z.B. die Nutzung von DKII-Deponien oder die Deponierung von Massen in Nachbarbundesländern. Eine Untersuchung des Fachausschusses Deponien bestätigt diesen Sachverhalt. Die Verfasser haben die bestehenden Daten für sieben ausgewählte Bundesländer zusammengetragen und festgestellt, dass in vielen Regionen ein erheblicher Bedarf an technisch geeignetem wie kostengünstigem Deponievolumen insbesondere der Deponieklasse I besteht. Deswegen bemühen sich die betroffenen Bundesländer seit Jahren darum, neuen Deponieraum zu schaffen und beschäftigen sich auch mit den möglichen Auswirkungen der MantelVO. Diese Auswirkungen sind derzeit nicht genau bekannt und werden kontrovers diskutiert. Dies wird deutlich beim Vergleich der Mengenverschiebung („Weg von der Verwertung, hin zur Deponierung!“).

So errechnen das BMU einen Zuwachs von 13 Mio. t/a, der BDE[23] von 50 Mio. t/a und das ZDB[24] von 70 Mio. t/a. Auch wenn diese errechneten Mehrmengen weit auseinandergehen, sind alle Studien einig, dass die Einführung der MantelVO eher einen Mehrbedarf an Deponieraum bedeutet.

Großes und schwer schätzbares Risiko bringt die Änderung der jetzigen Ablagerungsregularien mit sich, weil momentan große Mengen im Tagebau entsorgt werden. Umweltschutz spielt heutzutage zwar eine große Rolle bei unseren Handlungsweisen, ist aber ein Hindernis für eine zügige Entwicklung der Effizienz bei Wiederverwertung von Abfällen.

Als weiterer wichtiger Aspekt kommt hinzu, dass aus der technischen Produktentwicklung immer kompliziertere Materialien und Produkte vorliegen Nach einer bestimmten Nutzungsdauer werden diese Produkte zu Abfällen bzw. Problemabfällen wie z.B. Wärmedämmverbundsys-

[23] Bundesverband der Deutschen Entsorgungs-, Wasser- und Rohstoffwirtschaft e.V., www.bde.de/
[24] Zentralverband Deutsches Baugewerbe, www.zdb.de/

teme, die gar nicht bzw. nur mit großem Aufwand trennbar sind (Abbildung 10).

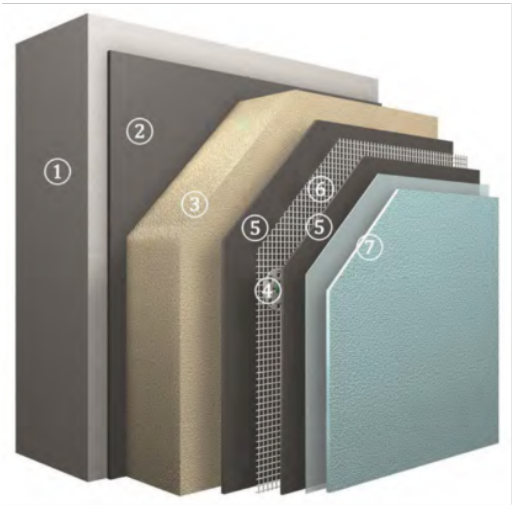


Abbildung 10: Bestandteile eines Wärmedämmverbundsystems, Quelle: Fraunhofer-Institut für Bauphysik IBP, 2015.

Beispiele für weitere Problemstoffe stellen Rotorblätter von Windkraftanlagen dar. Diese hochkomplexen Verbundmaterialien bestehen aus glas- und kohlenstofffaserverstärkten Kunststoffen, Metallen, PVC und Holz. Die Deponierung ist nicht zulässig und die Trennung dieser Materialien ist sehr kostenintensiv. Die energetische Verwertung ist problematisch, da bei Verbrennungsprozessen schwer entfernbare Verklebungen von Brandrückständen in den Brandkammern entstehen.

Nach Ende der Betriebszeit werden die Anlagen Abgebaut und müssen entsorgt werden. Die Abbildung 11 zeigt die derzeitige und die erwarteten Abfallströme aus den Windkraftanlagen. Diese Mengen werden sich zukünftig erhöhen und Frage nach einer sinnvollen Strategie bei der Verwertung muss noch beantwortet werden.

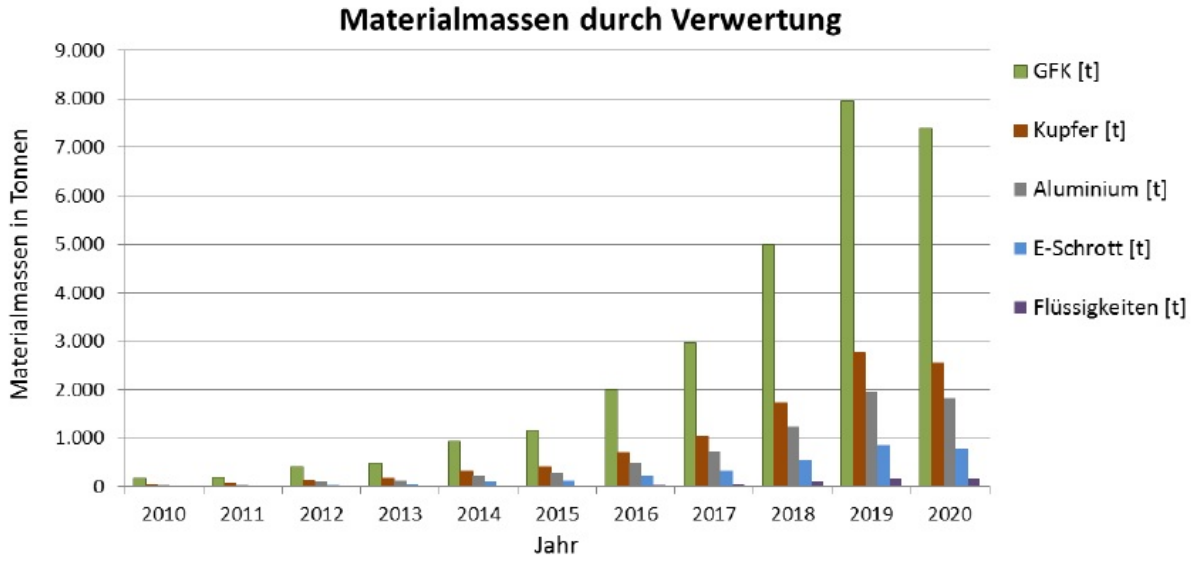


Abbildung 11: Abfallströme aus Abgebauten Windkraftanlagen. Quelle: 12. Leipziger Deponiefachtagung, Prof. Dr.-Ing. Henning Albers, Hochschule Bremen, 2016.

Aus den o.g. Beispielen ist erkennbar, dass das Ziel einer abfallfreien Gesellschaft unter

den jetzigen technischen und wirtschaftspolitischen Bedingungen nicht erreichbar ist. In Europa sind die ersten Maßnahmen zur Reduzierung des Verbrauchs und der Erhöhung der Recyclingsquoten bzw. der Wiederverwertung des Abfalls umgesetzt worden. Die Die Leitinitiative Ressourcenschonendes Europaäls eine der sieben Leitinitiativen der im Jahr 2010 entwickelten Ëuropa 2020Strategie soll die Grundlage für zukünftige Maßnahmen des Wachstums bilden, die die Umstellung auf eine ressourcenschonende und kohlenstoffarme Wirtschaft erleichtern. Dabei werden u.a. der Abfall als Ressource betrachtet und Anreize für den Verbraucher zum Umstieg auf ressourcenschonende Produkte geschaffen. Allerdings sind die beschriebenen Maßnahmen in der Leitinitiative für die Mitgliedländer unverbindlich.

5 Fazit & Ausblick

Die Empfehlungen des Rates für Nachhaltige Entwicklung lauten auszugsweise:

„Müssen wir nicht statt von Wachstum von einer Verlustwirtschaft sprechen, wenn wir uns den Umgang mit endlichen Ressourcen kritisch ansehen? Können wir uns auf Dauer eine Verlustwirtschaft leisten, die endliche Ressourcen wegwirft und den Reichtum an Ressourcen verringert? In deutschen Schulatlanten steht, dass Deutschland ein rohstoffarmes Land ist. Das ist falsch. In Deutschland gibt es Silber und Gold, Indium und Gallium, wertvolle Mineralien und lebenswichtige Nährstoffe in Hülle und Fülle – nur dass wir sie nicht als Rohstoff ansehen, sondern als Abfall behandeln. Noch.“[25]

Das Erreichen des Ziels einer abfallarmen Gesellschaft erfordert ein Höchstmaß an Umweltbewusstsein. Die Abfallfreiheit kann sich die Gesellschaft nicht leisten. Die sichere Verwahrung von Abfällen ist heutzutage die einzige Möglichkeit, die Umwelt vor unseren „Schadstoffen“ zu bewahren. Es ist aber schwer zu bewerten, wie lange die Abdichtungssysteme der Deponien halten.

Im 21. Jahrhundert sehen wir aufgrund des Wachstums der Weltbevölkerung und wirtschaftlicher Systeme der Industrienationen weltweit auf eine Ressourcenverknappung durch eine unwirtschaftliche und unsoziale Verschuldung im Rohstoffsektor, die um ein Vieles ernster sind als der Holznotstand in der Zeit von Hannß Carl von Carlowitz und August des Starken. Wir nähern uns der Einsicht, dass die Begrenztheit von Rohstoffen eine echte Wirtschafts- und Konsumgrenze bedeutet. Es ist notwendig, diese begonnene Ressourcenpolitik weiter zu entwickeln. Abfall darf nicht als Problemmasse, sondern muss als Ressource geschätzt und bewertet werden. Für die Zukunft sind ein fairer Wettbewerb zwischen Primär- und Recyclingbaustoffen, die Akzeptanz von Recyclingbaustoffen (insbesondere bei öffentlichen Auftraggebern, keine alternativlosen Ausschreibungen von Primärbaustoffen!) notwendig. Wir brauchen die Weiterentwicklung von gütegesicherten Baustoffrecycling-Prozessen, wir benötigen neue Anreize zur Vermeidung von Abfall, es ist notwendig, neue Wertketten mit dem Fokus der Abfallvermeidung zu schaffen. Letztendlich bedarf die Lösung der Ressourcen- und Abfallprobleme ein globales Denken und die Zusammenarbeit aller Nationen.

[25] Empfehlungen des Rates für Nachhaltige Entwicklung: Wie Deutschland zum Rohstoffland wird, Texte Nr. 39, 06/2011

Mechanická předúprava a následné třídění

Mechanische Aufbereitung und anschließende Sortierung

Tomáš Hamšík[1]

Abstrakt

Pro zhodnocování a odstraňování odpadů je rozhodující je mechanická předúprava a následné objemové třídění. Proces MBÚ vede k minimalizaci odpadů, které je nutné skládkovat. A u výstupů je nutné zajistit analytické postupy a odběry vzorků.

Komunální odpady jsou většinou v pytlích. Živnostenské odpady jsou často rozměrné , např. výseky pro automobilový průmysl. Proto je nutná předúprava drcením a třídění.

V odpadu jsou nedrtitelné části. Proto jsou výhodné pomaluběžné drtiče, které nejsou citlivé na takovéto příměsi. Magnety zajistí primární vyloučení železa. Tříděním na sítě a pak popř. i následným materiálovým tříděním se získávají složky pro další zpracování. Další postupy se již většinou odvíjí od konkrétních požadavků na finální využití pro spalování, biologickou úpravu nebo skládkování.

Stroje uvedené dále v přednášce jsou určeny pro průmyslové nasazeni a trvalý provoz.

Již v procesu projektování je nutné zahrnout řešení technologie, aby se dosáhlo požadovaného výsledku.

Kurzfassung

Entscheidend für die Verwertung und Beseitigung von Abfällen ist eine mechanische Aufbereitung und anschließende Sortierung. Durch das Verfahren wird das Volumen der Abfälle, die deponiert werden müssen, reduziert. Für die Outputs müssen analytische Verfahren und Probenahmen sichergestellt werden.

Kommunalabfälle befinden sich meistens in Säcken. Gewerbeabfall ist meistens sperrig, zum Beispiel Zuschnitte für die Automobilindustrie. Deswegen bedarf es einer Zerkleinerung und Sortierung.

Im Abfall befinden sich auch Teile, die nicht zerkleinert werden können. Aus diesem Grund sind langsam laufende Zerkleinerungsmaschinen von Vorteil, die gegen solche Beimischungen nicht so anfällig sind. Das Ausscheiden von Eisen wird mit Hilfe von Magneten sichergestellt. Durch Sieben, bzw. einer nachfolgenden Klassierung des Materials werden Bestandteile zur Weiterverarbeitung gewonnen. Die weiteren Verfahren hängen dann meistens von konkreten Anforderungen an die endgültige Nutzung ab - Verbrennung, biologische Aufbereitung oder Deponieren.

Die in dem Vortrag vorgestellten Maschinen sind für einen dauerhaften industriellen Betrieb vorgesehen.

Um das angestrebte Ergebnis erreichen zu können muss die Technologie bereits bei der Planung berücksichtig werden.

[1]Codet trade s.r.o., Karlova 68a, 61400 Brno, codet@codet.cz

A se řeší skládkování odpadů, spalování nebo MBU odpadu, je důležitá otázka, jak tento odpad předupravit. Pokud je požadavek na třídění, je nutné odpad v plastových sáčcích jak uvolnit, tak i podrtit (obr. 1).

Obrázek 1: Většina komunálního odpadu.

Na skládkách, především při ukládání nadrozměrného odpadu, tj. matrací, nábytku apod. se materiál špatně hutní a ani kompaktory nepřinášejí zlepšení (obr. 2). Tato skládka se houpe. Při podrcení materiálu se dosáhne, jak lepšího zhutnění, tak i zmenšení objemu až o 1/3. To má samozřejmě ekonomický význam pro skládkaře pro možnost většího množství uloženého odpadu. Velké spalovny zpracovávají odpad tak jak je bez jakéhokoliv zhodnocení. Jen železo se vytřídí ve strusce. Pouze MBÚ (mechanicko-biologická úprava) se zabývá drcením, které je nezbytné pro zpracování odpadů tímto způsobem. Předúprava odpadů nás tedy ještě čeká. Navíc je to velmi různorodý materiál. Jak např. uvádí výzkum složení se mění s ročním obdobím a s místem původu. Je rozdíl ve složení mezi městem a vesnicí, ale i mezi středem města a krajem města. Nesmíme zapomenout, že se denně jedná o velké množství materiálu. Například krajské město Hradec Králové má celkem za rok cca 35 000 tun (r. 2015), tedy zpracovává cca 20 t/hod. I když toto množství se díky třídění neustále zmenšuje. A v jiných lokalitách je to obdobné.

Obrázek 2: Kompaktor na skládce.

Ale i tak není možné měnit nebo upravovat drtiče s ohledem na momentální složení odpadu. Zkrátka drtič musí být univerzální a pracovat bez ohledu na materiál. Proto se používají jako primární pomaloběžné drtiče, které jsou necitlivé na nedrtitelné materiály. Jsou to jak jednohřídelové, tak i dvouhřídelové drtiče. Hydraulicky jištěné drtiče jsou většinou dvouhřídelové. Takovéto drtiče dodává firma Hammel Recyclingtechnik GmbH z Německa (obr. 3). V produkci má celou řadu drtičů.

Obrázek 3: Stacionární elektrický dvouhřídelový drtič fy. Hammel VB750E u firmy Remondis.

O univerzálnosti svědčí oblast použití těchto strojů. Je to od zmiňovaných odpadů, přes dřevěný recyklát vč. kabelových bubnů a pražců, pneumatiky a lehký šrot. A to s jedním typem multifunkčních hřídelí. To s výhodou využívají firmy, které drtí na zakázku u různých zákazníků. Výkon při zpracování komunálního odpadu mají cca 5t až po 200t/hod. Další výhodu je dobré vtahování materiálu mezi obě hřídele. Platí se za to větší spotřebou paliva. Hydraulický pohon spotřebuje cca 25% výkonu motoru. Ale to je nutná daň především pro drcení pneumatik nebo šrotu.

Jednohřídelové stroje mívají přímý náhon od motoru. Při zaseknutí hřídele pak bývá problém a uvolněním. Drtič TARGO 3000 od firmy Neuenhauser Maschinenfabrik GmbH má ale v pohonném soustrojí hydrodynamickou spojku a ještě vypínání řemenového náhonu. Takže v případě přetížení se rozpojí pohon. Spotřeba paliva je ustálená v rozmezí cca 17 až 19 l/hod dle druhu nainstalovaného motoru. Drtící skříň s hřídelí dlouhou cca 3000 mm umožňuje např. bez problémů vkládat i nejdelší palety. Výkon je zde okolo 30 t/hod. Nasazení je od odpadů vč. nadrozměrného odpadu, recyklátu i bioodpadu (obr. 4).

Obrázek 4: Drcení odpadů jednohřídelovým drtičem TARGO 3000.

Třídění podrceného odpadu je možné jak bubnovými třídičkami, tak i na hvězdicovém rotačním poli. U bubnových třídičů dochází u vlhkého matriálu k shlukování a převalování v bubnu. Přesto se však ve velké míře používají pro svoji jednoduchost. Svými výkony jsou vhodné jako návazné třídiče pro výše uvedené drtiče. Bubnové třídiče fy. Neuenhauser mají volitelný pohon – elektrický, dieselelektrický tak i dieslový motor. U kombinovaného dieselelektrického pohonu je možné na skládkách s dostatečným elektrickým příkonem využívat tento levnější způsob pohonu (obr. 5). Hvězdicové rotační třídiče např. fy. Neuenhauser natřepávají surovinu a mohou zpracovat i hodně vlhkou surovinu. Tyto třídiče jsou též univerzální a třídí štěpku, kamení, komposty, rašelinu a např. i silně zvodnatělé zeminy. Nás nyní zajímá třídění odpadů. Třídiče jsou jak mobilní, tak i stacionární. Hvězdicové rotační třídiče mohou zpracovat i stovky tun/h. Tyto třídiče jsou nastaveny na frakci dle požadavků uživatele Podsítnou frakci do 30 mm pro paliva RDF (Refuse derived fuel) je vidět na dalším obrázku se stacionárním hvězdicovým třídičem. (obr.6)

Obrázek 5: Bubnový třídič fy. Neuenhauser Maschinenbau GmbH s elektricým pohonem.

Obrázek 6: Stacionární hvězdicový třídič fy. Neuenhauser Maschinenbau GmbH pro RDF.

Podrcená, ale i vytříděná frakce z pomaloběžných drtičů je závislá na parametrech zařízení. Vytříděná je od velikosti cca 50 mm nahoru a podrcená frakce je od cca 150 mm výše. Tyto frakce nemusí vždy vyhovovat. Např. některé cementárny požadují frakci 30 mm. Pak je nutné použít pomaloběžné drtičky s diskovými noži a nebo rychloběžné drtičky. To ale po předdrcení odpadů a odstranění nedrtitelných částí již není problém.

Možnosti likvidace pozůstatků čištění spalin v zařízeních pro spalování odpadů

Entsorgungsmöglichkeiten von Rückständen der Rauchgasreinigung aus Abfallverbrennungsanlagen

Dittmar Lack[1]

Abstrakt

Postupným zaváděním zákazu skládkování domovního a odpovídajícího průmyslového odpadu s vysokou výhřevností se ve východní Evropě staví stále více zařízení pro spalování odpadu. Při zpracování spalin z těchto zařízení vznikají velké objemy filtračních popílků, které z důvodů vysokého podílu ve vodě rozpustných částic a těžkých kovů představují velkou výzvu pro jejich likvidaci.
Příspěvek se zabývá:

- chemicko-minerální charakteristikou popílků ze spaloven odpadů s přihlédnutím k různým technologiím a použitým reagenciím,
- možnostmi a mezemi stabilizace a zahuštění za účelem minimalizace podílu rozpustných látek a rozpustnosti těžkých kovů jako předpokladu pro jejich nadzemní skládkování,
- likvidací v dlouhodobě stabilních solných formacích,
- recyklačními postupy (Flurec - technologie pro získávání kovů , RESOLEST - technologie pro recyklaci popílků na bázi kyselého uhličitanu sodného),
- srovnáním postupů a zkušeností z Německa a vybraných zemí EU.

Kurzfassung

Mit der schrittweisen Umsetzung des Deponierungsverbots für heizwertreichen Hausmüll und entsprechende Gewerbeabfälle werden auch in Osteuropa immer mehr Müllverbrennungsanlagen (MVA) bzw. Müllheizkraftwerke (MHKW) gebaut. In der Abgasbehandlung dieser Anlagen fallen große Mengen an Filterstäuben an, die aufgrund ihrer hohen wasserlöslichen Anteile sowie des Schwermetallgehaltes eine große Herausforderung für die Entsorgungswirtschaft darstellen.
Der Beitrag befasst sich mit

- der chemisch- mineralischen Charakterisierung von Stäuben aus MVA bzw. MHKW unter Berücksichtigung unterschiedlicher Technologien und eingesetzten Reagenzien;
- Möglichkeiten und Grenzen einer Stabilisierung und Verfestigung zur Minimierung des wasserlöslichen Anteils und der Schwermetalllöslichkeit als Voraussetzung für eine Deponierung über Tage;
- Entsorgung in langzeitsicheren Salzformationen;
- Recyclingverfahren (Flurec- Verfahren zur Wertmetallrückgewinnung, RESOLEST- Verfahren zum Recycling von Stäuben auf der Basis von Natriumbicarbonat);
- Vergleich der Verfahren und Erfahrungsberichte aus Deutschland und ausgewählten EU-Ländern.

[1]K-UTEC AG Salt Technologies, Am Petersenschacht 7, D-99706 Sondershausen, Dittmar.Lack@k-utec.de

1 Einführung

Stäube aus der Abgasbehandlung von MVA, MHKW und EBS-KW, nachfolgend als MVA-Stäube bezeichnet, stellen aufgrund ihrer Vielfalt und schwankenden Zusammensetzung eine spezielle Abfallart dar. Deren hoher Anteil an leicht löslichen Salzen und eluierbaren Schwermetallen stellt die Anlagenbetreiber und die Entsorger vor große Herausforderungen hinsichtlich einer gesetzeskonformen, umweltverträglichen und möglichst kostengünstigen Entsorgung derartiger Abfälle.

Innerhalb von Europa werden unterschiedliche Entsorgungswege für MVA-Stäube favorisiert. Diese umfassen neben der Deponierung über und unter Tage sowie der Verwertung als Versatzmaterial in Salzbergwerken bzw. Kavernen im Salzgestein auch Verfahren zum rohstofflichen Recycling der Salzfracht bzw. der enthaltenen Metalle. Die wichtigsten Entsorgungswege für MVA-Stäube werden im Rahmen dieses Tagungsbeitrages vorgestellt sowie deren Vor- und Nachteile diskutiert.

2 Stäube aus der Abgasbehandlung von MVA

2.1 Typische Anfallstellen

In MVA, MHKW und EBS-KW kommen unterschiedliche Technologien in der Abgasreinigung zur Anwendung, die in der Fachliteratur bereits gut beschrieben sind und auf die daher in diesem Beitrag nicht im Detail eingegangen werden soll. Innerhalb der Abgasbehandlung ist zwischen folgenden Staubarten zu unterscheiden [1, 2]:

1. Flugstäube aus dem Verbrennungskessel mittels Zyklon abgeschieden (Kesselstäube)
2. Feinanteil der Flugstäube aus dem Verbrennungskessel an einem Elektrofilter abgeschieden (E-Filterstäube)
3. Stäube aus der trockenen bzw. quasi trockenen, reaktiven Abgasreinigung (RGR-Produkte)
4. Stäube aus der Sprühtrocknung von Waschwässern aus der nassen Abgasbehandlung (RGR-Salze)

In diesem Beitrag wird vor allem auf die Staubart (3), also die s.g. RGR-Produkte, eingegangen, die typischerweise unter dem AAV-Code 190107* (selten 190113*) entsorgt werden.

2.2 Chemisch-physikalische Charakterisierung

In der trockenen bzw. quasi trockenen Abgasbehandlung werden entweder kalkbasierte Reagenzien ($Ca(OH)_2$, $CaCO_3$) oder Natriumbicarbonat ($NaHCO_3$) eingesetzt. Im Ergebnis der Neutralisationsreaktionen bilden sich die entsprechenden Calcium- und Natriumsalze.

Typisch für MVA-Stäube ist die Anreicherung von Schwermetallen und eine Kontamination mit PCDD/F. Die wichtigsten Vertreter der Schwermetalle sind Antimon, Blei, Cadmium, Kupfer und Zink.

Der wasserlösliche Anteil in den MVA-Stäuben ist sehr unterschiedlich. Er kann von ca. 20 % bis fast 100 % betragen.

Das Eluat der MVA-Stäube reagiert basisch bis hoch basisch (pH-Werte zwischen 10 und 13).

Die Eluierbarkeit der Schwermetalle wird vor allem durch deren Feststoffkonzentration, die spezifische Oberfläche der schwermetallhaltigen Partikel, die Bindungsformen sowie die Salinität und den pH-Wert des Eluats bestimmt. Bei den typischerweise basischen bis hoch

basischen pH-Werten und der hohen Chloridionenkonzentration ist die vergleichsweise hohe Löslichkeit von Blei auffällig. Diese ist vor allem auf die Bildung löslicher Chloroplumbat-Komplexe zurückzuführen.

MVA-Stäube können Reste an metallischem Aluminium enthalten, das in Kontakt mit wässrigen Lösungen unter Wasserstoffentwicklung reagiert.

Die nachfolgende Tabelle 1 gibt einen Überblick zu charakteristischen Gehalten ausgewählter Inhaltsstoffe von MVA-Stäuben sowie zur Eluierbarkeit von wichtigen Schwermetallen. Die angegebenen Schwankungsbreiten basieren auf den Analyseergebnissen aus hausinternen Datenbanken von K-UTEC für eine große Anzahl von Proben vor allem aus Deutschland, Niederlande, Italien, Frankreich und Dänemark.

Tabelle 1: Charakteristische Inhaltsstoffe von Stäuben aus MVA.

Parameter	**Dimension**	**MVA-Stäube (RGR-Produkte) auf der Basis von:**	
		$Ca(OH)_2$	**$NaHCO_3$**
wasserlöslicher Anteil	%	20-50	60-100
$CaO/Ca(OH)_2$	%	10-40	< 10
$CaCO_3$	%	< 10	< 2
$CaSO_4$	%	10-25	< 5
$CaCl_2$	%	10-40	< 1
NaCl	%	5-15	20-70
KCl	%	3-10	< 5
Na_2SO_4	%	< 1	10-50
Na_2CO_3	%	< 1	5-30
Al_2O_3	%	< 5	< 5
SiO_2	%	0-15	0-15
TOC	%	0-6	0-6
Antimon	mg/kg	300-1.500	300-1.500
Blei	mg/kg	1.000-10.000	1.000-10.000
Cadmium	mg/kg	100-400	100-400
Kupfer	mg/kg	500-5.000	500-5.000
Zink	mg/kg	1.500-15.000	1.500-15.000
Blei	mg/l	10-200	5 -100
Cadmium	mg/l	< 0,1-1	< 0,1-1
Zink	mg/l	2-20	1-10
pH-Wert	-	10-13	9-13

Die in Tabelle 1 zusammengefassten analytischen Daten zeigen, dass es eine große Bandbreite in der chemischen Zusammensetzung von MVA-Stäuben gibt. Für die Wahl eines zulässigen Entsorgungsweges für einen Staub ist dessen konkrete chemische Zusammensetzung inklu-

sive der möglichen Schwankungsbreite insbesondere der s.g. Leitparametern von Bedeutung. Diese können sich in Abhängigkeit vom Entsorgungsweg unterscheiden.

Die nachfolgenden Tabellen 2 und 3 geben anhand von zwei exemplarisch ausgewählten Stäuben einen Überblick über die mögliche Schwankungsbreite von Leitparametern. Für diese Stäube liegen, mit Ausnahme der Angaben zur Eluierbarkeit des Bleis, jeweils mindestens Messwerte aus 20 chemischen Analysen in den Datenbanken von K-UTEC vor. Die Leitparameter wurden für folgende Entsorgungswege ausgewählt:

- Deponierung über Tage
- Bergversatz
- Zinkrecycling
- Recycling von Natriumchlorid

Tabelle 2: Schwankungsbreite von Leitparametern eines $Ca(OH)_2$-basierten Staubes.

Parameter	Dimension	Minimum	Mittelwert	Maximum
wasserlöslicher Anteil	%	20,3	26,9	36,8
Blei (im Feststoff)	mg/kg	2.070	2.791	4.469
Zink (im Feststoff)	mg/kg	6.253	10.094	15.369
Blei (im Eluat)	mg/l	12	43	112

Tabelle 3: Schwankungsbreite von Leitparametern eines $NaHCO_3$-basierten Staubes.

Parameter	Dimension	Minimum	Mittelwert	Maximum
wasserlöslicher Anteil	%	69,1	73,9	84,4
NaCl	%	42,0	52,2	61,7
Na_2SO_4	%	13,7	19,4	24,9
Na_2CO_3	%	2,4	9,8	20,7
Blei (im Feststoff)	mg/kg	1.871	3.076	4.552
Zink (Im Feststoff)	mg/kg	8.921	11.744	16.230
Blei (im Eluat)	mg/l	6,8	11	24

Die vorgestellten Ergebnisse zeigen, dass die chemische Zusammensetzung eines Staubes gleichfalls größeren Schwankungen unterliegen kann. Diese sollten dem Erzeuger bei der Auswahl möglicher Entsorgungswege und dem Entsorger für die Prüfung der Zulässigkeit seines Entsorgungsverfahrens, der Überwachung des Behandlungserfolges bzw. für die Prozessführung beim rohstofflichen Recycling bekannt sein.

3 Entsorgungsverfahren für MVA-Stäube

3.1 Einführung

Die Entsorgungswirtschaft in Europa bietet eine Reihe von Entsorgungsmöglichkeiten für MVA-Stäube an. In Deutschland werden Verfahren zur baustofflichen Nutzung von MVA-Stäuben als Komponente von abfallbasierten Versatzbaustoffen favorisiert, die zur Sicherung bergbaulicher Hohlräume in Salzbergwerken und Kavernen mit Langzeitsicherheitsnachweis eingesetzt werden können (Bergversatz). Die Möglichkeiten, die der Bergversatz in Deutschland bietet, werden auch von anderen europäischen Ländern genutzt [2, 3, 4, 5].

Alternativ ist auch eine Beseitigung oder Verwertung als Deponiebaustoff in Untertagedeponien möglich.

Die meisten europäischen Länder setzen auf die Beseitigung von MVA-Stäuben auf übertägigen Deponien für gefährliche Abfälle. Die Deponierung erfolgt häufig nach vorheriger Verfestigung, Stabilisierung und/oder Immobilisierung von Gefahrstoffen und löslichen Salzen. Eine Verwertung von MVA-Stäuben als Bestandteil von Deponieersatzbaustoffen, wie sie bis vor einigen Jahren in Form von so deklarierten vollständig stabilisierten Abfällen (AVV-Code: 19 03 05) praktiziert wurde, ist aktuell fast ohne Bedeutung.

In Ergänzung zu den mengenmäßig dominierenden Entsorgungswegen im Bergbau und auf Deponien werden Verwertungsverfahren zum rohstofflichen Recycling von Metallen und von NaCl angeboten.

3.2 Verwertung als Versatz in Salzbergwerken

3.2.1 Grundlagen

Die Verwertung von MVA-Stäuben zum Zwecke des Versatzes von untertägigen, nach der Rohstoffgewinnung zurückgebliebenen lufterfüllten Hohlräumen in Salzbergwerken hat sich in Deutschland seit etwa 25 Jahren etabliert und wird derzeit in 12 Versatzbergwerken betrieben. Darüber hinaus erfolgt seit ca. 10 Jahren auch der Versatz von MVA-Stäuben in einer salzlösungserfüllten Kaverne. In Summe beträgt die Entsorgungskapazität der deutschen Versatzbergwerke und -kavernen über 2 Millionen Tonnen Abfall pro Jahr [6].

Grundlegende Voraussetzung für die Errichtung und den Betrieb eines Versatzbetriebes ist die Vorlage eines standortbezogenen, behördlich anerkannten Langzeitsicherheitsnachweises als Nachweis des vollständigen und dauerhaften Abschlusses der eingebrachten Abfälle und abfallbasierten Versatzmaterialien von der Biosphäre [7]. Dieser umfasst neben dem Nachweis einer ausreichenden geologischen Barrierefunktion und dem geotechnischen Standsicherheitsnachweis auch ein detailliertes Sicherheitskonzept für die Betriebs- und Stilllegungsphase des Versatzbergwerkes bzw. der Versatzkaverne.

3.2.2 Stoffliche Aspekte

Versatztechnisch geeignet sind mineralische Abfälle, die aufgrund ihrer chemischen und bauphysikalischen Eigenschaften entweder direkt oder nach einer entsprechenden Konditionierung bzw. als Bestandteil von Versatzmischungen die für den jeweiligen Standort geltenden bergtechnischen und bergsicherheitlichen Anforderungen erfüllen [8].

Entsprechend den Regeln für den Einsatz von Abfällen als Versatz [9] sind folgende Versatzverfahren zu unterscheiden:

1. Mechanische Verfahren (z.B. Sturzversatz von Abfällen mit und ohne Vorbehandlung sowie von Versatzmischungen; Big Bag-Versatz von Abfällen, Versatzmischungen und Erzeugnissen)

2. Hydraulische Verfahren (Spülversatz, Pumpversatz)

3. Pneumatische Verfahren (Blasversatz)

MVA-Stäube können aufgrund des Staubverhaltens zumeist nicht unbehandelt im Bergversatz eingesetzt werden. Ihre Verwertung erfolgt als Bestandteil von Versatzmischungen entsprechend feststehender, bergbehördlich zugelassener Rezepturen, die in übertägigen und untertägigen Mischanlagen qualitätsüberwacht unter Nutzung ihrer speziellen baustofflichen Eigenschaften (z.B. Funktion als Stützkorn, Füllstoff, Bindemittel) hergestellt werden.

So werden kalkbasierte RGR-Produkte mit hohem Gehalt an $CaO/Ca(OH)_2$ im Rahmen des Spül- und Pumpversatzes als Ersatz für gewerbliche Bindemittel (z.B. Zement) eingesetzt, da diese in Verbindung mit hoch chloridischen Anmischflüssigkeiten, aus den Abfällen herausgelöstem bzw. durch chemische Umsetzungsreaktionen gebildetem $CaCl_2$ zur Ausbildung neuer wasserbindender Mineralphasen (z.B. basische Magnesium- und Calciumchloridhydrate) führen und damit ein allmähliches Ansteifen und die Verfestigung der nach unter Tage verbrachten Versatzmaterialien bewirken.

Der Bergversatz stellt ein wichtiges Instrument zur Einsparung von oberirdischem Deponieraum, zur Schonung von Natur und Landschaft und zum effektiven Umgang mit Primärrohstoffen dar. Aufgrund der bergbaulichen Besonderheiten sind beim Untertageversatz hohe Anforderungen zur Umsetzung des Arbeits- und Gesundheitsschutzes der dort Beschäftigten zu erfüllen.

3.3 Ablagerung auf Deponien über Tage

3.3.1 Anforderungen

Für eine Ablagerung von Abfällen auf Deponien sind die jeweiligen Grenzwerte (Feststoff, Eluat) einzuhalten.

Die im Abschnitt 2.3 dargestellten analytischen Daten zeigen, dass MVA-Stäube ausnahmslos so hohe wasserlösliche Anteile und/oder eluierbare Schwermetallanteile (v.a. Blei) aufweisen, dass diese durch eine geeignete Behandlung soweit reduziert werden müssen, bis sie die Anforderungen an eine Ablagerung auf einer Deponie für gefährliche Abfälle erfüllen.

MVA-Stäube sind gefährliche Abfälle und dürfen deshalb nur auf dafür zugelassenen Deponien abgelagert werden. Eine Ablagerung auf Deponien für nicht gefährliche Abfälle wäre nur dann möglich, wenn die für die Einstufung als gefährlicher Abfall maßgeblichen Voraussetzungen nicht mehr erfüllt sind und die MVA-Stäube nach einer erfolgreichen Behandlung als nicht gefährlicher Abfall gelten. Dies kann dann der Fall sein, wenn die relevanten gefährlichen Inhaltsstoffe vollständig aus einem Abfall abgetrennt oder irreversibel in nicht gefährliche Substanzen umgewandelt wurden [10].

3.3.2 Verfestigung

Die Verfestigung von MVA-Stäuben zielt neben der Erhöhung der Einbaudichte und der Verbesserung der mechanischen Eigenschaften des Deponiegutes vor allem auf die Reduzierung der wasserlöslichen Anteile und der Schwermetallmobilisierbarkeit durch Verringerung der spezifischen Oberfläche und der Permeabilität der erzeugten Festkörper ab. Als Bindemittel werden typischerweise Zemente und/oder kohlestämmige Aschen mit Bindemitteleigenschaften eingesetzt. Die Verfestigung basiert auf der Bildung von CSH-Phasen. Die Aluminat-Phasen der Bindemittel reagieren mit den Sulfat-Anteilen in den Aschen und MVA-Stäuben typischerweise zu Ettringit, der einen Beitrag zur Verfestigung leistet und die Löslichkeit von Schwermetallen reduzieren kann.

Die Verminderung der löslichen Schadstoffanteile wird somit z.T. durch immobilisierende Fällungsreaktionen erreicht. Eine gezielte Synthese von Speichermineralen insbesondere zur chemischen Bindung von Schwermetallen und/oder zur Erzeugung von schwerlöslichen chloridhaltigen Verbindungen ist nicht Zielstellung dieser Behandlung, aber ein erwünschter Nebeneffekt [11].

Die Verfestigung von gefährlichen MVA-Stäuben führt nicht zu einer Veränderung der Einstufung als gefährlicher Abfall gemäß AVV. Verfestigte MVA-Stäube können dem AVV-Code 19 03 06* (als gefährlich eingestufte verfestigte Abfälle) zugeordnet werden.

Verfestigte MVA-Stäube dürfen nur auf Deponien für gefährliche Abfälle abgelagert werden. Diese verfügen typischerweise über eine anspruchsvolle Basisabdichtung mit vollständiger Sickerwasserfassung und -aufbereitung sowie über ein aufwendiges Überwachungssystem auch über die aktive Ablagerungsphase hinaus.

3.3.3 Stabilisierung

Bei der Stabilisierung werden gefährliche Abfallbestandteile in ungefährliche oder gefahrstoffrechtlich weniger kritisch eingestufte Verbindungen umgewandelt. Die Stabilisierung kann alle Gefahrstoffe eines Abfalls oder auch nur einen Teil dieser betreffen. Sie kann zu einer vollständigen oder teilweisen Umwandlung einzelner Gefahrstoffe führen. Die Abfallverzeichnis-Verordnung sieht daher eine Zuordnung zu den Codes: 19 03 04* (als gefährlich eingestufte teilweise stabilisierte Abfälle) bzw. 19 03 05 (stabilisierte Abfälle mit Ausnahme derjenigen, die unter 19 03 04 fallen) vor.

Die Stabilisierung von toxischen Schwermetallen und deren chemischen Verbindungen ist nur dann möglich, wenn die nach entsprechenden chemischen Reaktionen vorliegenden Verbindungen gefahrstoffrechtlich nicht oder weniger kritisch eingestuft sind. Dies trifft z.B. für Cadmium, Cobalt und Nickel zu, bei denen die in Wasser schwerlöslichen Oxide, Hydroxide und Sulfide weniger kritisch gemäß Verordnung (EG) 1272/2008 eingestuft sind als die entsprechenden wasserlöslichen Chloride und Sulfate.

Für MVA-Stäube ist vor allem das chemische Element Blei sowohl hinsichtlich der Feststoffkonzentration als auch der Eluierbarkeit von Bedeutung. Blei liegt in MVA-Stäuben typischerweise in einer Vielzahl von chemischen Verbindungen, z.B. oxidisch, hydroxidisch, chloridisch, sulfatisch, silicatisch und in komplexer Form vor. Eine analytische Unterscheidung zwischen diesen chemischen Verbindungen, z.B. mittels Pulverdiffraktometrie, ist bei den charakteristischen Bleigehalten von MVA-Stäuben praktisch nicht möglich. Für eine vollständige Stabilisierung, also Entgiftung, ist die konkrete Bindungsform allerdings auch nicht von Bedeutung, da alle genannten und auch für eine chemische Umwandlung in Betracht kommenden Verbindungen des Bleis (z.B. Bleicarbonat, Bleisulfid, bleihaltige Speicherminerale) gefahrstoffrechtlich als Bleiverbindungen zusammengefasst werden. Für Bleiverbindungen gilt gemäß Verordnung (EG) 1272/2008 ein Grenzwert von 0,3 % Blei, ab dem Gemische als reproduktionstoxisch einzustufen sind. Eine vollständige Stabilisierung von MVA-Stäuben im Sinne einer Entgiftung ist mit Bezug auf Blei demzufolge nicht möglich!

Eine Reduktion des auf Alkali- und Erdalkalichloride zurückzuführenden wasserlöslichen Anteils kann vor allem durch den Einsatz aluminatreicher Zemente (Tonerdezemente), ausgewählter kohlestämmiger Aschen oder anderer aluminiumreicher Abfälle erreicht werden, die nach entsprechenden chemischen Reaktionen das Chlorid im Hydrocalumit
$(Ca_2Al(OH)_6\,[Cl_{1-x}(OH)_x]\cdot 3H_2O)$ binden können. Hierbei sind aber Konkurrenzreaktionen mit den sulfatischen Bestandteilen der MVA-Stäube und der Asche zu beachten, die mit dem Aluminat zu Ettringit reagieren. Eine exakte Vorhersage des Reaktionsverlaufs und eine Quantifizierung der Hydrocalumit- und Ettringitbildung ist für ein komplexes Abfall- bzw. Mineralgemisch schwierig und in einer großtechnischen Abfallbehandlungsanlage nahezu unmöglich.

Untersuchungen im Labormaßstab und auf Deponietestfeldern belegen den positiven Einfluss von aluminiumreichen Zuschlägen auf die Stabilisierung von MVA-Stäuben bezüglich einer allmählichen Verringerung der Eluierbarkeit von Schwermetallen (v.a. Blei) und Chlorid durch die Bildung von Speichermineralen (Hydrocalumit, Ettringit). Die erzielten Ergebnisse zeigen jedoch auch, dass es in einem Deponiekörper aus MV-Schlacke und MVA-Staub über lange Zeiträume zu Veränderungen im Phasenbestand kommt, der eine Beurteilung des Langzeitverhaltens einer Deponie nur schwer zulässt [12].

Die bis vor ca. 6 Jahren insbesondere in Mitteldeutschland betriebenen Anlagen, in denen u.a. MVA-Stäube mit Braunkohlefilteraschen vor allem zu vollständig stabilisierten Abfällen verarbeitet werden sollten, mussten inzwischen ihren Betrieb einstellen. Diese Betriebe setzten auf eine Stabilisierung gefährlicher Inhaltsstoffe durch die quantitative kristallchemische Einbindung von Schwermetallen in Speicherminerale (v.a. Ettringit). Die Anwender beriefen sich hierbei auf verschiedene Veröffentlichungen, nach denen Oxoanionen (z.B. Chromat, Vanadat) anstelle des Sulfats und zweiwertige Schwermetallkationen (z.B. Pb, Cd, Co, Ni) an die Position des Calciums in das Ettringit-Gitter eingebaut werden können [13, 14, 15].

Es fehlten jedoch durchgängig konkrete Aussagen zum Bildungsmechanismus, zur Thermodynamik, zur Kinetik und zur chemischen Stabilität. Gleichzeitig sollten diese Speicherminerale in der Lage sein, einen Großteil der löslichen Halogenide stabil chemisch zu binden und auf diese Weise den wasserlöslichen Anteil auf eine DepV-konforme Größenordnung zu reduzieren. Die betreffenden Betriebe sind nach mehreren Jahren Produktion v.a. daran gescheitert, dass sie die notwendigen Qualitätsanforderungen hinsichtlich einer deponiekonformen Reduktion des wasserlöslichen Anteils und der Schwermetallmobilität nicht erfüllen konnten.

3.4 Metallrückgewinnung nach dem Flurec-Verfahren

In der Schweiz werden MVA-Stäube verstärkt einem rohstofflichen Recycling unterzogen. Zielstellung hierbei ist die Gewinnung von Wertmetallen, insbesondere von Blei, Cadmium, Kupfer und Zink aus den Filterstäuben. Nach der Herauslösung der Wertmetalle mit Schwefelsäure und der Abtrennung der unlöslichen Bestandteile der Stäube erfolgt eine mehrstufige Behandlung des wertmetallhaltigen Prozesswassers. Je nach Verfahrensführung können Wertmetallkonzentrate zur Weiterverarbeitung oder hoch reine Elektrolysemetalle gewonnen werden.

Die in Form von Filterkuchen anfallenden unlöslichen Bestandteile der Stäube werden zusammen mit der Rostasche über Tage deponiert.

Die von Schwermetallen befreiten Prozessabwässer, die nahezu die gesamte Halogenidfracht aus den Filterstäuben aufgenommen haben, werden in die Vorflut geleitet [16, 17].

3.5 Recycling von RGR-Produkten auf $NaHCO_3$-Basis

Europaweit werden derzeit zwei Anlagen zum Recycling von MVA-Stäuben auf der Basis von Natriumbicarbonat von einer Solvay-Tochter (SOLVAL, Rosignano/Italien) bzw. einem Gemeinschaftsunternehmen von Solvay und SITA (RESOLEST, Rosieres-aux-Salines/Frankreich) betrieben.

Beide Anlagen wenden ein nahezu identisches Aufbereitungsverfahren an, das ein Recycling der in den entsprechenden MVA-Stäuben enthaltenen löslichen Natriumsalze und deren Überführung in eine gereinigte, konzentrierte Natriumchloridlösung zum Ziel hat. Diese kann dann wieder als Rohstoff zur Herstellung von Natriumbicarbonat verwendet werden.

Die Herstellung der recycelten $NaCl$-Sole erfolgt durch Herauslösen von $NaCl$, NaF, Na_2SO_4, $NaHCO_3$ und Na_2CO_3 aus den entsprechenden MVA-Stäuben. Die unlöslichen Bestandteile werden mittels Filterpresse von der Mischsalzsole abgetrennt und als Filterkuchen auf übertägigen Deponien entsorgt. Die störenden Fluoride, Sulfate, Carbonate/ Hydrogencarbonate in der Mischsalzsole werden mit Calciumchlorid als schwerlösliche Calciumverbindungen gefällt und von der Sole abgetrennt. Die Feinreinigung der Sole erfolgt mittels Sand- und Aktivkohlefilter sowie unter Anwendung von Ionenaustauschern [18].

3.6 Verfahrensvergleich

Die Entsorgung von MVA-Stäuben in geeigneten Salzbergwerken und Kavernen ist mit einer Ausnahme in England derzeit nur ein in Deutschland verfügbarer Entsorgungsweg, der aber auch von weiteren europäischen Länder genutzt wird.

Bei der baustofflichen Verwertung von MVA-Stäuben als Versatzmaterial in Salzbergwerken schließt sich mit Bezug auf die Halogenide der Stoffkreislauf. Die Salze kommen, verunreinigt mit Schwermetallen und anderen anorganischen Substanzen sowie Spuren an PCDD/F zurück zu ihrem Ursprung. Durch das Prinzip des vollständigen Einschlusses, das durch den Langzeitsicherheitsnachweis belegt wird, verbleiben die mit dem Versatzmaterial eingebrachten Schadstoffe dauerhaft in der Salzlagerstätte und somit fern der Biosphäre. In Bezug auf den Umweltschutz repräsentiert der Bergversatz im Salzgestein den höchsten Standard.

In Europa setzen vor allem Frankreich, Österreich, die Niederlande, England und osteuropäische Staaten auf die Deponierung von stabilisierten MVA-Stäuben. Sie definieren die Verfestigung mit Zement, ggf. unter Einsatz von Chemikalien zur Schwermetallfällung, als Stabilisierung.

Die übertägige Deponierung von MVA-Stäuben ist insbesondere im Hinblick auf die vielfach extrem hohe wasserlösliche Salzfracht, die Eluierbarkeit des Bleis, die Schwankungen in der chemischen Zusammensetzung und das Langzeitverhalten der Schadstofffracht sehr anspruchsvoll. Möglich ist dies nur durch eine Kombination von Stabilisierung bzw. Immobilisierung und Verfestigung. Zur Sicherstellung, Überwachung und Dokumentation des Behandlungserfolges sind höchste Ansprüche an die Qualitätsüberwachung (Input, Rezepturen, Output) zu stellen, da praktisch zu jedem Zeitpunkt der Behandlung eine veränderte Qualität des MVA-Staubes vorliegen kann.

Generell setzt eine gezielte chemisch-mineralogische Behandlung die möglichst exakte Einstellung des notwendigen chemischen Milieus unter Beachtung der thermodynamischen und kinetischen Randbedingungen für den quantitativen Ablauf der entsprechenden Reaktionen voraus. Kann dies nicht gewährleistet werden, besteht ein erhebliches Risiko für das Ausbleiben des Behandlungserfolges [19].

Viele Verfestigungs- und Stabilisierungsverfahren sehen den Einsatz von Bindemitteln auf der Basis von Portlandzement vor, der hinsichtlich einer chemisch-mineralogischen Chloridbindung weniger geeignet, aber deutlich kostengünstiger als Tonerdezement ist.

Die beiden Verfahren zum Recycling von Wertmetallen und von NaCl sind hinsichtlich ökologischer und ökonomischer Faktoren nur schwierig mit den Entsorgungswegen unter und über Tage zu vergleichen. Hier muss die Frage nach der Ressourceneffizienz gestellt werden. Eine Rückgewinnung von Wertmetallen, deren Rohstoffreserve eng begrenzt ist, ist generell zu begrüßen. Allerdings müssen die Aufwendungen für Chemikalien im Recyclingverfahren und die Umweltschutzfragen diskutiert sowie die Übertragung der Erfahrungen aus der Schweiz auf andere Länder geprüft werden.

Stäube mit Zinkgehalten von permanent deutlich über 2 %, die offensichtlich in Schweizer Kehrichtverbrennungsanlagen erreicht werden, sind für die meisten Staubarten von europäischen MVA unrealistisch. Inwieweit bei niedrigeren Gehalten eine Wertmetallextraktion sinnvoll ist, muss nachgewiesen werden. Im Hinblick auf den Umweltschutz wird eine Einleitung der Halogenidfracht in die Vorflut nicht mehr als zeitgemäß angesehen.

Bei dem von Solvay praktizierten Verfahren zum Recycling von Stäuben aus der reaktiven Abgasbehandlung mit Natriumbicarbonat sind die Natriumsalze der Wertstoff und die enthaltenen (Schwer-)Metalle eine der wesentlichen Verunreinigungen, die nach der Abtrennung von den in Wasser gelösten Salzen auf Deponien beseitigt werden. Zur Solereinigung und Abtrennung der gelösten Fluoride, Sulfate und Carbonate werden in erheblichem Umfang Chemikalien eingesetzt. Unter Berücksichtigung der Tatsache, dass NaCl ein nahezu unbegrenzt verfügbarer Rohstoff ist, muss die Ressourceneffizienz dieses Verfahrens kritisch diskutiert werden.

Berücksichtigt man die unterschiedliche Zielstellung beider Behandlungswege sollte geprüft werden, ob durch eine Kombination der Verfahren eventuell ökobilanzielle und ökonomische Vorteile erzielt werden können.

4 Zusammenfassung und Ausblick

In der Abgasbehandlung von MVA, MHKW und EBS-KW fallen Stäube mit hohen Anteilen wasserlöslicher Salze und mit Schwermetallen unterschiedlicher Eluierbarkeit an. Diese Eigenschaften bestimmen die möglichen Entsorgungswege für diese Stäube.

Innerhalb von Europa werden unterschiedliche Entsorgungsmöglichkeiten für MVA-Stäube angeboten, von denen die bedeutendsten in diesem Beitrag vorgestellt und diskutiert wurden.

Unter Berücksichtigung der länderspezifischen Besonderheiten haben alle Verfahren für gewisse Staubqualitäten ihre Berechtigung.

Für Länder mit ausreichenden Entsorgungskapazitäten in Salzlagerstätten (Bergwerk, Kaverne) mit Langzeitsicherheitsnachweis ist die Entsorgung unter Tage die umweltverträglichste Lösung.

Die Deponierung über Tage ist insbesondere für Länder ohne geeignete Kapazitäten im Salzgestein eine mögliche Entsorgungsvariante, wenn die verfügbaren Behandlungsverfahren (Stabilisierung, Immobilisierung, Verfestigung) so umgesetzt werden, dass die zu deponierenden MVA-Stäube die Anforderungen an Deponien für gefährliche Abfälle erfüllen.

Die Rückgewinnung von Wertmetallen aus MVA-Stäuben und das Recycling von Stäuben auf der Basis von Natriumbicarbonat sind für einzelne Staubarten eine Alternative zur Entsorgung in Salzbergwerken und auf übertägigen Deponien für gefährliche Abfälle.

Aufgrund der mit Bezug auf den Umweltschutz großen Vorteile für die Entsorgung von MVA-Stäuben im Bergversatz sollten weitere europäische Länder auf die v.a. in Deutschland vorhandenen Erfahrungen im Entsorgungsbergbau zurückgreifen und die Schaffung eigener adäquater Entsorgungsmöglichkeiten im Salzgestein (Bergwerke, Kavernen) prüfen. Auch eine verbesserte Zusammenarbeit der europäischen Länder untereinander bei der umweltgerechten untertägigen Entsorgung dieser Abfallart ist unabhängig von den rechtlichen Hürden im Sinne der Umwelt wünschenswert.

Literaturverzeichnis

[1] BIRNBAUM, L. ; RICHERS, U. ; KÖPPEL, W.: Untersuchungen der physikalischen / chemischen Eigenschaften von Filterstäuben aus Müllverbrennungsanlagen / Forschungszentrum Karlsruhe GmbH. 1996. – Forschungsbericht

[2] LACK, D.: *Verwertung von Filterstäuben aus Abfallverbrennungsanlagen im Bergversatz*. 2012. – Regensburger Fachtagung

[3] LACK, D.: *Verwertung von Reaktionssalzen und Filterstäuben niedriger Schüttdichte aus der Rauchgasreinigung von Abfallverbrennungsanlagen im Salinarversatz*. 2012. – Workshop VGB. Hrsg. VGB. - Bleicherode

[4] WERTHMANN, R.: *Bergtechnische Verwertung von Rauchgasreinigungsrückständen aus Verbrennungsanlagen*. 2012. – Regensburger Fachtagung. - Regensburg

[5] DEHOUST, G. u. a.: *Methodenentwicklung für die ökologische Bewertung der Entsorgung gefährlicher Abfälle über und unter Tage unter besonderer Berücksichtigung der Langzeitsicherheit*. 2007. – Darmstadt : Öko-Institut e.V.

[6] ALWAST, H. u. a.: *Perspektiven der Untertage-Entsorgung in Deutschland*. 2012. – Berlin : Verband der Kali- und Salzindustrie e. V. (VKS)

[7] VERSATZV-VERSATZVERORDNUNG: *Verordnung über den Versatz von Abfällen unter Tage*. – 24.07.2002

[8] SCHMIDT, H.-D. ; LACK, D.: *Aufbereitung von Filterstäuben für den Untertageversatz (Buchabschnitt)*. 2014. – Mineralische Nebenprodukte und Abfälle - Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen. Berlin : TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky

[9] LÄNDERAUSSCHUSS BERGBAU (LAB): *Technische Regeln für den Einsatz von Abfällen als Versatz*. – 17.10.2006

[10] DEPV-DEPONIEVERORDNUNG: *Verordnung über Deponien und Langzeitlager*. – 27.04.2009

[11] WEIPPERT, R.: *Stabilisierung von Flugasche – ein Situationsberich (Buchabschnitt)*. 2015. – Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 2 - Aschen, Schlacken und Baurestmassen. Berlin : TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky

[12] HEUSS-ASSBICHLER, S.: *Die Langzeitstabilität von Rauchgasreinigungsrückständen*. – Abfallforschungstage, Auf dem Weg in eine nachhaltige Abfallwirtschaft / Hrsg. Verlag Cuvillier. Hannover : [s.n.], 2004. S. 392-401

[13] SCHMIDT, J.: *Stabilisierung von Rauchgasreinigungsrückständen und deren oberirdische Verbringung*. 2009. – 11. VGB-Workshop: Produkte aus der thermischen Abfallverwertung. Wuppertal

[14] FÖRSTER, U. ; GRATHWOHL, P.: *ngenieurgeochemie; Technische Geochemie – Konzepte und Praxis*. 2007. – Berlin : Springer

[15] LEIDOLPH, L.: *Immobilisierung von toxischen Komponenten unter Verwendung von kalkreichen Braunkohlenfilteraschen und Zusatzstoffen*. 2003. – Leipzig

[16] SCHLUMBERGER, S. ; BÜHLER, J.: *Metallrückgewinnung aus Filterstäuben der thermischen Abfallbehandlung nach dem FLUREC (Buchabschnitt)*. 2013. – Verfahren, Mineralische Nebenprodukte und Abfälle – Aschen Schlacken Stäube. Berlin : TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky

[17] FELLNER, J. ; LEDERER, J. ; PURGAR, A.: *Ökonomische Bewertung des Zink-Recyclings aus Flugaschen von Abfallverbrennungsanlagen (Buchabschnitt)*. 2015. – Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 2 - Aschen, Schlacken und Baurestmassen. Berlin : TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky

[18] BAUER, T. ; FISCHER, P. ; SWIESZEK, G.: *Recycling der Reaktionsprodukte aus der Abgasreinigung mit Natriumbicarbonat (Buchabschnitt)*. 2013. – Mineralische Nebenprodukte und Abfälle – Aschen Schlacken Stäube. Berlin : TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky

[19] KLÖSS, G.: *Fixierungspotenzial von Speichermineralen*. 2009. – 11. VGB-Workshop: Produkte aus der thermischen Abfallverwertung. Wuppertal

AZBEST jako součást stavebních materiálů, Zdravotní rizika, Bezpečné nakládání při odstraňování stavebně demoličních odpadů, Kontrolní kompetence ČIŽP, KHS, Stavebního úřadu

ASBEST als Inhaltsstoff von Baustoffen. Risiken für die Sicherheit. Sicherer Umgang bei der Entsorgung von Bauschutt, Zuständigkeiten der Tschechischen Umweltinspektion, der Bezirskhygienestation und des Bauamtes

Michal Pasulka[1]

Abstrakt

Azbest je název pro skupinu přirozeně se vyskytujících minerálů tvořících dlouhá, oddělená a tenká vlákna. Jeho dobré vlastnosti (pevnost, pružnost, tepelná odolnost) byly využity tím, že se přidával do různých stavebních materiálů. Azbestocementové krytiny se vyskytují zcela běžně na našich rodinných domech. Potrubí v bytových domech je někdy tvořeno z azbestu. Fasádní a stěnové panely byly složené z vrstev obsahujících azbest. Dokud na stavbě zůstává a nijak s ním nemanipulujeme, nepředstavuje závažnější problém. Ale co když chceme vyměnit střechu nebo potrubí? Kam s azbestem? Jaké představuje riziko? Azbest je nebezpečný odpad. Odpady obsahující azbestová vlákna je tedy možné ukládat jen na skládky k tomu určené.

Presentace je věnována problematice nakládání s odpady nebo materiály s obsahem azbestu z pohledu Stavebního úřadu, Krajské hygienické stanice a České inspekce životního prostředí.

Kurzfassung

Asbest ist die Bezeichnung eines natürlich vorkommenden Minerals, das lange, abgetrennte und dünne Fasern herausbildet. Seine guten Eigenschaften (Festigkeit, Elastizität, Wärmebeständigkeit) wurden dadurch genutzt, dass es in unterschiedliche Baustoffe beigemischt wurde. Asbestzementdachbeläge kommen auf unseren Einfamilienhäusern üblicherweise vor. Die Rohrleitungen in den Häusern sind manchmal auch aus Asbest. Die Fassaden- und Wandplatten setzten sich aus asbesthaltigen Schichten zusammen. Solange es am Bauwerk bleibt, ohne manipuliert zu werden, stellt es kein schwerwiegenderes Problem dar. Aber was dann, wenn das Dach oder die Rohrleitung ausgetauscht werden müssen? Wohin mit dem Asbest? Welches Risiko stellt Asbest dar? Asbest ist gefährlicher Abfall. Somit können Abfälle, die Asbestfasern enthalten, nur auf dazu vorgesehenen Deponien abgelagert werden.

Die Präsentation befasst sich mit der Behandlung asbesthaltiger Abfälle oder Materialien aus der Sicht des Bauamtes, der Bezirkshygienestation und der Tschechischen Umweltinspektion.

[1]Česká inspekce životního prostředí OI Liberec, Třída 1. máje 858/26, CZ-46001 Liberec, michal.pasulka@cizp.cz

1 Azbest, co to je, výskyt, vlastnosti a využití

Azbest se stal v nedávné minulosti „populární“. To proto, že v o něco dávnější minulosti byl hojně a především bezstarostně používán převážně ve stavebnictví. Za léta jeho oblíbenosti vzniklo přes 300 různých produktů na bázi azbestu a přitom o jeho škodlivých účincích se tak nějak vědělo už od začátku. Jenže tenkrát se nebezpečím věnovala pozornost ze zásady tam, odkud v podstatě nehrozilo. Lépe se tak vytvářel pocit bezpečí. Ale zanechme hrabání se v minulosti. Žijeme přítomností a i v ní má azbest své místo. To protože mezi lety 1920 – 2003 se globálně spotřebovalo přes 180 milionů tun azbestu. A v Evropě, kde žije necelých 15 % světové populace, jsme spotřebovali zhruba polovinu celkové produkce. Azbest (někdy nazýván také osinek) je minerál ze skupiny silikátů, které se v přírodě vyskytují ve dvou hlavních formách jako serpentiny (např. chryzotil, obr.1) a amfiboly (např. krocidolit, obr.2). Společnou vlastností všech azbestových minerálů je jejich vláknitá struktura, při níž délka mnohonásobně převyšuje průřez. Vlákna mají tendenci se stále štěpit po délce.

(a) chryzolit

(b) krocidolit

Obrázek 1: Přetištěno z knihy: Chris Pellant: Horniny a minerály. (Vydavateľstvo Osveta, Martin (SR), 1994, 2000. Foto: Harry Taylor)

Azbest se stal oblíbeným pro svoje fyzikálně chemické vlastnosti. Jeden čas byl považován za téměř dokonalý materiál. Je nehořlavý a částečně i žáruvzdorný (taví se při teplotách kolem 1 100 °C). Je inertní vůči chemikáliím a je to dobrý elektroizolační materiál. Díky těmto vlastnostem se stal azbest hojně používaným (převážně v 80. letech) ve stavebnictví. Právě stavebnictví spotřebovalo až 90 % veškerého vytěženého azbestu. Své uplatnění tedy azbest našel jako ideální tepelný, ohnivzdorný a elektrický izolant. Ať už v podobě tzv. azbesto-cementových desek, destiček, anebo nástřiků. Vkládal se do elektrických rozvaděčů, ale i do stěn vícepodlažních staveb. Tedy tam, kde ho dnes k naší nevelké radosti opět nacházíme. Nemalé množství azbestu v sobě ukrývá i tolik oblíbený vynález eternit (název eternit má registrovaný belgická firma Etex). Další výrobky obsahující azbest jsou např.: střešní krytina Beronit, vlnitá střešní krytina, hřebenáče, tvarovky, různé větrací prvky (doplňky ke střešním prvkům), květinové truhlíky a zahradní doplňky různé velikosti a tvaru, netkané textilie NETAS, izolační desky ID a IDK, tlakové a kanalizační roury a tvarovky, tzv. kolena (obvykle barvy šedé), interiérové velkoplošné desky – Dupronit A,B,C, Ezalit A,B,C , exteriérové a podstřešní desky Dekalit, Lignát, Cembalit, Cempoplat, Unicel , sendvičové desky s polystyrenem, desky Pyral (požárně odolné sendvičové desky s vlnitou hliníkovou fólií v jádru), desky Izomín, Akumín, Calothermex (tepelně izolační desky), asfaltové desky Asbit (obsahují mikromletý azbest), asfaltové pásy Aralebit, Bitagit, Cufolbit, Arabit-S, Plastbit (obsahují mikromletý azbest), nástřikové hmoty Pyrotherm (protipožární nástřiky na ocelové konstrukce), zástěny, podložky lokálních zdrojů tepla (např. podložky pod elektrické a plynové vařiče), azbestové izolační šňůry a těsnění Klingerit.

V ČR se vyráběly tyto produkty již od roku 1912 (nejvíce Eternit) a největší spotřeba azbestu v ČR byla v letech 1975 až 1990. Výroba všech produktů byla ukončena v roce 1996.

2 Nakládání s materiály s obsahem azbestu z pohledu stavebního zákona (ČR), resp. z pohledu Stavebního úřadu

Azbest je ve stavebním zákonu a prováděcích předpisech explicitně řešen pouze u odstranění stavby (demolice). V jiných činnostech, kde je práce s azbestem logicky četnější, jako je údržba a změna stavby (opravy, přístavby, nástavby, rekonstrukce apod.), je problematika azbestu pouze implicitní, tedy odvoditelná z odkazů na veřejné zdraví, bezpečnost práce a nakládání s odpady. To v praxi pak znamená, že u činností nevyžadujících prokazatelnou odbornou přípravu (projekt) vůbec nevzniká potřeba azbest řešit. Zejména u menších staveb kde je řešení silně závislé na odpovědnosti stavebníků, je to správné „řešení azbestu“ limitováno ochotou nést nemalé náklady.

V této souvislosti je pak s podivem, že stát explicitně vyžaduje řešení problematiky například radonu (kterého zdravotní následky jsou též spojovány s mnohaletou expozicí osob a prevence vyžaduje odborný návrh a kvalitní provedení) či povinné zpracování energetických štítků budov (kde se jedná z principu pouze o ekonomickou informaci, jejíž zpracování vyžaduje odborníka), avšak zjištění výskytu azbestu ve stavbě není systémově vůbec řešeno. Informace o azbestu, ať už ve formě exaktního určení či jen označení signifikantních znaků, by přitom mohla být logickou součástí již tak povinné dokumentace stavby.

Tento stav je možné řešit i za stávající dikce stavebních předpisů a to kvalifikovanou výkladovou osvětou ze strany státu na straně projektantů a vlastníků staveb či stavebníků a jednotnou aplikací sjednoceného výkladu ze strany státu na straně úřadů.

3 Stavební předpisy týkající se „řešení“ azbestu

Stavební zákon č.183/2006 Sb. (část pojednávající zejména o demolici staveb) § 128 a související dokumentace bouracích prací (příloha č. 15 vyhlášky č. 499/2006 Sb., o dokumentaci staveb). V dokumentaci je to jmenovitě článek B. 2 odst. h) výsledky stavebního průzkumu, přítomnost azbestu ve stavbě a dále již jen implicitně v čl. B. 5 odst. h) maximální produkovaná množství a druhy odpadů a emisí při odstraňování stavby, nakládání s odpady, zejména s nebezpečným odpadem, způsob přepravy a jejich uložení nebo dalšího využití anebo likvidace, a čl. B. 5 odst. j) zásady bezpečnosti a ochrany zdraví při práci na staveništi.

Jak již bylo zmíněno, demolice (odstranění celé stavby) však nejsou až tak frekventovanou činností. Mnohem častější jsou ve spojitosti s azbestem údržba, opravy, úpravy a rekonstrukce staveb.

V těchto případech však stavební předpisy (pokud) obsahují problematiku azbestu, tak pouze v odvoditelné formě. To může uniknout odborníkovi, ale laik to přehlédne s téměř 100% jistotou.

Azbest je tak možno „hledat“ v § 103 odst.1 pís. c) udržovací práce, jejichž provedení nemůže negativně ovlivnit zdraví osob, . . . K činnostem podle § 103 není předepsána žádná dokumentace a nevyžadují povolení stavebního úřadu, nicméně i zde stavební zákon ukládá sankcionované povinnosti v § 152 odst. 1 Stavebník je povinen dbát na řádnou přípravu a provádění stavby; tato povinnost se týká i terénních úprav a zařízení. Přitom musí mít na zřeteli zejména ochranu života a zdraví osob nebo zvířat, ochranu životního prostředí a majetku, i šetrnost k sousedství. K tomu je povinen zajistit provedení a vyhodnocení zkoušek a měření předepsaných zvláštními právními předpisy. Tyto povinnosti má i u staveb a jejich změn nevyžadujících stavební povolení ani ohlášení nebo u jiného obdobného záměru, například zřízení reklamního zařízení. U staveb prováděných svépomocí je stavebník rovněž povinen uvést do souladu prostorové polohy stavby s ověřenou projektovou dokumentací. O zahájení prací na stavbách osvobozených od povolení je povinen v dostatečném předstihu informovat osoby těmito pracemi přímo dotčené.

Stavební zákon ukládá vlastníku stavby povinnost, pod pokutou, mít relativně široký okruh dokladů a dokumentací, dokládajících stavebně technické vlastnosti stavby a doklady o bez-

pečnosti stavby a podle § 154 odst. 1 písm. e) se musí uchovávat po celou dobu trvání stavby dokumentace jejího skutečného provedení, rozhodnutí, osvědčení, souhlasy, ověřená projektová dokumentace, popřípadě jiné důležité doklady týkající se stavby.

Odvoditelnost „řešení azbestu“ v projektové dokumentaci (tedy kde azbest v ní hledat) vidíme jmenovitě v příloze č. 12 vyhlášky č. 499/2006 Sb., o dokumentaci staveb, určující obsah a rozsah Projektové dokumentace pro ohlášení stavby a stavební povolení na těchto místech: v čl. B.2.1 písm. a) . . . ; u změny stavby údaje o jejich současném stavu, závěry stavebně technického, případně stavebně historického průzkumu. . . tedy údaje o existenci azbestu ve stavbě a dále pak podrobněji v čl. B.8 odst. h) maximální produkovaná množství a druhy odpadů a emisí při výstavbě, jejich likvidace. . .

Podle stavebního zákona je nutno všechny práce, při kterých bude odstraňován materiál obsahující azbest, ohlásit na stavební úřad (viz stavební zákon č. 183/2006 Sb., §128). Většinu prací lze samozřejmě objednat u odborné firmy. Například moderní postup odstraňování střešních tašek z eternitu je, že se před demontáží stříkají speciálním fixačním přípravkem, který zabraňuje unikání vláken a hned po demontáži se krytina balí. Podobně šetrně lze provést výměnu stoupaček, vzduchotechniky či opláštění budov.

4 Problematika azbestu z pohledu Krajské Hygienické Stanice

Legislativa je zaměřena na ochranu zaměstnanců při práci s materiálem obsahujícím azbest (zákon č. 258/2000 Sb. o ochraně veřejného zdraví) Azbest představuje závažné riziko pro zdraví člověka. Asbestová vlákna mechanicky poškozují dýchací cesty. Způsobit mohou podráždění, fibrózu i rakovinu plic. Podle Světové zdravotnické organizace (WHO) není možné stanovit bezpečnou koncentraci azbestových vláken ve vzduchu. V České republice pro pracovní prostředí platí limit 1000 vláken na 1 metr kubický. Pracovní podmínky pro práci v prostorách s výskytem azbestu blíže specifikuje Nařízení vlády č. 361/2007 Sb., podle vyhlášky č.6/2003 Sb. není stanovena limitní koncentrace azbestových vláken v ovzduší venkovním nebo v soukromých objektech k bydlení.

Azbestové materiály představují riziko pouze v případě, že se s nimi manipuluje. Azbestová vlákna ze stavebních materiálů uvolňují pouze v případě, že tyto materiály řežeme, brousíme, do těchto materiálů vrtáme či jinak na ně mechanicky či chemicky působíme. Proto výrobky s azbestem není nutné odstranit ihned. Představují ale potenciální riziko. Je dobré vědět, zda se ve Vašem bytě či domě tyto materiály vyskytují. Předejdete tak možnému zamoření prostorů, tak jako se to stalo v nedávné minulosti v případě rekonstrukcí poměrně vysokého počtu škol, nebo bytových domů na Praze 3.

Není-li jasné, zda materiál obsahuje azbest či ne, lze si nechat udělat jeho rozbor. Identifikaci azbestových materiálů provádí zdravotní ústavy a některé laboratoře.

4.1 Upozornění KHS

Povinnost podat oznámení prací s azbestem nejpozději. 30 dní před zahájením prací má zaměstnavatel, jehož zaměstnanci tyto práce budou provádět. Tuto povinnost nemá fyzická osoba podnikající, pokud práci provádí sama ani fyzická osoba nepodnikající. Oznámení se nepodává, pokud se jedná o práce s ojedinělou a krátkodobou expozicí azbestu (dle vyhlášky č.394/2006 Sb.).

Bourací práce – v projektové dokumentaci požaduje KHS doložit, že byl proveden průzkum na přítomnost azbestu a ve svém stanovisku KHS upozorňuje na povinnost podání oznámení prací s azbestem dle §41 zákona č.258/2000 Sb.

Náležitosti oznámení jsou uvedeny v §5 vyhlášky č.423/2008 Sb., KHS vyžaduje, aby při prováděných prací s azbestem byla expozice pro zaměstnance a tudíž i pro okolí co nejnižší (práce v kontrolovaném pásmu, enkapsulace materiálu, balení odstraňovaného materiálu musí

opouštět kontrolované pásmo zabalený do folie a ukládá se do uzavřeného kontejneru, následná likvidace na skládce, kde je tento odpad povolen, používání osobních ochranných pomůcek, možnost monitoringu pracovního ovzduší, případné měření ovzduší po ukončení prací).

Fyzická osoba podnikající bez zaměstnanců provádějící práce s materiálem obsahujícím azbest – nepodává hlášení, ale musí dle §12 zákona č.309/2006 Sb. tyto práce provádět v kontrolovaném pásmu dle §7 odst. 3 citovaného zákona.

KHS může zkontrolovat, ale o prováděných pracích se běžně nedozví, až v případě podnětu občanů.

Kontrolované pásmo (KP) – není v legislativě jednoznačně stanoveno, jak má být provedeno (otevřené, uzavřené, s podtlakem). Je na hygienikovi posoudit, jaké KP má být zřízeno, aby splňovalo, že škodliviny (tj. azbestová vlákna, prach apod.) nebudou volně šířeny z KP a ohrožovat zdraví osob, které jsou mimo KP.

5 Odstraňování odpadů s obsahem azbestu, legislativa ČR, kontrolní kompetence ČIŽP

Kompetence ČIŽP jsou dány podle zákona č. 185/2001 Sb. o odpadech a o změně některých dalších zákonů.

Díl 6 tohoto zákona nazvaný „odpady z azbestu“ v § 35 stanovuje povinnosti při nakládání s odpady z azbestu takto:

1. Původce odpadů obsahujících azbest a oprávněná osoba, která nakládá s odpady obsahujícími azbest, jsou povinni zajistit, aby při tomto nakládání nebyla z odpadů do ovzduší uvolňována azbestová vlákna nebo azbestový prach a aby nedošlo k rozlití kapalin obsahujících azbestová vlákna.

2. Odpady obsahující azbestová vlákna nebo azbestový prach lze ukládat pouze na skládky k tomu určené. Odpady musí být upraveny, zabaleny, případně po uložení na skládku okamžitě zakryty. Provozovatel skládky je povinen zajistit, aby se částice azbestu nemohly uvolňovat do ovzduší.

3. Ministerstvo stanoví prováděcím právním předpisem požadavky na ukládání odpadů z azbestu na skládky.

6 Vyhláška č. 294/2005 Sb. o podmínkách ukládání odpadů na skládky

§ 7 Technické požadavky na ukládání odpadů z azbestu na skládky:

1. Odpady z azbestu mohou být ukládány pouze na skládkách kategorie S-OO a S-NO při splnění následujících požadavků:

   a) budou dodrženy obecné požadavky § 4 odst. 3 a požadavky zvláštních právních předpisů (zák.258/2000 Sb.)

   b) odpad přijímaný na skládku skupiny S-OO do vyhrazených sektorů nesmí obsahovat jiné nebezpečné látky než azbest, jehož vlákna jsou vázána pojivem, nebo odpad z azbestu zabalený v utěsněných obalech,

   c) plocha pro ukládání odpadů musí být denně před jejím hutněním překryta vhodným materiálem, a pokud odpad není zabalený, musí být pravidelně zkrápěna,

   d) na skládce se nesmí provádět žádné vrtné, výkopové a jiné práce, které by mohly vést k uvolnění vláken azbestu,

   e) musí být přijata vhodná opatření, aby se zabránilo jakémukoliv kontaktu lidí s odpadem obsahujícím azbest po dobu provozu i po uzavření skládky.

2. Na provozovatele skládky, na kterou je ukládán odpad z azbestu, se vztahují dále podmínky stanovené zvláštním právním předpisem (zák.č.258/2000 sb. §41).

3. Dokumentace s plánkem umístění odpadu z azbestu na skládce je součástí evidence uložených odpadů, archivované v souladu s § 21 odst. 1 písm. d) zákona o odpadech.

MŽP v roce 2018 vydalo Metodický návod pro řízení vzniku odpadů s obsahem azbestu při provádění a odstraňování staveb a pro nakládání s nimi, s cílem:

- Popsat kompetence a povinnosti jednotlivých orgánů státní správy (tj. Stavební úřady, KHS, ČIŽP) v rámci nakládání se stavebními odpady, které obsahují azbest a následně se stavebními a demoličními odpady s obsahem azbestu.

- Popsat postup, který povede k minimalizaci zdravotních rizik při nakládání se stavebními materiály, které obsahují azbest a následně se stavebními a demoličními odpady s obsahem azbestu.

Odpady s obsahem azbestu je možné předat pouze oprávněné osobě a odstranit na skládce, která smí, na základě povolení přijímat odpad katalogové číslo 17 06 05 (stavební materiály obsahující azbest). Obvykle musí být odpad na skládku dopraven v zabaleném stavu. Na skládce pak musí být ihned po uložení zahrnut inertním materiálem. Sektor skládky, kam je odpad z obsahem azbestu ukládán, musí být zřetelně označen. Menší množství materiálu (odpadu) s obsahem azbestu lze obvykle také odevzdat ve sběrném dvoře obcí a měst. I zde musí být odpad zabalen a řádně označen.

ČIŽP provádí kontroly zaměřené na plnění povinností při nakládání s odpady obsahující azbest zejména na „koncovce“, tj. na skládce odpadů. Zkušenosti z praxe nejsou, bohužel, často uspokojivé. Také v těchto oprávněných zařízeních na odstraňování odpadů, tj. skládkách jsou totiž zjišťovány nedostatky při manipulaci s odpady obsahující azbest (např. nedostatečné zkrápění sektoru s azbestem, nedostatečný překryv odpadů apod.).

7 Značení

Skupina: karcinogenní látky, ostatní chemické látky
CAS: 12001-29-5 (chryzolit)
Vzorec: $Na_2Fe_3^{2+}Fe_2^{3+}Si_8O_{22}(OH)_2$ (chryzolit); $Fe_7Si_80_{22}(OH)_2$ (amosit)

Obrázek 2: Výstražný symbol.

Látka je zařazena v seznamu látek pro integrovaný registr znečišťovaní dle Nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 166/2006, dle Nařízení vlády č. 145/2008 Sb. a dle

Nařízení vlády č. 450/2011 Sb.
R věty: R_{45} - Může vyvolat rakovinu, $R_{48/20/21/22}$ - Zdraví škodlivý: nebezpečí vážného poškození zdraví při dlouhodobé expozici vdechováním, stykem s kůží a požíváním
S věty: S_{45} - V případě nehody, nebo necítíte-li se dobře, okamžitě vyhledejte lékařskou pomoc (je-li možno, ukažte toto označení), S_{53} - Zamezte expozici - před použitím si obstarejte speciální instrukce

Literatura

[1] Metodický návod pro řízení vzniku odpadů s obsahem azbestu při provádění a odstraňování staveb a pro nakládání s nimi – MŽP 2018.

[2] Web. organizace ARNIKA.

[3] Web. Státní zdravotní ústav Praha.

[4] Závěry společného jednání z května 2018 mezi ČIŽP, KHSLK a Stavebním úřadem Liberec.

[5] Časopis ODPADY.

Problematika usazenin pro Zemskou správu přehrad (LVT) obecně a konkrétně pro provoz Spréva / Nisa

Das „Sedimentproblem“ in der Landestalsperrenverwaltung (LTV) allgemein und speziell im Betrieb Spree/Neiße

Sebastian Fritze[1]

Abstrakt

Příspěvek se obecně zabývá sedimenty a jejich zatížením škodlivými látkami v tekoucích i stojatých vodách. Jejich odtěžení pokaždé otevírá otázky ohledně možností jejich zhodnocení a likvidace a nákladů.

Jako příklad bude představena likvidace sedimentů v rámci komplexní sanace údolní nádrže v Budyšíně, která proběhla v letech 1999 až 2000. Materiál byl tehdy uložen na starou skládku v majetku Saské zemské správy přehrad, na které je dosud provozována následná péče.

V současné době vzniká na Saské zemské správě přehrad pilotní projekt výstavby monoskládky pro sedimenty.

Kurzfassung

Die allgemeine Darstellung befasst sich mit den Ablagerungen und deren Schadstoffbelastungen in den Fließ- und Stau-Gewässer. Die Ausbaggerung wirft immer wieder Fragen über die Verwertungs- und Entsorgungswege und die anfallenden Kosten auf.

Als Fallbeispiel wird die Sedimententsorgung bei der Komplexsanierung der Talsperre Bautzen, die 1999 bis 2000 erfolgte, vorgestellt. Damals wurde das Material in eine Altdeponie verbracht, die sich im Besitz der LTV befindet und wo bis jetzt Nachsorge zu betreiben ist.

Jetzt entsteht ein Pilotprojekt zur Errichtung einer Monodeponie für Sedimente durch die LTV.

[1]Landestalsperrenverwaltung (LTV) des Freistaates Sachsen, Betrieb Spree / Neiße; Am Staudamm 1, D-02625 Bautzen; sebastian.fritze@ltv.sachsen.de

1 Lage der Talsperre Bautzen und Entsorgungsproblem 1999

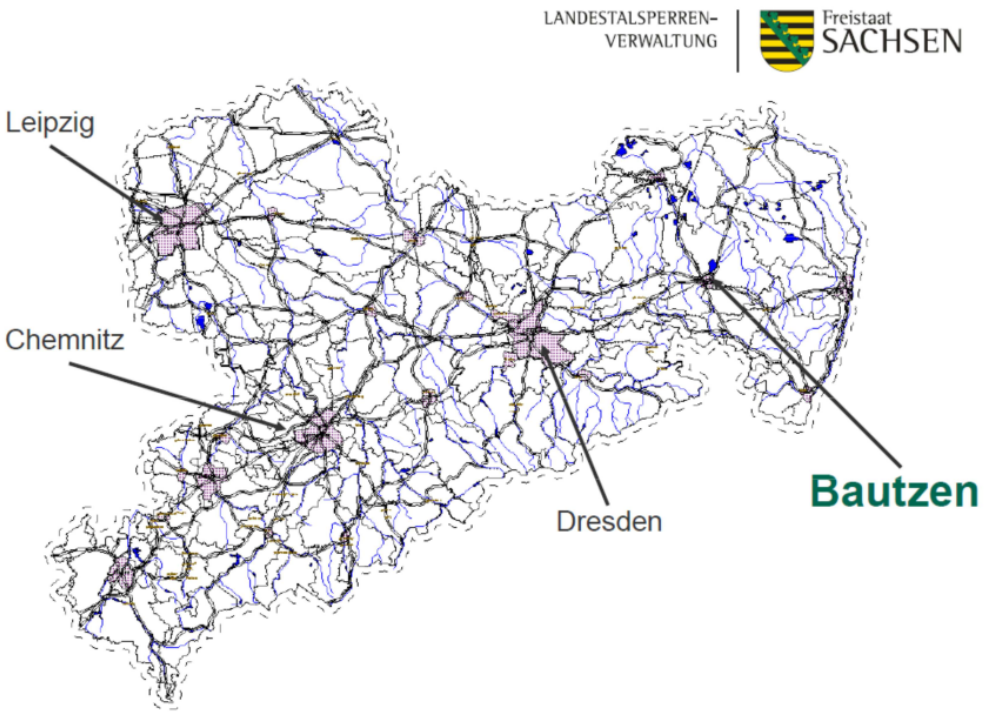


Abbildung 1: Lage der Talsperre Bautzen.

Im November 1999 wurde die Vorsperre der Talsperre Bautzen abgelassen.

Abbildung 2: Vorsperre Oehna im Jahr 1999.

Das Wasser hinterließ dieses Bild und viele Probleme für die Entsorgung aufgrund der chemischen Inhaltsstoffe und der Materialbeschaffenheit der Sedimente.

Tabelle 1: Chemische Inhaltsstoffe der Sedimente (Gewässeraushub).

Parameter	Zuordnungswert		Gemessenes Spektrum
Im Feststoff	LAGA 1997	LAGA 2004	
KW	über Z2	alles über Z2	1.690 bis 3.420 mg/kg
PAK	Z1.2	Z2	6,6 bis 15 mg/kg
PCB	Z1.1	Z0*	< 0,005 bis 0,064mg/kg
Blei	Z1.1	Z2	165 bis 247 mg/kg
Chrom ges.	Z1.2	Z0*	46 bis 115 mg/kg
Kupfer	Z1.2	Z2	91 bis 167 mg/kg
Nickel	Z1.1	Z0*	25 bis 50 mg/kg
Quecksilber	Z1.2	Z1	0,54 bis 1,37 mg/kg
Zink	Z2	Z2	332 bis 1190 mg/kg
Cyanid ges.	Z1.2	Z2	0,52 bis 3,8 µg/kg
Im Eluat			
el. Leitfähigkeit	Z2	Z2	230 bis 1050 µS/cm
Sulfat	über Z2	über Z2	<0,1 bis 336 mg/l
Phenol-Index	Z1.2	Z1.2	<10 bis 30 µg/l
Nickel	Z1.1	Z2	<5 bis 35 µg/l
Zink	Z1.2	Z1.2	<20 bis 200 µg/l

Tabelle 2: Bodenphysikalische Parameter.

Parameter	Sediment im Durchschnitt
Bodenart nach 4022	U
Bodengruppe nach DIN 18196	OU
Bodenklasse nach DIN 18300	2
Wassergehalt [w in %]	68,6 bis 71,8
Fließgrenze [w_L in %]	67,6
Ausrollgrenze [w_P in %]	44,8
Plastizitätszahl [I_P in %]	22,8
Konsistenzindex [I_C]	<0,25
Dichte [ρ] in g/cm³	1,28 bis 1,38
Trockendichte [ρ_d] in g/cm³	0,76 bis 0,80
Trockenrückstand in Masse-% bei 105°C	35 bis 51
Glühverlust in Masse-% bei 550 °C	10 bis 15
Flügelscherfestigkeit [τ_{FL}] in kN/m²	8 bis 10

2 Überlegungen über Entsorgungswege

Wohin mit 216.000 m³ Sediment der Deponieklasse 1? Folgende Möglichkeiten kamen nach dem Stand von 1999 in Betracht:

- Für Schadstoffgehalte bis LAGA Z 1.2 bzw. z.T. bis Z 2 stehen im Umfeld zahlreiche Kiesgruben und Steinbruchrestlöcher zur Verfügung, die im Rahmen ihrer Abschlussbetriebspläne nach Bundesberggesetz (BBergG) für die Verfüllung zugelassen sind.
  - **Nicht genehmigungsfähig! Schadstoffgehalte zu hoch!**
  - *Erläuterung: In Fortwirkung des DDR-Bergrechts war im BBergG bis 1999 eine Bestimmung des Einigungsvertrages enthalten, die oberflächennahe Rohstoffe unter das Bergrecht stellte. Bis heute bestehen wegen des Bestandsschutzes einige Sand-, Kies- und Tongruben sowie Steinbrüche, die dem Bergrecht unterliegen, wenn sie fortwährend aktiv waren.*

- Materialien der Schadstoffeinstufung größer LAGA Z 2 können auf den Deponien des Regionalen Abfallverbandes und auf der Deponie der Feuerfestwerke Wetro abgelagert werden.
  - **Deponiekosten von mehr als 80,00 €/t sind nicht finanzierbar! Außerdem besteht ein Kapazitätsproblem bei der Annahme der Materialien in der Deponie.**
  - *Erläuterung des gegenwärtigen Standes: Zwischenzeitlich ist die DK-III-Deponie „Purschwitzer Feld“ bei Wetro entstanden, die zwar Kapazitäten schuf, aber nicht die finanzielle und geotechnischen Probleme löst. Vernünftigerweise sollte der Deponieraum auch für gefährlichere Stoffe genutzt werden.*
- Die Verwertung als Rekultivierungsmaterial für Kippenareale von Tagebaurestlöchern der Lausitz, für Bergbauhalden des Freiberg – Brand-Erbisdorfer Erzbergbaureviers bzw. dessen Hüttenstandorte oder für Haldenkomplexe der WISMUT GmbH.
  - **Für die Transportkosten für 80 bis 170 km einfache Entfernung ist die Finanzierbarkeit fraglich. In den meisten Fällen sind auch die Schadstoffgehalte zu hoch. Eine Aufbereitung hinsichtlich der geotechnischen Parameter wäre erforderlich.**
- Aufbereitung der Sedimente in einer Bodenaufbereitungsanlage.
  - **Aufnahmekapazitäten dieser Anlagen sind begrenzt. Ein Problem besteht zusätzlich in der Konsistenz der Sedimente. Auch hier wäre eine Aufbereitung hinsichtlich der geotechnischen Parameter erforderlich**
- Verbringung der Sedimente auf landwirtschaftliche Nutzflächen der Umgebung (Nutzung des Nährstoffreichtums).
  - **Nicht genehmigungsfähig! Schadstoffgehalte sind zu hoch! Außerdem würde es zu Kapazitätsproblemen beim Ausbringen der Sedimente auf die Flächen führen: 216.000 m^3 = 432 ha bei 5 cm Auftrag.**
- Verbringung der Sedimente in einer Seitenbucht der Hauptsperre.
  - **Im Rahmen der Gesetzgebung und unter Einhaltung vieler Auflagen sowie der Erarbeitung zahlreicher Nachweise, Gutachten und Anträge die einzige Möglichkeit, auch wenn dies zu Lasten des Stauraumes der Hauptsperre geht.**

Bereits mit dem Stand 1999 war schwer eine befriedigende Lösung zu finden. Die realisierte Lösung wird im Folgenden dargestellt.

3 Realisierte Entsorgung

Im Zuge der Variantenbetrachtung offerierte das Landratsamt Bautzen, Umweltamt den Vorschlag der Verfüllung eines ehemaligen Steinbruchs mit den gegenständlichen Gewässersedimenten.

Der ehemalige Steinbruch Martschink II war ein nach DDR-Recht genehmigter und als „Altanlage“ angezeigter Deponiestandort und unterliegt somit dem Abfallrecht.

Das Landratsamt Bautzen stimmte die Verfahrensweise mit dem Regierungspräsidium Dresden ab, um eine gesetzeskonforme und umweltfachlich saubere Genehmigung zu schaffen.

Die LTV klärte den Grundbesitz und erwarb später die Fläche des ehemaligen Steinbruchs Martschink II und wird zugleich Deponiebetreiber.

Der Steinbruchraum musste kontrolliert ausgepumpt werden, um Freiraum für Sedimente zu schaffen und ggf. aus dem Wasser resultierende negative Folgen für die Umwelt zu vermeiden. Das Wasser resultierte überwiegend aus sich im Loch sammelnden Grundwasser und Niederschlägen. Das Problem was sich daraus prinzipiell ergibt, ist eine Wasserfläche, aus der sich Menschen und Tiere auf Grund der Böschungsverhältnisse nicht aus eigener Kraft befreien können und sie wird oft zur illegalen Entsorgung von Abfällen genutzt, woraus sich im Rahmen der Verkehrssicherungspflicht entsprechend geeignete Sicherungsmaßnahmen erforderlich machen – die Verfüllung der Hohlform ist eine Möglichkeit.

Abbildung 3: Sümpfung des ehemaligen Steinbruchs Martschink II.

Abbildung 4: Sümpfung des ehemaligen Steinbruchs Martschink II.

Abbildung 5: Kippstelle 1 und „Ausblick“ des Raupenfahrers.

Abbildung 6: Kippstelle 1 und „Ausblick“ des Raupenfahrers.

Abbildung 7: Phasen der Endverfüllung.

Abbildung 8: Phasen der Endverfüllung.

Im Steinbruch Martschink II lagern 176.000 m^3 Gewässersedimente mit einer Kipphöhe von ca. 33 m. Offen blieb noch eine Restmenge von 40.000 m^3 Sediment der Deponieklasse 1. Wohin damit?

Die ehemalige Lehmgrube Großharthau ist ebenfalls ein genehmigter Deponiestandort und unterliegt dem Abfallrecht. Das Landratsamt Bautzen ist Deponiebetreiber.

Die Landestalsperrenverwaltung erhält die Genehmigung zur Entsorgung der restlichen Gewässersedimente. Mit den Gewässersedimenten der Vorsperre Oehna ist diese Deponie vollständig verfüllt und eine entsprechende Abdeckung wird aufgebracht.

Die Überwachung liegt in der Verantwortung des Landratsamtes Bautzen als Deponiebetreiber.

Abbildung 9: Offen gelassene Lehmgrube Großharthau und fast verfüllte Lehmgrube.

Abbildung 10: Offen gelassene Lehmgrube Großharthau und fast verfüllte Lehmgrube.

Bilanz:

- eine von 216.000 m^3 Sedimenten beräumte und wieder voll funktionsfähige Vorsperre.
- zwei gesicherte und sanierte Altstandorte nach Deponierecht.
- Kosten der Gesamtmaßnahme inkl. Planung, Consulting und sonstiger Nebenkosten 24,55 €/m^3 brutto .

Im Rahmen der Verfüllung von Martschink II wurde 2004 abschließend eine Deckschicht aufgebracht. Die Landestalsperrenverwaltung ist der Deponiebetreiber und muss somit auch die Nachsorge betreiben. Durch Setzung der verfüllten Sedimente wurde an der Oberfläche der Altdeponie Martschink II eine Nachverfüllung und erneute Abdeckung notwendig.

Abbildung 11: Zustand an der Oberfläche bei Martschink II 2004 und 2015.

Abbildung 12: Zustand an der Oberfläche bei Martschink II 2004 und 2015.

Abbildung 13: Aufbau der neuen Deckschicht 2015 und nach Fertigstellung 2018.

Abbildung 14: Aufbau der neuen Deckschicht 2015 und nach Fertigstellung 2018.

4 Neues Vorhaben

Vorhaben: Errichtung einer Deponie im Kiessandtagebau Dobranitz.

LTV plant die Errichtung, den Betrieb und den Abschluss einer Deponie der Klasse 0 als Monodeponie für Gewässersedimente.

- Einbauvolumen ca. 465.000 m^3.
- Jährliche Sedimentmenge ca. 50.000 m^3.

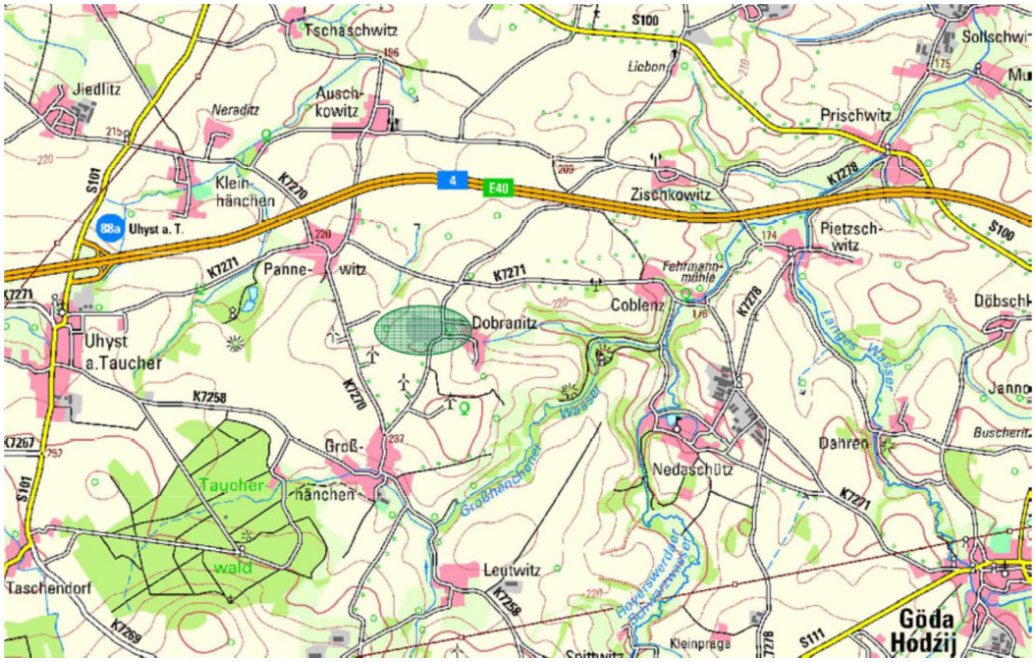


Abbildung 15: Lage des Kiessandtagebaus.

Abbildung 16: Luftbild des Kiessandtagebaus.

Das wird eine neue Herausforderung, weil inzwischen seit 2009 die neue Deponieverordnung mit Folgebestimmungen in Kraft ist. Zum anderen sind auch die Schadstoffbelastungen in vielen Gewässern gesunken und nähern sich den geogen bedingten Hintergrundwerten.

Im Unterschied zu Martschink II muss ein Genehmigungsverfahren gemäß Deponieverordnung durchlaufen werden. Zur Zeit unterliegt der Standort dem Bergrecht, die jetzigen Verfüllungen dienen der Sicherung/Rekultivierung, schrittweise im Abbauregime.

Stavební prvky pro skládky

Bauelemente im Deponiebau

Schvalování geosyntetických materiálů podle německých předpisů pro skládkování

Die Zulassung von Geokunststoffen nach der deutschen Deponieverordnung

Andreas Wöhlecke[1]

Abstrakt

Od doby vydání Nařízení o skládkách a trvalých úložištích (Deponieverordnung (DepV)) [1] je pro geosyntetické látky, polymery a systémy pro kontrolu těsnosti vyžadováno schválení Spolkovým ústavem pro výzkum materiálů a to v tom případě, kdy mají být využity v německých systémech izolace skládek. Nařízení umožňuje použít různé komponenty. Definuje přitom obecné požadavky na geosyntetické látky, které jsou prostřednictvím Směrnice pro schvalování, vydané Spolkovým ústavem pro výzkum materiálů, převáděny do konkrétních technických požadavků. V nich je popsán stav techniky pro geosyntetické látky, používané v německých systémech izolací. V příspěvku bude představen přehled produktů a odpovídajících požadavků. Kromě toho bude popsáno, jakými opatřeními v oblasti managementu kvality při výrobě, ale i při výstavbě skládky má být zajištěna konstantní kvalita produktů.

Kurzfassung

Seit dem Erscheinen der Deponieverordnung (DepV) [1] bedürfen Geokunststoffe, Polymere und Dichtungskontrollsysteme einer Zulassung durch die BAM, wenn diese in deutschen Deponieabdichtungssystemen eingesetzt werden sollen. Die DepV ermöglicht den Einsatz verschiedener Komponenten. Sie stellt dabei allgemeine Anforderungen an die Geokunststoffprodukte auf. Dadurch beschreibt sie den Stand der Technik für Geokunststoffe, die in deutschen Abdichtungen eingesetzt werden. Diese Anforderungen werden durch die Zulassungsrichtlinien der BAM in konkrete technische Spezifikationen überführt. In dem Beitrag wird eine Übersicht über die Produkte und die entsprechenden Anforderungen gegeben. Zudem soll erläutert werden, durch welche Qualitätsmanagementmaßnahmen eine gleichbleibende Qualität und Funktionserfüllung der Produkte gewährleistet wird.

[1] Bundesanstalt f. Materialforschung (BAM), Unter den Eichen 87, D-12205 Berlin; andreas.woehlecke@bam.de

1 Grundlagen der Zulassungstätigkeit

1.1 Einleitung

Die Geschichte der „BAM-Zulassung“ begann bereits Ende der 1980er Jahren. Mit der DepV erhielt die Zulassungstätigkeit der BAM vor etwa neun Jahren eine neue gesetzliche Grundlage. In der DepV wurden auch die Anforderungen an die Deponieabdichtungen neu formuliert. Es gibt keine detailliert beschriebene Regelabdichtung mehr. Vielmehr eröffnete sich ein großer Spielraum für den Einsatz von verschiedenen Komponenten in Abdichtungssystemen. Geokunststoffe müssen von der BAM zugelassen und die Eignung sonstiger Baustoffe bundeseinheitlich nachgewiesen werden. Bei der Umsetzung der Anforderungen in die Zulassungsrichtlinien der BAM für Geokunststoffe wirkt ein Fachbeirat beratend mit. Dieser setzt sich aus Experten aus allen relevanten Bereichen, wie z. B. Genehmigungsbehörden, Universitäten, Hersteller, Verlegefachbetriebe, Fremdprüfer und Fremdüberwacher, zusammen. Dieser Fachbeirat hat ganz wesentliche bei der Erarbeitung der Zulassungsrichtlinien mitgewirkt und zu der Akzeptanz des Konzeptes beigetragen.

Die BAM ist zuständig für die Prüfung und Zulassung von Geokunststoffen, Polymeren und Dichtungskontrollsystemen. Sie erteilt ihre Zulassungen auf Antrag der Produkthersteller auf der Basis von eigenen Untersuchungen und von Prüfergebnissen akkreditierter Prüfstellen. Im Zusammenhang mit der Zulassung hat die BAM die Aufgaben der Definition von Prüfkriterien, der Aufnahme von Nebenbestimmungen in die Zulassung und vor allem auch der Festlegung von Anforderungen an den fachgerechten Einbau und das Qualitätsmanagement. Die BAM-Richtlinien basieren so weit wie möglich auf zur Verfügung stehenden Normen oder anderen Vorschriften. Für die Untersuchung des Langzeitverhaltens musste die BAM jedoch neue Prüfverfahren entwickeln. Dazu gehören z. B.: Langzeit-Wasserableitvermögen von Kunststoff-Dränelementen, Langzeit-Scherfestigkeit u. a. von strukturierten Kunststoffdichtungsbahnen (KDB), geosynthetischen Tondichtungsbahnen und Kunststoff-Dränelementen, Langzeitverhalten des Geogitterauszugswiderstandes, Langzeit-Eigenschaften von Schweißnähten usw.

1.2 Veröffentlichung der Dokumente

Alle mit dem Fachbeirat abgestimmten Dokumente, wie Zulassungsrichtlinien, Richtlinien und Prüfvorschriften, werden auf der Website und im Amts- und Mitteilungsblatt der BAM veröffentlicht. Darüber hinaus ist eine Liste aller Produkte, die von der BAM zugelassen sind, auf der Website der BAM verfügbar, unter:

`https://www.tes.bam.de/de/mitteilungen/abfallrecht/index.htm`.

Die Zulassungsdokumente selbst findet man im Amts- und Mitteilungsblatt der BAM, unter:

`https://opus4.kobv.de/opus4-bam/home`.

1.3 Grundvoraussetzungen für die Zulassung

Bei der Zulassung von Geokunststoffen muss folgende Anforderungen nach dem Stand der Technik beachtet werden. Es muss nachgewiesen werden, dass der Geokunststoff unter den Einwirkungen und Bedingungen im eingebauten Zustand seine Funktion über mindestens 100 Jahre erfüllen kann. Ein Dichtungskontrollsystem muss mindestens 30 Jahre funktionieren. Zur Feststellung der Eignung und Zulassung muss die Dichtigkeit und das Verformungsvermögen beurteilt werden, weiterhin die Widerstandsfähigkeit gegenüber mechanischen Kräften, hydraulischen Einwirkungen, die Beständigkeit gegenüber chemischen und biologischen Einwirkungen, Witterungseinflüssen, alterungsbedingten nachteiligen Materialveränderungen. Der Geokunststoff muss sicher, reproduzierbar und qualitätsüberwacht hergestellt werden. Er muss in einer die Funktionalität wahrenden, sicheren und qualitätsüberwachten Art und Weise eingebaut werden können. Gegebenenfalls müssen Schutzmaßnahmen ergriffen werden.

Zugelassen werden können nur Geokunststoffprodukte, die mit definierten, reproduzierbaren Eigenschaften werkmäßig hergestellt werden. Antragsteller und Zulassungsnehmer ist dabei der Hersteller des Geokunststoffprodukts. Das Produkt muss durch den Antragsteller vollständig und eindeutig beschrieben werden. Dazu gehören genaue Angaben über Art und Spezifikation der Werkstoffe sowie Art und Menge der Zuschlagstoffe, die bei der Produktion der Vorprodukte (wie z. B. Fasern, Garne, Bändchen und Flachbänder), der Komponenten (wie z. B. Vliesstoffe, Gewebe, Dränkörper und Platten) und dem fertigen Produkt selbst verwendet werden, die Angaben zu den charakteristischen Eigenschaften der Vorprodukte, Komponenten und des Geokunststoffprodukts selbst sowie eine Beschreibung des Produktionsverfahrens. Das Geokunststoffprodukt muss grundsätzlich bereits über ein CE-Kennzeichen mit Bezug auf eine relevante Anwendungsnorm verfügen, sodass klar ist, dass gewisse Mindeststandards erfüllt werden. Die Produktion muss im Rahmen eines nach ISO 9001 zertifizierten Qualitätsmanagementsystems eigen- und nach DIN 18200 fremdüberwacht werden. Die fremdüberwachende Stelle der Produktion und die fremdprüfende Stelle auf der Deponiebaustelle müssen über Akkreditierungen nach ISO/IEC 17020 als Inspektionsstelle und nach ISO/IEC 17025 als Prüflabor verfügen. Das Produkt muss gemäß DIN EN ISO 10320 gekennzeichnet und gegebenenfalls verpackt werden.

Nach dem gegenwärtigen Stand dürfen die zugelassenen Geokunststoffe nur in einer Umgebung eingesetzt werden, in der im Jahresmittel eine Temperatur von 20 °C nicht überschritten wird. Die Ausnahme bilden hier die Kunststoffdichtungsbahnen und geosynthetische Komponenten in speziellen Schutzschichtaufbauten. Diese dürfen bis zu einer Temperatur von 40 °C beansprucht werden. Bei den in Deutschland herrschenden klimatischen Verhältnissen wird im unteren Bereich einer mindestens 1 m dicken Bodenschicht eine Dauertemperatur von 15 °C nur selten überschritten. Im Übergangsbereich von den Dichtungskomponenten zur Rekultivierungsschicht wird die Temperaturanforderung daher in der Regel erfüllt sein, auch wenn angenommen wird, dass in den Dichtungskomponenten selbst zeitweise Temperaturen von bis zu 30 °C auftreten. In Oberflächenabdichtungen können daher die zugelassenen Geokunststoffe ohne Einschränkung eingesetzt werden. Bei Basisabdichtungen gilt dies nur für die zugelassenen Kunststoffdichtungsbahnen und die Schutzschichten. Bei aus Polyester gefertigten Bewehrungsgittern ergibt sich zusätzlich die Einschränkung, dass der pH-Wert der Umgebung größer als 4 und kleiner als 9 sein muss.

Die Zulassung wird ausdrücklich unter Widerrufsvorbehalt erteilt. Ein Widerrufsgrund liegt insbesondere vor, wenn der Hersteller von dem in den Prüfungsunterlagen und in den Anhängen des Zulassungsscheins beschriebenen Verfahren, von den für die Prüfungsmuster verwendeten Materialien oder von den anderen im Zulassungsschein genannten Anforderungen abweicht. In diesem Fall darf kein Produkt mehr unter Verwendung der BAM-Zulassungsnummer gefertigt werden. Änderungen des Werkstoffs, des Produktionsverfahrens der Vorprodukte und Komponenten oder des Produkts selbst sowie der Maßnahmen der Eigen- und Fremdüberwachung der Produktion bedürfen in der Regel zumindest eines Nachtrags zur Zulassung oder sogar einer neuen Zulassung. Bewähren sich vom Hersteller eingesetzte Verfahren nicht und kann dies anhand von neuen technischen Erkenntnissen belegt werden, hat sich also die Sachlage, der Stand der Technik und die Rechtslage so verändert, dass keine Zulassung mehr erteilt werden kann, so liegt auch darin ein Widerrufsgrund.

2 Qualitätssicherung beim Einbau der Produkte

2.1 Verlegefachbetriebe

Die technisch einwandfreie Herstellung eines Abdichtungselements aus Kunststoffdichtungsbahnen als Komponente einer Deponieabdichtung mit den zugehörigen Geokunststoffen und Kunststoffbauteilen ist eine schwierige und leicht zu unterschätzende Aufgabe, die nur von Firmen beherrscht wird, die bestimmte personelle und apparative Ausstattungen haben und

über viel Erfahrung verfügen. 1997 war vom damaligen Fachbeirat der BAM eine Empfehlung für die Anforderungen an solche Verlegefachbetriebe herausgegeben worden. Auf der Grundlage dieser Empfehlung hatte der Fachverband „Arbeitskreis Grundwasserschutz e. V." (AK GWS e. V., www.akgws.de) eine Güteüberwachungsgemeinschaft mit einer entsprechenden Überwachungsordnung aufgebaut. Inzwischen ist ein weiterer Fachverband, die „Arbeitsgemeinschaft Abdichtungssysteme e. V." (AGAS e. V., www.agasev.de) entstanden, die ebenfalls eine Güteüberwachung auf der Grundlage der Empfehlung durchführt. Die folgende Zulassungsvoraussetzung gilt grundsätzlich für Kunststoffdichtungsbahnen, Kunststoff-Dränelemente und Schutzschichten:

„Die Kunststoff-Dichtungsbahn muss nachgewiesenermaßen von einer erfahrenen und mit qualifiziertem Personal sowie erforderlichen Geräten ausreichend ausgestatteten Fachfirma eingebaut werden. Die Anforderungen werden in der Richtlinie für die Anforderungen an Fachbetriebe für den Einbau von Kunststoffdichtungsbahnen, weiteren Geokunststoffen und Kunststoffbauteilen in Deponieabdichtungssystemen beschrieben. Der Nachweis der erforderlichen Qualifikation, Ausstattung und Erfahrung kann z. B. durch die Anerkennung als Fachbetrieb durch eine Güteüberwachungsgemeinschaft eines Fachverbandes geführt werden."

Für Geotextilien zum Filtern und Trennen sowie für Bewehrungsgitter aus Kunststoff gilt diese Vorschrift immer dann, wenn die Produkte im Zusammenhang mit einer Kunststoffdichtungsbahn eingebaut werden. Werden Geotextilien zum Filtern und Trennen oder Bewehrungsgitter dagegen in Abdichtungssystemen ohne Kunststoffdichtungsbahn oder in anderem Zusammenhang eingebaut, so muss folgende Anforderung beachtet werden:

„... (Es) müssen die den Einbau durchführenden Arbeitskräfte vorab durch eine qualifizierte Fachkraft geschult werden. Dazu gehört die Einweisung in den Umgang mit dem Verlegeplan, in die Art und Handhabung der Transportmittel, in die Verlege- und Heftungstechnik, in die Gestaltung von Quer- und Längsstößen sowie die Anbindung an Durchdringungen, in die Anforderungen des Qualitätssicherungsplans sowie in die Probenahme für Maßnahmen der Eigenprüfung und schließlich in die Handhabung der Geräte und das Verfahren für die Überbauung der verlegten Geokunststoffe. Inhalt, Teilnehmer, Zeitpunkt und Dauer der Schulung müssen dokumentiert und vom Fremdprüfer kontrolliert werden."

2.2 Fremdprüfung auf der Deponiebaustelle

Die Fremdprüfung ist für die Produkte und Komponenten von großer Bedeutung [2]. Die Anforderungen an die fremdprüfenden Stellen für den Einbau von Geokunststoffprodukten in Deponieabdichtungssysteme werden in der „Richtlinie für die Anforderungen an die Qualifikation und die Aufgaben einer fremdprüfenden Stelle für Kunststoffkomponenten im Deponiebau" beschrieben.

Die im AK GWS e. V. organisierten Fremdprüfer haben dort eine Arbeitsgruppe gebildet, die sich damit beschäftigt, Schwierigkeiten zu beseitigen und Probleme zu lösen, die sich im Zusammenhang mit der Fremdprüferrichtlinie der BAM und den auf dieser fußenden Akkreditierungsmaßnahmen nach DIN EN ISO/IEC 17020 und DIN EN ISO/IEC 17025 oder vielleicht auch trotz dieser Regelungen ergeben.

Die Verfahrensweisen sollen transparenter und besser vergleichbar, der Qualitätsstandard bei der Fremdprüfung vereinheitlicht und angehoben werden. Dazu werden Ringversuche, Maßnahmen der „freiwilligen Selbstkontrolle", Qualitätssicherungspläne usw. erarbeitet. Die BAM unterstützt diese Aktivitäten, da der Fremdprüfung große Bedeutung zukommt. Um der Unterstützung Ausdruck zu verleihen, wurde jeweils eine Tabelle über Art und Umfang der Fremdprüfungen in die Zulassungsrichtlinien aufgenommen, die verbindlich für den Einbau zugelassener Produkte ist. Weiterhin wurden die „Standards zur Qualitätsüberwachung", die von

den Fremdprüfern für die einzelnen Produkte erarbeitet wurden, auf der Internetseite der BAM veröffentlicht.

3 Produktanforderungen

Es können im Folgenden leider nur einige wichtige Punkte für die Vielzahl von Produkten angesprochen werden. Man sollte daher bei gegebenem Anlass die Zulassungsrichtlinien selbst zur Hand nehmen. Für die Anwender könnten dabei vor allem auch die sie betreffenden ausführlichen Darlegungen über den Einbau in den Zulassungsrichtlinien von Interesse sein.

3.1 Kunststoffdichtungsbahnen (KDB)

Die Dicke einer KDB aus Polyethylen hoher-Dichte (HDPE) hat einen wesentlichen Einfluss auf die Beständigkeit. Die DepV sieht hier eine Mindestdicke von 2,5 mm vor. Die Dicke hat einen direkten Einfluss auf die mechanische Robustheit der Produkte. Geht man davon aus, dass der Stabilisatorverlust, das heißt der Verlust von Antioxidantien, im Wesentlichen diffusionsbestimmt ist, dann haben dickere Produkte bei gleicher Stabilisierung eine höhere Oxidationsbeständigkeit. Zudem sind die Fremdprüfer der Auffassung, dass eine entsprechende KDB eine Mindestdicke von 2 mm haben sollte. Der Grund ist das Verhalten beim Extrusionsschweißen. Es habe sich gezeigt, dass es bei diesem Verfahren an dünneren KDB zu starken Deformationen der KDB kommen kann. Diese Deformationen können zu hohen Spannungen führen, die Langfristig zu Spannungsrissen in den Schweißnähten führen können.

Das HDPE muss eine hohe Spannungsrissbeständigkeit aufweisen und eine entsprechende Langzeitstabilisierung, mittels Antioxidantien, muss dem Rohstoff zugesetzt werden. Dem Rohstoff muss in ausreichender Menge feinverteilter Ruß zur UV-Stabilisierung beigemischt werden. Gleichzeitig müssen die über der KDB liegenden Schichten in der Regel am selben oder am folgenden Tag, spätestens jedoch am zweiten Arbeitstag nach dem Einbau der Dichtungsbahn erfolgen. Dies geschieht u. a., um die UV-Exposition der KDB möglichst gering zu halten. Der Einbau muss durch entsprechend qualifizierte, erfahrene und mit einer geeigneten Ausrüstung ausgestatteten Verlegefachbetriebe erfolgen (vgl. Kapitel 2.1)und von einer gleichermaßen geeigneten fremdprüfenden Stelle auf der Deponiebaustelle überwacht werden (vgl. Kapitel 2.2).Gleichzeitig werden hohe Anforderungen an das Auflager und die über der KDB liegenden Schutzschicht gestellt (vgl. Kapitel 3.3).Diese Anforderungen sind nicht nur danach ausgerichtet, Perforationen während der Bauphase zu verhindern, sondern die auftretenden Deformationen im Produkt so gering zu halten, dass möglichst auch über sehr lange Gebrauchsdauern keine Spannungsrisse entstehen können.

3.2 Geotextilien zum Filtern und Trennen

Bereits seit einiger Zeit ist ein Trend zu immer dünneren Geotextilien zum Filtern und Trennen zu beobachten. Aber wie wichtig ist die Dicke des Geotextils für die Wirksamkeit und Stabilität des Filters über einen langen Zeitraum? Welche Anforderungen müssen im Hinblick auf die Empfehlungen der DVWK-Richtlinie 221 [3] erfüllt werden, die in Deutschland grundsätzlich für die Auslegung von Filtern verwendet wird, damit ein Geotextilfilter seine Funktion zuverlässig und dauerhaft erfüllt? Diese Fragen wurden in der Diskussion über Geotextilfilter seit mehr als zwei Jahrzehnten gestellt. Auch die Arbeitsgruppe und der Fachbeirat der BAM hatten sich mit diesen Fragen zu befassen.

Das Ergebnis der Diskussion lässt sich wie folgt zusammenfassen: Tatsächlich wurde in Experimenten festgestellt, dass sich auf einem Filter aus einem dünnen Vlies oder Gewebe eine sekundäre Filterschicht entwickeln kann. Von dieser sekundären Filterschicht hängt eine ausreichende Wirksamkeit und Stabilität ab. Über die besonderen Bedingungen und Mechanismen, unter denen die Bildung dieser sekundären Filterschicht tatsächlich stattfindet, ist jedoch

nur wenig bekannt. Um sich auf die sichere Seite zu begeben, ist es daher notwendig, geotextile Filter mit einer bestimmten Dicke zu verwenden. Nicht nur die Öffnungsweite, sondern auch die Dicke ist bei Geotextilfiltern ein wichtiger Parameter. Argumente für eine gewisse Dicke des Geotextilfilters wurden beispielsweise bei der ”44. Terzaghi-Lecture”gegeben, die J. P. Giroud im Jahr 2008 anlässlich der Jahrestagung des ASCE Geo-Instituts hielt. Er sprach über ”Development of criteria for geotextile and granular filteründ kam zu dem Schluss: İn other word, nonwoven geotextile filter need to be sufficiently thick to be reliable”.

Ausgehend von den Erfahrungen und der technischen Diskussion wurde die folgende Anforderung festgelegt. Es dürfen nur Vliesstoffe verwendet werden, die eine bestimmte Mindestdicke aufweisen. Zum Filtern werden Vliesstoffe eingesetzt. Mit der Filterfunktion ist dabei immer auch eine Trennfunktion verbunden. Bei diesen Vliesstoffen müssen die charakteristischen Werte der flächenbezogenen Masse mindestens 300 g/m^2, der Dicke mindestens 3 mm, der Stempeldurchdrückkraft mindestens 2,5 kN und des Durchdrückvorschubs bei der Stempeldurchdrückkraft mindestens 50 mm betragen. Weiterhin muss die Dicke des Vliesstoffs mindestens der 30-fachen charakteristischen Öffnungsweite O_{90} entsprechen.

3.3 Schutzschichten

Kunststoffdichtungsbahnen müssen vor Beschädigungen durch grobe Gegenstände mit scharfen Kanten oder mit Spitzen geschützt werden. Das Auflager der KDB und auch die darüber liegenden Schichten können Kies, Steine oder auch Fremdkörper unterschiedlicher Größe enthalten. Unter dynamischen und statischen Belastungen können diese unzulässig große Verformungen oder sogar Löcher und Risse in der KDB verursachen. Daher gelten für das Auflager besondere Anforderungen, während auf der KDB eine Schutzschicht aufgebracht wird. Die Art und Ausführung der Schutzschicht hängt von den Eigenschaften der darüber liegenden Schicht und den Belastungsbedingungen ab. Es gibt grundsätzlich zwei Ansätze für Schutzschichten: Erstens, man schützt die KDB lediglich vor Perforationen durch scharfkantige oder spitze Gegenstände. Zweitens, man verhindert, dass mögliche Verformungen die zulässigen Grenzdehnungswerte für eine langfristige Spannungsrissbildung der KDB überschreiten. Das bedeutet, dass lokale Verformungen weitestgehend ausgeschlossen werden. Die Schutzschicht hat daher auch die Aufgabe, Schwachstellen zu verhindern, die langfristig für Alterungsprozesse anfällig sind. Die BAM-Zulassung verfolgt den zweiten Ansatz. Dazu werden dicke Vliese aus Geotextilien oder sandgefüllte Schutzmatten verlegt, deren Einsatz viele Vorteile hat. Eine detaillierte Beschreibung der Prüfverfahren und der zulässigen Dehnungsgrenzen wird an anderer Stelle gegeben [4].

Bei grober Körnung (16/32 mm) der Dränageschicht, einer großen Auflast und erhöhten Temperaturen bieten praktisch nur Schutzschichten mit einer mineralischen Komponente eine ausreichende und dauerhafte Schutzwirkung. Im Hinblick auf die Zulassung sind die Schutzschichten daher in drei Gruppen eingeteilt worden: (1) Schutzschichten aus einer geosynthetischen und einer mineralischen Komponente. In der Regel wird eine Kombi-Schutzschicht aus einem zugelassenen Vliesstoff von mindestens 1200 g/m^2 Flächengewicht und einer mineralischen Lage, die nach geometrischen Kriterien filterstabil gegenüber dem 16/32 Kies der Dränage ist, verwendet. (2) Komplettsysteme, wie z. B. verpackter Sand, in der Form von zugelassenen Sandmatten. (3) Rein geosynthetische Schutzlagen. Hier sind derzeit nur Vliesstoffe zugelassen. Aber auch ein Kunststoff-Dränelement kann in der Oberflächenabdichtung bereits ausreichenden Schutz bieten.

Die ersten beiden Schutzschichtsysteme können ohne weiteren Nachweis in den Basisabdichtungen der Deponien eingesetzt werden. Nur in ganz seltenen Fällen, wo sehr grobes Kieskorn im Vergleich zu 16/32 mm verwendet und extrem hohe Auflasten im Vergleich zu 900 kN/m^2 aufgebracht werden, sind Schutzwirksamkeitsprüfungen noch erforderlich. Wie diese auszuführen sind, wird in der Richtlinie beschrieben. In der Oberflächenabdichtung wer-

den üblicherweise Vliesstoffe eingesetzt, deren Flächengewicht aufgrund einer Schutzwirksamkeitsprüfung festgelegt wird. Sie müssen jedoch ein Flächengewicht von mindestens 800 g/m^2 haben. In den Sonderfällen, wo bei Basisabdichtungen die Auflasten eher gering und die Körnung der Dränage feiner als 16/32 mm ist, kann das Flächengewicht des Vliesstoffs in der Kombi-Schutzschicht bis auf 800 g/m^2 reduziert werden. Es muss dann jedoch ein Schutzwirksamkeitsnachweis nach den Regeln der Zulassungsrichtlinie geführt werden. Ist zudem die mittlere Umgebungstemperatur $\leq$ 20 °C, so können in diesen Sonderfällen auch rein geosynthetische Schutzlagen aus zugelassenen Vliesstoffen mit einem Flächengewicht von mindestens 2000 g/m^2 eingesetzt werden. Auch hier muss jeweils ein Nachweis der Schutzwirksamkeit geführt werden. Klar ist, dass die geosynthetischen Komponenten in Schutzschichten oder die Komplettsysteme immer durch den Verlegefachbetrieb, der auch die Dichtungsbahnen verlegt, eingebaut werden müssen.

3.4 Kunststoff-Dränelemente

Kunststoff-Dränelemente bestehen aus einem wasserdurchlässigen Drän-Kern und einem Filtervliesstoff auf der Oberseite. In der Regel wird auf der Unterseite ein Trägergeotextil aus einem gewebten Vliesstoff verwendet. Kunststoff-Dränelemente werden in deutschen Deponien nur in Deponieoberflächenabdichtungssystemen eingesetzt. Die BAM hat auf dem Gebiet der Kunststoff-Dränelemente eigene Untersuchungen durchgeführt. Basierend auf den resultierenden Forschungsergebnissen wurde die Zulassungsrichtlinie für diese Produkte entwickelt. Auch nach 100 Jahren wird eine ausreichende strukturelle Stabilität und ein ausreichendes Wasserableitvermögen explizit durch die Deponieverordnung gefordert. Diese Eigenschaften müssen somit dauerhaft gewährleistet sein. Verfahren zum Nachweis der Erfüllung dieser Anforderungen werden an anderer Stelle beschrieben [5]. In der Zulassungsrichtlinie für Kunststoff-Dränelemente sind daher entsprechende Verfahren vorgegeben, mit denen die Langzeit-Scherfestigkeit und das Langzeit-Wasserableitvermögen der Produkte ermittelt werden können. Beides sind entscheidende Voraussetzungen für den Einsatz von Kunststoff-Dränelementen, da Standsicherheit und hydraulischen Leistungsfähigkeit langfristig gewährleistet sein müssen. Kunststoff-Dränelemente funktionieren jedoch nur, wenn auch der geotextile Filter langfristig wirksam ist. Daher werden für den geotextilen Filter auf der Oberseite die gleichen Anforderungen wie für Geotextilien zum Filtern und Trennen angesetzt.

Ein weiterer wichtiger Diskussionspunkt war der Einbau von Kunststoff-Dränelementen. Hier können viele Fehler gemacht werden, angefangen vom Einbau, wo z. B. Stöße nicht einwandfrei hergestellt werden, bis hin zum Einbau der Rekultivierungsschicht, wo massive Beschädigungen selbst des bereits einwandfrei verlegten Kunststoff-Dränelements durch Verschiebungen und Aufwellungen verursacht werden, die die Wirksamkeit des Kunststoff-Dränelements drastisch einschränken können. Auch hier gilt daher die Grundregel: Kunststoff-Dränelemente dürfen nur durch anerkannte Verlegefachbetriebe eingebaut werden, die die fachlichen und personellen Voraussetzungen erfüllen.

Ein weiterer wichtiger Diskussionspunkt war die Frage nach der Bettung und damit zusammenhängend die Frage nach der Schutzwirkung des Kunststoff-Dränelements. Die Bettung, also die Beschaffenheit der benachbarten Schichten und damit die Beschaffenheit der Grenzflächen, haben einen großen Einfluss auf das Wasserableitvermögen. Welche Rekultivierungsböden entsprechen tatsächlich der bei den Untersuchungen im Labor realisierten Bettung „weich“ und bei welchen Böden ist dabei eine ausreichende Schutzwirkung gegeben? Dazu wurde ein Körnungsbereich im Diagramm der Korngrößenverteilung abgegrenzt (Flügge-Kurve). Liegt die Korngrößenverteilung des Rekultivierungsbodens im zulässigen Bereich, sind keine eigenen Nachweise zur Bettung und Schutzwirkung erforderlich. Weicht der Boden davon ab, so müssen zumindest die ersten 30 cm der Überdeckung mit geeignetem Bodenmaterial ausgeführt werden.

4 Fehlerhäufigkeiten in Deponieabdichtungssystemen

Im Grunde steht bei dem Bau von Deponieabdichtungssystemen mit Kunststoffdichtungsbahnen immer die folgende zentrale Annahme im Hintergrund: Wenn man sich an alle Spielregeln hält, dann kann man auch eine tatsächliche dichte Abdichtung bauen. Es stellt sich natürlich immer wieder die Frage: Stimmt das?

Erstmals kann auf diese Frage für deutsche Deponien eine sich auf Messdaten stützende Antwort gegeben werden. Es wurden der BAM Überwachungsdaten von der Firma Sensor GmbH zur Verfügung gestellt, die über eine Zulassung für ihr Dichtungskontrollsystem verfügt. Diese Daten betreffen nicht nur die Erstprüfungen der Oberflächenabdichtungen, sondern auch die ständig zu wiederholenden Überwachungsprüfungen. Hier kann insgesamt auf eine Erfahrung von 14 Jahren zurückgeblickt werden. In Abbildung 1 werden die Daten von 32 Deponieoberflächenabdichtungen mit einer Gesamtfläche von 1.276.500 m^2 zusammengefasst. Es wurden hier insgesamt sechs Fehler entdeckt, was einer Dichte von einem Fehler alle 21,3 ha entspricht. In 26 der 32 Projekte wurden überhaupt keine Fehler gefunden. Bei den übrigen Projekten konnte nur ein Fehler pro Oberflächenabdichtung detektiert werden. Lediglich über eine der Fehlstellen waren keine Informationen vorhanden. Alle anderen Fehler lagen außerhalb von Schweißnähten in der Fläche der Dichtungsbahnen und wurden durch mechanische Einwirkungen erzeugt. Dabei sind keine Fehlstellen durch mangelhafte Verarbeitung oder Materialfehler entstanden. Auch ein Versagen durch Spannungsrisse wurde nicht festgestellt. Ein Fehler wurde sogar absichtlich während der Bauarbeiten eingefügt, um das System einer zweiten Überprüfung zu unterziehen. Zwei Fehler wurden durch scharfkantige Gegenstände eingebracht. Ein etwa 1 cm großes Loch entstand bei den Bauarbeiten durch eine Baggerschaufel.

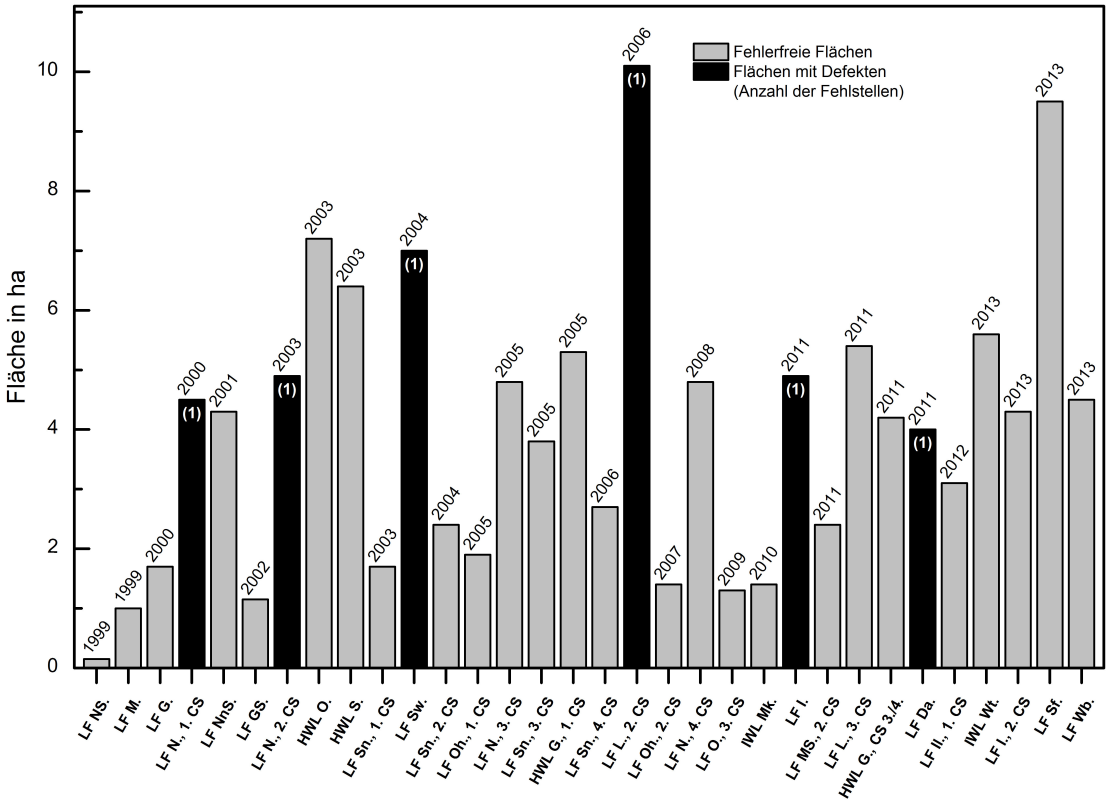


Abbildung 1: Anonymisierte mit Dichtungskontrollsystem überwachte Oberflächenabdichtungen auf deutschen Deponien. Das Jahr des Baus der Oberflächenabdichtung ist über den Balken dargestellt.

Berücksichtigt man all diese Ergebnisse, dann fand man im Durchschnitt lediglich 0,05 kleinere Fehler pro ha Fläche. Damit kann an dieser Stelle festgehalten werden: Das Anforderungsprofil für Produkte, Verlegearbeiten und das Qualitätsmanagement auf deutschen Deponien ist sehr hoch, aber dies führt dann auch tatsächlich dazu, dass praktisch keine relevanten Fehlstellen auftreten. Interessant sind in diesem Zusammenhang Fehlerhäufigkeiten im internationalen Abdichtungsbau, die in der Fachliteratur diskutiert werden. Bei schlechter Qualitätssicherung rechnet man mit bis zu 60 Fehlern pro ha, bei guter Qualitätssicherung mit 2,5 bis 10 Fehlern pro ha und bei sehr guter Qualitätssicherung mit immer noch 0,5 Fehlern pro ha. Der Vergleich zeigt, welches Niveau durch das Zusammenwirken von Zulassung, Bemessungskonzepten (insbesondere für Schutzschichten), Güteüberwachung von Verlegefachbetrieben, Akkreditierung fremdprüfender Stellen und schließlich behördlicher Überwachung tatsächlich erreicht werden kann.

Literaturverzeichnis

[1] Deponieverordnung vom 27. April 2009 (BGBl. I S. 900), die zuletzt durch Artikel 2 der Verordnung vom 27. September 2017 (BGBl. I S. 3465) geändert worden ist

[2] MÜLLER, W. W.: *Deponieverordnung vom 27. April 2009 (BGBl. I S. 900), die zuletzt durch Artikel 2 der Verordnung vom 27. September 2017 (BGBl. I S. 3465) geändert worden ist*. 2008. – n 24. Fachtagung "Die sichere Deponie, Sicherung von Deponien und Altlasten mit Kunststoffen". Würzburg: SKZ-ConSem GmbH

[3] N.N. (1992 (vergriffen)) DVWK-Merkblatt 221, Anwendung von Geotextilien im Wasserbau, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e. V., Paul Parey Verlag, Hamburg und Berlin, Germany

[4] MÜLLER, W. W.: *HDPE geomembranes in geotechnics*. 2007

[5] MÜLLER, W. W. ; JAKOB, I. ; TATZKY-GERTH, R.: *Long-term water flow capacity of geosynthetic drains and structural stability of their drain cores*. 2008

Získávání plochy a optimalizace objemu při stavbě skládek s využitím soustavy prudkých svahů

Flächengewinn und Volumenoptimierung durch den Einsatz von Steilböschungssystemen im Deponiebau

Dirk Segtrop, Ralf Ziegler, Fridolin Sturm[1]

Abstrakt

Příprava nových lokalit pro skládku je často spojena s vysokými náklady a dlouhou dobou projektování. Využití soustavy prudkých svahů nabízí efektivní řešení, umožňující lepší využití objemu skládky.

Jinak, než v případě konvenčních opěrných konstrukcí, jsou soustavy prudkých svahů vytvářeny z dostupného zemního materiálu a materiálu k vyztužení.

Budou představeny modulární, předmontované soustavy prudkých svahů, které lze provést variantě se zelení nebo kamennou výplní. Dále potom kombinovaný systém, umožňující využít ve ztužených zemních tělesech i zatížené půdy.

Těmito systémy lze vytvářet výrazně strmější svahy (60°, 70°, 80°, 85°), což představuje výhodu díky možnosti využít zvětšeného objemu skládky.

Kurzfassung

Die Erschließung neuer Deponiestandorte ist oft mit viel Aufwand und langwieriger Planung verbunden. Daher bietet sich durch den Einsatz von Steilböschungssicherungssystemen eine effektive Lösung, um bestehenden Deponieraum besser nutzen zu können.

Anders als bei konventionellen Stützkonstruktionen werden die Steilböschungssysteme aus dem vorhandenen Erdmaterial sowie Bewehrungsmaterialien aufgebaut.

Es werden modulare, vormontierte Steilböschungssysteme, welche je nach Variante mit einer Begrünung oder einer Steinverfüllung an der Front ausgeführt werden können, vorgestellt. Weiterhin ein Kombinationssystem, welches auch den Einbau von belasteten Böden in den bewehrten Erdkörper ermöglicht.

Durch diese Systeme lassen sich deutlich steilere Böschungen herstellen (60°, 70°, 80°, 85°) und somit entsteht durch den vergrößerten Deponieraum ein deutlicher Nutzenvorteil.

[1]BECO Bermüller & Co. GmbH — Rotterdamer Straße 7 — 90451 Nürnberg; dirk.segtrop@beco-bermueller.de; ralf.ziegler@beco-bermueller.de; fridolin.sturm@beco-bermueller.de

1 Einführung und Grundlagen

Da die Erschließung neuer Deponiestandorte aufwendig und langwierig ist, stellt die bessere Raumnutzung der vorhandenen Flächen eine interessante Alternative dar.

Um auf den vorhandenen Flächen mehr Raum zu schaffen besteht die Möglichkeit die Böschungsneigungen wesentlich zu erhöhen. Dadurch wird eine deutliche Vergrößerung des Deponieraumes erreicht. Bisher hat man sich hauptsächlich damit begnügt die Neigung der böschungsparallel verlaufenden geschichteten Dichtungssysteme zu erhöhen, indem man auf den Dichtungsschichten Geogitter einsetzt und dadurch das Neigungsverhältnis von 1:3 beispielhaft auf 1:2 zu versteilen. Damit wurde etwas mehr Raum geschaffen. Wieviel mehr wäre aber gewonnen, wenn man Systeme mit Neigungen von 60°, 70° oder sogar 85° einsetzen könnte?

Diese Systeme beruhen im Wesentlichen auf dem Konstruktionsprinzip der „Bewehrte Erde“ in Umschlagtechnik. Eine Bauweise die sich im Bau von Stützkonstruktionen vor allem im Erdbau bei Infrastrukturmaßnahmen und Erschließung von Gewerbe- und Wohnflächen einer stark steigenden Beliebtheit erfreut. Der Gründe sind einleuchtend: Einfacher, schneller und kostengünstiger Raumgewinn bei häufig ansprechenderer Optik, als bei den konventionellen Lösungen für Stützkonstruktionen.

Diese Gründe sprechen ebenso für den Einsatz im Bereich der Deponien, da hier der Nutzenvorteil durch die Schaffung von mehr Deponieraum noch vergrößert wird.

Bei den Systemen, welche in diesem Beitrag vorgestellt werden, handelt es sich um, modulare, vormontierte Steilböschungssysteme mit einer Frontneigung von 60° - 85°. Als Bewehrungsmaterial dient ein Stahldrahtgittergeflecht aus doppelt gedrilltem Stahldraht (Maschenweite 8 $\times$ 10 cm). Die Front kann bis 70° begrünt werden. Bei steileren Neigungen empfiehlt sich die Verfüllung der Front mit Steinen.

Bevor die einzelnen Systeme und Anwendungsmöglichkeiten aufgezeigt werden, einige Worte zu dem Bewehrungsmaterial, welches für die Bemessung und die Dauerhaftigkeit des Systems von entscheidender Bedeutung ist.

Die statischen Berechnungen für die Terramesh Böschungssicherungssystem werden nach der DIN 1054 bzw. nach DIN EN 1997-1 (EC 7-1) „Eurocode 7“ vorgenommen. Die Berechnungen werden mit üblichen handelsüblichen Bemessungsprogrammen durchgeführt. Für das System liegen europäische Zulassungen und alle notwendigen Nachweise vor. In einem unabhängigen Gutachten sind die Abminderungsfaktoren A1 – A4 zur Berechnung zusammengefasst und bestätigt.

Die Eigenschaften von Stahl sind seit langer Zeit sehr gut bekannt und es handelt sich daher um einen berechenbaren und sicheren Baustoff.

Die in den Böschungssicherungssystemen verwendeten Stahldrahtgeflechte weisen Zugfestigkeiten von 35 kN/m und 50 kN/m auf.

Da Stahl bei den normalen Temperaturen nicht kriecht, sodass für den Abminderungsfaktor A1 = 1,00 anzusetzen ist, wird die Kurzzeitzugfestigkeit nur noch von den weiteren Abminderungsfaktoren reduziert.

Um den Stahl zu schützen und eine hohe Beständigkeit bei einer langen Lebensdauer zu erhalten wird ein Duplexschutz hergestellt. Der Stahldraht ist mit einer Galmac ZN-Al 5% Legierung dickverzinkt und zusätzlich mit 0,5 mm Kunststoffbeschichtung versehen. Die dadurch erreichte hohe Robustheit, welche in Abhängigkeit der Körnung des Schüttmaterials bestimmt werden kann, wird im Abminderungsfaktor A2 berücksichtigt. Dieser Wert fällt sehr gering aus. Dies ermöglicht ein direktes Befahren der Bewehrungslagen im Einbau mit Radfahrzeugen. Dadurch kann der Bauablauf des Erdbaus enorm beschleunigt werden. Auch ist das Material beständig gegen Nagetiere, selbst Nutria und Bieber widersteht es.

Der effektive Korrosionsschutz, welcher im so genannten Salznebelsprühtest mit mehr als 6000 h nachgewiesen ist, dient als Nachweis für eine Beständigkeit bis zu 120 Jahren.

Von großer Bedeutung im Deponiebau ist auch die Beständigkeit in sauren oder basischen

Milieu. So ist das verwendete Bewehrungsmaterial unter der Berücksichtigung von Abminderungsfaktor A4 im Bereich 3 – 13 bis 120 Jahren beständig. Damit sind die Systeme fast uneingeschränkt einsetzbar.

Statiker und Prüfstatiker bestätigen, dass damit alle Grundlagen zur Berechnung und dem Einsatz nach den oben genannten Normen gegeben sind.

2 Begrünbare Böschungssicherung bis 70°

Am Beispiel des Böschungssicherungssystem Green Terramesh 70° werden nun das System, die Funktion, die Verwendung sowie der Einbau dargestellt.

Green Terramesh ist ein begrünbares, modulares, vormontiertes Steilböschungssystem mit einer Frontneigung von 70°. Das Bewehrungsmaterial besteht aus Stahldrahtgittergeflecht aus doppelt gedrilltem Stahldraht mit Duplexschutz.

Für die Frontausbildung wird zusätzlich zu dem gedrillten Drahtgeflecht, eine Erosionsschutzmatte, eine geschweißte Stahldrahtgittermatte und vorgebogene Neigungsdreiecke aus Rundstahl (Durchmesser 8 mm) vormontiert. Vor Ort sind 1 - 2 Distanzhalter aus Rundstahl (Durchmesser 6 mm) pro lfm einzubauen

Abmessungen:

- Einbindelänge nach Statik vorkonfektioniert
- Breite: 2 oder 3 m
- Höhe: 50 - 85 cm
- Neigung: 45°/ 60°/ 65°/ 70° / (87°)

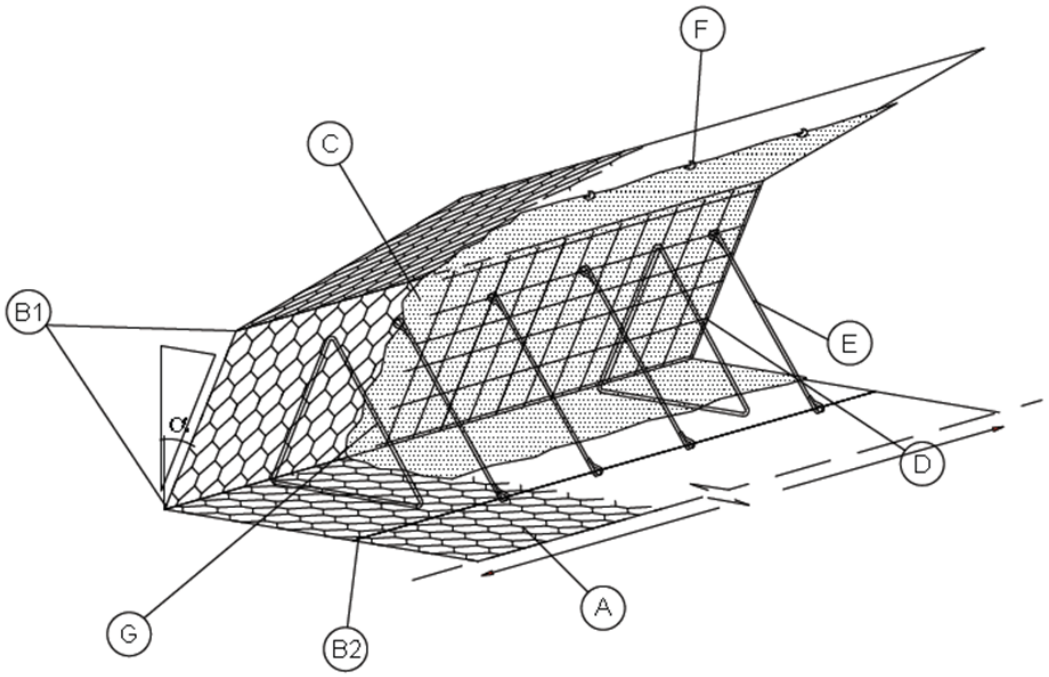


Abbildung 1: Bestandteile des Terramesh Elements.

Bestandteile:

A: gedrilltes sechskantiges Stahldrahtgittergeflecht mit Duplexschutz

B: quer eingezogene Stahldrahtstäbe

C: Erosionsschutzmatte nach Wahl

D: geschweißte Baustahlmatte

E: Spannhaken

F: C - Klammern

G: Neigungsdreieck

2.1 Funktionsweise

Wie bereits erwähnt basiert das System auf dem Konstruktionsprinzip der „Bewehrte Erde“ in Umschlagtechnik. Die Bewehrungslagen werden nach dem Prinzip der Umschlagtechnik verwendet und ergeben im Zusammenwirken, mit den lageweise eingebauten Schüttgütern, das bewehrte Stützbauwerk.

2.2 Aufbau

Die Frontausbildung wird durch eine vormontierte, formgebende verlorene Schalung aus Baustahlelemente (Neigungsdreiecke, geschweißte Stahldrahtgittermatte, Spannstäben) sichergestellt. Die Front wird aufgeklappt und mit Haken gesichert. Nach der Bodenverfüllung wird der Umschlag, vor dem Einbau des darüber liegenden Elementes, zurückgeschlagen und fixiert.

Das System zeichnet sich durch einfache, schnelle und sichere Handhabung aus. Bei dem Standardelement mit 70° benötigen 2 Mann ca. 5 – 10 Minuten für die Montage eines Elementes, Das entspricht 2,28 m^2 senkrechter Ansichtsfläche. Als Kalkulationsansatz für die Montage /m^2 senk. ca. 8 €.

Da das Bewehrungsmaterial mit Radfahrzeugen befahren werden kann, wird der Erdbau nicht behindert und es können Schüttmaterialien mit vergleichsweise großen Einzelkörnern verwendet werden. Dadurch entsteht ein enormer Zeitvorteil während der gesamt Bauzeit der Stützkonstruktion.

Durch die Vorkonfektion der Elemente ist auch ein Abschnittsweises bauen leicht ausführbar. Dies bringt Vorteile für die Zwischenbauzustände. Nach dem Einbau der Verfüllung werden die nächsten Lagen analog aufgebaut.

Hinter der Front kann auch je nach Wunsch mit Oberboden oder Substrat verfüllt werden um die Begrünbarkeit zu verbessern.

3 Böschungssicherung bis 85° in Gabionenoptik

Eine Variante stellt die Ausführung des Systems Green Terramesh 5 × 5 dar.

Hiermit können Böschungen mit 70°, 80° oder 85°hergestellt werden. Bei diesem System wird die verlorene Schalung aus Baustahl sowie die Erosionsschutzmatte durch eine geschweißte und galvanisierte Stahldrahtgittermatte mit einer Maschenweite von 5 × 5 cm und einen Drahtdurchmesser von 5 mm ersetzt. Hierbei wird in der Regel die Front verfüllt mit frostsicherem Gestein und einer Körnung von z.B. 60/120 mm.

4 Steilböschungssicherungen mit integrierter Abdichtung

Bisher sind wir davon ausgegangen, dass wir Stützkonstruktionen vor das Deponiegut stellen. Bei dem System Terrabent wird das Deponiegut, bei entsprechenden boden-mechanischen Werten Teil der Stützkonstruktion.

In dem System wird das Terramesh System mit einer Bentonitmatte vom Typ Bentomat GDA kombiniert und zusammen verbaut.

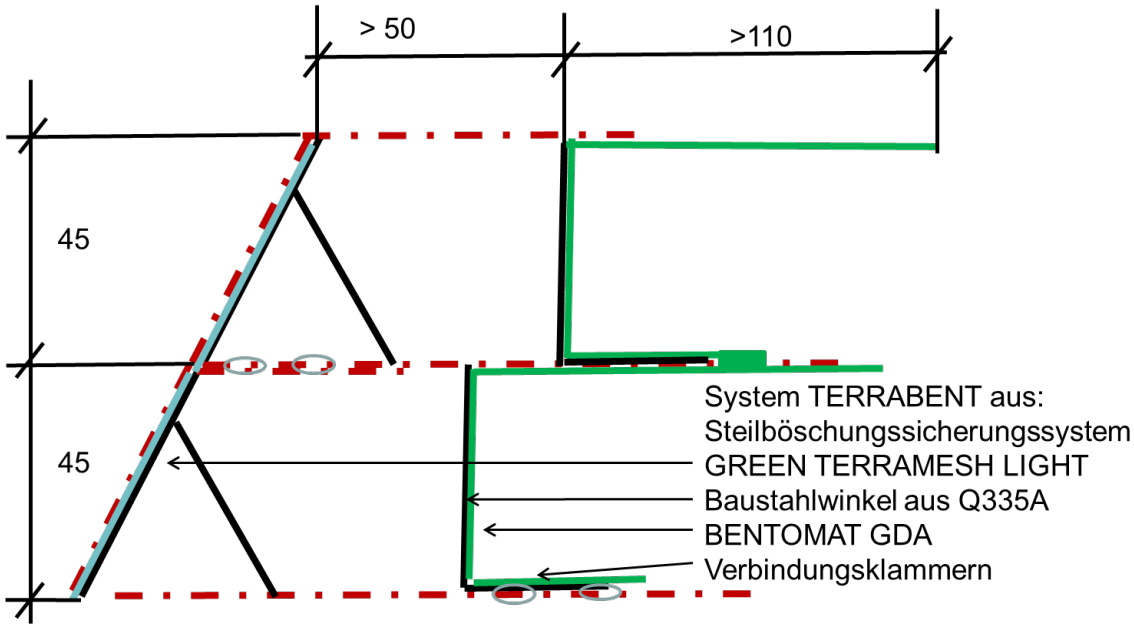


Abbildung 2: Schematischer Aufbau des Systems Terrabent.

Der Aufbau erfolgt grundsätzlich nach dem gleichen Prinzip wie bisher gezeigt. Als zusätzlich Schritte sind die ebenfalls vorkonfektionierten Bentonitmatten lagenweise einzubauen. Dazu ist in einem Abstand von mindestens 50 cm hinter der Front eine weitere verlorene Schalung einzusetzen, an der die Bentonitmatte hochgeführt wird. Die entstehenden Überlappungen werden mit Bentonitpasten, welche auch zur Herstellung von Abdichtungen im Hochbau verwendet werden, abgedichtet.

5 Übersteile Wallbauwerke als Liniendeponie

Bei dem System Terramesh Duo handelt es sich um ein doppelseitiges Green Terramesh im Baukastensystem mit beidseitigen Böschungsneigungen 60°/ 65°/ 70°. Die Aufstandsbreite ist abhängig von der Bauhöhe und der Frontneigung. Größere Höhen sind entsprechend dem dargestellten System herstellbar. Die Herstellung des Walls erfolgt aus werksseitig vorgefertigten Einzelelementen.

Durch einfache Installation und durch die Doppelseitigkeit der Elemente wird der Montageaufwand nochmals reduziert. Das System ist noch schneller herstellbar und es sind keine Spezialfirmen oder Spezialtechnik erforderlich.

Ursprünglich ist das System als Schutzwallsystem mit Steinschlagschutzwirkung entwickelt worden. Dabei hat es eine fast unbegrenzte Energieaufnahmekapazität $>$12,000 kJ werden erfolgreich gestoppt. Aber auch als Sichtschutz oder Lärmschutzwall wird das System eingesetzt.

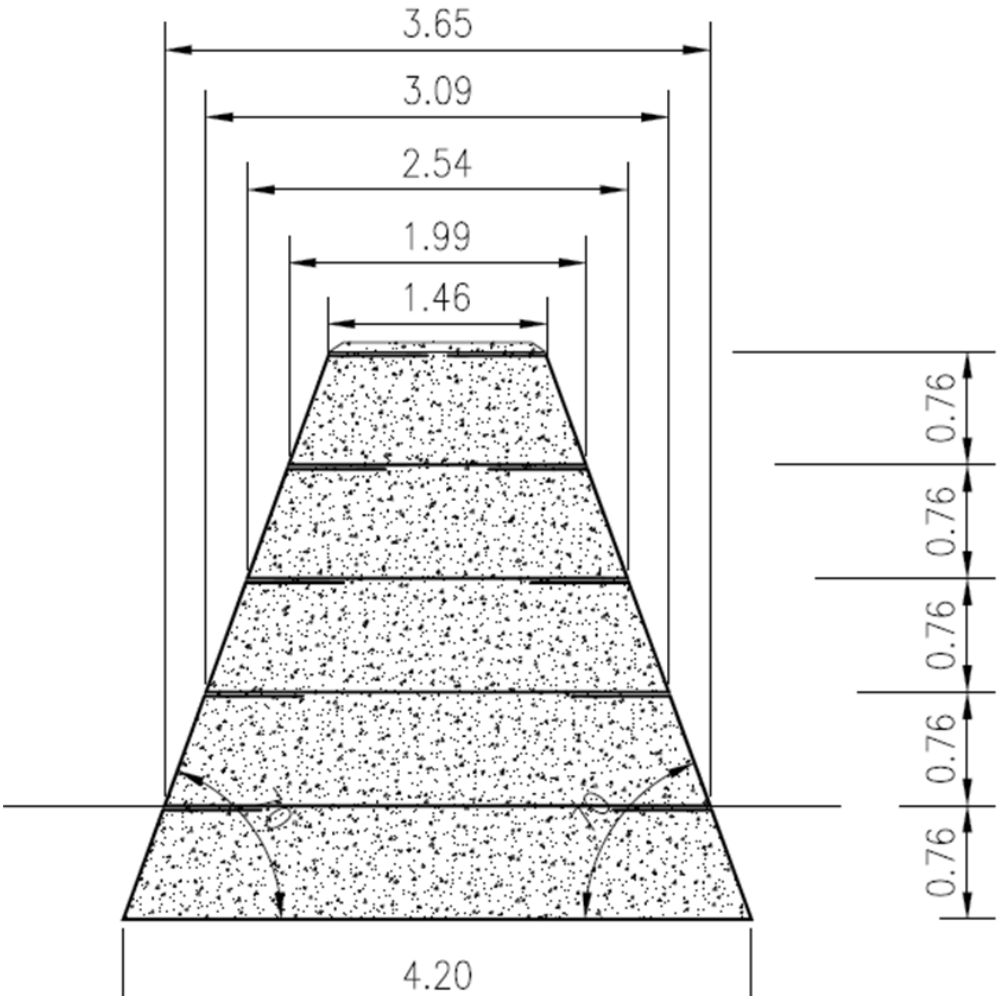


Abbildung 3: Darstellung des System Terramesh Duo mit den vorkonfektionierten Aufstandsbreiten.

In Kombination mit der Bentonitmatte Bentomat GDA nach dem System Terrabent kann es einerseits als Hochwasserschutzwall, aber auch als Liniendeponie für belastete Erdstoffe verwendet werden.

6 Fazit

Mit den Terramesh und Terrabent Systemen ergeben sich viele neue Möglichkeiten den Deponieraum, ohne gesteigerten Flächenbedarf, zu erweitern und bieten dadurch sehr wirtschaftliche Alternativen.

Zusätzlich bieten sie eine hohe Systemsicherheit durch die Umschlagtechnik. In der Anwendung sind sie handhabungssicher durch die Vorkonfektion und kostensparend durch Vormontage.

Geosyntetické materiály pro stavbu skládek: základ izolace skládky

Das Kernstück der Deponieabdichtung: Geokunststoffe im Deponiebau

Rainer Wiedemann, Thomas Labda[1]

Abstrakt

Používání geosyntetických látek, jako jsou umělohmotné izolační fólie, syntetické drenážní prvky a geosyntetické jílové izolace se při výstavbě skládek etablovalo jako běžný stav techniky. Geosyntetické hmoty mají ekonomické i ekologické přednosti, chrání přírodní zdroje tím, že minimalizují používání zemin a maximalizují objem skládek. Geosyntetické izolační systému zvyšují efektivitu, těsnost a dlouhodobou bezpečnost při nízkých celkových nákladech. Ve vazbě na ochranu podzemní vody představují jádro izolace skládek. Díky průmyslové výrobě disponují geosyntetické hmoty vynikajícími materiálovými vlastnostmi a vykazují dlouhou životnost.

Standard výstavby skládek je v Německu v celoevropském srovnání vysoký. Používat tak lze výlučně výrobky, certifikované a z hlediska předepsaných požadavků schválené Spolkovým ústavem pro výzkum materiálů (Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (BAM)) Pro výrobu těchto produktů je proto rozhodující již výběr suroviny. Podstatné pro zajištění kvality celého projektu jsou kromě kontroly kvality i nejmodernější postupy při jejich výrobě a pokládání.

Kurzfassung

Die Verwendung von Geokunststoffen, wie Kunststoffdichtungsbahnen, Kunststoffdränelementen und geosynthetischen Tondichtungsbahnen hat sich im Deponiebau als Stand der Technik etabliert. Denn Geokunststoffe haben ökonomische sowie ökologische Vorteile und schonen natürliche Ressourcen, indem sie Erdbaumaßnahmen minimieren und das Deponievolumen maximieren. Geosynthetische Abdichtungssysteme steigern Effizienz, Dichtigkeit und Langzeitsicherheit bei niedrigen Gesamtprojektkosten. In Bezug auf den Grundwasserschutz sind sie das Kernstück der Deponieabdichtung. Durch die industrielle Fertigung verfügen Geokunststoffe über hervorragende mechanische Materialeigenschaften und weisen eine hohe Langlebigkeit auf.

In Deutschland ist der Standard im Deponiebau im Europavergleich sehr hoch. So dürfen ausschließlich Produkte zum Einsatz kommen, die von der Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (BAM) zertifiziert und für die vorgegebenen Anforderungen zugelassen wurden. Deshalb ist für die Herstellung dieser Produkte bereits die Auswahl des Rohstoffs entscheidend. Ausschlaggebend für die Qualitätssicherung des Gesamtprojektes sind neben Qualitätskontrollen, modernste Herstellungs- sowie Einbauverfahren der Produkte.

[1]SOLMAX GSE; Normannenweg 28, D-20537 Hamburg; rwiedemann@solmax.com , tlabda@solmax.com

1 SOLMAX GSE Produkte für hochwertige Flächenabdichtungen

Mit Werken in Nordamerika, Europa, Asien und dem Nahen Osten ist SOLMAX GSE der weltweit führende Hersteller geosynthetischer Produkte und Lösungen. Milliarden Quadratmeter SOLMAX GSE Produkte wurden für hochwertige Flächenabdichtungsprodukte in mehr als 60 Ländern installiert, um Böden vor Verunreinigungen zu schützen. Hierzu gehören unter anderem Kunststoffdichtungsbahnen (KDB), geosynthetische Tondichtungsbahnen (GTD), Drainagegitter, Kunststoffdränelemente (KDE), Betonschutzprodukte und diverse Spezialprodukte für die Bereiche Tunnel- und Vertikalabdichtung. Agil und wegweisend, das steht für SOLMAX GSE. Ein Unternehmen, das seit mehr als 45 Jahren Verantwortung übernimmt und über den Tellerrand hinausschaut, um seinen Kunden Mehrwert zu bieten. SOLMAX GSE arbeitet weltweit eng mit Regierungen zusammen, um Branchenbestimmungen zu erarbeiten und Standards zu etablieren. Gemeinsam mit internationalen Stakeholdern strebt das Unternehmen an, die Umweltanforderungen zu erhöhen und die technischen Konstruktions- und Ingenieursleistungen für Projektstandorte zu optimieren. Die Produkte von SOLMAX GSE kommen in verschiedenen Anwendungen zum Einsatz: Bergbau, Öl und Gas, Abfallwirtschaft, Wasser- und Tiefbau und eignen sich hervorragend für kritische Anwendungsgebiete – von den größten Deponien bis hin zu Heap-Leach-Pads in fragilen Ökosystemen. Innovation ist bei SOLMAX GSE seit 1972 der treibende Motor. Das Ziel: Mehrwert für Mensch und Umwelt schaffen, ohne Kompromisse bei Qualität und Zuverlässigkeit einzugehen.

2 Das Kernstück im Multi-Barrieren-System

Deponieanlagen sind häufig kostenintensive und herausfordernde Bauwerke, die in ihrer Ausführung ein hohes Ma an Sorgfalt erfordern. Auch wenn sich die Abdichtungskosten zwar nur auf einen Bruchteil der Gesamtkosten der Deponiebauwerke beziffern, stellt das Dichtungssystem fast hundert Prozent des Schutzes dar.

Im Deponiebau kommen eine Vielzahl geosynthetischer Produkte zum Einsatz. Denn sie überzeugen durch Effizienz, Dichtigkeit und Langzeitsicherheit, bei niedrigen Gesamtprojektkosten und hoher Qualität. Deponiesickerwasser enthält eine überschaubare Anzahl organischer Vielstoffgemische unbekannter Zusammensetzung. Dies hängt u.a. von der Niederschlagsmenge, dem Deponiekörper selbst, den Deponieinhaltsstoffen (Wasseraufnahmefähigkeit) und vielen anderen Gegebenheiten ab. Auf jeden Fall ist Deponiesickerwasser schädlich für das Grundwasser. In Bezug auf den Grundwasserschutz stellt daher die Kunststoffdichtungsbahn (KDB) das Kernstück der Deponieabdichtung dar. Mit einer KDB wird in der Basisabdichtung der Austritt von Sickerwasser und durch die Oberflächenabdichtung (OFA) die Sickerwasserneubildung verhindert, und gleichzeitig Methan bzw. Deponiegas in der Deponie zurückgehalten. Nach Betriebsende wird durch die Rekultivierung der Oberflächenabdeckung eine Deponie in die umgebende Landschaft eingegliedert.

Abbildung 1: Fertiggestellte Rekultivierung und im Bau befindende Oberflächenabdichtung.

Im Gegensatz zur Sensitivität der mineralischen Abdichtung gegenüber Setzungen, Frost, Durchwurzelung sowie Austrocknung, verbunden mit Rissbildung, gewährleisten die homogen verschweißten Kunststoffdichtungsbahnen eine dauerhafte Dichtfunktion – unabhängig von Umgebungseinüssen.

Dank der im weiteren Verlauf beschriebenen modernen Produktionsverfahren sowie der entsprechend abgestimmten Rohstoffauswahl erfüllen SOLMAX GSE PEHD-Dichtungsbahnen höchste Anforderungen in Bezug auf chemische Resistenz und Alterungsbeständigkeit. Des Weiteren verfügen sie über hervorragende mechanische Kennwerte, wie Dehnfähigkeit und Spannungsrissbeständigkeit sowie sehr hohe UV-Beständigkeit.

Zur regulierten Pufferung des anfallenden Niederschlagswassers genügen in flachen Bereichen PEHD–Bahnen mit glatter Oberfläche. In einer Deponie sind jedoch stark geneigte Böschungen für hohe volumenmäßige Flächenausnutzung und somit für optimale Wirtschaftlichkeit, erforderlich. Für steile Böschungen sind glatte Dichtungsbahnen suboptimal, da sie zum Verrutschen der darüber liegenden Schutzschicht oder zum Verrutschen der Bahn mit einer dadurch einhergehenden mechanischen Belastung von Bahnmaterial und Schweißnähten führen können. In diesem Fall werden Dichtungsbahnen mit rauen und strukturierten Oberächen verwendet.

Die Vorteile von Kunststoffdichtungsbahnen sind:

- Ausgezeichnete chemische, physikalische und biologische Beständigkeit
- Extrem hohe Langzeitbeständigkeit
- Äußerst dehnfähig
- Hohe Spannungsrissbeständigkeit
- Sehr hohe UV-Beständigkeit
- Richtungsunabhängige Scherkraftübertragung mittels sandrauer Oberfläche (hoher Kontaktreibungswinkel)

Auf deutschen Deponien dürfen lediglich Dichtungsbahnen aus Polyethylen hoher Dichte (PEHD) eingesetzt werden, welche eine Zulassung der Bundesanstalt für Materialforschung und –prüfung (BAM) besitzen. GSE HD BAM zugelassene Dichtungsbahnen aus PEHD mit einer Mindestdicke von 2,5 mm sind sowohl mit glatter, als auch mit einer sandrauen Oberäche für geneigte Bereiche erhältlich. Die sandrauen Dichtungsbahnen GSE HD FrictionFlex MRS/DRS (Mono Rough Sided/Double Rough Sided) bieten einen sehr hohen Verbundreibungswinkel in den Kontaktächen zu mineralischen Lagen bzw. zu Geotextilien. Die BAM fordert die Langzeitscherfestigkeit der Oberächenstruktur in 10.000 Stunden- Versuchen nachzuweisen. Durch die Forderungen der BAM wird somit ein sehr hohes Ma an langfristiger Standsicherheit für das Deponieabdichtungssystem ermöglicht. Die erwartete Lebensdauer von SOLMAX GSE PEHD-Dichtungsbahnen mit BAM-Zulassung beträgt nach heutigem Forschungsstand mehrere hundert Jahre!

Als zusätzliche OFA-Komponente gelten geosynthetische Tondichtungsbahnen (GTD), welche oftmals einfach als Bentonitmatten bezeichnet werden. Dabei vereinen GTD die besten Eigenschaften der beiden Ausgangsmaterialien – Geokunststoff und dem natürlichen Tonmineral Bentonit. Das zum Einsatz kommende hochquellfähige Bentonit ist ein natürlich vorkommendes Tonmineral. Gelangt Flüssigkeit zwischen seine Tonplättchen, quillt das Bentonit auf und bildet unter definierter Auast eine Dichtschicht mit sehr geringer Durchlässigkeit. Durch die hohe Dichtwirkung können herkömmliche Tondichtungen mit einer Mächtigkeit von $\geq$ 0,50 m gleichwertig ersetzt werden. Durch den Selbstheilungseffekt des Bentonits können auftretende Leckagen durch den Quellvorgang eigenständig und vollständig wieder verschlossen werden. Die Vorteile von geosynthetischen Tondichtungsbahnen sind:

- Ausgezeichnete Dichtwirkung und Langlebigkeit bei geringer Produktdicke
- Selbstheilungseffekt des hoch quellfähigen Bentonits
- Maschinelle Fertigung gewährleistet eine gleichbleibend hohe Produktionsqualität
- Höheres Deponievolumen aufgrund der geringen Produktdicke
- Umwelt- und ressourcenschonendes Produkt, mindert den Einsatz natürlicher Ressourcen und minimiert Transportemissionen
- Schnelle und wirtschaftliche Installation auf der Baustelle, größtenteils witterungsunabhängig

Für den Einsatz im deutschen Deponiebau werden Bentonitmatten mit LAGA-Zulassung der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall benötigt. Wie bei der BAM werden bei der LAGA sehr hohe Anforderungen und Standards an das Produkt gestellt.

Neben den Dichtungsbahnen werden zur Ableitung des auf der Oberflächenabdichtung zurückgehaltenen Niederschlagswasser speziell entwickelte Kunststoffdränelemente (KDE), auch Drainagematten genannt, verwendet. Damit eine Drainagematte auf deutschen Deponien eingesetzt werden darf, bedarf es ebenfalls einer BAM-Zulassung, wie bei der KDB. Im Zulassungsschein werden gleichermaßen diverse Herstellerspezifikationen angegeben. Vertrauliche Angaben der Produzenten z.B. zur Rezeptur, Zuschlagstoffen usw. sowie Proben müssen hinterlegt werden.

SOLMAX GSE bietet seine BAM zugelassene Drainagematte FabriNet ZB-E B300Z an, die neben einer besonders hohen Druckstabilität auch eine hohe chemische Beständigkeit und gute hydraulische Fließeigenschaften ausweist. Neben den Drainageeigenschaften wirkt die Drainagematte gleichzeitig als Schutzschicht für die KDB. Das aufwendige Herstellungsverfahren ermöglicht eine hohe Verbundfestigkeit, die zu einer exzellenten Scherfestigkeit und Schutzwirksamkeit führt. Somit eignet sich das Produkt hervorragend für Einsatzgebiete an steilen

Böschungen und bei hohen Auflasten. Zudem gewährleistet das KDE außerordentliche Widerstandsfähigkeit gegenüber Druck-Kriechen, dauerhaft eine gleichmäßige Dränwirkung und verhindert somit zuverlässig Wasseraufstau oberhalb der Dichtung.
Die Vorteile von Kunststoffdränmatten sind:

- Nachgewiesene Langzeitstabilität und damit Sicherstellung eines dauerhaft gleichmäßigen Wasserableitvermögens
- Beständig gegenüber vorkommenden chemischen und mikrobiologischen Einflüssen im Boden
- Robuste Produktqualität, die Stabilität gegenüber Druckkriechen gewährleistet
- Sehr hohe innere Verbundfestigkeit sowie hervorragende Reibungseigenschaften zu angrenzenden Schichten (auch auf sehr steilen Böschungen einsetzbar)
- Höheres Deponievolumen aufgrund der geringen Produktdicke
- Umwelt- und ressourcenschonendes Produkt, mindert den Einsatz natürlicher Ressourcen und minimiert Transportemissionen
- Optimierte Rollenbreite und -länge sichert leichte Handhabung, schnelle Installation und reduziert die Installationskosten erheblich
- Ökonomischer Überbau durch geänderte BAM-Zulassung

Die auf dem BAM-Markt zugelassenen Drainagematten unterscheiden sich hauptsächlich durch ihren Dränkern. Aufgrund der Lagestabilität und Robustheit ermöglicht die FabriNet-Matte insbesondere für die Erdbaufirmen eine deutlich schnellere und somit kostensparende Erdeinbau- bzw. Überbaumethode. Im Gegensatz zu allen anderen BAM-zugelassen Kunststoffdränelementen gilt für das FabriNet eine abweichende von der BAM vorgegebene Verlegeranleitung. Geltend nach dem Beschluss der „Muster-Verlegeanleitung“ ab Nov. 2014: „Der Einbau der untersten 50 cm mächtigen Erdschicht muss „Vor-Kopf“ mit einem Bagger erfolgen. Ein schiebender Einbau...ist nicht statthaft“.

Der Überbau von SOLMAX GSE FabriNet Drainagematten hat in der Vergangenheit gezeigt, dass der bisher gängige Überbau zu keiner Beschädigung, Wellenbildung, Verschiebung der Stöße oder Lageänderung führt. Aus diesem Grund wendete sich SOLMAX GSE mit einem Änderungsantrag an die BAM. Hierzu wurde dann mit allen Beteiligten ein Probefeld auf der Deponie Schneidenbach nach neuer beantragter Verlegerrichtlinie -Einbau mit einem Bagger im Vor-Kopf-Verfahren von einem Fahrdamm aus einschiebend- und einem Probefeld nach ursprünglicher Verlegerrichtlinie -mit punktueller Vorballastierung und kippendem Einbau vom Fahrdammrand mittels einer Raupe- hergestellt. Nach Auswertung der Ergebnisse der zurückgebauten Probefelder erteilte die BAM ihre Zustimmung. Qualität, Funktion und vor allem Lagestabilität blieben trotz des alternativen Überbaus gleich hoch. Die Änderung der Zulassung, mit Nachtrag vom 01.02.2017 ist somit gültig und beim Überbau darf nun vom bislang zugelassenen Vor-Kopf-Einbau abgewichen werden. Beim Einbau der SOLMAX GSE FabriNet ist eine punktuelle Vor-Kopf-Ballastierung ausreichend. Anschließend kann der Oberboden eingeschoben werden. Dies wurde inzwischen bei weiteren Projekten fortlaufend kontrolliert und bestätigt.

Abbildung 2: Überbau der SOLMAX GSE FabriNet ZB-E B300Z BAM-Drainagematte.

Im Vergleich zur deutschen Deponieverordnung sind die internationalen Anforderungen an die eingesetzten Geokunststoffe häufig weniger präzise spezifiziert. Insbesondere in osteuropäischen Nachbarländern wird beispielsweise bei den Dichtschichten aus KDB oder GTD oftmals nur eine Gleichwertigkeit der Dichtfunktion im Vergleich zu einer mineralischen Dichtschicht verlangt. Die Dicken der verwendeten KDB im Deponiebau betragen bei OFA meistens 2,0 mm und bedingt nur 2,5 mm bei Basisabdichtungen. In Bezug z.B. auf die KDB-Dicken sind oftmals höhere Toleranzen zugelassen. Hinsichtlich der Langzeitbeständigkeit werden nur selten Vorgaben an die Eigenschaften der Geokunststoffe vorgegeben. Überwachungsorgane wie BAM und LAGA existieren zumeist nicht.

3 Made in Germany

Am Produktionsstandort in Rechlin/Deutschland werden bei SOLMAX GSE unterschiedliche KDB hergestellt, die nationale und internationale Anforderungen und Standards erfüllen.

Die Qualität glatter oder strukturierter Dichtungsbahnen aus PEHD beginnt mit der Rohstoffauswahl. SOLMAX GSE KDB bestehen aus hochwertigen Rohstoffen, die speziell für flexible Dichtungsbahnen entwickelt wurden. Zur Sicherung einer langen Nutzungsdauer auch unter direkter Bewitterung enthält das Material eine genau abgestimmte Kombination spezieller Rußzusätze und Antioxidantien. Die modernen Extrusionslinien der Produktion entsprechen dem Stand der Technik. Sie stellen somit sicher, dass die hergestellten Produkte die höchsten Qualitätsanforderungen erfüllen.

Zur KDB-Produktion werden in Rechlin zwei technologisch hochwertige Extrusionsverfahren verwendet. Der Einsatz der Breitschlitzdüsen- und Rundschlitzdüsenextrusionsprozesse ermöglicht sowohl die Einhaltung strengster Maßtoleranzen als auch die Herstellung spezieller, coextrudierter Bahntypen mit Dicken von 0,3 - 5,0 mm.

SOLMAX GSE stellt für das europäische Ausland, nach länderspezischer Umsetzung der EU-Richtlinien gemäß den dortigen Vorschriften, spezielle Dichtungsbahnen her. Für steile Böschungsbereiche werden neben den bewährten MRS/DRS-Produkten auch im Koextrusi-

onsverfahren hergestellt, raue Dichtungsbahnen vom Typ SOLMAX GSE HD/UltraFlex Textured produziert.

Für die Herstellung von Dichtungsbahnen z.B. mit BAM-Zulassung wird zur Aufbereitung der Formmasse das Granulat zwei Einschneckenextrudern zugeführt. Die Schmelzströme gelangen jeweils über eine Schmelzpumpe und einen statischen Mischer in den sogenannten „Feedblock“. Nach Austritt aus der Flachfoliendüse mit exakter Düsenspalteinstellung durchläuft die plastifizierte Masse ein temperiertes Drei-Walzen-Glättwerk. Hieran schließt sich eine Kühlstrecke mit kontinuierlicher Dickenmesseinrichtung an. Die BAM gibt als Vorgabe für die KDB eine Nenndicke von 2,50 mm vor. Der Einzelwert muss den einem Mittelwert samt Toleranz von $\pm$0,15 mm entsprechen. Alle Einzelwerte müssen mindestens $\geq$ 2,50 mm ausweisen. Vor der automatischen Aufwicklung der Dichtungsbahn erfolgen die Konfektionierung der Breite und das Aufbringen des Schweiß-Schutzstreifens.

Die Herstellung von ein- oder zweiseitig sandrauen Dichtungsbahnen erfolgt dann in einem weiteren, separaten Sprühverfahren. Die glatte Dichtungsbahn wird dabei mit fadenförmigen Partikeln, mit einem Durchmesser von kleiner 0,5 mm besprüht. Der zur Besprühung eingesetzte PEHD-Werkstoff ist mit dem Bahnmaterial vergleichbar. Der Sollwert der flächenbezogenen Sprühmasse beträgt 75g/m^2. Bei Deponieprojekten muss das festgelegte mittlere Flächengewicht mit einer Toleranz von $\pm$ 20g/m^2 eingehalten werden.

Die Produktion der FabriNet ZB-E B300Z BAM-Drainagematte erfolgt in Rechlin auf einer modernen Netz-Extrusionsanlage. Der Dränkern des KDE besteht dabei aus einem x-förmig extrudierten Gitternetz aus hochwertigem PEHD. Für die mehrschichtige, dreidimensionale Drainagematte werden als Filter- und Schutzvliese mechanisch verfestigte Stapelfaservliese mit hoher mechanischer Festigkeit und Langzeitbeständigkeit aus Polyprophylen (PP) verwendet. Als Filtergeotextil dient ein vernadelter Vliesstoff mit 300 g/m^2 sowie als Trägergeotextil ein vernadelter Vliesstoff mit 200 g/m^2. Die Komponenten werden durch ein spezielles thermisches Laminierungsverfahren miteinander verbunden, um eine hohe innere Scherfestigkeit zu erreichen.

Die Produktion von Bentonitmatten wurde Ende letzten Jahres im deutschen Werk aufgenommen. Auf einer der weltweit modernsten Anlagen wird seitdem eine stabile, vollächig homogene Dichtungsbahn mit hoher Dichtwirkung sowie hervorragender Scher- und Kriechfestigkeit produziert. Dabei wird in der Regel eine Dichtungsschicht aus Natriumbentonit, zwischen einem PP-Trägergewebe und einem PP-Deckvlies, dauerhaft eingekapselt. Durch eine präzise Vernadelung der Fasern aus dem speziellen, oberen Vliesstoff durch das Bentonit mit dem untenliegenden Gewebe, werden die einzelnen Ebenen beim Herstellungsverfahren fest miteinander verbunden. Der anschließende „Thermal Lock“ - Prozess verbessert zudem die Eigenschaften.

SOLMAX GSE arbeitet derzeit daran, die erforderliche LAGA-Zulassung zu erlangen, um zukünftig das Gesamtpacket bestehend aus GTD, KDB und KDE im deutschen Deponiebau anbieten zu können.

4 Qualitätssicherung

Die Qualitätssicherung erstreckt sich von der sorgfältigen Auswahl und kontinuierlichen Überwachung der Eingangsrohstoffe über den Herstellungsprozess bis zu den Prüfungen im Rahmen der Installation auf Baustelle. Alle von SOLMAX GSE produzierten Produkte werden einer umfangreichen internen Qualitätskontrolle unterzogen. Diese gliedert sich in die Eingangs- und Fertigungskontrolle. Die dabei durchgeführten Untersuchungen orientieren sich an den Vorgaben nationaler und internationaler Richtlinien.

Die angelieferten Rohstoffe werden vor der Entladung getestet, um sicherzustellen, dass jede Charge den strengen Anforderungen von SOLMAX GSE entspricht. Eine Eingangskontrolle stellt sicher, dass nur spezifische und freigegebene Materialien, mit den vorgegebenen Toleran-

zen, verarbeitet werden. Zur Sicherstellung werden an jeder Rohstofflieferung die Kennwerte für Schmelzindex, Dichte und Feuchte bestimmt. Erst nach einwandfreiem Abschluss sowohl der Laborversuche als auch des Probelaufes wird der Rohstoff für die Produktion freigegeben. Im Rahmen der Fertigungskontrolle werden folgende Werkstoffeigenschaften überprüft:

- äußere Beschaffenheit
- Dicke
- Zugeigenschaften
- Warmlagerungsverhalten
- Schmelzindex
- Sprühdichte

Die Überprüfung der äußeren Beschaffenheit und Dicke der KDB erfolgt direkt an der Anlage während des Produktionsprozesses. Jede Produktionsanlage verfügt über ein computergestütztes Überwachungssystem, inklusive einer kontinuierlichen Dickenmessung sowie einer funkeninduktiven Prüfung der Dichtigkeit. Für die weitere Überprüfung der Werkstoffeigenschaften werden Proben von jeder Rolle entnommen. Mit Hilfe eines umfangreichen Qualitätssicherungsprogramms werden sämtliche Produkte durch erfahrenes Laborpersonal während der gesamten Produktion geprüft und freigegeben. Alle hergestellten Produkte dürfen erst nach Vorliegen und Abgleich aller Ergebnisse mit den Produktspezifizierungen, die nationale und internationale Anforderungen und Standards erfüllen müssen, das Werk verlassen. Die Fertigung sowie die interne Qualitätskontrolle werden durch das Süddeutsche Kunststoff-Zentrum (SKZ) in Würzburg jährlich fremdüberwacht.

5 Alles aus einer Hand: von Fertigung bis hin zur Installation

In der EMEA Region stellt Solmax GSE mit der GSE Lining Technology GmbH seine Installationsdienstleistungen zur Verfügung. Die Montageteams sind mit den neuesten Schweiß- und Prüfmaschinen ausgestattet und nach den aktuellen Richtlinien des Deutschen Verbandes für Schweißen und verwandte Verfahren e. V. (DVS), die auch weltweit Anerkennung finden, geschult. Auf deutschen Deponien dürfen lediglich zertifizierte Betriebe die Verlegearbeiten durchführen. SOLMAX GSE ist ein zertizierter Fachverleger im Arbeitskreis Grundwasserschutz (AK-GWS e.V.), der von einem Überwachungsausschuss, in Zusammenarbeit mit der BAM, jährlich überwacht wird.

Im Hinblick auf Installationsleistungen ist dies im europäischen Vergleich nicht immer gegeben. Beispielsweise in Osteuropa existieren häufig keine Qualifikationsvorgaben an die Verleger. Des Weiteren sind oftmals die Fremdüberwacher ungeschult im Umgang mit Geokunststoffen.

In Bezug auf Installation stellt SOLMAX GSE daher Komplettlösungen bereit, um einen qualitativ einwandfreien Einbau, und somit ein problemloses Betreiben der Deponieanlagen zu ermöglichen.

Die PEHD-Bahnen sind mit einer Breite bis 7,50 m erhältlich. Das bedeutet schnellere Montage und geringeren Schweißnahtanteil sowie Prüfungen (z.B. Druckluftprüfung) auf der Baustelle. Daraus resultiert eine hohe Sicherheit des Gesamtsystems, bei gleichzeitiger Senkung der Installationskosten.

Abbildung 3: SOLMAX GSE Installation der GSE HD BAM auf der Deponie Schöneicher Plan.

Die Geokunststoffe werden als Rollenware auf die Baustelle geliefert. Zur besseren Handhabung sind die jeweils ca. zwei Tonnen schweren KDB-Rollen werkseitig mit zwei Transportgurten ausgerüstet. Sie ermöglichen das Einhängen in einen Kran, Frontlader oder andere Transportmittel zur einfachen Be- und Entladung.

Der fachgerechte Einbau muss so erfolgen, dass die an die Dichtung gestellten Anforderungen, wie Funktionsfähigkeit und betriebliche Sicherheit, nicht beeinträchtigt werden. Es wird besonders auf folgende Einzelheiten geachtet:

1. Die Bahnen müssen in einem einwandfreien Zustand angeliefert werden - hierzu erfolgt eine optische Sichtungprüfung – und entsprechend den Vorgaben auf ebenen Untergrund gelagert werden.

2. Beim Einbau dürfen die werkstoffspezifischen Eigenschaften nicht verloren gehen.

3. Die Abdichtungsbahnen müssen unter optimalen Bedingungen miteinander verbunden werden, auf welche nachfolgend detaillierter eingegangen wird.

4. Die Funktionsfähigkeit des Abdichtungssystems muss nachgewiesen werden.

Der Untergrund muss so vorbereitet werden, dass beim Ausrollen der Dichtungsbahn eine Beschädigung der Bahn ausgeschlossen wird. Wurde ein System mit einer zusätzlichen Bentonitmatte gewählt, erfolgt die Verlegung der KDB unmittelbar auf die GTD. Die gesamte Verlegung erfolgt nach einem vorab genehmigten vorläufigen Verlegeplan. Während der Installation werden auf der Baustelle der Arbeitsfortschritt und die Lage der gekennzeichneten Bahnen eingetragen und eingemessen um später den Ist-Zustand im Bestandsplan zu dokumentieren. So kann jede Bahn und jede Schweißnaht exakt nachverfolgt werden.

Bei der Verlegung werden die 7,5 m breiten und 100 m langen Bahnen zunächst positioniert und ausgerollt. Bereits beim nächsten Abrollvorgang wird so genau wie möglich ausgerichtet, dass eine für das Schweißen notwendige Überlappung entsteht. Vor Beginn der Fügearbeiten

werden die Abdichtungsbahnen auf mögliche mechanische Beschädigungen untersucht. Die Bahnen werden gegen Windsog mit Sandsäcken temporär bis zum Überbau gesichert.

Das Verschweißen der Bahnen erfolgt mit größter Sorgfalt entsprechend den DVS-Richtlinien. Die Bahnen sind seitlich mit einem 15 cm breiten Schutzstreifen versehen, der erst unmittelbar vor dem Fügevorgang entfernt wird. Die Nahtbereiche werden - soweit erforderlich - von Verschmutzungen gereinigt. Die Schweißnaht wird - ohne Zusatzwerkstoff - im Heizkeilverfahren als Überlappnaht mit Prüfkanal hergestellt. Der Schweißung erfolgt vor Ort mit Schweißautomaten, die eine kontinuierliche Dokumentation von Zeit, Weg, Andruckkraft, Heizkeiltemperatur und Schweißgeschwindigkeit aufnehmen. Während der Schweißarbeiten wird ständig geprüft, ob die Schweißparameter eingehalten werden.
Dazu gehören:

- Umgebungsbedingungen: Niederschlag, Luftfeuchte, Sonneneinstrahlung, Lufttemperatur, Wind, Temperatur der Bahnoberfläche
- Schweißparameter: Temperatur, Geschwindigkeit und ggf. Extrudatdurchsatz

Als Randbedingungen für das Schweißen auf Deponien, gilt 5°C als minimale Lufttemperatur und eine maximale Luftfeuchtigkeit von 85%. Falls diese nicht eingehalten werden können, darf nicht geschweißt werden.

Im Rahmen der anschließenden Qualitätssicherungsmaßnahmen werden die Überlappungsnähte mit Prüfkanal durchgehend mit Druckluft geprüft. Hierbei wird der verschlossene Prüfkanal mit 5 bar Druck beaufschlagt. Die Prüfdauer beträgt 10 Minuten, innerhalb dieses Zeitraumes muss die Druckdifferenz kleiner gleich 10% bleiben.

Nach Abschluss dieser Arbeiten erfolgt das Aufbringen der Schutzabdeckung, wie z.B. ein entsprechendes Schutzvlies oder bei Oberflächenabdichtung ein KDE. Dabei muss unbedingt darauf geachtet werden, dass beim Einbau eine Beschädigung der darunterliegenden Abdichtung ausgeschlossen wird. Aus den bisherigen Untersuchungen mit Dichtungskontrollsystemen geht hervor, dass die ermittelten Leckagen an solchen Abdichtungssystemen zu 99% durch Ein- bzw. Überbaufehler entstanden sind. Deshalb wird der Schutzschichtaufbau kontinuierlich überwacht. Alle mit der Abdeckung in Verbindung stehenden Maßnahmen müssen auf der Grundlage der „Richtlinie für die Zulassung von Kunststoffabdichtungsbahnen als Bestandteil einer Kombinationsdichtung für Siedlungs- und Sonderabfalldeponien sowie für Abdichtungen von Altlasten“ erfolgen.

Alle Verlegearbeiten und Prüfungen werden in detaillierten Dokumentationen arbeitstäglich von der Installationsabteilung festgehalten. Die CAD-Konstruktionsabteilung dokumentiert diese Arbeiten in Bestandsplänen mit den konstruktiven Einzelheiten.

6 Zusammenfassung

Geokunststoffe, wie die zuvor vorgestellten Kunststoffdichtungsbahnen, geosynthetischen Tondichtungsbahnen und Kunststoffdränelemente haben Ihre Berechtigung im Deponiebau.

Zur Sicherstellung einer erfolgreichen Projektrealisierung ist bereits zu Beginn eine fachkundige Produktauswahl maßgeblich. Im Hinblick auf die Qualität und Langlebigkeit der Geokunststoffe sollten generell Produkte verwendet werden, welche über entsprechende Zulassungen, wie die der BAM und LAGA im deutschen Deponiebau verfügen. Die hohen technischen Anforderungen insbesondere im deutschen Deponiebau durch die Regelung der BAM und der LAGA sorgen für eine hohe Effizienz, Dichtigkeit und Langzeitsicherheit für den Umweltschutz, bei gleichzeitig ökonomischen und ökologischen Vorteilen. Eine Qualitätssicherung von der sorgfältigen Auswahl der Rohstoffe über den Herstellungsprozess bis hin zu den Prüfungen im Rahmen der Installation auf der Baustelle ist essentiell. Die Installation der zuvor sorgfältig gewählten Produkte sollte durch qualifizierte Fachbetriebe erfolgen, welche mit den entsprechenden Schweiß- und Prüfmaschinen ausgestattet sind, und deren Mitarbeiter regelmäßig

nach aktuellen Standards geschult werden. Die Abnahme der Arbeiten sollte stets durch fachkundige Fremdprüfer erfolgen.

Um Umwelteinwirkungen aus sozialer und ökologischer Verantwortung nachhaltig zu reduzieren, können die hohen technischen Standards im deutschen Deponiebau sicherlich als Maßstab weltweit herangezogen werden.

Zkušenosti s lokalitami starých ekologickdých zátěží

Über Erfahrungen mit Altlasten-Flächen

Mokřady jako nedoceněná součást měst

Feuchtgebiete als ein unterschätztes Bestandteil von Städten

Dagmar Najmanová[1]

Abstrakt

Mokřady Jablonné jsou projektem neziskové organizace Čmelák – Společnost přátel přírody. Jedná se o přeměnu zanedbaného příměstského prostoru s ohnisky černých skládek v mokřadní park. U zámku Nový Falkenburk v Jablonném v Podještědí byla vyhloubena soustava tůní, které zabírají dohromady přes 1 ha vodní plochy. Jsou napájeny podzemní a dešťovou vodou. Vnikl tak prostor, sloužící přírodě (biotop pro obojživelníky a další vodní a na vodu vázané živočichy a rostliny, upevnění a dobudování sítě územního systému ekologické stability biocentra č. 1139 U Aleje, krajinotvorný efekt, prokazatelné zvýšení biodiverzity jak rostlinné tak živočišné) a současně slouží lidem. Lokalita byla dále doplněna návštěvnickou infrastrukturou (dřevěné chodníky, dřevěná mola, kačírková plážička,..).Tento mokřadní park se nachází pouhých 5 minut chůze od centra města Jablonné v Podještědí a přímo sousedí s dětským domovem. Jedná se o místo vzdělávání a osvěty. To probíhá nejen pomocí infotabulí, interaktivních zastavení a též prostřednictvím exkurzí (odborné, zážitkové, noční) a akcí pro dobrovolníky a v neposlední řadě pomocí terénních environmentálních programů pro kolektivy od mateřských školek až po vysokoškoláky. Mokřady Jablonné jsou nyní místem vyhledávaným místními i širokou veřejností k odpočinku a rekreaci.

Kurzfassung

Die Feuchtgebiete in Gabel (Jablonné v Podještědí) sind ein Projekt der gemeinnützigen Einrichtung Čmelák - Společnost přátel přírody (Hummel - Gesellschaft der Naturfreunde). Es handelt sich um eine Umwandlung eines vernachlässigten stadtnahen Bereiches mit Schwarzdeponien zu einem Park mit Feuchtbiotopen. Am Schloss Nový Falkenburk in Gabel wurde ein System von Tümpeln angelegt, die insgesamt mehr als 1 ha Wasserfläche einnehmen. Sie werden durch Grund- und Regenwasser gespeist. Somit entstand ein Raum, der der Natur (ein Biotop für Amphibien und weitere Wasser- und an das Wasser gebundene Tiere und Pflanzen, Stabilisierung und Ausbau des Systems der ökologischen Stabilität des Gebietes des Biozentrums Nr. 1139 U Aleje, Effekt für die Gestaltung der Landschaft, eine nachweisliche Erhöhung der Artenvielfalt der Pflanzen und Tiere) sowie den Menschen dient. Der Standort wurde weiter um eine Infrastruktur für Besucher ergänzt (Holzwege, Holzmole, Kiesstrand...). Dieses Feuchtgebiet befindet sich nur 5 Gehminuten vom Zentrum der Stadt Gabel entfernt und ist unmittelbar mit einem Kinderwohnheim benachbart. Es handelt sich um einen Ort der Bildung und Aufklärung. Diese findet nicht nur mit Hilfe von Informationstafeln, interaktiver Haltestellen, sondern auch mittels Exkursionen (Fachexkursionen, Erlebnisexkursionen, Nachtwanderungen) und Veranstaltungen für Ehrenamtliche und letztendlich mittels Umweltbildungsprogramme für Gruppen vom Kindergarten bis zu Hochschulstudenten statt. Die Feuchtgebiete in Gabel werden gerne durch die lokale sowie die breite Öffentlichkeit zur Erholung aufgesucht.

[1]Čmelák – společnost přátel přírody, Švermova 32, 46010 Liberec 10, dagmar.najmanova@cmelak.cz

Seznam zkratek

ÚSES	územní systém ekologické stability
EVVO	ekologická výchova, vzdělávání a osvěta
MŠ, ZŠ, SŠ	mateřská škola, základní škola, střední škola

1 Úvod

Mokřady dnes patří k nejohroženějším a zároveň i ekologicky nejcennějším ekosystémům na světě. O jejich významu a zároveň i o jejich kritickém ohrožení svědčí i mezinárodní úmluva na ochranu mokřadů, tzv. Ramsarská úmluva. Mokřady představují celou škálu biotopů, pro něž je charakteristické vodou nasycené prostředí. [1]

V užším slova smyslu jsou mokřady územím, v němž hladina vody vystupuje k terénu a nad terén, aniž by vytvářela větší vodní plochu. Jde o přechodné prostředí s nejednoznačnou hranicí mezi vodou a souší. Mokřady produkují velké množství biomasy a jsou charakteristické strukturou porostu, která snáší a současně udržuje vysokou hladinu podzemní vody a nasycení půdy vodou. Mokřadní plochy vhodně doplňují tůně (terénní prohlubně zaplavené vodou). [2] V dnešní době se přirozeně nově vzniklé tůně a mokřady vyskytují jen velmi vzácně, a to zejména kvůli razantním regulacím vodotečí, odvodňování pozemků za účelem zisku zemědělské půdy nebo jejich zástavbě. Navíc jsou často takovéto mokřady vzhledem k malému objemu a hloubce náchylné k rychlému zániku. I proto nyní nabývají na důležitosti sekundární – druhotně či uměle vzniklé mokřady, jejichž původ je spojen s antropogenními aktivitami. Kupříkladu mnohé sekundárně vzniklé mokřadní ekosystémy v průmyslových oblastech, které jsou ponechány samovolnému sukcesnímu vývoji, představují často velmi hodnotné biotopy vhodné pro existenci populací druhů a i celých společenstev, jinak mizejících z dnešní intenzivně obhospodařované krajiny. Tyto lokality jsou oživovány prakticky ihned po svém vzniku, často i ohroženými a chráněnými druhy, a stávají se tak cennými stabilizačními prvky jinak silně narušeného prostředí. [3] Mokřady jsou domovem pro mnoho živočišných a rostlinných druhů, které ke svému životu potřebují prostřední nasycené vodou. Ale mokřady nepotřebuje jen příroda, ale i my lidé. Mokřady nám poskytují důležité ekosystémové služby, jako je např. produkce kyslíku, podpora krátkého vodního cyklu či klimatizační funkce. Neopomenutelnou úlohu hrají mokřady při zadržování vody v krajině. Při vydatných srážkách se velké množství vody zadrží právě v mokřadech, odkud se jí část postupně vypaří a část pomalu odteče. To beton, asfalt či velká pole neumí.

V druhé polovině minulého století mělo zavádění kolektivní zemědělské velkovýroby za následek mohutné odvodňování mokřadů ve prospěch zemědělské půdy. Na mokřady se pohlíželo jako na neužitečné a dokonce zdraví škodlivé plochy (kdy se věřilo, že představují hrozbu šíření malárie), které je nutné z krajiny odstranit. V současné době si však začínáme uvědomovat fatální následky likvidace mokřadů, které se projevují úbytkem biodiverzity a zvýšením ničivých následků povodní na obydlích i životech. Stejně nezastupitelné jsou mokřady i v tlumení dopadů sucha. V době zvyšování očekávaných dopadů klimatických změn ve střední Evropě roste význam přírodě blízkých opatření ve městech i volné krajině, zaměřených na udržitelné hospodaření se srážkovou vodou a její zadržování v krajině. [4]

Nezisková organizace Čmelák Společnost přátel přírody se rozhodla v rámci svých revitalizačních aktivit věnovat mimo jiné právě mokřadům, aby jim napomohla znovu plnit jejich přirozené funkce. Mokřadní biocentrum „U Aleje“ pod zámkem Nový Falkenburk v Jablonném v Podještědí je jedním z takovýchto míst.

Obrázek 1: Pohled na Mokřady Jablonné.

2 Mokřady Jablonné

2.1 Základní údaje o mokřadech v Jablonném

GPS souřadnice: 50°45‘35“N, 14°45‘14“E
Parcelní vymezení: 868, k. ú. Jablonné v Podještědí, 1036/2, 1036/3, 1040, 1043/1, 1043/2, 1044, 1045, 1070, k. ú. Česká Ves v Podještědí
Vlastník: Čmelák – Společnost přátel přírody, z.s.
Rozloha a nadmořská výška: 6 ha, 300 m. n. m.
Význam území: ÚSES: Mokřadní biocentrum 1139 U Aleje (regionální biocentrum, regionální biokoridor. Biocentrum těsně přiléhá k evropsky významné lokalitě soustavy NATURA 2000 – Horní Ploučnice v nivě Panenského potoka. V územním plánu města se jedná o vymezenou plochu urbanizované zeleně.
Dostupnost: samotná mokřadní lokalita je dostupná několika trasami pro pěší/cyklisty. Nachází se cca 12 minut pěšky od nádraží a cca 5 minut od centra města. Přes území vede zelená turistická značka.

3 Historie lokality

Ještě v polovině minulého století se podle pamětníků v této lokalitě rozprostíraly louky, které byly pravidelně dvakrát ročně koseny. Nebyly podmáčené, protože pozemek byl odvodněn pomocí melioračního systému. Poté, co byla pravidelná péče o pozemky přerušena, zarostlo území plevelnými rostlinami. Zanesením odvodňovacího systému se na pozemcích začala opět zadržovat voda, a tak pozemek zarostl bujným porostem rákosin. Neudržované prostranství se rázem stalo místem živelného ukládání odpadu.

V roce 2005 Čmelák tento degradovaný mokřad odkoupil v dražbě a zajistil tím, že se tento pozemek nebude využívat k soukromým účelům, ale poslouží široké veřejnosti.

4 Revitalizace lokality

Nejprve Čmelák s pomocí dětí z dětského domova, který sídlí v sousedním zámku Nový Falkemburk, lokalitu uklidil od odpadků a ohnisek černých skládek. Následně začal připravovat revitalizační projekt a shánět finanční prostředky na jeho realizaci. Projekt neměl pomoci zhodnotit lokalitu pouze ekologicky, ale vytvořit i atraktivní místo pro lidi. Bylo třeba provést řadu odborných průzkumů a získat nespočet povolení, vyjádření a stanovisek od příslušných úřadů. Po celou dobu lidé ze Čmeláka spolupracovali s místními občany, kteří se prostřednictvím několika komunitních setkání zapojili do plánování budoucí podoby lokality. O tom, že to nebyla cesta jednoduchá, svědčí doba celého procesu – 8 let. Na začátku roku 2013 byla na lokalitě konečně vyhloubena soustava osmi tůní o celkové vodní ploše přes 1ha. Tůně jsou různého tvaru, hloubek a velikostí, aby pokryly nároky co nejširšího spektra rostlin a živočichů. V současnosti slouží jako biotop pro obojživelníky a další vodní a na vodu vázané živočichy a rostliny. Na lokalitě byla vytvořena mozaika stanovišť, a ta byla doplněna o úkryty pro řadu druhů živočichů, např. hadník, ještěrkovník, netopýří a soví budky nebo berličky pro ledňáčky. Na lokalitě se ponechávají torza starých doupných stromů a louky se pravidelně mozaikovitě kosí.

5 Mokřady jako modelové území

Pro vznik modelového území bylo zapotřebí sladění ekologických, urbánních a osvětových funkcí, a to včetně navazujícího napojení na občanskou společnost - život komunity. Cílem bylo prakticky realizovat ukázkový projekt udržitelného územního rozvoje a hospodaření v mokřadních biotopech v městském prostoru.

Již od začátku byla široká i odborná veřejnost zapojována pomocí několika komunitních setkání do plánování o budoucím využití a podobě lokality. Místní obyvatelé tak sami rozhodli o podobě cest, umístění laviček a další návštěvnické infrastruktuře jako například kačírkové plážičce. Odborníci se zapojili do plánování budoucí revitalizace toku, který protéká lokalitou, a do odborných průzkumů lokality (zoologických, botanických, hydrologických). Na základě jejich doporučení byl sestaven a je průběžně aktualizován plán péče o lokalitu.

Environmentální výchova pro mateřské, základní i střední školy se nese v duchu motta Jana Amose Komenského: „Řekni mi něco a já to zapomenu,... ukaž mi to a budu si to pamatovat,... dovol mi, abych to prožil, a budu to už trvale vnímat a chápat po celý svůj život.“ Terénní vzdělávací programy jsou tedy založené na bezprostředním kontaktu účastníků s přírodou, vlastních výzkumech a pozorováních a práci s originálními pomůckami. V neposlední řadě zde mohou vyzkoušet interaktivní naučná zastavení o ekosystémových službách. Pro pedagogy, kteří by rádi se svou třídou vyrazili do mokřadů samostatně jsou připravené výukové metodiky a pomůcky k realizaci vlastních programů.

Turisté i návštěvníci mohou navštívit areál samostatně po procházkovém informačním okruhu, nebo využít připravenou audiostezku či questingovou trasu. Dále mohou lokalitu navštívit v doprovodu odborníků Čmeláka a podrobněji ji poznat na některé z tematických exkurzí, zážitkové exkurzi „Jak se staví mokřad“, noční exkurzi, v rámci celodenního programu na Dni otevřených dveří do mokřadu, kterým provádí pohádkové bytosti nebo při badatelském programu zaměřené na vodní bezobratlé živočichy, který je určen zejména rodinám s dětmi. Cílem široké nabídkou aktivit pro veřejnost je dosažení pozitivního postoje a vnímání mokřadů u veřejnosti ale i přijetí místních lidí mokřadů Jablonné za své.

Pro podporu udržitelného cestovního ruchu a ekoturistiky bylo do areálu přeloženo turistické značení, které přivede návštěvníky od nádraží či z centra města až do Mokřadů Jablonné. Navíc byl vytvořen prospekt s mapou „Přírodní zajímavosti v okolí Jablonného.“ O mokřadech informuje i místní informační centrum v němž jsou k dostání materiály jako: Praktický rádce zakládáním mokřadu – Mokřady Jablonné . . . místo, kde to žije, podrobný plánek lokality, trojpohled ukazující stav lokality před revitalizací a po ní či samostatná pohlednice z Mokřadů Jablonné.. Areál umožňuje krátkodobou rekreaci a odpočinek přímo na kraji města (dopad na

úsporu času lidí a snížení emisí z dopravy), současně jde o nenucenou osvětu, jak chránit přírodu, šetrně využívat i poznávat mokřady.

Mokřady Jablonné mají svůj webový portál i facebookový profil, to poskytuje odbornou i populárně naučnou platformu pro zviditelnění Mokřadů Jablonné jako místa, které je zajímavé navštívit a kde je možné se poučit a inspirovat. Současně slouží jako on-line podpora a zdroj informací pro ochranu a tvorbu mokřadních biotopů na dalších lokalitách.

Areál díky vytvořené nabídce volnočasových, osvětových a vzdělávacích možností plní řadu vzájemně navazujících funkcí. V mokřadním parku najdou občané města místo pro procházky i pozorování přírody, je zde prostor pro tematické programy vzdělávacích i volnočasových organizací i škol. Naučné prvky, faunu, flóru ocení zájemci o přírodní krásy, individuální návštěvníci města i organizované skupiny. Přírodní a dobře přístupná lokalita se brzy stala místem pro každodenní procházky, venčení psů, hry dětí. Lidi do mokřadů přicházejí i za dalšími aktivity, jako je focení, malování ale zejména pozorování života zvířat.

6 Závěr

Mokřady Jablonné jsou unikátním projektem neziskové organizace Čmelák – Společnost přátel přírody. Od roku 2005 tato největší severočeská nezisková ekologická organizace revitalizuje Mokřady Jablonné v duchu svého motta ... pro lidi, pro přírodu. V roce 2005 koupil spolek Čmelák pozemek na okraji města Jablonného v Podještědí a ve spolupráci s místními obyvateli navrhl budoucí podobu lokality. Po dlouhých letech příprav, vyjednávání, plánování a shánění financí se konečně na začátku roku 2013 začalo s fyzickou revitalizací, kdy byla vyhloubena soustava tůní, která byla následně doplněna návštěvnickou infrastrukturou dle přání místních lidí. Ze zanedbané, nepřístupné a odpadem zanesené lokality s černými skládkami Čmelák vytvořil malebné místo. Útočiště zde nalezly chráněné rostliny i živočichové, zároveň jsou mokřady vyhledávaným místem k rekreaci a odpočinku. Dnes se v mokřadech nachází 8 tůní, dřevěné chodníčky a mola, lavičky, naučné cedule, nášlapné kameny, úkryty pro živočichy a mnoho dalšího. Kromě ukázkové revitalizace Mokřadů Jablonné je dlouhodobým záměrem spolku Čmelák i osvěta. Cílem je, aby návštěvníci pochopili obrovský pozitivní význam mokřadů a přijali je jako přirozenou součást krajiny. Proto na lokalitě pravidelně probíhají tematické akce pro veřejnost. Mokřady Jablonné tak díky Čmeláku a jeho podporovatelům slouží přírodě i lidem. Modelové sladění ekologických, urbánních a osvětových funkcí při revitalizaci mokřadů v Jablonném v Podještědí, a to včetně navazujícího napojení na občanskou společnost (život komunity), nabídlo příležitost prakticky realizovat ukázkový projekt udržitelného územního rozvoje a hospodaření v mokřadních biotopech v městském prostoru. Tímto způsobem chce organizace Čmelák vytvářet hodnotná místa pro lidi i pro přírodu a šířit dobrou praxi i do dalších obcí naší republiky.

Literatura

[1] EISELTOVÁ, M.; POKORNÝ, J.: Ekologické funkce mokřadů – umí je člověk chránit a využít? 2011.

[2] JUST, T.; aj.: Revitalizace vodního prostředí. 2003.

[3] KONVIČKOVÁ, V.; HELEŠIC, J.: Význam sekundárních mokřadů- příklad vodních těles v důlních oblastech. 2011.

[4] MIKO, L.; HOŠEK, M.: Příroda a krajina České republiky – Zpráva o stavu 2009. 2009.

Zkušenosti s dlouhodobě stabilizovaným snižování konvekce plynů systémy krycích vrstev na příkladu těžebních hald

Erfahrungen zur langzeitstabilen Minderung der Gaskonvektion in Abdecksystemen am Beispiel von Bergbauhalden

Christian Kunze, H. Schulz, René Baumert[1]

Abstrakt

Krycí vrstvy skládek a těžebních hlad vykazují z hlediska transportu plynů řadu společných rysů. V souvislosti se sanací reliktů těžby uranu v Sasku a v Durynsku hraje roli především transport radioaktivního plynu radonu (Rn-222) v tělesech hald. Autoři vyvinuli v uplynulých letech komplexní koncepční chápání systému, používané při dimenzování zakrývacích systémů.

V příspěvku je podán přehled o zásadních fyzikálních procesech, jakými jsou konvekce a difuze a o jejich relativním významu v celkové bilanci transportu plynu v tělesech skládky s a bez systémů zakrytí.

V příspěvku je přehledně shrnut význam různých parametrů materiálů na haldách a v krycích vrstvách, především s ohledem na konvekční transport plynu. Vzniká tak ucelený a praktický celkový obraz souhry jednotlivých procesů a pokynů pro minimalizaci transportu plynů.

Kurzfassung

Oberflächenabdeckungen von Deponien und Bergbauhalden weisen hinsichtlich des Gastransports eine Reihe von Gemeinsamkeiten auf. Im Zusammenhang mit der Sanierung der Hinterlassenschaften des sächsischen und thüringischen Uranerzbergbaus spielt vor allem die Verringerung der Freisetzung des in den Haldenkörpern gebildeten radioaktiven Edelgases Radon (Rn-222) in die Außenatmosphäre eine entscheidende Rolle. Es wurde ein umfangreiches konzeptionelles Systemverständnis entwickelt, welches bei der Dimensionierung der Abdecksysteme Anwendung findet. Insbesondere wird in diesem Beitrag die Bedeutung der verschiedenen Materialparameter von Halden- und Abdeckmaterial im Hinblick auf den konvektiven Gastransport in übersichtlicher und zusammengefasster Form zusammengestellt.

[1] IAF-Radioökologie GmbH, Wilhelm-Rönsch-Str. 9, D-01454, Radeberg, kunze@iaf-dresden.de

1 Einleitung

Die Entwicklung der Eigenschaften von Deponieabdeckungen ist ein in der Literatur sowohl forschungsseitig als auch unter praktischen Gesichtspunkten seit vielen Jahren diskutiertes Gebiet. Es liegen umfangreiche Beobachtungen zum Langzeitverhalten der hydraulischen und geotechnischen Eigenschaften von Abdeck- und Rekultivierungsschichten vor [1, 2]. Darüber hinaus steht seit einigen Jahren die Gasdurchlässigkeit von Schichtsystemen auf Deponien im Fokus der Untersuchungen [3]. Auch bei der Nutzung von Deponiegas ist eine Prognose des Langzeitverhaltens im Sinne einer befriedigenden Planungssicherheit notwendig. Von grundlegender Bedeutung ist die Erkenntnis, dass hydraulische Durchlässigkeit und die Gasdurchlässigkeit in engem Zusammenhang stehen und deshalb Erkenntnisse in einem der beiden Fachgebiete auch relevant für das jeweils andere sind.

Parallel zu den im Kontext des Betriebs und vor allem der Schließung und Nachsorge von Deponien gestellten Fragen, und weitgehend unabhängig davon, wurde seit Mitte der 1990-er Jahre im Zusammenhang mit der Schließung und Sanierung der Hinterlassenschaften des sächsisch-thüringischen Uranerzbergbaus durch die Wismut GmbH intensiv der Transport von Radon in Bergbauhalden untersucht.

Die IAF-Radioökologie GmbH hat in den vergangenen 20 Jahren, unter anderem im Auftrag der Wismut GmbH, umfangreiche Untersuchungen des konvektiven Radontransports durchgeführt und die Grundlagen für ein konzeptionelles Verständnis der wesentlichen Vorgänge gelegt.

Das Verständnis des Radontransports in Halden und Haldenabdeckungen erlaubt eine Reihe von Analogieschlüssen sowohl hinsichtlich des grundsätzlichen Systemverständnisses und der wesentlichen Einflussgrößen, als auch hinsichtlich der Verringerung des Gastransports und der Langzeitstabilität technischer Lösungen. Deshalb sollen ausgewählte Erfahrungen im Zusammenhang mit Haldenabdeckungen im vorliegenden Beitrag einem breiteren Hörerkreis der Deponietechnik zur Kenntnis gegeben werden.

Der vorliegende Beitrag beginnt in Abschnitt 2.1 mit einer kurzen Übersicht über das Vorkommen von Radon in der Natur und insbesondere in natürlichen Gesteinen in Bergbauhalden und wendet sich anschließend in Abschnitt 2.2 wesentlichen Erkenntnissen hinsichtlich zum Systemverhalten des Radontransports in Halden und Abdecksystemen zu. Hierbei wird erkennbar, dass vor allem der konvektive Radontransport unter dem Einfluss von Temperaturgradienten entlang der Haldenoberfläche und den damit induzierten Luftdruckgradienten von wesentlicher Bedeutung sind, während diffusionsgetriebene Transportprozesse im Vergleich zur Konvektion weitgehend vernachlässigbar sind. Für eine effektive Reduzierung des Radontransports im Vergleich zu einer nicht abgedeckten Halde sind an die Haldenabdeckung genau definierte Anforderungen zu stellen, auf die in Abschnitt 2.2 eingegangen wird und deren Stabilität für die langfristige Erreichung des Sanierungsziels von zentraler Bedeutung sind.

In Abschnitt 3 werden Beobachtungsergebnisse zum Langzeitverhalten der Gasdurchlässigkeit dargestellt und daraus in Abschnitt 4 Schlussfolgerungen abgeleitet, unter welchen Bedingungen eine langzeitstabile Unterdrückung des konvektiven Radontransports realistisch erwartet werden kann.

2 Radon und Radontransport in Bergbauhalden

2.1 Grundlagen

Radon ist ein Edelgas mit der Ordnungszahl 86, das natürlich in verschiedenen Isotopen vorkommt, die teilweise radioaktiv sind. Das bekannteste Radon-Isotop besitzt die Massenzahl 222, sein Kern enthält also außer 86 Protonen 136 Neutronen (sog. Rn-222). Rn-222 ist ein Nuklid der sogenannten Uran-Radium-Zerfallskette, die bei U-238 beginnt und mit einem stabilen Bleiisotop (Pb-206) endet. Es entsteht durch den Zerfall von Radium (Ra-226) und zerfällt

mit einer Halbwertszeit von 3,82 Tagen über kurzlebige Polonium-, Blei- und Bismutnuklide in das Nuklid Pb-210 mit einer Halbwertszeit von ca. 22,3 Jahren, siehe Abbildung 1.

Da U-238 und Ra-226 in allen natürlichen Stoffen vorhanden ist, wird auch in diesen kontinuierliche Rn-222 gebildet. Von den Eigenschaften des jeweiligen Gesteins (Radiumgehalt, Porosität, Wassersättigung) hängt es ab, inwieweit sich das in den Gesteinskörnern gebildete Radon diffusiv zur jeweiligen Kornoberfläche bewegen, das mineralische Korn verlassen und sich in den lufterfüllten Porenhohlraum bewegen kann, wo es durch diffusive oder konvektive Prozesse in die Atmosphäre weitertransportiert wird.

In Halden mit Abraum des Uranerzbergbaus liegen naturgemäß die Nuklide der Uran-Radium-Zerfallsreihe in gegenüber dem natürlichen Hintergrund erhöhten Aktivitätskonzentrationen vor. Während in durchschnittlichem Boden in Deutschland die entsprechenden Nuklide (U-238, Ra-226, Rn-222, Pb-210) eine Aktivitätskonzentration von größenordnungsmäßig jeweils 50 Zerfällen je Sekunde und Kilogramm (Bq/kg) besitzen, liegt die Aktivitätskonzentration dieser Nuklide in Halden des Uranerzbergbaus bei einigen hundert bis tausend Bq/kg. Hieraus resultiert eine entsprechend höhere Bildung von Rn-222 im Haldenmaterial und damit auch eine höhere Freisetzung (Exhalation) in die Umgebungsluft.

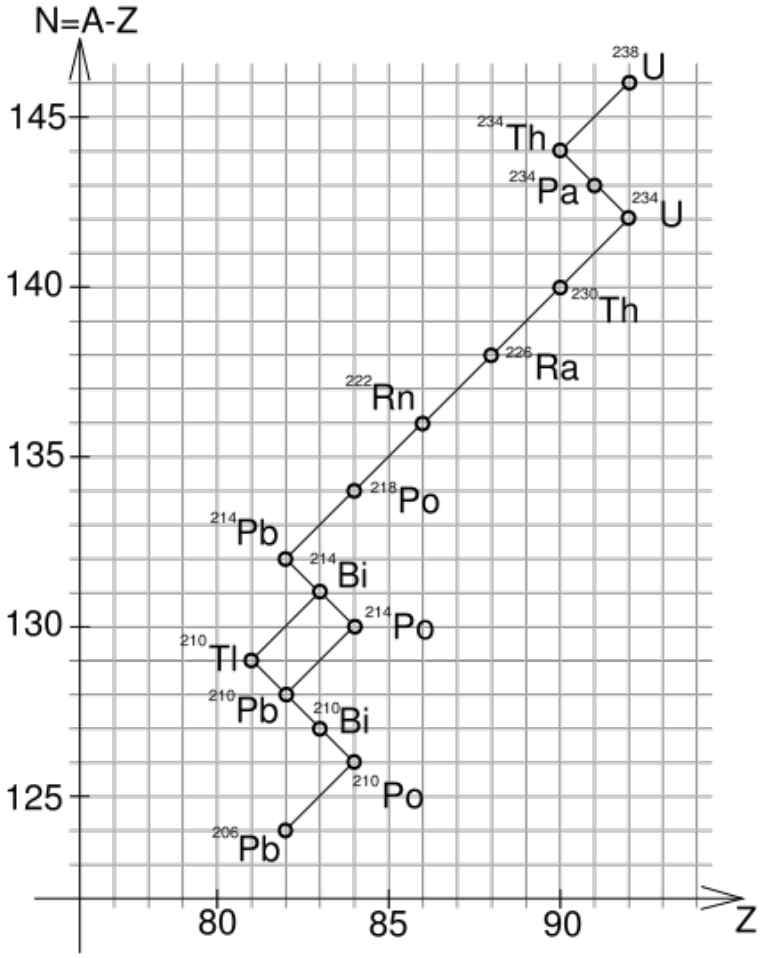


Abbildung 1: Uran-Radium-Zerfallsreihe.

Auf die gesundheitlichen Auswirkungen des Radons, die Festlegung von Referenzwerten der Radonkonzentration und verwandte Fragestellungen soll im vorliegenden Beitrag nicht eingegangen werden. Dazu wird auf entsprechende Veröffentlichungen verwiesen [4]. Von Bedeutung ist hier lediglich die Zielstellung einer Reduzierung der Radonkonzentration in der

Umgebungsluft von Halden entsprechend dem Sanierungskonzept der bergbaulichen Hinterlassenschaft (z.B. [5]). Die Zielstellung der Radonkonzentration in der oberflächennahen Luft am Standort Schlema beträgt 80 Bq/m^3 [6]; zum Vergleich beträgt die mittlere Radonkonzentration in der bodennahen Luft in Deutschland ca. 10 Bq/m^3 [7].

Entsprechend [5] wurde zum Erreichen des Zielwertes der Radonkonzentration im Umfeld der Halden, zur Reduzierung der Niederschlagsinfiltration sowie zur Reduzierung der Staubabwehung von den Halden wurde beispielhaft am Standort Schlema eine Regelabdeckung konzipiert, bestehend aus einer 1 m mächtigen mineralischen Schicht. Die Abdeckschicht besteht aus einer Dämm-/Speicherschicht und einem kulturfähigen Oberboden, der anschließend noch begrünt wird [5].

Es wurde jedoch nach dem qualitätsgetreuen Aufbringen der Haldenabdeckung und dem anfänglichen Erreichen des o.g. Zielwertes ein tendenzieller Anstieg der Radonkonzentration im Umfeld einiger Halden beobachtet. Im Umweltbericht 2013 der Wismut GmbH [6] wurde die Radonsituation in Niederschlema folgendermaßen charakterisiert:

- In weiten Teilen von Niederschlema lagen die Radonkonzentrationen im Jahr 2013 unter dem Zielwert von 80 Bq/m^3;
- Radonkonzentrationen oberhalb dieses Wertes wurden in der unmittelbaren Umgebung einiger Haldenfüße in lokal begrenzten Bereichen festgestellt, wobei diese Situation das Ergebnis eines mehrjährigen Anstieges der Radonfreisetzung der betreffenden sanierten Halden ist.

Daraus ergibt sich die Frage nach dem Langzeitverhalten der Haldenabdeckung und den Prozessen, die zu einer Erhöhung der Gasdurchlässigkeit beitragen. Hierzu ist zunächst ein Grundverständnis des Radontransports in dem System aus Haldenmaterial und Abdeckung erforderlich, auf welches in Abschnitt 2.2 eingegangen wird.

2.2 Systemverständnis des konvektiven Radontransports

Radon breitet sich in Luft und in mineralischen Substraten (Haldenmaterial, Abdeckungen) grundsätzlich sowohl diffusiv als auch konvektiv aus. Grundsätzlich bei der Beschreibung des Radons auch der radioaktive Zerfall zu beachten; Rn-222 zerfällt auf seinem konvektiv bzw. diffusiv zurückgelegten Weg innerhalb seiner Halbwertszeit von 3,82 Tagen. Der Transport von Radon innerhalb von Haldenmaterial und aus Haldenmaterial durch Abdeckungen hindurch ist somit durch den radioaktiven Zerfall begrenzt. Eine in diesem Zusammenhang nützliche Größe ist die Migrationslänge, welcher den Weg beschreibt, den ein Teilchen bei diffusivem und/oder konvektivem Transport innerhalb seiner Halbwertszeit im Mittel zurücklegen kann, bevor es zerfällt [8]. In Abbildung 2 ist die Abhängigkeit der Migrationslänge von der Gaspermeabilität bei verschiedenen Druckgradienten dargestellt. Hierbei fällt auf, dass

- bereits bei Luftdruckgradienten von wenigen Pa/m ausreichen, um eine für den Radontransport in Halden und Haldenabdeckungen relevante Migrationslänge von mehreren Metern zu erzielen, und
- bei Materialien mit einer Gaspermeabilität von größer als typischerweise von 1E-12 m^2 die Konvektion gegenüber der Diffusion dominiert, und zwar weitgehend unabhängig vom jeweiligen Druckgradienten.

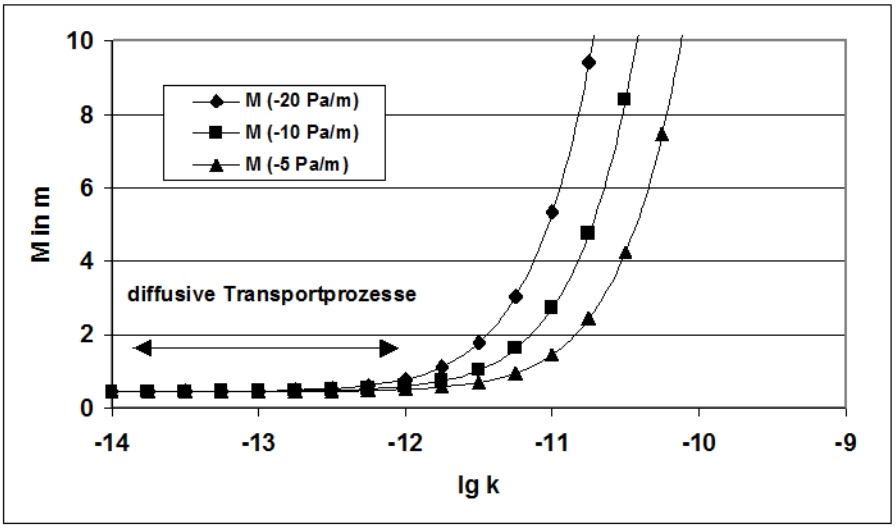


Abbildung 2: Migrationslänge in Abhängigkeit vom Logarithmus der Gaspermeabilität (in m^2) sowie dem Druckgradienten.

Haldenmaterial und unverdichtete mineralische Abdeckungen weisen fast immer eine Gaspermeabilität von mehr als 1E-12 m^2 auf, so dass hier in der Regel die Konvektion dominiert. Es sei darauf hingewiesen, dass im Gegensatz zu Halden bei feinkörnigen, ggf. wassergesättigten, Aufbereitungsrückständen die Gaspermeabilität deutlich geringer sein kann, so dass dort hauptsächlich ein diffusiv geprägter Radontransport aus dem abgelagerten Material und durch die Abdeckung hindurch stattfinden kann. Für diese Prozesse wird auf die entsprechende Literatur [9, 10] verwiesen.

Der Druckgradient unterliegt zeitlichen Schwankungen sowohl im Tag-Nacht- als auch im jahreszeitlichen Rhythmus, welche auf Temperaturdifferenzen zwischen dem höchsten Punkt einer Halde (z.B. Haldenplateau) und dem Haldenfuß zurückzuführen sind. Dieser Zusammenhang ist vereinfacht in dargestellt.

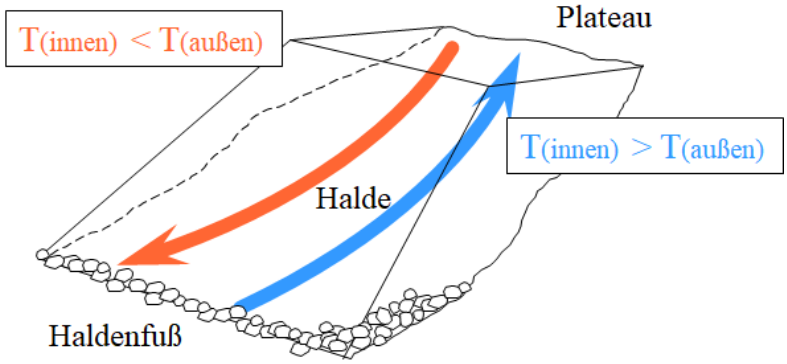


Abbildung 3: Abhängigkeit der Konvektionsrichtung von Temperaturdifferenzen zwischen Haldenplateau und -fuß.

Für das konzeptionelle Verständnis des Radontransports in Halden und Abdeckungen ist weiterhin die Tatsache von Bedeutung, dass die Exhalationsrate (d.h., die auf die Oberfläche und Zeit bezogene aus der Halde abgegebene Aktivität von Rn-222) mit zunehmender Konvektionsgeschwindigkeit nicht beliebig ansteigen kann, sondern durch die Fähigkeit des Haldenmaterials, Rn-222 durch Zerfall von Ra-226 nachzuliefern, begrenzt wird. Dieser Zusammenhang ist in Abbildung 4 verdeutlicht.

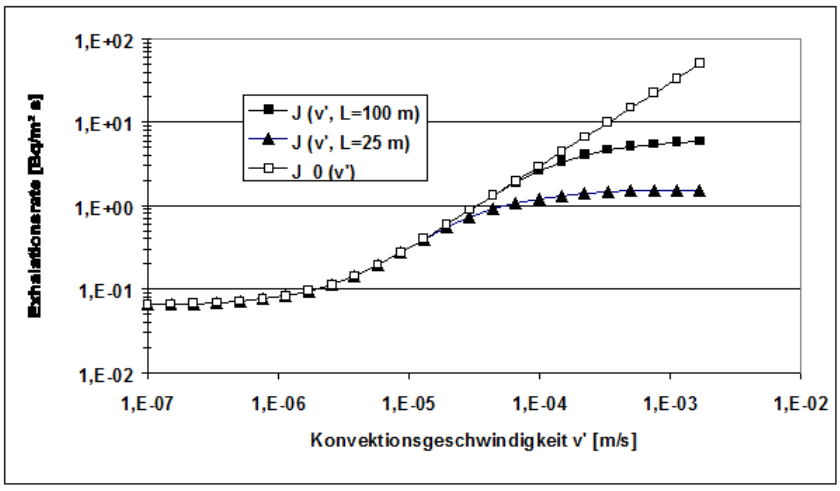


Abbildung 4: Abhängigkeit der Exhalationsrate von der Konvektionsgeschwindigkeit und der durchströmten Haldenlänge.

Um die Gaskonvektion und damit die Freisetzung von Radon aus Halden signifikant zu verringern, kann eine Abdeckung mit geringerer Gaspermeabilität als das Haldenmaterial selbst aufgebracht werden. Die Konvektionsgeschwindigkeit einer abgedeckten Halde wird gemäß der Darcy-Gleichung durch eine vom Abdeck- und Haldenmaterial bestimmte Durchlässigkeit $\bar{k}$ und die durch die meteorologischen Bedingungen festgelegten Druckunterschiede bestimmt. Die Konvektionsgeschwindigkeit ergibt sich aus der Darcy-bekannten Gleichung, wobei die effektive Permeabilität

$$\bar{k} = \frac{L k_1 k_2}{L_2 k_1 + L_1 k_2}$$

sich aus der Permeabilität des Haldenmaterials k_1 und der Permeabilität der Abdeckung k_2 mit $L = L_1 + L_2$ der Gesamtlänge des Strömungsweges ergibt. Aus der Abbildung 5 kann als Faustregel abgeleitet werden, dass die Gaspermeabilität der Abdeckung um mindestens eine Größenordnung geringer sein muss als diejenige des Haldenmaterials.

Da die hydraulische und Luftdurchlässigkeit eng miteinander zusammenhängen, sind Ergebnisse der Literaturrecherche für das Langzeitverhalten der hydraulischen Eigenschaften von Abdeckungen und die in Abdeckungen stattfindenden Prozesse deshalb direkt übertragbar auf die Durchlässigkeit für Luftströmungen.

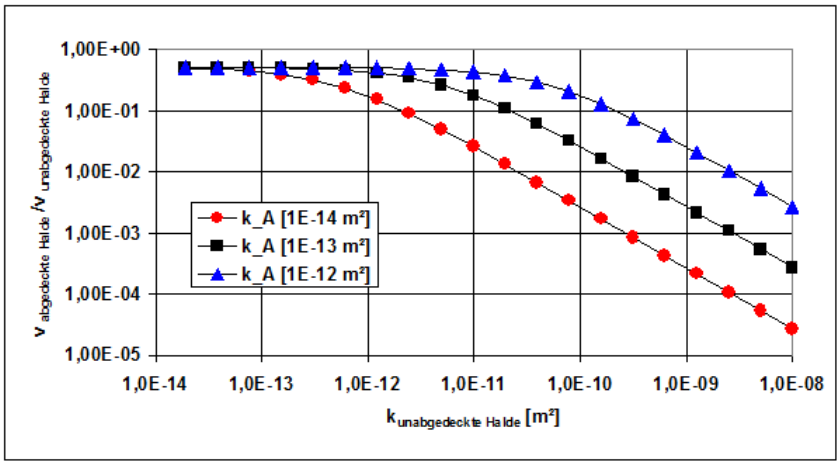


Abbildung 5: Abhängigkeit der Exhalationsrate von der Konvektionsgeschwindigkeit und der durchströmten Haldenlänge.

Wie in der Einleitung bereits dargestellt, liegen außerhalb der Erfahrungen und Veröffentlichungen im Zusammenhang mit der Sanierung der Hinterlassenschaften des sächsisch-thüringischen Uranerzbergbaus durch Wismut kaum Informationen zur Luftkonvektion in Halden bzw. Haldenabdeckungen und zur zeitlichen Entwicklung der Permeabilität für diese Strömungen vor. Im Gegensatz dazu sind Eigenschaften von Abdecksystemen im Hinblick auf den Wasserhaushalt und insbesondere die Infiltration sowie die zu Veränderungen dieser Eigenschaften führenden Prozesse in der Literatur weitaus besser beschrieben. Dies gilt insbesondere auch für die Bildung von Makroporen, die sowohl für die Veränderung der wasserhaushaltlichen Parameter von Abdeckungen als auch konvektive Luftströmung als bestimmende Faktoren herausgearbeitet wurden.

Böden oder mineralische Abdecksysteme sind heterogene Strukturen. Die Bedeutung der Heterogenitäten des Bodens wurde bei der Dimensionierung von Abdecksystemen lange Zeit nur unzureichend berücksichtigt. Erst durch die Feststellung, dass die Modelle mit ausschließlich homogenen Materialeigenschaften nicht in der Lage sind, die im Rahmen des Monitorings von Abdeckungen festgestellte Wasserbewegung (relativ hohe Sickerraten) zu erklären, wurde in den letzten Jahren auch international verstärkt auf die Bedeutung der Bodenheterogenität hingewiesen.

In den letzten Jahren hat die experimentelle und theoretische Untersuchung des Einflusses von Grobporensystemen auf das Strömungsverhalten von Wasser und Bodenluft in heterogenen Materialien und Böden stark an Bedeutung zugenommen. Für den Gastransport bedeutet das Vorhandensein von Grobporen, dass diese nach einem schnellen Drainieren des Wassers aus den Grobporen für den Gastransport bevorzugt zur Verfügung stehen [11].

In Böden bzw. Abdeckungen mit Makroporen wird die effektive Gaspermeabilität k_{Boden} zum einen durch die Gaspermeabilität der Bodenmatrix k_{Matrix} und zum anderen durch die Gaspermeabilität von Rissen $k_{Riss} = Cb^2/12$ bzw. von Wurzelkanälen oder Regenwurmlöchern ($k_{Pore} = C\pi r^4/8$) bestimmt[1] Eine einfache schematische Modellanordnung ist in Abbildung 6 dargestellt.

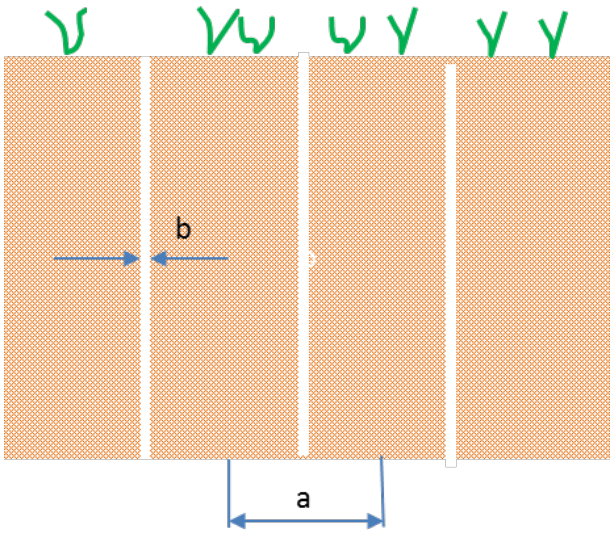


Abbildung 6: Schematische Darstellung einer Abdeckung mit Grobporen.

Wird beispielsweise ein mittlerer Rissabstand im Boden mit a und eine Rissöffnungsweite b angenommen, so ergibt sich als einfachste Näherung für die effektive Permeabilität k_{Boden} von Abdecksystemen:

[1] C ist jeweils ein geeignet zu wählender Proportionalitätsfaktor.

$$k_{Boden} = k_{Matrix} + C\frac{b^3}{12 \cdot a}$$

Der zweite Term auf der rechten Seite der obigen Formel ist für typische Grobporen in Abdecksystemen infolge von Frost-Tau-/Feucht-Trocken-Wechseln sowie Bioturbation um mehrere Zehnerpotenzen größer sein als die Permeabilität k_{Matrix} des homogenen Substrates. Daraus folgt, dass die Gaspermeabilität der Risse und Makroporen die Gaspermeabilität des Bodens dominiert.

3 Langzeitverhalten von Abdecksystemen

Die Bildung von Makroporen in Abdecksystemen und die damit verbundene Erhöhung der Permeabilität ist nach den im vorangegangenen Abschnitt zusammengefassten Erkenntnissen der ausschlaggebende Prozess, der nach anfänglicher deutlicher Reduzierung des konvektiven Radontransports zu einem Wiederanstieg der konvektiven Radonexhalation führt. Durch IAF wurden in den vergangenen Jahren umfangreiche Recherchen der deutschen und internationalen Literatur zum Langzeitverhalten von Abdecksystemen sowohl aus Sicht der Infiltration als auch des Gastransports durchgeführt [12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29], deren Ergebnisse sich wie folgt verallgemeinern lassen:

- Nahezu alle ausgewerteten Fallstudien zeigen einen signifikanten Anstieg der Permeabilität in den ersten 2 bis 10 Jahren nach Fertigstellung der Abdeckung, teilweise um eine Größenordnung oder mehr, und zwar weitestgehend unabhängig von der beim Einbau erreichten Kompaktierung, die im Zeitverlauf ihre Wirkung verliert.

- Ausschließlich aus mineralischen Komponenten aufgebaute Abdeckungen sind anfällig gegenüber Wurzeln und grabenden Tieren sowie Frost-Tau- und Feucht-Trocken-Wechseln. Wurzeln trocknen die beim Einbau verdichteten Schichten aus, was zur Rissbildung führt, auch wenn darüber eine dauerhaft gesättigte Schutzschicht liegt. Darüber hinaus schaffen abgestorbene Wurzeln Makroporen und Kanäle für bevorzugten Transport von Wasser und Gas. Wurzelexsudate verändern zudem die Struktur von Tonen und führen zu höherer Permeabilität.

- Jeder Bewuchs entzieht einer mineralischen Abdeckschicht Feuchtigkeit, was zur Austrocknung und Rissbildung führen kann. Um die Austrocknung und Rissbildung zu verhindern, ist eine ausreichende Mächtigkeit der Abdeckung erforderlich, so dass sich in größeren Tiefen eine stabile Wassersättigung einstellen kann.

- Bodenbildungsprozesse sowie diversifizierte Ökosysteme auf bzw. in mineralischen Abdeckungen sind natürlich und in den meisten Fällen auch gewollt. Auflockerung und die Bildung von Grobporen sind ein Zeichen gesunder Bodenentwicklung. Ein gesunder Boden mit grundsätzlich anstrebenswerter Biodiversität steht der Zielstellung einer Konvektionssperre entgegen. Die natürliche, langfristig unkontrollierbare Sukzession der Pflanzen und standortspezifische Entwicklung des Systems Boden und Wurzelraum lassen sich jedoch unter realistischen Bedingungen nicht steuern und unterbinden.

- Hinsichtlich der Langzeitbeständigkeit von Kunststoffdichtungsbahnen (KDB) werden in der Literatur kaum Versagensfälle beschrieben. KDB und Bitumenschichten besitzen im Gegensatz zu rein mineralischen Abdecksystemen den erforderlichen hohen und nachhaltigen Widerstand gegen Bioturbation.

Im Ergebnis lässt sich zusammenfassen, dass Bodenbildungsprozesse, die wegen der für eine naturnahe Entwicklung von Abdecksystemen gewünscht sind und ein Charakteristikum

für gesunde Bodenentwicklung darstellen, im Hinblick auf die technischen Zielstellungen der Sanierung (Reduzierung des konvektiven Radontransports und der Infiltration) in der Regel unerwünscht sind. Für den langfristigen Erhalt einer ausreichend geringen Permeabilität von Schichten, die der Minimierung der Gaskonvektion dienen, ist eine ausreichende Schichtdicke in der Größenordnung von mindestens 2,5 bis 3 Metern erforderlich. Die Umsetzung dieser Forderung führt jedoch zu hohen Kosten.

Alternativ können qualitätsgerecht verlegte und verschweißte Kunststoffdichtungsbahnen zur langzeitstabilen Verringerung der Radonkonvektion eingesetzt werden. Die Abdeckung sollte entsprechend der Studie [34] am Haldenfuß bis in den geogenen Untergrund geführt werden (z.B. durch einen vertikalen Dämmriegel).

4 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die Erkenntnisse, die im Zusammenhang mit der Reduzierung des Radontransports aus Halden des ehemaligen Uranerzbergbaus gewonnen wurden, bieten die Möglichkeit einer Übertragung auf den Gastransport in Deponieabdeckungen.

Der konvektive Transport überwiegt unter den meisten in der Praxis anzutreffenden Bedingungen bei weitem den diffusiven Anteil. Er wird durch Temperaturdifferenzen zwischen Haldenfuß und Haldenplateau angetrieben und unterliegt tages- und jahreszeitlichen Richtungsänderungen. Zur signifikanten Verringerung der Gaskonvektion ist eine Abdeckung erforderlich, deren Durchlässigkeit mindestens eine Größenordnung unterhalb derer des Haldenmaterials liegt.

Auf die Permeabilität haben Makroporen einen entscheidenden Einfluss, die sich durch in der Regel gewünschte Bodenbildungsprozesse bei der Renaturierung der Abdeckung innerhalb weniger Jahre nach Fertigstellung bilden. Sie können nur langfristig vermieden werden, wenn die mineralische Abdeckung eine Mächtigkeit von mindestens 2,5 bis 3 Metern besitzt oder alternativ ein Asphalt- oder Kunststoffdichtungsbahn als Bestandteil der Abdeckung verwendet wird.

Literaturverzeichnis

[1] WATTENDORF, P. ; EHRMANN, O. ; BIEBERSTEIN, A.: *Standsicherheits- und Bodeneigenschaften von Rekultivierungssubstraten in Baden-Württemberg*. 2018. – 14. Leipziger Deponiefachtagung, Leipzig, 06.-07.03.2018, Tagungsband S. 223 ff

[2] GRÖNGRÖFT, A. ; RIEDL, S. ; ESCHENBACH, A.: *Eigenschaften von Rekultivierungsschichten einer Monodeponie im Vergleich zu den Anforderungen des BQS 7-1*. 2017. – 13. Leipziger Deponiefachtagung, Leipzig, 07.-08.03.2017, Tagungsband S. 195 ff

[3] AL-AKEL, S.: *Untersuchungen zu Einflussfaktoren auf die Gasdurchlässigkeit des Bodens – geotechnische Aspekte bei der Auswahl von geeigneten Böden für Methanoxidationsschichten*. 2018. – 14. Leipziger Deponiefachtagung, Leipzig, 06.-07.03.2018, Tagungsband S. 269 ff

[4] BUNDESAMT FÜR STRAHLENSCHUTZ (BFS): *Ionisierende Strahlung – Radon*. `http://www.bfs.de/DE/themen/ion/umwelt/radon/radon_node.html`. – (10.10.2018)

[5] WISMUT GMBH: *Die Haldensanierung am Standort Schlema-Alberoda*. `https://www.wismut.de/de/nl-aue_halden.php`. – (10.10.2018)

[6] WISMUT GMBH: *Umweltbericht 2013, Chemnitz, 2014*. `https://www.wismut.de/de/downloads/umweltbericht2013.pdf`. Version: 2013. – (10.10.2018)

[7] BUNDESAMT FÜR STRAHLENSCHUTZ (BFS): *Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen - Bergbau)*. 03 2010. – BfS-SW-07/10, Salzgitter

[8] LÖBNER, W. ; SCHULZ, H.: *Wie und warum gelangt Radon in ein Haus?* 2005. – 1. Tagung Radonsicheres Bauen, 28.09.2005, HTW Dresden

[9] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY: *Measurement and Calculations of Radon Releases from Uranium Mill Tailings*. 1992. – Technical Reports Series, No.333, Vienna

[10] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY: *Measurement and calculation of radon releases from NORM residues*. 2013. – Technical Reports Series No. 474, Vienna

[11] ALLAIRE, S. E. ; ROULIER, S. ; CESSNA, A. J.: *Quantifying preferential flow in soils: A review of different techniques*. 2009. – J. Hydrology 378, p. 179–204

[12] *GARD (Global Acid Rock Drainage) Guide, Chapter 6.0: Prevention and Mitigation*. `http://www.gardguide.com`. – 10.04.2016

[13] SCHÖPE, M. ; NIGANG, L. R. ; HÄHNE, R. ; LÖSER, R.: *Austrocknung der Dichtungsschicht von Abdecksystemen durch Gaskonvektion*. 2001. – Wasser & Boden, 53/6, S. 30-35

[14] BENSON, C. ; SAWANGSURIYA, A. ; TRZEBIATOWSKI, B. ; ALBRIGHT, W.: *Pedogenic Effects on the Hydraulic Properties of Water Balance Cover Soils*. 2007. – J. of Geotech. and Geoenv. Engr, 133:4, p. 349-359

[15] WAUGH, J.W.: *Design, Performance, and Sustainability of Engineered Covers for Uranium Mill Tailings*. http://energy.gov/sites/prod/files/engcovers.pdf. – 10.04.2016

[16] LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN: *Langzeitbeständigkeit mineralischer Deponieabdichtungen*. – LANUV-Fachbericht 25, Recklinghausen 2010

[17] MELCHIOR, S.: *Langzeitbeständigkeit von baulichen Sicherungsmaßnahmen*. http://www.mplusw.de/pdf/Melchior_25a%20DGW_Endfassung%20mit%20Bildern.pdf. Version: 2010. – In: Freie und Hansestadt Hamburg, Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt (Hrsg.): 25 Jahre Sanierung der Deponie Georgswerder. Umgang mit baulich gesicherten Altlasten - Erkenntnisse und Perspektiven. Tagungsband zur Fachtagung am 11./11.06.2010, 77-91 (aufgerufen am 29.03.2016)

[18] *Evaluation of the Long-Term Performance of Dry Cover Systems, Phase 2 Final Report*. 03 2003. – O'Kane Consultants, prepared for the International Network for Acid Prevention

[19] TAYLOR, G. ; SPAIN, A. ; NEFIODOVAS, A. ; TIMMS, G. ; KUZNETSOV, V. ; BENNETT, J.: *Determination of the Reasons for Deterioration of the Rum Jungle Waste Rock Cover*. Juli 2003. – Australian Centre for Mining Environmental Research: Brisbane

[20] RYKAART, M. ; HOCKLEY, D. ; NOEL, M. ; PAUL, M.: *Findings of International Review of Soil Cover Design and Construction Practices for Mine Waste Closure*. 2006. – Paper presented at the 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), March 26-30, 2006, St. Louis MO. R.I. Barnhisel (ed.) Published by the American Society of Mining and Reclamation (ASMR), Lexington, Kentucky

[21] DEISSMANN, G. ; GOLDSWORTHY, M. ; KISTINGER, S. ; STOLLENWERK, R. H.: *Design constraints on engineered dry covers for waste rock dumps*. 2003. – Brenk Systemplanung, Aachen, In: Proceedings Sudbury 2003 – Mining and the Environment III, Editors: G. Spiers, P. Beckett, H. Conroy, pp.6

[22] HEERTEN, G. ; REUTER, E.: *Erfahrungen mit der mineralischen Komponente in Oberflächenabdichtungssystemen*. http://www.iwa-owl.de/veroeffentlichungen.html. Version: 2006. – (aufgerufen am 17.05.2016)

[23] WATTENDORF, P. ; EHRMANN, O.: *Wurzelsperren in Rekultivierungsschichten als Schutz der Dichtungselemente? Untersuchungen zu Funktion und Wirksamkeit von Wurzelsperrsystemen*. http://www.deponiefachtagung.de/html/tagungen/inhalt_2007tagung03.html. Version: 2007. – 3. Leipziger Deponiefachtagung, Leipzig 2007 (aufgerufen am 07.04.2016)

[24] DREWS, R.: *Erfahrung des Landkreises Spree-Neiße zum Einsatz von Gehölzpflanzen als Funktionsbestandteil von Wasserhaushaltsschichten*. http://www.deponiefachtagung.de/html/tagungen/inhalt_2014tagung10.html. Version: 2014. – 10. Leipziger Deponiefachtagung, Leipzig 2014 (aufgerufen am 29.03.2016)

[25] LAHMIRA, B. ; BARBOUR, L. ; HUANG, M.: *Numerical Modeling of Gas Flow in the Suncor Coke Stockpile Covers*. https://dl.sciencesocieties.org/publications/vzj/abstracts/13/1/vzj2013.07.0119. Version: 2014. – Vadose Zone Journal, Vol. 13 No. 1

[26] DEJONG, D. ; TIBBETT, M. ; FOURIE, A.: *Geotechnical systems that evolve with ecological processes*. – Environmental Earth Science, Published online 20 July 2014

[27] SCHULZE, B. ; LÄCHLER, W. ; DIETZEL, F.: *Erfahrungen beim Freilegen einer 20 Jahre alten Kombinationsdichtung auf der Oberfläche der Sonderabfalldeponie Billigheim*. 2011. – 27. Fachtagung „Die sichere Deponie 2011 - Abdichtung von Deponien und Altlasten mit Kunststoffen“. SKZ - ConSem GmbH, Würzburg, und AK GWS Arbeitskreis Grundwasserschutz e.V., Berlin

[28] MEIERS, G.P. ; O'KANE, M. ; MAYICH, D.: *Performance Monitoring of a Cover System with Geosynthetic Layers*. – Case Study - Franklin Waste Rock Pile, Sydney NS

[29] *Der Deponiegashaushalt in Altablagerungen – Leitfaden Deponiegase*. 1992. – Handbuch Altlasten und Grundwasserschadensfälle. Zentraler Fachdienst Wasser – Boden – Abfall – Altlasten bei der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Bd. 10, Ministerium für Umwelt und Verkehr, Hg. Landesanstalt für Umweltschutz Karlsruhe 1. Aufl.

Modely sanácie odkalísk, odvalov a banských vôd

Modellierung der Sanierungen von Klärteichen, Halden und Grubenwässer

Marek Hrabčák[1]

Abstrakt

Slovensko má podobne ako susedná Česká republika veľmi dlhú tradíciu baníctva. Niektorí montanisti uvádzajú, že už staroveký Rimania ťažili drahý opál na Dubníku pri Prešove, aj keď o tom nemáme žiadne hodnoverné doklady. Klasické rudné baníctvo zanechalo hmotné doklady až zhruba od 12.-13. storočia pričom rozmach nastal v 14. až 19. storočí. Aj plošne najväčšie pohorie na Slovensku - Slovenské Rudohorie (geologicky synoným je Spišsko-gemerské rudohorie), ktoré zaberá vyše 4 000 km^2 získalo svoje pomenovanie podľa bohatých zásob nerastných surovín.

Útlm baníctva v 20. storočia a jeho definitívne ukončenie na prahu 21. storočia ale prinieslo pre tento región niektoré vážne environmentálne dopady. Aj keď rudné baníctvo na Slovensku nie je spojené s hlbokými ťažobnými jamami či masívnymi haldami a odvalmi ako napr. povrchová ťažba uhlia v severných Čechách, má svoje špecifické problémy. Jedná sa predovšetkým o banské vody, ktoré voľne vytekajú z opustených banských diel a ktorých chemizmus veľmi negatívne ovplyvňuje povrchové aj podzemné vody v okolí. Ďalším vážnym environmentálnym problémom sú oxidačno-redukčné pochody na bývalých rudných haldách alebo flotačných odkaliskách, ktoré sú taktiež zdrojom kontaminácie najmä ťažkými kovmi pre svoje okolie. Pretrvávajúci negatívny dopad aj po už vykonaných sanačných a rekultivačných opatreniach z nedávnej minulosti svedčí o tom, že tieto nápravne kroky boli vykonané buď metodicky alebo technicky nesprávne.

Kurzfassung

Ähnlich wie die benachbarte Tschechische Republik verfügt die Slowakei über eine lange Bergbautradition. Durch manche Montanisten wird behauptet, dass bereits durch die alten Römer der teure Opal in Dubník bei Prešov abgebaut wurde, obwohl es dazu keine glaubwürdigen Nachweise gibt. Der klassische Erzbergbau hinterließ materielle Nachweise erst seit dem 12. - 13. Jahrhundert, wobei der Bergbau seine Blütezeit im 14. - 19. Jhr. erreichte. Auch das der Fläche nach größte Gebirge in der Slowakei - das Slowakische Erzgebirge mit 4 000 km^2 Fläche erhielt seine Bezeichnung nach reichen Rohstoffvorkommen.

Der Rückgang des Bergbaus im 20. Jahrhundert und seine endgültige Stilllegung zu Beginn des 21. Jahrhunderts brachten für diese Region einige schwerwiegende ökologische Folgen. Obwohl der Erzbergbau in der Slowakei nicht mit tiefen Gruben oder massiven Halden verbunden ist, wie etwa der Tagebau in Nordböhmen, hat er seine spezifischen Probleme. Es handelt sich insbesondere um das Grubenwasser, das frei aus den Bergwerken herausfließt und dessen chemische Zusammensetzung negative Auswirkungen auf das Oberflächen- sowie das Grundwasser in der Umgebung hat. Ein weiteres wichtiges Umweltproblem stellen die Oxidations und Reduktionsprozesse in den ehemaligen Erzhalden oder Klärteichen dar, die ebenfalls eine Quelle der Verunreinigung insbesondere durch Schwermetalle für ihre Umgebung darstellen. Die andauernden negativen Auswirkungen auch nach den in der jüngsten Vergangenheit bereits durchgeführten Sanierungs- und Rekultivierungsmaßnahmen zeugen davon, dass diese Maßnahmen methodisch oder technisch nicht richtig ausgeführt wurden.

In dem Beitrag wird eine kurze Übersicht mancher ausgewählter Standorte in der Slowakei sowie mancher von uns vorgeschlagener Modelle und Verfahren zur Sanierung dieser Gebiete vorgestellt.

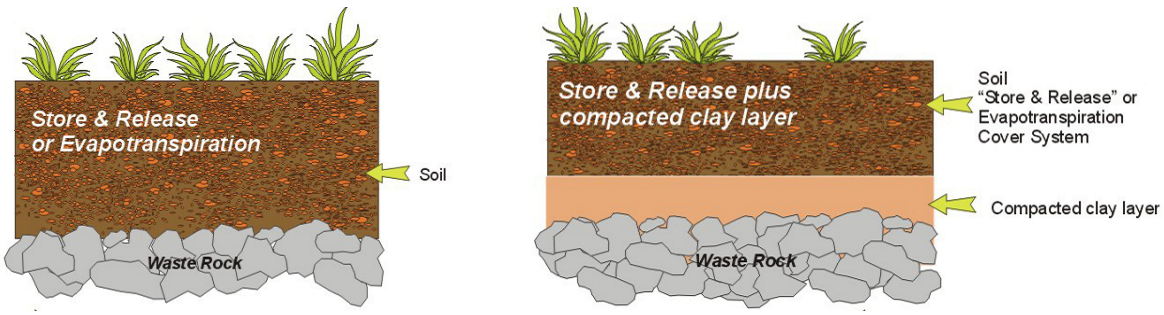
[1]GEOSOFTING, spol. s r.o., Solivarská 28, SK-08005 Prešov, geosofting@stonline.sk

1 Rizika odvalov, odkalísk a opustených banských diel

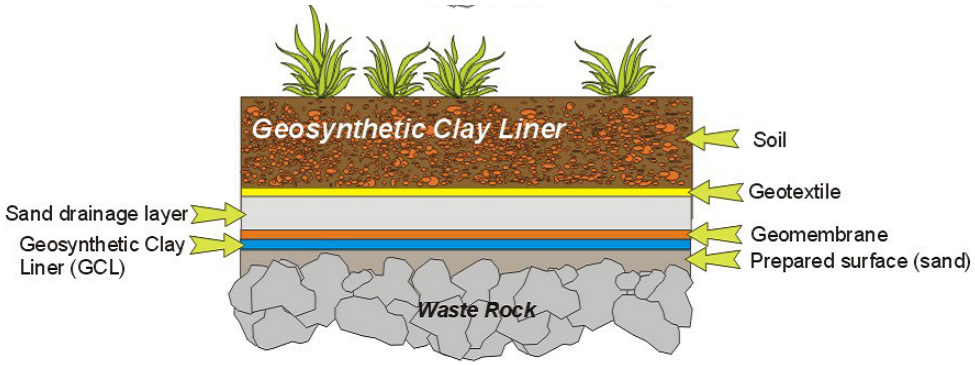
V banskej praxi sa zaužívalo rozdielne pomenovanie pre odvaly (haldy, výsypky), ktoré slúžia na ukladanie tuhého ťažobného odpadu a na odkaliská, ktoré sa budujú pre zneškodnenie jemnozrnného ťažobného odpadu zmiešaného s vodou pochádzajúcej z úpravy nerastov. Odpad z úpravy rúd (úpravnícky resp. flotačný kal), ktorý bol naplavovaný hydraulickým spôsobom sa ukladá na odkalisku, pričom sa uplatňovali sedimentačné procesy v závislosti od granulometrického zloženia a fyzikálnych vlastností materiálu. Takto naplavované a usadené sedimenty sa vyznačujú špecifickými vlastnosťami, ktoré súvisia hlavne so samotným spôsobom úpravy rudy. Špecifickým problémom je pomenovanie úložísk ťažobného odpadu, ktorý vznikol pri úprave nerastov = flotačný kal, ktorý bol najprv uložený hydraulicky na klasickom odkalisku ale neskôr bol redeponovaný už v suchom stave na iné miesto. Vzhľadom na nemožnosť vysledovať historické postupnosti ukladania a premiestňovania ťažobných a upravárenských odpadov je potom striktné dodržiavanie terminológie podľa Kozákovej a rozdielne pomenovanie pre odvaly a pre odkaliska problematické.

2 Technické spôsoby rekultivácie odkalísk a odvalov

Pri rozhodovaní o spôsobe sanácie a rekultivácie odkalísk a banských odvalov navrhované technické riešenie vždy závisí na charaktere uloženého odpadu. Pokiaľ nehrozí priama vyluhovateľnosť škodlivín z odpadu zrážkami, resp. uložený materiál má viac menej charakter inertu, t.j. priesak neohrozuje okolité životné prostredie a zdravie ľudí, je postačujúce len prekrytie povrchu zeminou s hrúbkou dostatočnou pre životaschopný vegetačný pokryv (30-50 cm). Vegetačný pokryv, ako bude ďalej uvedené, je mimoriadne dôležitý v našich klimatických podmienkach na obmedzenie priesaku zrážkových vôd do telesa odvalu a tým aj tvorbe priesakových vôd. Schematický pohľad na jednoduché prekrytie odvalov prináša napríklad Jones - Fawcett [1] na nasledujúcich obrázkoch:

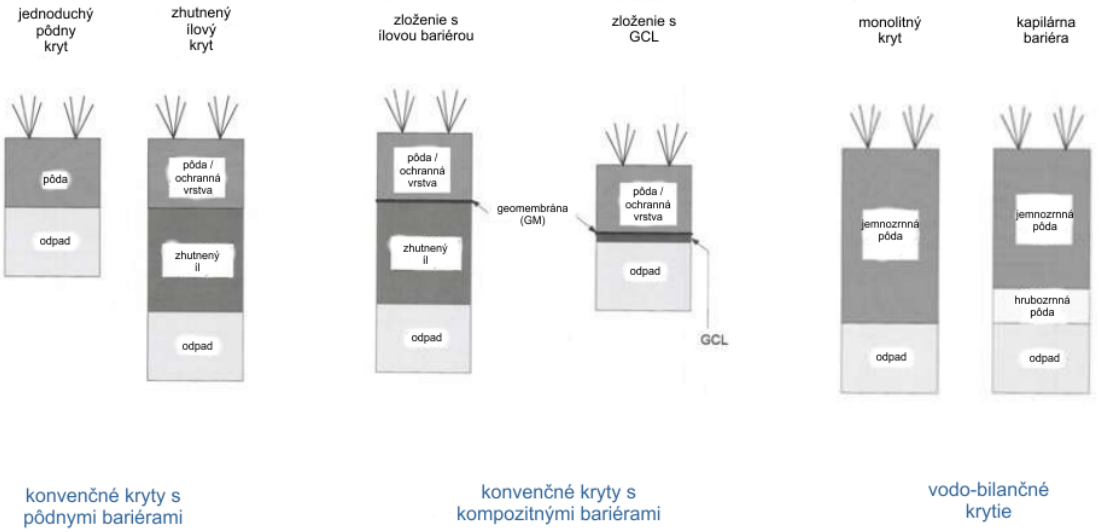


Pokiaľ ale hrozí vylúhovanie nebezpečných látok z uloženého odvalu alebo odkaliska (pre odvaly produkujúce kyslé banské vody vždy !), je potrebné v rámci sanácie a rekultivácie riešiť dostatočne funkčnú izoláciu povrchu proti priesakom zrážok pomocou geosyntetických materiálov:



Podľa Smitha [3] súčasné moderné trendy na izolácie a rekultivácie banských odkalísk a háld odporúčajú ako tesniace vrstvy tri druhy postupov:

1. CCL t.j. zhutnené vrstvy ílov resp. nízko priepustných zemín
2. GM resp. GCL t.j. geomembrány (fólie) alebo geosyntetické bentonitové rohože
3. WBC t.j. evapotranspiračná vrstva (len pre oblasti s výparom väčším ako zrážky)



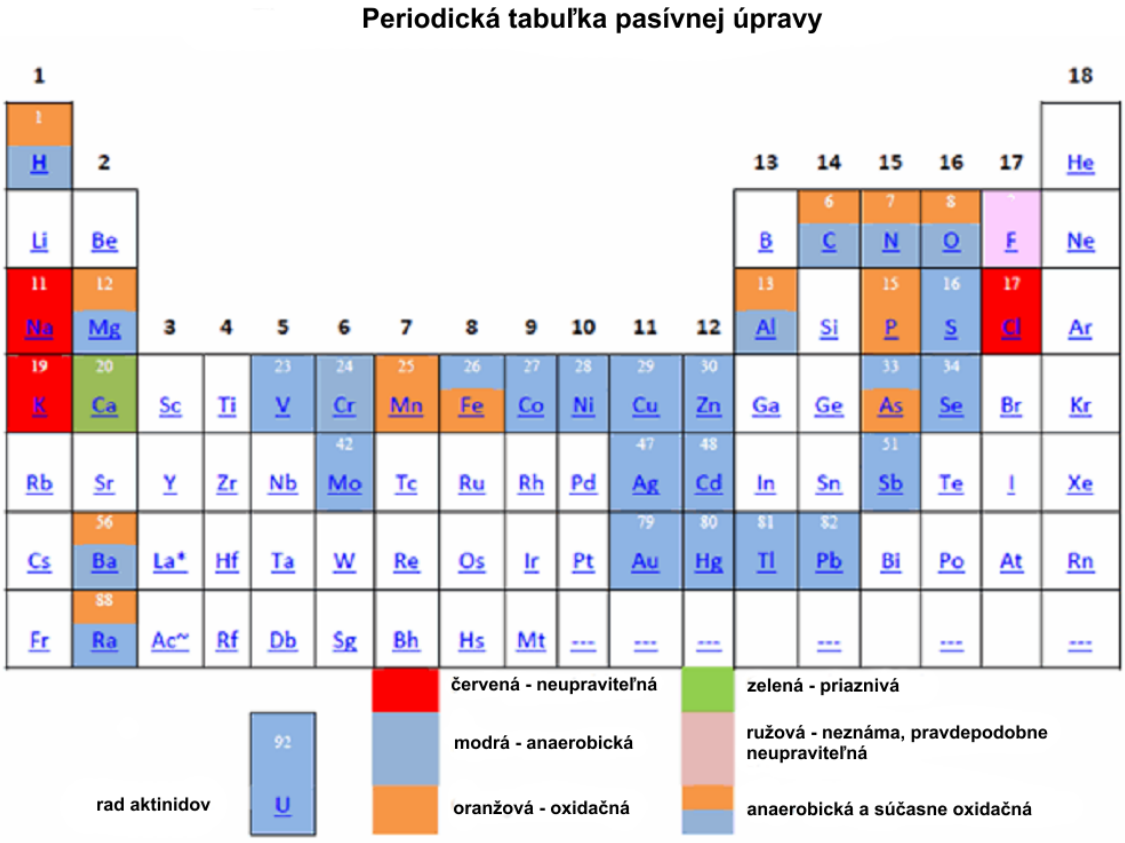
Z uvedeného rozdelenia je zrejmé, že variant 3. je pre naše klimatické podmienky nepoužiteľný. Ostáva tak možnosť použiť variant 1. alebo 2. variant č. 1 s prirodzeným ílovým tesnením je podmienený dostupnosťou ložiska kvalitného ílu na vybudovanie dostatočne hrubej a kvalitnej tesniacej vrstvy. Požiadavka na ílové tesnenie teda musí zodpovedať klasickému nepriepustnému ílovému tesneniu ako pre výstavby malých vodných nádrži (STN 73 6824 čl.78) resp. na ílové tesnenie pri výstavbe skládok odpadov (STN 83 8106 čl.3.1.2 až 3.1.3). Výber vhodného zemníka s požadovanými vlastnosťami suroviny, ako aj jeho ťažba, preprava na lokalitu a samotné zriadenie CCL kladie tak pomerne vysoké technologické ako aj finančné nároky na tento spôsob tesnenia (čl.3.1.5). Klasické ílové tesnenie 2x250 mm je možné modifikovať aj ďalšími vhodnými zeminami.

V prípade požiadavky na absolútnu tesniacu účinnosť je možné aplikovať dvojité tesnenie: fóliu a bentonit (GM+GCL), prípadne použiť špeciálne bentonitové rohože (GCL) s integrovanou vrstvou HDPE geomembrány (GM), ktoré v jednom technologickom celku tak predstavujú dvojitú tesniacu bariéru a prakticky nepriepustnú vrstvu. Spôsob a špecifiká pokládky GCL vrstvy je podrobne popísaný v technických manuáloch jednotlivých výrobcov. Výber konkrétneho geosyntetického materiálu na izoláciu a tesnenie potom závisí už len na lokálnych geotechnických a klimatických pomeroch. Príklady použitia geosyntetických materiálov na prekrytie a rekultiváciu banských odvalov a odkalísk v drsných aljašských pomeroch, na ropných pieskoch v kanadskej Alberte, v tropických monzúnových oblastiach Novej Kaledonie či extrémnych aridných ložísk v Južnej Afrike svedčia o dostatočne vyhovujúcich vlastnostiach týchto materiálov pre daný účel. Ich použitie v poslednom období na svetových rudných ložiskách či pri ťažbe tzv. krakovaním, kde sa okrem rekultivačných prác používajú na oveľa náročnejšie aplikácie do spodných podložných vrstiev vylúhovacích polí a sedimentačných nádrží, je dostatočnou referenciou pre ich výborné technologické vlastnosti a funkčnosť.

3 Spôsoby úpravy banských vôd z opustených ložísk.

Banské vody (hlavne kyslé = AMD, ale aj alkalické) vytekajúce z opustených banských diel sú jednou z hlavných príčin znečistenia povrchových ale aj podzemných vôd. Vzhľadom na to, že toto znečistenie môže pretrvávať po niekoľko desaťročí až dokonca stáročia od ukončenia banskej činnosti, existuje akútna potreba nájsť efektívne riešenia na elimináciu týchto dopadov banských prác na životné prostredie a zdravie obyvateľstva. Tomuto problému sa venoval aj výskumný projekt v rámci 5. operačného programu "Sustainable Management and Quality of Water", ktorý pre EK realizovalo konzorcium PIRAMID v roku 2003.

Zatiaľ čo pri aktívnej banskej činnosti je vypúšťanie odpadových a banských vôd regulované predpismi a povoleniami pre danú prevádzku a jej vlastníka, pre opustené banské diela už nie je možné tieto kroky uplatniť. Preto sa hľadajú účinne opatrenia, ktoré by boli aplikovateľné aj pre lokality "bez majiteľa"resp. lokality bez možnosti využitia elektrickej energie. Takéto postupy sa označujú ako "pasívne in situ sanácie"na úpravu kyslých alebo alkalických banských vôd. Oproti aktívnym postupom sa líšia najmä v ekonomickej štruktúre. Pri aktívnej úprave banských vôd sa celkové náklady na úpravu vôd (investičné aj prevádzkové) spoločne rozložia na celé obdobie prevádzky zariadenia. Pri pasívnych systémoch sú naopak relatívne vysoké investičné náklady už pri vybudovaní systému, samotné prevádzkové náklady sú už potom minimálne. Z toho potom vyplýva aj požiadavka, aby samotný systém (technológia) pracoval bez ďalších dotácií (energie, surovín) po celu dobu udržateľnosti.



Obrázek 1: Možnosti pasívneho čistenia banských vôd pre jednotlivé prvky periodickej tabuľky.

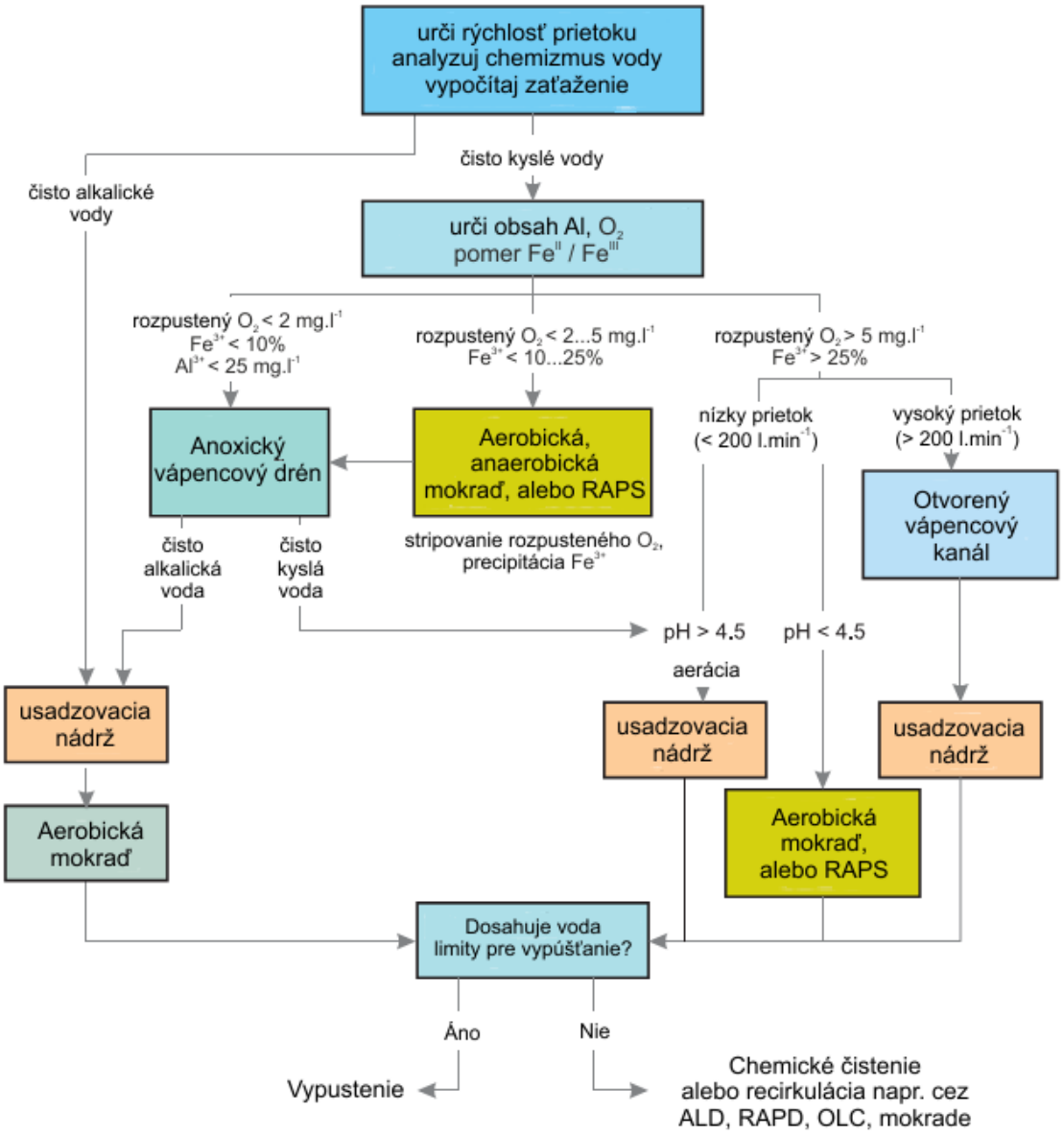
Základným chemickým princípom všetkých pasívnych systémov odstraňovania železa z banských vôd je aeróbny proces, kde rozpustené dvojmocné železo je oxidáciou a hydrolýzou prevedené na nerozpustný trojmocný hydroxid, ktorý následne sedimentuje ako kal na dne nádrží:

$$Fe^{2+} + 1/4\,O_2 + H^+ = Fe^{3+} + 1/2\,H_2O$$
$$Fe^{3+} + 3\,H_2O = Fe(OH)_3 + 3\,H^+$$

Pasívna úprava banských vôd sa úspešne dlhodobo používa napríklad pri čistení banských vôd z uhoľného baníctva, kde kombinácia mokradi, oxidačných rybníkov a sedimentačných nádrží je veľmi efektívna, nenáročná na údržbu a prevádzkovo relatívne veľmi lacná. Obsah celkového železa vo vode (Fe = 50 mg/l) sa vo všeobecnosti považujú sa rozhodovacie kritérium pre rôzne scenáre použitej technológie na čistenie vôd, ako je znázornené v nasledujúcej tabuľke podľa Cavazza et al. (2008). Z nej vyplýva, že pri prietokoch do 3,1 l/s ($\approx$ 50 gpm) a obsahoch železa do 25 mg/l je čistenie pomocou samotných sedimentačných bazénov veľmi ľahké a účinné. Pri vyšších obsahoch železa alebo prietokoch sú už nutné ďalšie opatrenia na zvýšenie účinnosti čistenia banských vôd. Rôzne kaskády, gravitačné prepady a pasívne turbulentné aeračné techniky sú potom nutné pre zvýšenie okysličovania banskej vody, kde samotná oxidácia na povrchu sedimentačnej nádrže nie je postačujúca. V prípadoch, kedy koncentrácie železa sú vyššie ako 50 mg/l je potom vyžadované ďalšie modelovanie a pokusné experimenty pre vyhodnotenie, či pasívne systémy čistenia banských vôd budú vôbec postačovať na prijateľné zníženie obsahu Fe na výtoku zo zariadenia.

Je zrejme, že neexistuje univerzálny postup pre všetky lokality opustených banských diel. Pre každú lokalitu musí byť individuálne posúdená možnosť úpravy a čistenia banských vôd na základe lokálnych faktorov ako sú prietok banskej vody na ústi zo štôlne, koncentrácie železa a prípade ďalších prvkov, cieľová koncentrácie železa na vyústení do recipienta, topografické možnosti lokality, investičné a prevádzkové náklady na technologické vybavenie ako aj požadovaná doba životnosti systému a jeho udržateľnosť. Z týchto poznatkov vyplývajú vo všeobecnosti pre pasívne čistenie alkalických banských vôd nasledujúce skutočnosti, ktoré sú nižšie znázornené aj v rozhodovacom diagrame podľa PIRAMID:

- aeróbne mokrade sa použijú pre nízke obsahy Fe v banskej vode
- sedimentačné nádrže sa použijú, ak je vysoký obsah železa vo vode a požiadavka na vypúšťanú vodu nie je prísnejšia ako 5 mg/l celkového Fe
- kombinácia oboch technológií sa použije pre vysoké obsahy Fe a prísne limity pre vypúšťanú vodu
- pre veľmi vysoké obsahy Fe (nad 50 mg/l) je nevyhnutné predradiť pred sedimentačné nádrže aeróbne kaskády alebo iný spôsob dostatočného prekysličenia pritekajúcej banskej vody.



Obrázek 2: Rozhodovací diagram pre pasívnu úpravu banských vôd (zdroj Skousen [2]).

4 Technologické možnosti pasívnej úpravy banských vôd

4.1 Prevzdušňovacie fontány

Predstavujú bodový prvok na prevzdušňovanie banskej vody zvyčajne až priamo v sedimentačnej nádrži. Keďže pri pasívnej úprave nie je možné využiť klasické elektrické čerpadla, môže sa využívať na tlak vody len gravitačný spád medzi prítokom do sedimentačnej nádrže a jej hladinou. Ďalšou nevýhodou je častá potreba čistenia z dôvodu inkrustácie a komplikovaná dostupnosť uprostred nádrže. Výhodou je naopak minimálna investičná nákladovosť tohto zariadenia a relatívne dobrá účinnosť (v závislosti od gravitačného spádu).

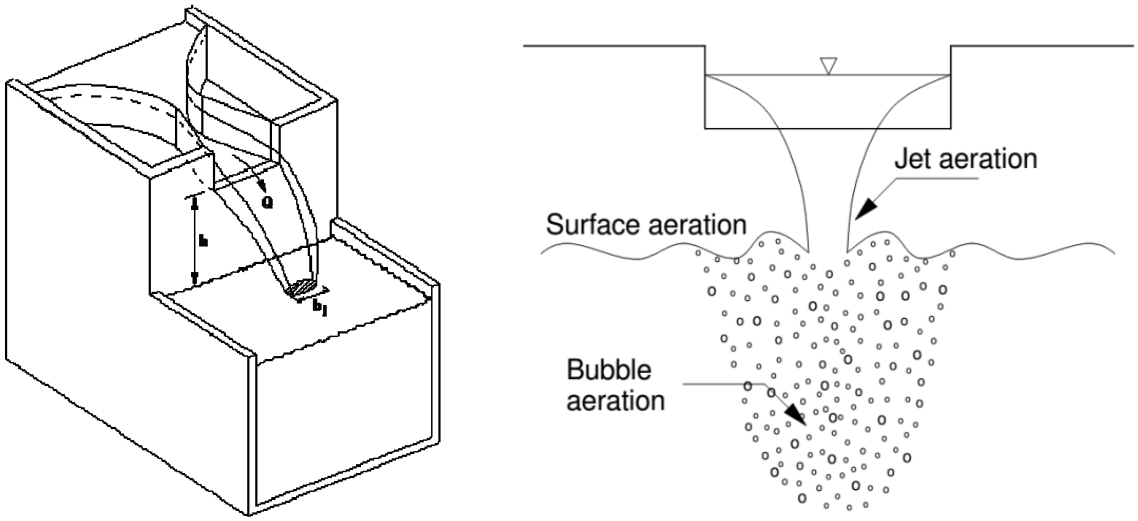
Obrázek 3: Príklady aeračných fontán na prekysličenie vôd.

4.2 Gravitačná kaskáda

predstavuje líniový prvok prevzdušňovania. Potrebuje väčšiu plochu ako fontána, je však zvyčajne účinnejšia, aj keď finančne náročnejšia (podľa materiálu). Ako už bolo v predchádzajúcej kapitole uvedené, jedným z najdôležitejších faktorov na prechod rozpusteného železa do nerozpustnej formy je pridávanie vzdušného kyslíka do banskej vody. Pri pasívnych systémoch úpravy banských vôd sa môže využiť len gravitačná sila t.j. nejaká forma kaskády alebo výškového skoku na toku vody. Napriek zdanlivej jednoduchosti tohto systému (stačí malá hrádzka z kameňov) stále sa vylepšuje účinnosť týchto zariadení novými postupmi a výpočtami. Jeden z najrozšírenejších prístupov je návrh prepadovej kaskády, kde dôjde k rozdeleniu toku do tenkej vrstvy vody, aby vzdušný kyslík mal prístup k čo najväčšej ploche hladiny a rozhranie vzduch/voda bolo čo najviac maximalizované. Prepad je buď obdĺžnikový (pri vyšších prietokoch) alebo kruhový s kolmou horizontálnou plochou vo forme kačacieho zobáku (pre malé prietoky) na čo najväčšie rozptýlenie dopadajúcej vody. Všeobecné odporúčanie je 100 mm šírky kaskády na každý 1 L/s pretekajúcej vody, pričom typicky sa inštaluje štyri až šesť stupňov, výška každého stupňa by mala byť medzi 500 – 800 mm. Teoreticky ba mala takáto kaskáda oxidovať až 50 mg/l železa, realistickejšie odhady uvádzajú 30 mg/l. Napriek jednoduchosti riešenia však účinnosť tohto systému môže byť znížená pri malých prietokoch alebo nedostatočnej výške prepadu, ako vidno na obrázku vpravo.

Obrázek 4: Gravitačná kaskáda na prevzdušnenie.

Novšie matematické výpočty preukázali, že efektívnejší prenos kyslíka do vody je pri maximalizácií počtu malých vzduchových bublín. Rovnaký objem vzduchových bublín pri menšom priemere bubliny má výrazne vyššiu plochu a tým aj rozhranie vzduch/voda sa zväčší a prenos kyslíka je účinnejší. Tiež sa zistilo, že úprava kaskády tak, aby sa dopadajúca voda a vznikajúce bubliny vzduchu mohli symetricky rozptýliť okolo dopadiska pod hladinou zvyšuje účinnosť prevzdušnenia. Preto dopad na plytkú hladinu resp. až priamo na pevné dno je z hľadiska účinnosti prevzdušňovania nevhodný. Minimálna hĺbka hladiny v mieste dopadu vody z kaskády by sa mala rovnať výške kaskády, ako je znázornení na obrázku vedľa. Optimálny uhol odpadu vody na hladinu je 45, kedy sa dosahuje najmä pri vyšších prietokoch výraznejšiu efektívnosť prevzdušnenia ako pri kolmom dopade.



Obrázek 5: Princíp Venturiho prepadového žľabu podľa Muellera (2002).

4.3 Sedimentačná nádrž: zemná + HDPE / monolitický betón

Sedimentačné nádrže či bazény predstavujú základný prvok pri pasívnej úprave alkalických banských vôd, kde hlavným dôvodom čistenia je odstránenie železa (a mangánu). Aj keď aeróbne mokrade s vhodnou vegetáciou poskytujú o niečo lepšie výsledky, čistenie takýchto mokradi od kalov je oveľa náročnejšie ako klasických sedimentačných nádrži. Pri obsahu železa viac ako 5 mg/l sú sedimentačné nádrže nevyhnutnosťou, mokrade nemajú dostatočnú účinnosť. Preto sú sedimentačné bazény oveľa rozšírenejšie a častejšie sa využívajú v praxi pri čistení banských vôd.

5 Záver

Neexistuje zatiaľ jednotná metodika a centrálna databáza sanačných a remediačných postupov pre čistenie a úpravu banských vôd z opustených ložísk. Každá krajina, ktorej sa tento problém bytostne týka (severoamerické uhoľné bane, juhoafrické a austrálske rudné ložiska, opustené banské lokality v EU) rieši problematiku viac menej vlastnou metodikou. Veľmi by preto pomohla centralizovaná databáza štandardizovaných postupov a údajov o všetkých možnostiach nakladania s AMD, bez ohľadu na spôsob financovania či úroveň riadenie (štátne či súkromné). To by predstavovalo obrovskú pomoc pri rozhodovaní o voľbe čistenia a úpravy banských vôd pre nové lokality. Tieto databázové údaje a dáta by potom mohli byť vhodným podkladom pre projektantov a technológov pri výbere účinnej metódy čistenia a úpravy vôd, založenej na tom, čo úspešne funguje v podobných podmienkach v zahraničí.

Pre ďalšie projekčné práce spojené s návrhom vhodnej technológie budú potrebné podrobnejšie režimové merania a hydrogeologické štúdie stanovenia závislosti zloženia banských a drenážnych vôd so zrážkami. Presné údaje o prietoku totiž podstatným spôsobom ovplyvňujú veľkosť sedimentačných bazénov pri konštantnej dobe zdržania. Koncentrácie Fe a Mn zase výrazne ovplyvňujú množstvo vznikajúcich kalov a tým aj celé kalové hospodárstvo a intervaly čistenia nádrží vrátane vyvolaných nákladov. Veľmi dôležitou súčasťou pred - projektovej prípravy a výberu vhodnej technológie by mali byť aj poloprevádzkové skúšky s dostatočným časovým predstihom navrhovaných technologických zostáv pasívneho čistenia banských a drenážnych vôd. Len skutočným overením a reálnymi výsledkami pokusov je možné dokladovať vhodnosť, účinnosť a efektívnosť danej technológie pre konkrétnu lokalitu.

Literatura

[1] JONES, D.; FAWCETT, M.: Technologies for Environmental Advancement of Mining in the Northern Territory. 2004, northern Territory Minerals Council (Inc.) and the Mines and Petroleum Management Division of the Northern Territory Government.

[2] SKOUSEN, J.; ZIEMKIEWICZ, P.: Performance of 116 Passive Treatment Systems for Acid Mine Drainage, National Meeting of the American Society of Mining and Reclamation Breckenridge, CO. 2005.

[3] SMITH, M.; ATHANASSOPOULOS, C.: Evaluations of engineered cover systems for mine waste rock and tailings. 2013, geosynthetics magazine's 6-7/2013.

Čištění skládkových výluhů kombinovanou membránovou technologií s použitím biologických systémů předčištění

Reinigung des Deponiesickerwassers mit einem kombinierten membranengestützten Verfahren mit Einsatz biologischer Vorreinigung

Jaroslav Hrabal, Vendula Cencerová[1] Irena Šupíková, Libor Polách[2], Lukáš Václavík[3], Jaroslav Nosek[4]

Abstrakt

V rámci řešení výzkumného projektu byly v průběhu let 2015-2018 realizovány odborné a technické práce směřující k vývoji kombinované technologie úpravy skládkových výluhů. Základní myšlenkou projektu bylo organické propojení přírodě blízkých procesů biologického předčištění skládkových výluhů s dočištěním na membránových technologií. Tedy spojení environmentálně přívětivých procesů s minimálními energetickými a materiálovými vstupy se špičkovou technologií membránových separací. Výsledkem je systém nízkonákladové technologie s minimální potřebou obsluhy, která řeší problematiku nakládání se skládkovými výluhy bez nutnosti jejich přepravy a externí likvidace na ČOV. V rámci projektu byly provedeny expertízy, laboratorní experimenty a především dlouhodobý poloprovozní pokus úpravy skládkových výluhů na vytipovaných skládkách. Na skládce komunálních odpadů byly vybudovány dvě pilotní technologie biologického předčištění skládkových vod. Třetí pilotní technologie byla cílena na poloprovozní předčištění průsakových vod z kazety nebezpečného odpadu. Skládkové výluhy upravené biologickým předčištěním byly testovány na lince membránových technologií. Na základě dosažených výsledků byly obě dílčí technologie optimalizovány a vypracována studie proveditelnosti.

Kurzfassung

Im Rahmen der Bearbeitung eines Forschungsprojektes wurden im Laufe der Jahre 2015 - 2018 fachliche sowie technische Arbeiten zur Entwicklung eines kombinierten Verfahrens zur Reinigung des Deponiesickerwassers unternommen. Die grundlegende Idee des Projektes war eine organische Verbindung naturnaher Prozesse der biologischen Vorreinigung des Deponiesickerwassers mit einer Nachreinigung mit membranengestützten Technologien. Also eine Verbindung von umweltfreundlichen Prozessen mit minimalen Energie- und Materialansprüchen mit einer Spitzentechnologie membranengestützer Trennung. Das Ergebnis ist ein System einer billigen Technologie mit einem minimalen Bedienungsbedarf, mit der die Behandlung des Deponiesickerwassers ohne Notwendigkeit eines Transportes und einer externen Beseitigung in einer Kläranlage gelöst werden kann. Im Rahmen des Projektes wurden Gutachten erarbeitet, Laborexperimente durchgeführt und insbesondere ein langfristiger Pilotversuch zur Aufbereitung von Deponiesickerwasser auf ausgewählten Deponien umgesetzt. Auf einer Kommunalabfalldeponie wurden zwei Pilotanlagen für eine biologische Vorreinigung aufgebaut. Die dritte Pilotanlage war auf eine pilothafte Vorreinigung des Sickerwassers aus dem Bereich des gefährlichen Abfalls ausgerichtet. Das biologisch vorgereinigte Deponiesickerwasser wurde auf membranengestützten Technologien getestet. Auf Grundlage der erreichten Ergebnisse wurden beide Teiltechnologien optimiert und eine Machbarkeitsstudie erarbeitet.

[1]MEGA a.s., Pod Vinicí 87, 471 27 Stráž pod Ralskem, Jaroslav.Hrabal@mega.cz
[2]AQUATEST a.s., Husitská 133/49, 460 07 Liberec, supikova@aquatest.cz, polach@aquatest.cz
[3]MemBrain s.r.o., Pod Vinicí 87, 47127 Stráž pod Ralskem
[4]Technická univerzita v Liberci, Studentská 1402/2, 461 17 Liberec 1, jaroslav.nosek1@tul.cz

1 Úvod

Nakládání s odpady představuje v ČR dlouhodobě problematickou oblast z pohledu ochrany životního prostředí. Ačkoliv bylo již v roce 1996 ukončeno skládkování na nebezpečných skládkách (resp. skládkách, které umožňovaly průsak skládkových výluhů do horninového prostředí či kontaminaci podzemních vod), přetrvává problém s likvidací skládkových výluhů provozovaných skládek. Existuje celá řada technologií řešících likvidaci skládkových průsakových vod. Volba vhodné metody se odvíjí od charakteristiky odpadu naváženého na skládky, ale také od umístění skládky, geologického podloží a celé řady dalších parametrů. Škála využitelných metod likvidace skládkových výluhů je poměrně široká, avšak převážná část provozovatelů skládek v ČR likviduje skládkové výluhy rozstřikem po tělesu skládky nebo (v případě většího množství těchto výluhů) odvozem na nejbližší ČOV. Tento způsob likvidace skládkových vod sice vyhovuje současné legislativě ČR, ale je poměrně neefektivní, a to jak z hlediska environmentálního, tak i ekonomického. Čistírenský proces na ČOV není vhodný pro eliminaci typického znečištění skládkových výluhů (některé kontaminanty jsou sice eliminovány, ale většinou jsou pouze naředěny a vypouštěny do vodních toků). Transport většího objemu skládkových vod na nejbližší ČOV je pak obvykle spojený s neúměrně vysokými náklady. Metoda čištění skládkových výluhů kombinovanou technologií [1] s použitím biologických systémů předčištění a dočištění na membránové lince je schopna eliminovat nedostatky jiných používaných technologií (zejména využití ČOV pro likvidaci skládkových výluhů) a zároveň je zajímavá svým ekonomickým efektem. V pilotním ověření technologie na lokalitách Svébořice i Tušimice bylo dosaženo velmi dobrých výsledků a byla doložena možnost reálného nasazení do praxe.

2 Stručný popis pilotních lokalit

Na skládku Svébořice se ukládají komunální odpady produkované městem Mimoň a okolními obcemi. Svozová oblast produkuje ročně cca 25 tis. tun odpadů. Podle Katalogu odpadů se jedná o kategorii ostatní odpad, tj. ostatní komunální odpady a stavební a demoliční odpady. Skládka je členěna na kazety A až D, které jsou postupně zaplňovány a rekultivovány. Specifikem této skládky je postupné navyšování úložné kapacity budováním nových kazet, a také sejmutí dříve zrekultivovaných ploch a zvyšování nivelety skládky. Tím dochází k vzájemnému propojování kazet s možností přetoku skládkových výluhů mezi jednotlivými kazetami. Skládka je vybavena třemi záchytnými jímkami výluhů. Celková plocha skládky je 5 ha a úložný objem je kalkulován na 792 000 m^3 odpadu. Maximální mocnost odpadu má dosáhnout 24 m. Skládka bude dobudována v roce 2019 a ukončení aktivního skládkování se předpokládá v roce 2023.

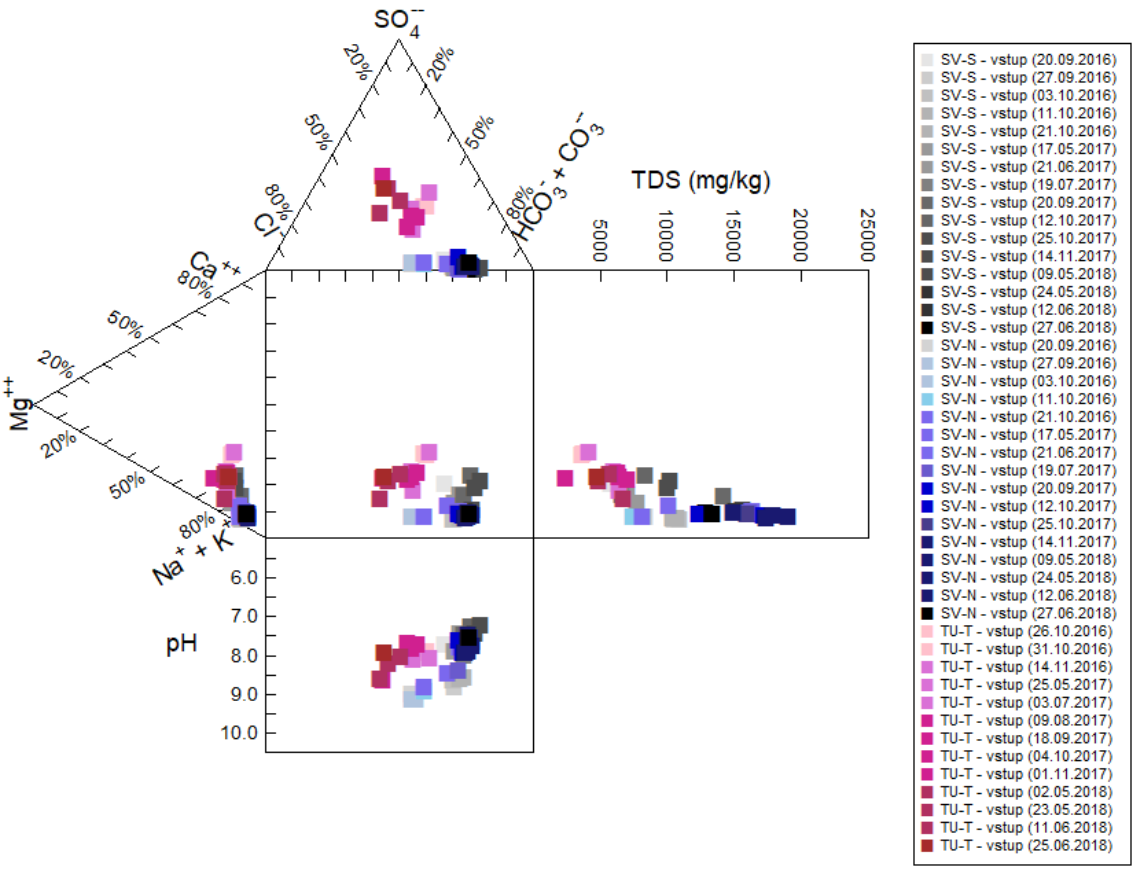
Skládka Tušimice byla uvedena do provozu v roce 1996 ve vnějším výsypkovém prostoru Libouš. Pro stavbu skládky byla využita deprese o vnějších půdorysných prostorech 790 x 300 m s hloubkou 14 až 15m. Dle způsobu technického zabezpečení jednotlivých kazet je skládka určena pro skupiny S-IO inertní odpad (kazeta A), S-OO1 ostatní odpad s nízkým obsahem organických biologicky rozložitelných látek a odpadů z azbestu (kazeta D, I), S-OO3 odpad kategorie ostatní odpad s podstatným obsahem organických rozložitelných látek a odpadů z azbestu (kazety B, D, I), S-NO nebezpečné odpady (kazeta T).

Chemické složení skládkových výluhů získané v průběhu monitoringu pilotních systémů od září 2016 do června 2018 je uvedeno v tabulce 1. Na lokalitě Svébořice byly maxima, minima a průměry pro jednotlivé sledované parametry vypočteny z 15 chemických rozborů vod, na lokalitě Tušimice ze 13 chemických rozborů vod. Vzorky byly odebírány v období od května do listopadu). Od prosince do dubna, nebyl systém z důvodu zimní odstávky monitorován.

Tabulka 1: Průměrné složení skládkových výluhů na skládkách Svébořice a Tušimice.

		Svébořice stará kazeta			Svébořice nová kazeta			Tušimice		
		max.	min.	průměr	max.	min.	průměr	max.	min.	průměr
pH	[-]	8,8	7,2	–	9,2	7,5	–	8,6	7,7	–
konduktivita	[mS/cm]	17,1	6,6	11,9	20,1	9,3	14,5	9,4	4,0	7,0
$KNK_{4,5}$	[mmol/l]	150,0	50,0	103,0	175,0	10,7	116,0	42,0	8,6	27,8
$ZNK_{8,3}$	[mmol/l]	11	0	7,5	12,7	0	6,9	3,35	0	1,6
$CHSK_{Cr}$	[mg/l]	6130	497	2188	3410	1690	2569	850	297	510
humínové látky	[mg/l]	289	49	154	728	149	427	52	11	34
Cl^-	[mg/l]	1800	807	1276	2080	1390	1723	1570	440	912
NH_4^+	[mg/l]	1160	265	672	1600	72	716	361	30	193
NO_3^-	[mg/l]	11,3	2,3	3,1	11,3	0,5	3,6	54,6	1,1	18,6
NO_2^-	[mg/l]	6,6	0,1	1,3	9,7	0,3	1,8	30,4	0,2	4,1
HCO_3^-	[mg/l]	9150	3050	5959	10700	2660	6909	2560	464	1671
CO_2	[mg/l]	708	0	159	702	0	184	153	0	14
SO_4^{2-}	[mg/l]	177	10	58	410	30	174	1190	650	946
PO_4^{3-}	[mg/l]	52,8	2,8	20,0	54,0	6,4	30,4	10,2	3,8	6,4
F^-	[mg/l]	5,0	1,0	2,4	65,0	1,0	6,3	2,7	1,0	1,4
$SiO_{2\ rozp.}$	[mg/l]	49,9	22,1	34,2	47,5	20,0	34,5	34,4	9,4	25,4
Na	[mg/l]	1730	571	1105	1930	1070	1511	1250	418	808
K	[mg/l]	1390	449	894	1820	850	1295	400	111	247
Ca	[mg/l]	255	25	113	152	37	96	216	72	179
Mg	[mg/l]	160	89	123	173	94	124	180	66	120
B	[mg/l]	11,4	3,8	7,2	10,2	6,1	8,2	5,5	2,6	3,5
Fe	[mg/l]	10,1	0,4	3,9	9,0	0,2	3,7	0,3	0,0	0,1
Mn	[mg/l]	1,6	0,2	0,7	0,8	0,1	0,5	1,4	0,1	0,8
TOC	[mg/l]	2130	121	694	1310	444	745	227	84	141

Chemizmus skládkových výluhů ve Svébořicích odpovídá mírně zásaditým vodám s vysokou mineralizací, kde jsou převažujícím aniontem hydrogenuhličitany následované chloridy. Chemický typ vod je hydrogenuhličitano-amonnosodný ($HCO_3 - Na - NH_4$). V průsakových vodách převažují koncentrace alkalických kovů nad kovy alkalických zemin. Z nutrientů převažuje celkový anorganický dusík nad fosforečnany. Z kovů byly nejvyšší koncentrace zjištěny pro Fe. Koncentrace bóru se pohybovala mezi hodnotami 3,8 až 11,4 mg/l. Hodnoty $CHSK_{Cr}$ se pohybovaly mezi 498 až 6130 mg/l, přičemž koncentrace TOC byla na úrovni cca 700 mg/l. Průměrné zastoupení humínových látek představovalo hodnotu kolem 150 mg/l. Chemický typ průsakových vod z kazety T na skládce nebezpečného odpadu v Tušimicích je sírano-sodný ($SO_4 - Na$). Nižší mineralizace je dána nižšími koncentracemi anorganických solí ve vodách z kazety nebezpečného odpadu. Průměrné koncentrace amoniakálního dusíku jsou výrazně nižší než u sledovaných kazet svébořické skládky, podobně je tomu i v případě hodnot $CHSK_{Cr}$. Z nutrientů opět dominují koncentrace celkového anorganického dusíku nad fosforečnany. V porovnání s průsakovými vodami z komunálních skládek jsou koncentrace boru, TOC i obsah humínových látek v kazetě T nebezpečného odpadu výrazně nižší. Chemické analýzy byly podrobně zpracovány formou diagramů a sloupcových grafů, na obrázku 1 je příklad vyhodnocení chemizmu skládkových výluhů ze skládky Svébořice (šedá a modrá stupnice, kód SV) a Tušimice (červená stupnice, kód TU).



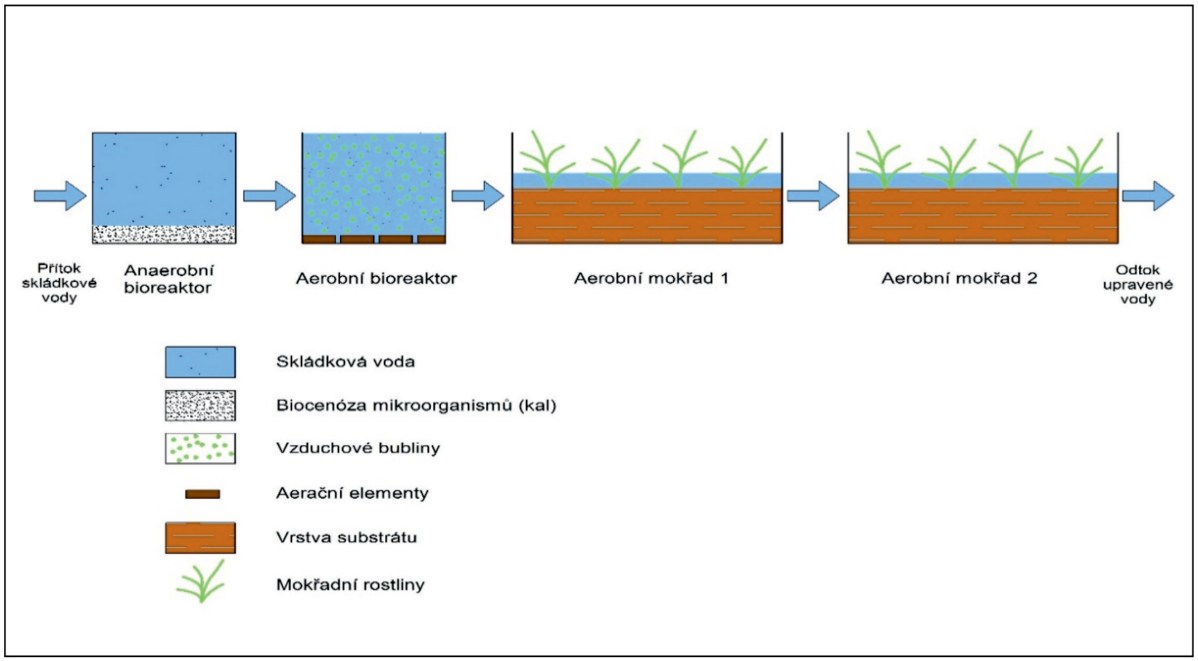
Obrázek 1: Durovův diagram s výsledky chemických analýz skládkových výluhů.

Durovův diagram znázorňuje nejzastoupenější složení anionů a kationů v běžných vodách, včetně pH a mineralizace. Nepočítá však s vysokými obsahy dusíkatých sloučenin typických pro skládkové výluhy, které jsou však v diagramu zahrnuty v parametru TDS (rozpuštěné minerální látky). Přesto lze velmi dobře demonstrovat odlišný chemizmus vod na skládce Svébořice a Tušimice (rozdílný poměr síranů a hydrogenuhličitanů, vyšší mineralizace na skládce Svébořice) odrážející jiný typ skládkovaného materiálu.

3 Výsledky pilotního pokusu

Od 2. poloviny roku 2016 do poloviny roku 2018 byly prováděny pilotní experimenty s cílem ověřit účinnost pasivních biologických systémů předčištění skládkových vod. Koncepční návrh pilotní technologie předčištění průsakových vod vycházel z výsledků experimentů provedených v laboratorním měřítku a z kvalitativního posouzení fyzikálně-chemických a mikrobiologických parametrů včetně jejich reálně vznikajícího množství. Pilotní technologie byly provozovány jako kontejnerové bioremediační linky, které byly sestaveny ze 3 samostatných technologických stupňů (kontejnerů) zapojených v sériovém uspořádání. Jednotlivé stupně byly uspořádány v následujícím pořadí – anaerobní bioreaktor, aerobní bioreaktor, aerobní mokřad. Koncepční schéma sestavy jednotlivých prvků pilotního systému je znázorněno na obrázku 2.

Vzorky na chemické analýzy byly odebírány na vstupech a výstupech jednotlivých uzlů. Na základě podrobného vyhodnocení výsledků bylo prokázáno, že v pilotním systému probíhá nitrifikace amoniakálního dusíku vykazující dlouhodobě vysokou účinnost (od 33 do 97 % pro celkovou dobu zdržení od 16 do 245 dní), přičemž odstraňování tohoto klíčového kontaminantu ze surové skládkové vody je kombinací nitrifikačních a denitrifikačních procesů v ae-

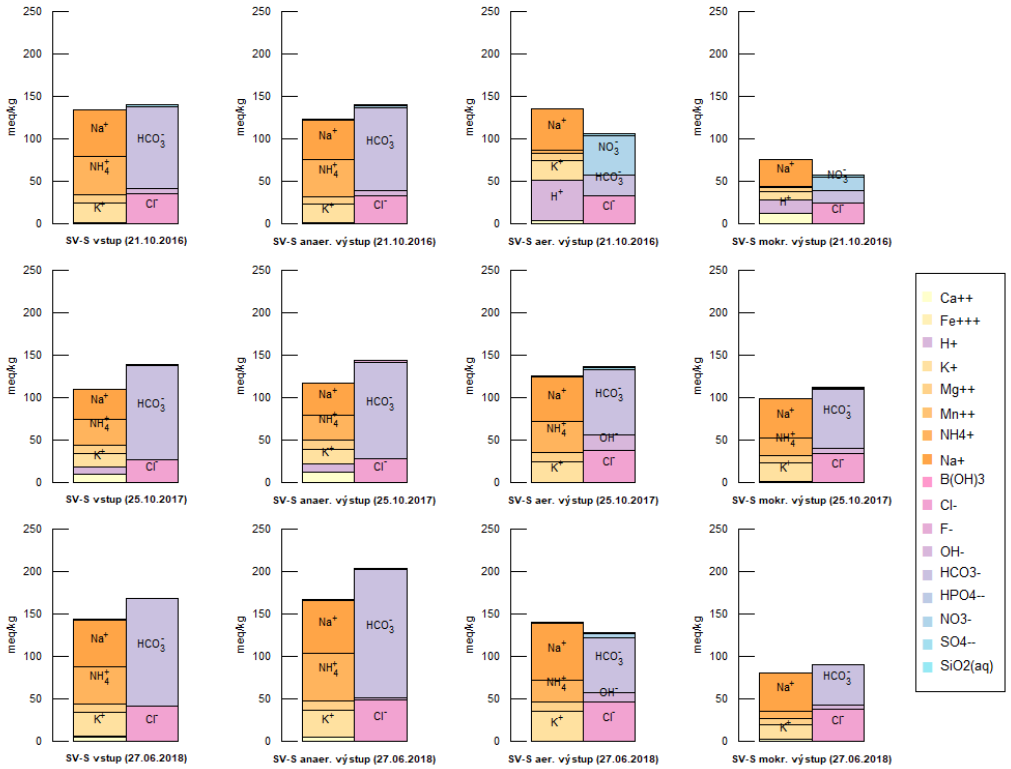


Obrázek 2: Koncepční schéma pilotní technologie biologické předúpravy.

robním bioreaktoru a aerobním mokřadu. Při vyšších koncentracích $NH_4^+ - N$ (nad 500 mg/l) je amoniakální dusík spotřebováván převážně v aerobním mokřadu v souvislosti se zajištěním metabolických potřeb přítomných mikroorganismů a jako důležitý růstový faktor pro rozvoj mokřadních rostlin. Účinnost eliminace fosforečnanů se v převažující míře pohybuje od 45 do 98 %. K odstraňování fosforečnanů docházelo převážně v aerobním bioreaktoru v důsledku inkorporace tohoto biogenního prvku do buněk přítomných mikroorganismů za účelem zabezpečení základní metabolické potřeby pro výstavbu jejich těl a z důvodu vytváření energeticky bohatých zásobních látek typu polyfosfátů. Bylo dosaženo i relativně vysoké účinnosti snížení koncentrace boru ve finálním odtoku předčištěné vody (účinnost převážně od 30 do 86 %). Hlavní podíl na tomto procesu mají sorpční procesy v aerobním mokřadu. Relativně vysokých účinnosti čištění bylo dosaženo i v případě organického znečištění (většinou v intervalu od 30 do 83 %). Organické látky byly účinně odstraňovány především biodegradací biologicky rozložitelné složky organického znečištění v aerobních podmínkách (aerobním bioreaktoru) a částečně v aerobním mokřadu. Hodnota celkové konduktivity klesla až o 60 %, na snížení konduktivity neměly vliv koncentrace iontově rozpuštěných látek (Na, K, Ca, Mg, chloridy apod.), protože ty zůstaly po průchodu bioremediační linkou víceméně nezměněny. Snížení hodnoty konduktivity je pravděpodobně důsledkem biologického odstraňování nutrientů a procesů iontové výměny v matrici substrátu. Výsledky pilotního testování pro jednu ze 3 testovaných pilotních technologií (pro kazetu C skládky Svébořice) jsou uvedeny na obr. 3 a 4.

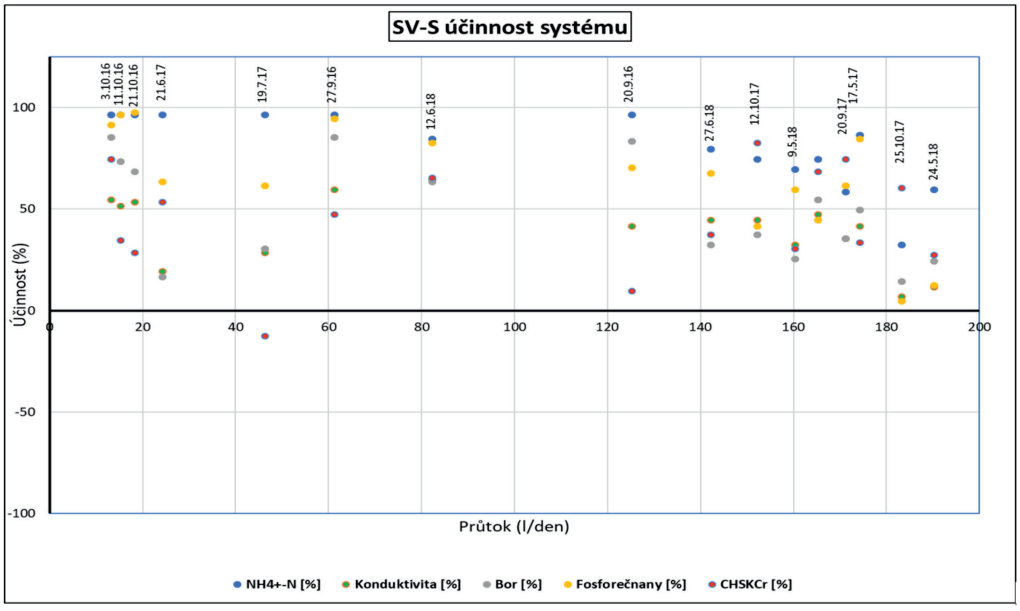
Koncentrace látek ve sloupcových grafech jsou přepočteny na meq/kg, lze tak demonstrovat nejen změny chemizmu skládkových výluhů při průchodu technologií, ale i nábojovou vyváženost roztoku. Podle chemického složení a pH jsou dopočteny i další složky roztoku (H^+ a OH^-). Velmi dobře patrný je vliv aerobního stupně, a především aerobního mokřadu na změnu chemizmu roztoků.

Na obrázku 4 je vyhodnocena účinnost technologie biologického předčištění skládkových výluhů. Na ose x je uveden průtok čištěných vod v technologii (l/den), na ose y pak účinnost technologie. Jednotlivé polutanty jsou znázorněny barevnými body. Nutno upozornit na jistou míru neurčitosti výsledků, jelikož odběry jednotlivých proudů byly vždy prováděny ve stejném čase. Jak bylo zjištěno nátoky skládkových výluhů do technologie jsou v čase rozkolísané. Při vyšších zdrženích je možno předpokládat ovlivnění vypočtené účinnosti variabilitou vstupu



Obrázek 3: Příklad vyhodnocení chemických analýz formou sloupcových grafů.

a tím je možno interpretovat i fluktuaci hodnot účinnosti.



Obrázek 4: Skládka Svébořice – účinnost eliminace hlavních kontaminantů skládkových výluhů z uzavřené kazety v pilotním systému (SV-S).

Ze skládkových výluhů je v jednotlivých stupních biologického předčištění odstraněno větší množství kontaminantů tak, aby upravená voda splňovala požadované parametry a mohla být dočištěna na membránové lince složené ze vstupního filtru, reverzní osmózy (dále RO), případně elektrodialýzy (dále ED). Pro posouzení efektivity celého procesu je důležité che-

mické složení finálních odsolených roztoků (ED diluát a RO permeát). V následující tabulce je uveden příklad výstupu z membránových technologií při nástřiku skládkových výluhů upravených v biologickém stupni předčištění (vstup). Při průchodu membránovou linkou dochází k jednoznačnému efektu oxidace zbytkových amonných iontů na dusitany a dusičnany, přičemž obsah amonných iontů v ED koncentrátu je nižší než ve vstupu, a přitom dusitany a dusičnany jsou řádově nabohaceny v ED koncentrátu. Obsah amonných iontů v ED diluátu je vysoký. Z dalších látek, které v ED diluátu dosahují relativně vysokých hodnot je možno jmenovat chloridy (i při velmi dobré rejekci – 90 %) z důvodu velmi vysokých obsahů na vstupu, podobně i Na, K a sírany. Mineralizace ED diluátu dosahuje cca 2,5 g/l při vstupech v úrovni 10 g/l. V druhém stupni je ED diluát čištěn na RO. Výstupní RO permeát pak vykazuje velmi nízké obsahy iontů – u amonných iontů pod 1 mg/l a oxidované formy anorganického dusíku v úrovní prvních mg/l, přičemž dále dochází k oxidaci na dusičnany. Humínové látky do permeátu nepřecházejí.

Tabulka 2: Chemizmus technologických proudů membránové linky.

Parametr	Jednotka	Vstup	ED diluát	ED koncentrát	RO permeát	RO retentát
pH	-	7,29	6,56	7,51	6,76	7,50
konduktivita	µS/cm	12 400	2 250	64 300	73,8	9 470
celkové rozp. látky	mg/l	9 490	2 610	51 900	197	12 800
celkový uhlík	mg/l	791	606	1 450	3,35	2 810
celkový anorg. uhlík	mg/l	117	21,7	574	1,40	46,3
celkový org. uhlík	mg/l	674	584	872	1,94	2 760
celkový dusík	mg/l	406	114	2 790	4,30	393
Al	mg/l	0,25	0,25	0,25	0,05	0,861
B	mg/l	9,94	9,40	9,27	3,04	21,7
Ba	mg/l	0,25	0,25	0,539	0,05	0,41
Ca	mg/l	109	20,4	375	0,0900	93,4
Cr	mg/l	0,682	0,76	0,25	0,05	3,36
Cu	mg/l	0,311	0,377	0,25	0,05	1,4
Fe	mg/l	3,71	4,35	0,25	0,05	20,7
K	mg/l	1 180	135	6 700	3,09	577
Mg	mg/l	111	19,0	550	0,05	90,5
Mn	mg/l	0,851	0,392	1,47	0,05	1,7
Na	mg/l	1 740	351	10 900	11,2	1930
P	mg/l	6,34	2,94	10,5	0,203	14,4
S	mg/l	369	177	2510	0,235	882
Zn	mg/l	0,250	0,592	0,449	0,05	2,33
Humínové látky	mg/l	714	744,0	35,0	0	4 370,0
NH_4	mg/l	123	7,7	80,0	0,8	31,0
Br^-	mg/l	5,66	0,5	23,1	0	1,0
Cl^-	mg/l	1 820	177,0	15 500,0	36	898,0
NO_3^-	mg/l	27	10,7	1 230,0	6,9	36,5
NO_2^-	mg/l	994	128,0	9 310,0	0,3	427,0
F^-	mg/l	2,25	1,0	10,0	0	1,8
PO_4^{2-}	mg/l	20,1	9,3	32,4	1,1	31,7
SO_4^{2-}	mg/l	1 050	417,0	9 320,0	120	1 910,0
CO_3^{2-}	mg/l	0	0,0	0,0	0	0,0
HCO_3-	mg/l	1 940	238,0	4 670,0	22	1 490,0

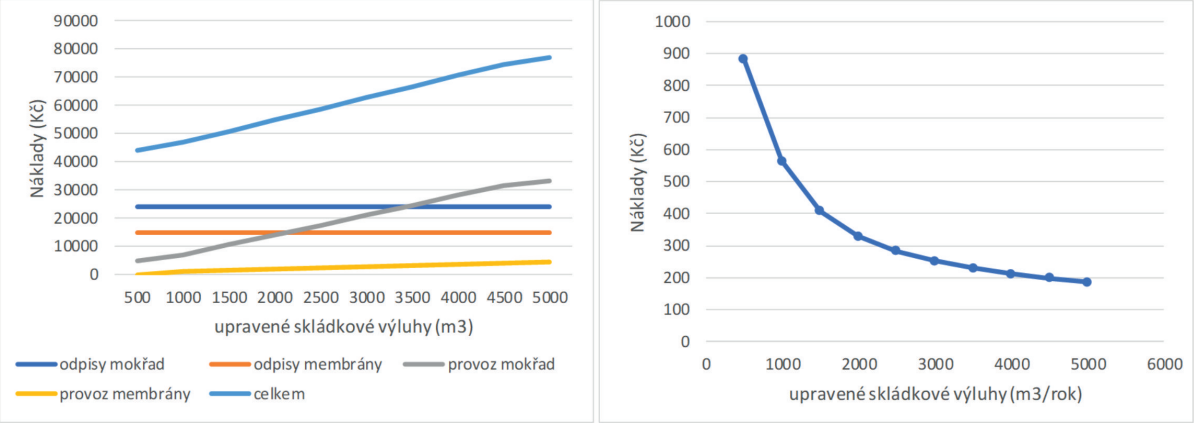
Pilotním pokusem bylo ověřeno, že membránová linka je zařízení schopné produkovat vyčištěnou vodu v ekvivalentu reverzně osmotického permeátu. Výtěžek membránové linky do-

sahoval 80 až 85 %. V naprosté většině sledovaných parametrů jsou celkově dosahovány velmi vysoké účinnosti a v signifikantních kontaminantech (amonné ionty, chloridy, Na) se účinnost blíží 100 %. Problematickým kontaminantem je bór, který není RO ani ED účinně odstraněn. Jeho eliminace je možná sorpcí na minerální substrát biologického stupně.

Odpadním proudem je elektrodialyzační koncentrát, který může být likvidován zpětným zasakováním do deponie. Zpětně zasakováno je tak teoreticky 15 % objemu skládkových výluhů zpracovaných na membránové lince, přičemž při započtení evapotranspirace biologického systému lze orientačně odhadovat zpětný zásak v úrovni cca 5 %. produkovaných skládkových výluhů.

4 Technicko ekonomická studie

Na závěr pilotního testování byla zpracována technicko ekonomická studie srovnávající investiční a provozní náklady při předpokládaném provozu technologie v trvání 10 let. Z ekonomického hlediska je navržená kombinovaná technologie velmi úsporná oproti stávajícímu způsobu likvidace skládkových výluhů. Jak na lokalitě Svébořice, tak na lokalitě Tušimice dosáhly předpokládané celkové náklady likvidace skládkových výluhů za 10 let pouze cca 65 % nákladů spojených s odvozem výluhů na ČOV (přičemž existuje reálný předpoklad, že v průběhu 10 let se služby odvozu odpadu na ČOV budou zvyšovat nejen v kontextu inflačního vývoje). Na obr. 5 jsou definovány náklady technologie a predikce změny jednotkových nákladů při kolísání nátoku skládkových výluhů na technologii, jelikož se předpokládají roční i meziroční fluktuace.



Obrázek 5: Propočet nákladů na úpravu skládkových výluhů.

Jak vyplývá z grafu, pro takto navrženou technologii je limitní hodnotou ekonomické efektivity nátok na technologii v úrovni 2500 až 3000 m^3 za rok. Při dalším snižování nátoku dochází k exponenciálnímu zvyšování jednotkových nákladů. Modelová studie pracuje s určitými omezeními a prvkem nejistoty. Již nyní lze ale konstatovat, že vyvinutá kombinovaná metoda vykazuje velmi zajímavý ekonomický efekt a finanční úspory jsou poměrně významné. Nezanedbatelný je samozřejmě i environmentální aspekt této metody, protože na rozdíl od likvidace výluhů na ČOV jsou touto metodou likvidovány prakticky všechny kontaminanty a environmentální rizika jsou výrazně eliminována.

5 Závěr

Je zřejmé, že technologie složená z biologického stupně předčištění a membránové linky přináší významný environmentální efekt v oblasti eliminace skládkových výluhů. Nezanedbatelný je také efekt ekonomický – v rámci technickoekonomické studie bylo prokázáno, že jednotkové i celkové náklady související s likvidací skládkových výluhů na skládkách Svébořice

i Tušimice jsou nižší než v případě, kdy jsou tyto výluhy odváženy na ČOV. Díky environmentálním i ekonomickým aspektům této metody lze předpokládat její využití v problematické oblasti nakládání se skládkovými výluhy v podmínkách ČR.

Při implementaci technologie do praxe však bude třeba zohlednit místní podmínky jednotlivých lokalit, které mohou generovat nutnost optimalizace technologie a tím i nárůst nákladů. Kalkulace nákladů byla provedena podle dat získaných při poloprovozní aplikaci. Je pravděpodobné, že při reálném provozu bude třeba upravit některé parametry technologie. Největší nejistotou řešení jsou změny množství i kvality skládkových výluhů produkovaných deponiemi v rámci hydrologického roku i životního cyklu deponie, a tím i relativně značné změny bilančního zatížení technologie. Vyžadovaná pružnost technologie úpravy skládkových výluhů může vést k vyšším investičním nákladům, stejně jako pokles množství zpracovávaných vod ve svém důsledku povede k navýšení jednotkových nákladů. Odborným odhadem je možno stanovit, že pro ekonomicky efektivní provoz navržené technologie je nezbytné zpracování minimálně 3000 m^3 skládkových výluhů ročně.

Poděkování

Tato práce je realizována za podpory prostředků Technologické agentury České republiky, v rámci projektu TH 01030661.

Literatura

[1] HRABAL, J.; aj.: Závěrečná zpráva projektu TH 01030661 Čištění skládkových výluhů kombinovanou membránovou technologii s použitím biologických systémů předčištění. 2018, MEGA a.s.

Phytoscreening dřevin jako instrument pro indikaci šíření organochlorovaných pesticidů v podzemní vodě

Phytoscreening des Holzes als Methode der Anzeige der Verbreitung chlororganischer Pflanzenschutzmittel im Grundwasser

Pavel Hrabák, Vojtěch Antoš, Jiří Mikšíček, Klára Lísková, Stanisław Wacławek, Miroslav Černík[1]

Abstrakt

Nezabezpečené historické skládky toxických odpadů představují značnou zátěž pro podzemní vody ve většině evropských zemí. Jedním z inovativních instrumentů, jejichž využitelnost je testována pro charakterizaci znečištění podzemní vody skládkovými výluhy, je phytoscreening pomocí dřevin. V příspěvku shrnujeme výstupy z phytoscreeningu dřevin jako indikátorů koncentrace izomerů hexachlorocyklohexanu (HCH) v podzemní vodě. HCH, resp. jeho γ izomer (triviální název lindan), byl podobně jako DDT masivně vyráběn v šedesátých letech 20. století a využíván jako insekticid. O čtyři desetiletí později se dostal mezi prvních 12 látek umístěných na seznam Stockholmské konvence o perzistentních polutantech (POPs). Jeho výroba ve středoevropských zemích byla většinou přerušena ještě před přijetím Stockholmské konvence (2001), protože již v sedmdesátých letech byly publikovány mechanismy vzniku chlorakné - onemocnění osob vystavených chronickým toxickým účinkům HCH a nečistot vznikajících při jejich výrobě. V době produkce γ-HCH bylo běžnou praxí ukládat ostatní balastní izomery HCH na nezabezpečené skládky, velmi často do povrchových dolů nebo jejich výsypek. To je i případ dvou studovaných lokalit, z nichž pocházejí prezentovaná data - výsypky lomu Hájek v Karlovarském kraji a skládky Rudna Gora v bývalé pískovně u polského Jaworzna. Navzdory doporučením existující příručky „Guide to Phytoscreening“ konstatujeme, že monitoring dřevin přináší na obou lokalitách relevantní výsledky pro indikaci přítomnosti HCH v podzemních vodách.

Kurzfassung

In den meisten europäischen Ländern stellen ungesicherte historische Deponien toxischer Abfälle eine große Belastung des Grundwassers dar. Eines der innovativen Instrumente, deren Anwendbarkeit für eine Charakterisierung der Verunreinigung des Grundwassers durch Deponiesickerwasser getestet wird, ist ein Phytoscreening mit Hilfe von Gehölzen. In dem Beitrag werden die Ergebnisse des Phytoscreenings der Gehölze als eines Indikators für die Konzentrationen der Isomere des Hexachlorocyclohexans (HCH) im Grundwasser zusammengefasst. HSH, bzw. sein γ Isomer (Handelsbezeichnung Lindan) wurde ähnlich wie DDT in den 1960ger Jahren massiv produziert und als ein Insektizid genutzt. Vier Jahrzehnte später gelangte es unter die ersten 12 Stoffe des Stockholmer Übereinkommens. In den mitteleuropäischen Ländern wurde seine Produktion noch vor der Verabschiedung des Stockholmer Übereinkommens (2001) eingestellt, weil bereits in den 1970ger Jahren Mechanismen der Entstehung von Chlorakne beschrieben wurden - Erkrankung von Personen, die toxischen Auswirkungen von HCH sowie der während seiner Produktion entstehenden Verunreinigung ausgesetzt waren. Während der Herstellung von γ-HCH gehörte es zur üblichen Praxis sonstige HCH - Balastisomere auf ungesicherten Deponien zu lagern, sehr oft in Tagebauen oder auf ihren Halden. Das ist auch ein Beispiel von zwei untersuchten Standorten, aus denen die vorgestellten Daten stammen - der Halde der Grube Hájek in dem Karlovarský kraj und der Deponie Rudna Gora in der ehemaligen Sandgrube beim polnischen Jaworzno. Trotz Empfehlungen in dem bestehenden Handbuch „Guide to Phytoscreening“ stellen wir fest, dass ein Monitoring von Gehölzen auf beiden Standorten relevante Ergebnisse für eine Indizierung des Vorkommens von HCH im Grundwasser liefert.

[1]Technická univerzita v Liberci, Studentská 1402/2, 46117 Liberec; pavel.hrabak@tul.cz

1 Úvod

Myšlenka využít dřeviny jako svého druhu aktivní čerpadlo podzemních vod nad terén, které funguje bez nutnosti hloubení vrtů, pochází již z 90. let minulého století a objevovala se u prací směřujících nejen do phytoscreeningu (např. [1, 2]), ale také do phytoremediačního využití rostlin ([3, 4]). Výše uvedené práce směřovaly k indikaci chlorovaných ethylenů a látek ze skupiny BTEX, tedy polutantů s menší molekulovou hmotností, s vyšší rozpustností ve vodě a větší volatilitou, než mají izomery HCH. Studium chování chlorovaných ethylenů a BTEX v nesaturované zóně a jejich příjem rostlinami byly intenzivně studovány i v dalších letech ([5, 6, 7, 8]). V případě HCH byl popsán příjem druhy bylin a keřů *Erica sp.*, *Solanum sp.* nebo *Cytisus sp.* ([9, 10, 11]), popis příjmu HCH u stromů ale dosud chybí [12]. Příručka [13] je k využití phytoscreeningu pro indikaci HCH skeptická, jako důvod uvádí omezenou rozpustnost HCH ve vodě. Naše práce na tématu příjmu HCH dřevinami je umožněna vstřícností společnosti Diamo s.p. (lokalita Hájek) a městem Jaworzno, které v rámci projektu AMIIGA ([14]) umožnilo rozsáhlé vzorkování dřevin na lokalitě Rudna Gora. Přehled evropských lokalit se zátěží HCH přináší práce [15]. Zatímco Hájek je lokalitou se středně velkou zátěží (odhadem cca 5 tis. tun HCH), Rudna Gora patří s bilancí cca 100 tis. tun HCH jednoznačně k evropským „mega-sites“ s mezinárodním přesahem.

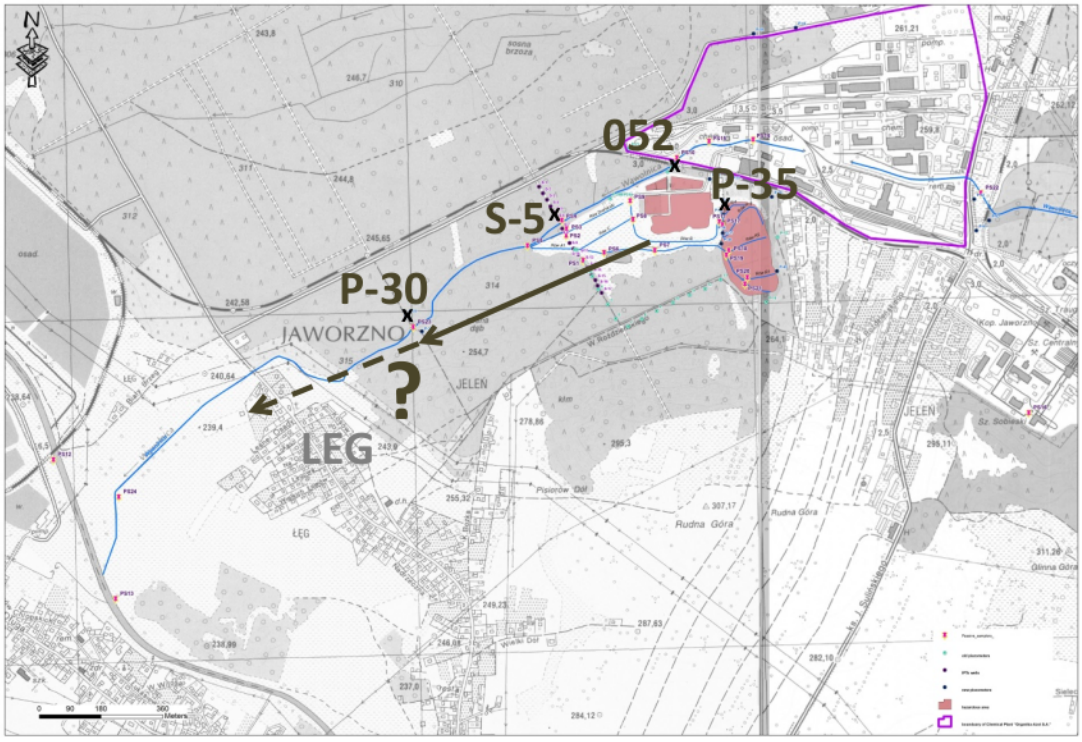
2 Metodika

Předpokladem využití dřevin pro indikaci znečištění podzemní vody je jejich přítomnost na studované lokalitě. V tomto směru panují na odvalu lomu Hájek (N 50°17.44778’, E 12°53.48923’) jistá omezení, protože růst náletových dřevin zde byl historicky potírán jako prevence proti porušení izolačních překryvných vrstev kořeny stromů.

Obrázek 1: Situace na zájmové lokalitě Hájek. Výsypka je v místě dřívějšího prameniště Ostrovského potoka. Olše byly sklízeny u vyústění drenážních vod na terén (suma HCH 100 μg/l, suma ClB 400 μg/l).

Navzdory tomuto úsilí k infiltraci srážkových vod docházelo a výsypka prodělala sesuv, ve-

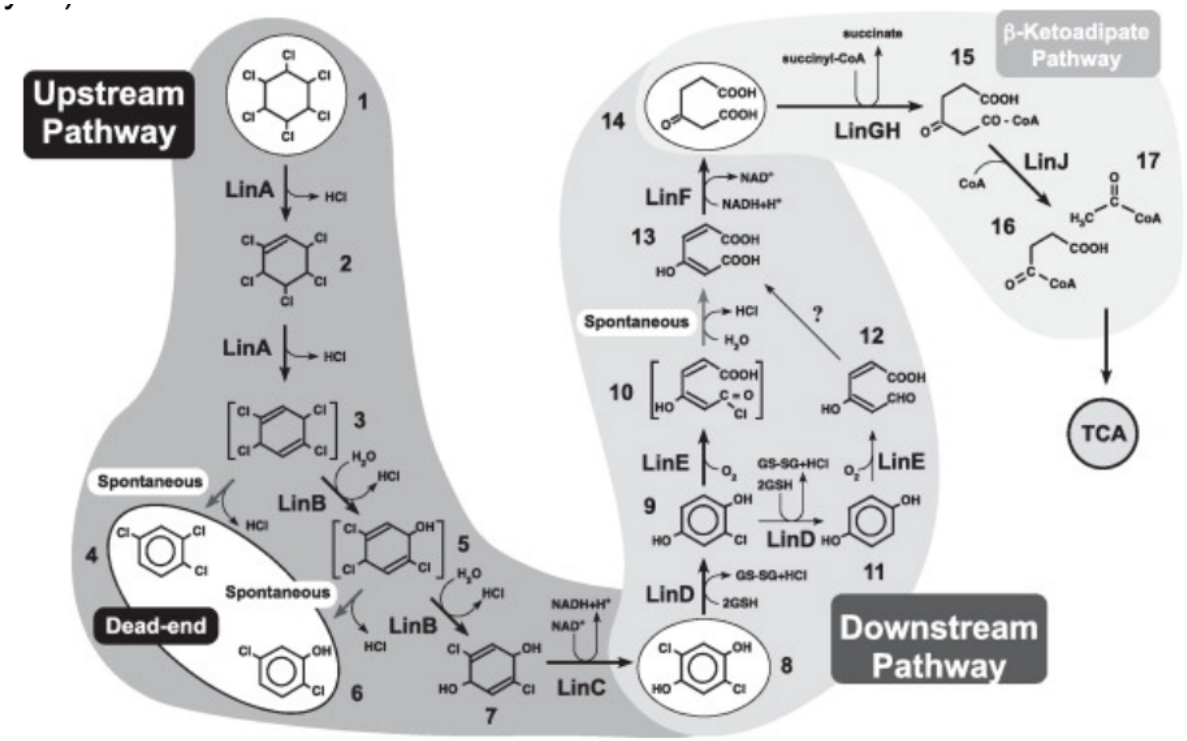
doucí k odhalení uloženého HCH-odpadu původem ze Spolany Neratovice. Na Hájku je tedy nedostatek dřevin nad kontaminovanou oblastí, která je ale poměrně dobře pokryta hydrogeologickými vrty. V Rudne Goře (N 50°11.28205', E 19°14.67368') je situace opačná: celé zájmové území je až na mýtiny zalesněno, pokrytí území hydrogeologickými vrty je ale nedostatečné (Obr. 1 a 2). Situace je zde také komplikovaná současným výskytem dalších polutantů (DDT, chlorovaná rozpouštědla, aldrin, endosulfan, heptachlor, kyanidy), zatímco Hájek je kontaminován uniformně jen HCH a jejich degradačními produkty (Obr. 3). Odběry dřevin pro dendrochronologické studie mají definovaný odběrový protokol (zaměření GPS pozice, fotodokumentace, změření výšky stromu a obvodu kmene ve 130 cm nad terénem, vlastní odběr pomocí přírůstkového vrtáku vedený od obvodu kolmo na střed, uložení vzorku do $<$ -40 °C (přenosný box se suchým ledem), transport a laboratorní zpracování po letokruzích). Tento postup byl při studiu obou lokalit doplněn o tři prvky. Prvním je značení vzorkovaných stromů pro možnost opakování odběrů v jiném vegetačním období, druhým využití aku vrtaček pro rychlé ovzorkování velké plochy lesa a třetím využití celých pokácených kmenů pro detailní studium distribuce HCH v jednotlivých věkových a výškových kategoriích dřeva. Při využití aku vrtaček je ztracena věková struktura dřeva, ale kapacita vzorkovací skupiny je řádově větší. Tento způsob odběrů byl využit pro obě vzorkovací kola v Rudne Goře (červen 2017 a červen 2018). Detailní metodika k lokalitě Hájek je popsána v publikaci [16]. Na rozdíl od Rudne Gory zde byly vzorkovány mladé stromy (cca 20 leté).



Obrázek 2: Situace na zájmové lokalitě Rudna Gora s vyznačením zdrojové zóny. Plná šipka ukazuje prokázané a přerušovaná potenciální šíření kontaminace HCH v podzemní vodě. P-35 – nejkontaminovanější vrt, 052 – nejkontaminovanější dřevina 2017. Výluhy ze zdrojové zóny jsou drénovány tokem Wawolnica. Suma HCH dosahuje desítek až tisíců μg/l v podzemní vodě na úrovni vrtů řady S, jednotek ve vrtu P-30.

V laboratoři byly vzorky rozmraženy a zpracovány extrakcí do směsi aceton:hexan 1:1 a po přídavku interních deuterovaných standardů a vysušení žíhaným síranem sodným nastřikovány do GC-MS/MS. Pro kalibraci přístrojů byla použita rozpouštědla po kontaktu s biomasou referenčních exemplářů (tzv. matrix-matched kalibrace). Vyhodnocené koncentrace byly posléze

korigovány na sušinu dřevní biomasy, která byla stanovena paralelně ($\sim$ 80 - 90 %). Sledovány byly HCH a ClB. Co se týče taxonomie, na Hájku byly vzorkovány téměř výhradně exempláře olší (*Alnus glutionosa*), v Rudne Goře nejdříve v roce 2017 směs druhů (47 ks bříz, *Betula sp.*, 26 ks borovic, *Pinus sp.*, 18 ks osik, *Populus sp.*, 12 ks olší a 11 ks dubů, *Quercus sp.*). V roce 2018 bylo vzorkováno 198 ks bříz a zařazen byl i bývalý výrobní areál Organika Azot v bezprostředním sousedství zdrojové deponie. Odběry dřevin probíhaly od míst s jejich předpokládanou nejnižší kontaminací, zdrojová zóna byla vzorkována nakonec. Referenční (čisté) stromy byly vzorkovány ve vzdálenosti 3, resp. 15 km od lokalit (Hájek, resp. Rudna Gora). O zpracování celých kmenů z lokality Hájek podrobně referujeme v práci [16]. Potenciální mechanismus příjmu vzduchem byl podchycen vzorkováním kůry všech stromů v Rudne Goře v červnu roku 2017. Odběry podzemní vody byly realizovány jako dynamické, do ustálení fyzikálně chemických parametrů. Stanovení HCH, ClB a ClF (chlorfenolů) probíhalo automatizovanou metodou mikroextrakce na tuhou fázi po přídavku interních standardů a acetylaci chlorfenolů, s GC-MS/MS koncovkou. Odběry vody a sedimentů z povrchových vodotečí (Ostrovský potok, Wawolnica) byly provedeny prostým naplněním vzorkovnic, resp. odběrovou lopatkou z hloubky cca 10 cm pode dnem. Povrchová voda byla zpracována jako podzemní voda, sediment jako biomasa dřevin (viz výše).



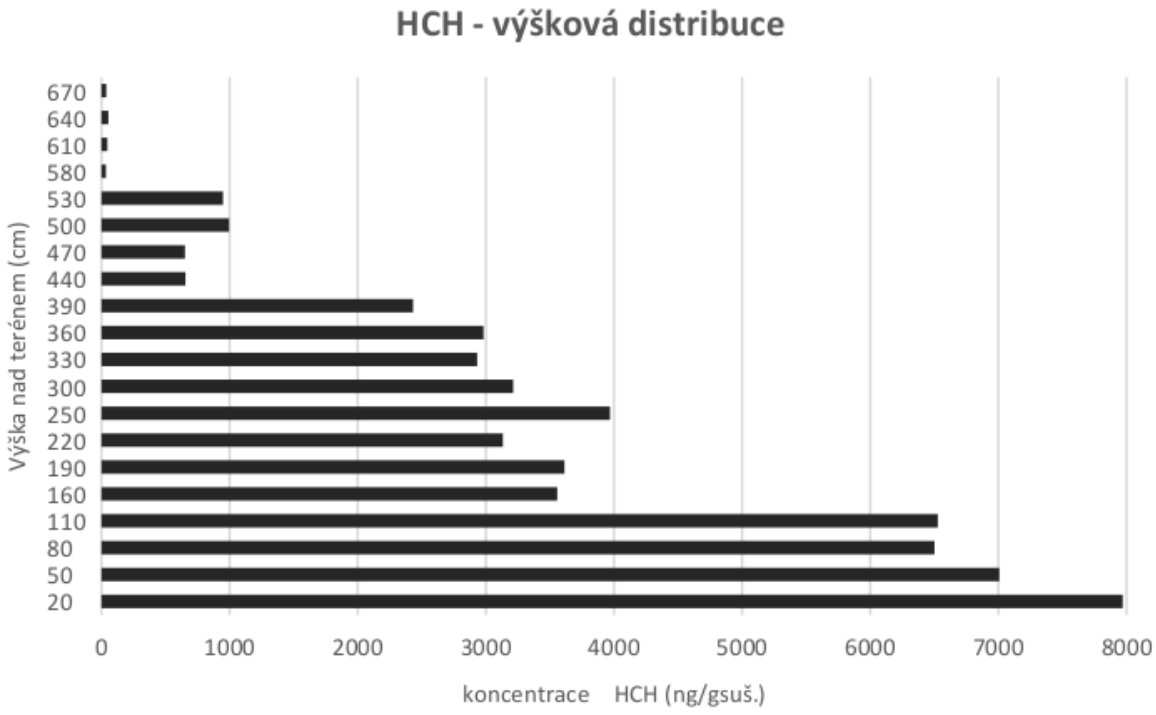
Obrázek 3: Aerobní transformační cesta γ-HCH popsaná pro Sphingobium japonicum UT26. Transformační produkty: **1**: γ-hexachlorcyklohexan (γ-HCH); **2**: γ- pentachlorocyclohexene; **3**: 1,3,4,6-tetrachloro-1,4-cyklohexadiene; **4**: 1,2,4-trichlorbenzen; **5**: 2,4,5-trichlor-2,5-cyklohexadiene-1-ol; **6**: 2,5-dichlorphenol; **7**: 2,5-dichloro-2,5-cyklohexadiene-1,4-diol; **8**: 2,5-dichlorhydroquinone; **9**:chlorhydrochinone; **10**: acylchlorid; **11**: hydrochinone; **12**: γ- semialdehyde k. hydroxymukonové; **13**: maleylacetát; **14**: β-ketoadipát; **15**: 3-oxoadipyl-CoA; **16**: succinyl-CoA; **17**: acetyl-CoA. TCA: citrátový cyklus. Převzato z [17].

Ke zpracování dat byl využit software Excel a Surfer.

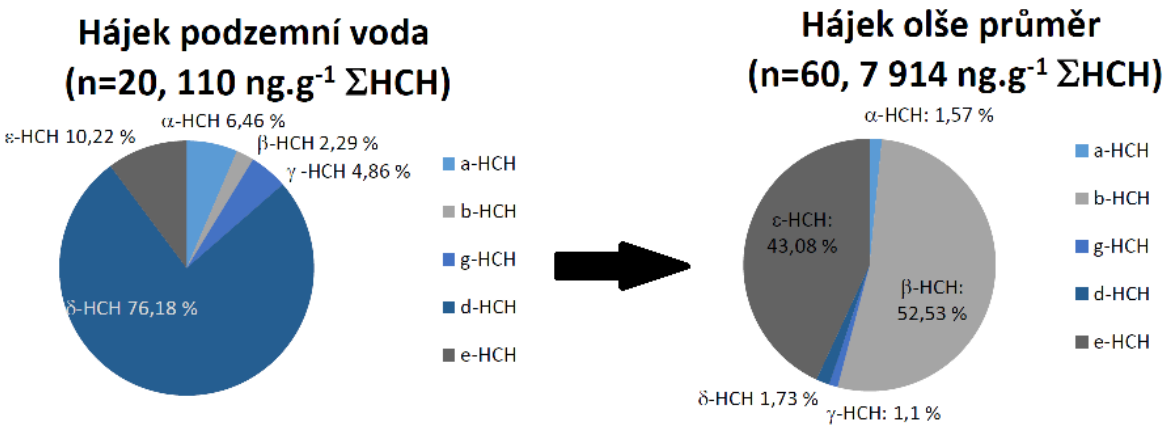
3 Výsledky

Na obou lokalitách byly v biomase dřevin nalezeny vysoké koncentrace HCH (jednotky až desítky $\mu g/g_{sus.}$), dochází tedy k bioakumulaci HCH v dřevinách s níže uvedenými detaily:

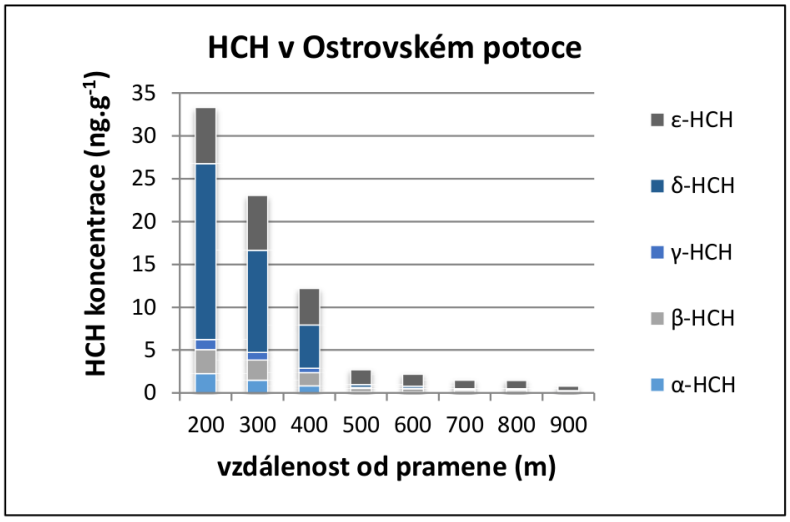
- Bioakumulace probíhá pouze v xylému (ne v kůře ani v lýku). Lze tak konstatovat, že transportní mechanismus do dřevní biomasy vede přes kořenový systém, ne přes kůru nebo listovou plochu.
- V dřevní hmotě bylo nalezeno minimum ClB jako transformačních produktů HCH, které jsou pravděpodobně metabolizovány jinou cestou nebo jsou perzistentní.
- Bioakumulační faktor (podíl mezi koncentrací v dřevině a v podzemní vodě) dosahuje maximální hodnoty cca 500. Uvedená hodnota platí pro kmeny *Alnus glutinosa*, na lokalitě Hájek, u terénu.
- Suma HCH je nepřímo úměrná výšce vzorků nad terénem (Obr. 4).
- Současně s akumulací HCH dochází ke změně izomerního profilu HCH (Obr. 5).
- Izomer δ-HCH byl na Hájku nalezen jen v nízkých koncentracích ve vzorcích při terénu, v Rudne Goře byly koncentrace ve výšce 130 cm nad zemí vyšší (pro jiné části kmene nejsou data).
- V Rudne Goře byla zjištěna řádově nižší akumulace HCH borovicemi oproti listnáčům (bříza, osika, olše). Tento nález přispěl k úpravě metodiky plošného vzorkování v roce 2018, kdy byly vzorkovány pouze břízy.
- Na obou lokalitách jsou místní vodoteče hlavním zdrojem šíření kontaminace HCH, v jejich sedimentech jsou ale (na rozdíl od dřevin) HCH rychle transformovány na chlorbenzeny (data nejsou zobrazena).



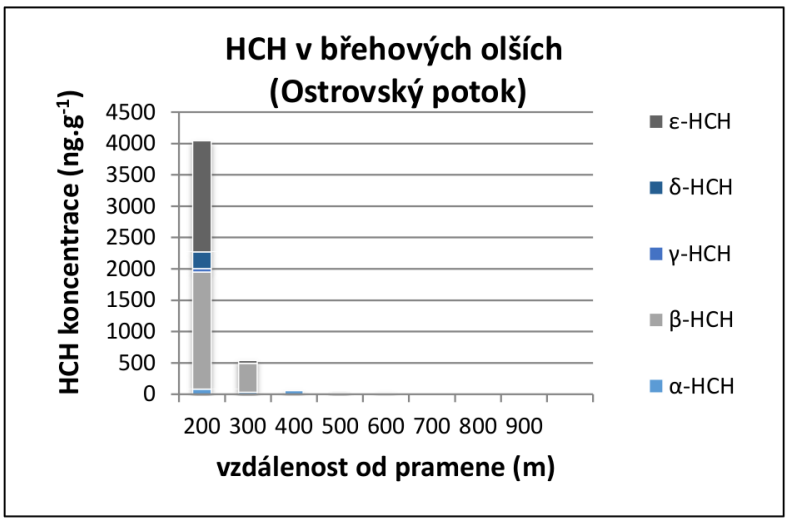
Obrázek 4: Výšková distribuce sumy HCH. *Alnus glutinosa*, stáří 20 let, lokalita Hájek.



Obrázek 5: Průměrné zastoupení jednotlivých izomerů HCH na jejich sumě: podzemní voda (vlevo) a biomasa dřevin (vpravo, průměr pouze z pozitivních vzorků, data: červen 2017).

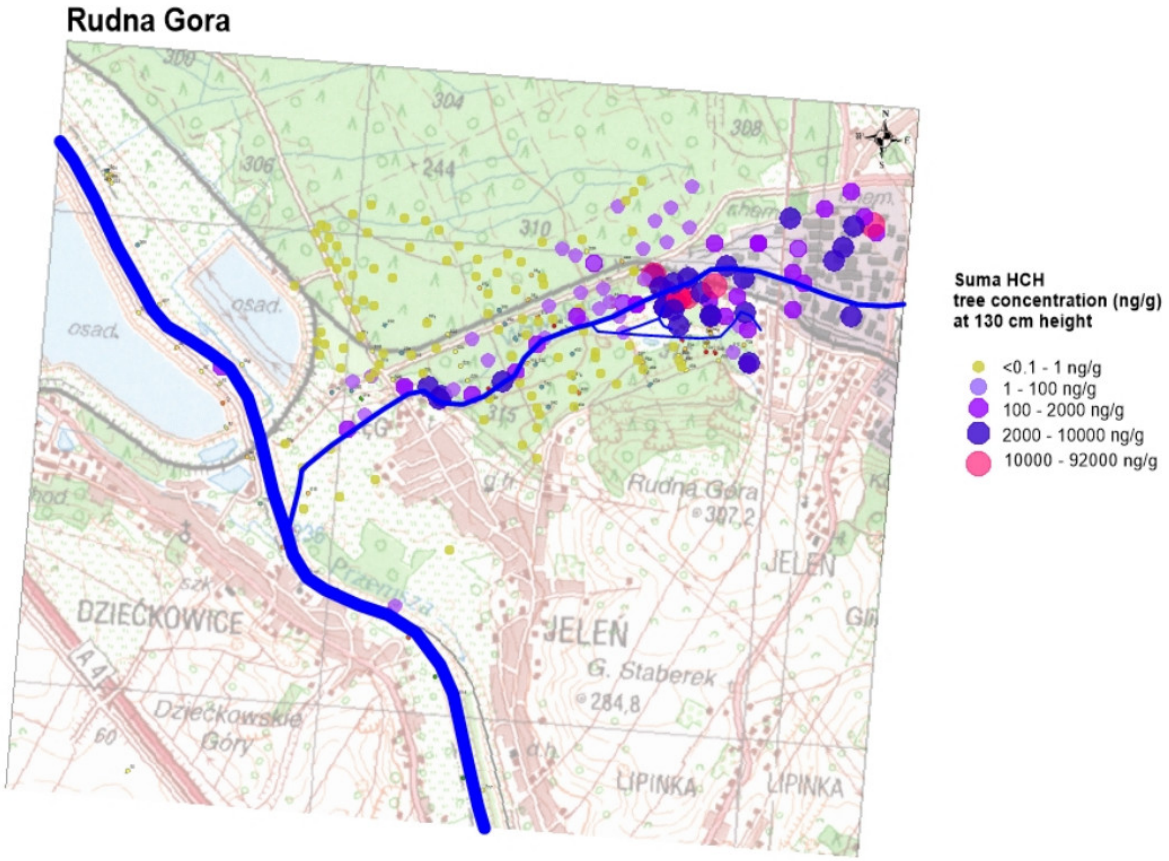


Obrázek 6: Koncentrace HCH v Ostrovském potoce - voda.



Obrázek 7: Koncentrace HCH v Ostrovském potoce – břehové olše.

- Data z lokality Rudna Gora jsou dosud ve zpracování (interpolace, korelace). Na místě je ale opatrný optimismus ohledně vypovídací schopnosti phytoscreeningu, protože výsledky phytoscreeningu prostorově odpovídají kontaminaci podzemní vody tam, kde je známa.
- Výsledky phytoscreeningu přepokládají existenci dalších zdrojových zón (např. v bývalém výrobním areálu), kde bude kontaminace ověřena vyhloubením hydrogeologických vrtů.
- Z výsledků phytoscreeningu nevyplývá bezprostřední nebezpečí ohrožení domovních studní v části obce Jeleň-Leg migrující kontaminací HCH v podzemní vodě, kontaminace se zdá být vázána na místní tok Wawolnica.



Obrázek 8: Výsledky phytoscreeningu pomocí bříz na lokalitě Rudna Gora.

Pro absolutní korelaci mezi koncentrací HCH v podzemní vodě a ve kmenu dřevin v prostoru nad šířícím se kontaminačním mrakem HCH by musely dřeviny splňovat následující podmínku: Musel by existovat konstantní poměr mezi objemem přijímané podzemní vody a nadzemní biomasou kmene, ve kterém by přijímaná voda musela být rovnoměrně distribuována. To vše při zanedbatelné nebo konstantní transformaci HCH ve kmenu dřeviny. Ve skutečnosti dřeviny přijímají podzemní vodu a půdní vlhkost v různé míře podle druhu dřeviny, podle jejího stáří, podle pozice konkrétního jedince v rámci celého lesního porostu (zastínění, expozice svahu atd.), podle mocnosti nesaturované zóny, resp. hloubky kořenového systému konkrétního jedince. Rychlost transformace může být různá nejen mezi druhy, ale i mezi jedinci stejného druhu, např. v závislosti na míře napadení endoparazitickými houbami. Nejpravděpodobnější je, že intenzita transformace je variabilní i u téhož jedince v průběhu vegetačních period (den/noc, roční období, stáří). Nízká intenzita transformace HCH v dřevině by teoreticky mohla vést k po-

zitivnímu nálezu v dřevině v situaci, kdy kontaminovaná podzemní voda již odtekla a byla nahrazena vodou čistou. Je tedy zřejmé, že reálně existuje celá řada překážek pro to, aby dřeviny poskytovaly objektivní obraz kontaminace podzemní vody. Přesto jsou i dosud nezpracované výsledky plošného monitoringu na lokalitě Rudna Gora vnímány polskými partnery projektu Amiiga jako přínosné pro plánování dalšího postupu prací na rekultivaci pohřbené skládky toxických pesticidů. Do značné míry je to dáno masivností vzorkovací kampaně (198 vzorků) a posunem k jednodruhovému phytoscreeningu v červnu roku 2018 (vyloučením borovic byl vyřazen druh s výrazně nižší odezvou na kontaminaci podzemní vody, než zbytek vzorků).

4 Závěr

Bioakumulace HCH listnatými dřevinami, kterou jsme dříve popsali pro lokalitu Hájek, byla potvrzena na druhé lokalitě s pohřbenou skládkou těchto pesticidů, v Rudne Goře. Listnaté dřeviny lze u mělce uložených zvodní poměrně spolehlivě využít jako indikátory šíření HCH podzemní vodou, i když dosud není detailně objasněn mechanismus příjmu HCH a jeho variabilita druhová, věková nebo stanovištní. Autoři připravují aktualizaci příručky pro phytoscreening [13], protože její stávající znění je ve značném rozporu se skutečností. Problematice sezonality příjmu HCH, její druhové variabilitě a objasnění změn izomerního profilu bude věnováno další monitorovací úsilí v Rudne Goře, která je z pohledu příjmu HCH listnatými dřevinami ideální studijní lokalitou.

Poděkování

Autoři děkují za podporu Výzkumnou infrastrukturou NanoEnviCz (č. projektu LM2015073), poskytnoutou Ministerstvem školství, mládeže a tělovýchovy České republiky, za podporu projektu Pro-NanoEnviCz (č. CZ.02.1.01/0.0/0.0/16_013/0001821) poskytnutou Ministerstvem školství, mládeže a tělovýchovy České republiky a Evropské unií – Evropským strukturálním fondům v rámci Operačního programu Výzkum, vývoj, vzdělávání. Autoři dále děkují projektu CJ32 Amiiga, Interreg Central Europe.

Literatura

[1] BURKEN, J. G.; SCHNOOR, J. L.: Predictive Relationships for Uptake of Organic Contaminants by Hybrid Poplar Trees. *Environ. Sci. Technol.*, ročík 32, č. 21, 11 1998: s. 3379–3385.

[2] VROBLESKY, D. A.; NIETCH, C. T.; a J. T. MORRIS: Chlorinated Ethenes from Groundwater in Tree Trunks. *Environ. Sci. Technol.*, ročík 33, č. 3, 02 1999: s. 510–515.

[3] COLLINS, C.; LATURNUS, F.; NEPOVIM, A.: Remediation of BTEX and trichloroethene. Current knowledge with special emphasis on phytoremediation. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*, ročík 9, č. 1, 2002: s. 86–94.

[4] NEWMAN, L. A.; aj.: Phytoremediation of Organic Contaminants: A Review of Phytoremediation Research at the University of Washington. *J. Soil Contam.*, ročík 7, č. 4, 07 1998: s. 531–542.

[5] SOREK, A.; aj.: "Phytoscreening": The Use of Trees for Discovering Subsurface Contamination by VOCs. *Environ. Sci. Technol.*, ročík 42, č. 2, 01 2008: s. 536–542.

[6] LIMMER, M. A.; BURKEN, J. G.: Plant Translocation of Organic Compounds: Molecular and Physicochemical Predictors. *Environ. Sci. Technol. Lett.*, ročík 1, č. 2, 2014: s. 156–161.

[7] WAHYUDI, A.; BOGAERT, P.; TRAPP, S.; aj.: Pollutant plume delineation from tree core sampling using standardized ranks. *Environ. Pollut.*, ročík 162, 03 2012: s. 120–128.

[8] LIMMER, M. A.; BALOUET, J.-C.; KARG, F.; aj.: Phytoscreening for Chlorinated Solvents Using Rapid in Vitro SPME Sampling: Application to Urban Plume in Verl, Germany. *Environ. Sci. Technol.*, ročík 45, č. 19, 01 2011: s. 8276–8282.

[9] CALVELO PEREIRA, R.; CAMPS-ARBESTAIN, M.; Rodríguez Garrido, B.; aj.: Behaviour of α-, β-, γ-, and δ-hexachlorocyclohexane in the soil–plant system of a contaminated site. *Environ. Pollut.*, ročík 144, č. 1, 11 2006: s. 210–217.

[10] BECERRA-CASTRO, C.; KIDD, P. S.; Rodríguez-Garrido, B.; aj.: Phytoremediation of hexachlorocyclohexane (HCH)-contaminated soils using Cytisus striatus and bacterial inoculants in soils with distinct organic matter content. *Environ. Pollut.*, ročík 178, 07 2013: s. 202–210.

[11] CALVELO PEREIIRA, R.; MONTERROSO, C.; MACÍAS, F.; aj.: Distribution pathways of hexachlorocyclohexane isomers in a soil-plant-air system. A case study with Cynara scolymus L. and Erica sp. plants grown in a contaminated site. *Environ. Pollut.*, ročík 155, č. 2, 09 2008: s. 350–358.

[12] KARTHIKEYAN, R.; aj.: Potential for Plant-Based Remediation of Pesticide-Contaminated Soil and Water using Nontarget Plants such as Trees, Shrubs, and Grasses. *Crit. Rev. Plant Sci.*, ročík 23, č. 1, 01 2004: s. 91–101.

[13] HOLM, O.; TRAPP, S.; DESI, R.: Using tree core sampling and chemical analysis to investigate contamination in the groundwater and soil. Federal Ministry of Education and Research, Leipzig, Germany.

[14] AMIIGA.
URL `https://www.interreg-central.eu/Content.Node/AMIIGA.html`

[15] SCHONARD, M.: Lindane (persistent organic pollutant) in the EU. 2016.

[16] ANTOŠ, V.; aj.: Akumulace hexachlorocyklohexanů v biomase Alnus glutinosa. 2015, ekomonitor Chrudim.

[17] NAGATA, Y.; aj.: Genomic organization and genomic structural rearrangements of Sphingobium japonicum UT26, an archetypal γ-hexachlorocyclohexane-degrading bacterium. *Microb. Technol.*, ročík 49, č. 6, 12 2011: s. 499–508.

Měřící a testovací technika

Messtechnik und Testanlagen

Dlouhodobý monitoring těsnících vrstev skládek

Langfristige Kontrollen von Deponieabdichtungen mit Dichtungskontrollsystemen

Silke Schwöbken[1]

Abstrakt

Jíž více než 20 let jsou pro kontrolu těsnosti umělohmotných izolačních fólií v systémech izolací povrchů v Německu s úspěchem využívány systémy pro kontrolu těsnosti.Přitom jsme se mohli naučit, že k poškození umělohmotných izolačních fólií skutečně dochází nejčastěji při pokládání nad nimi ležících vrstev. Tento závěr by ale neměl zakrývat skutečnost, že instalace izolačních systému v Německu je na velmi vysoké a bezpečné úrovni. Většina zjištěných poškození umělohmotných izolačních fólií byly skutečně testovacími otvory, vytvořenými v umělohmotných izolačních fóliích za účelem kontroly těsnosti systému.

V případě dlouho kontrolovaných izolací z umělohmotných izolačních fólií se poškození fólie, které by neexistovalo již při pokládání nad nimi ležících vrstev nebo pro účely ověřování funkčnosti, vyskytovalo zřídka.

Předností dlouhodobé kontroly je možnost kontroly umělohmotných izolačních fólií například ihned po instalaci solárních modulů.

Otázku, zda pro danou skládku bude možno fázi následné péče ukončit, pokud bude možno i po 30 letech doložit, že izolace těsní, nelze zatím definitivně zodpovědět. Instalací systému pro kontrolu těsnosti však jsou k dispozici nástroje pro ověření těsnosti i po 30 a více letech.

Kurzfassung

Seit mehr als 20 Jahren werden in Deutschland Dichtungskontrollsysteme zur Kontrolle von Kunststoffdichtungsbahnen in Oberflächenabdichtungssystemen erfolgreich eingesetzt. Dabei konnten wir lernen, dass Beschädigungen in den Kunststoffdichtungsbahnen tatsächlich am häufigsten nach Einbau der Überdeckung eintraten, wobei diese Aussage nicht darüber hinwegtäuschen sollte, dass die Installation von Abdichtungssystemen in Deutschland auf einem sehr hohen und sicheren Niveau geschieht. Die meisten detektierten Beschädigungen in den Kunststoffdichtungsbahnen waren tatsächlich Testlöcher, die zur Funktionsprüfung der Dichtungskontrollsysteme in die Kunststoffdichtungsbahnen eingebracht worden waren.

Bei lange kontrollierten Abdichtungen aus Kunststoffdichtungsbahnen traten selten Beschädigungen in den Kunststoffdichtungsbahnen auf, die nicht bereits beim Einbau der Überdeckung oder zur Funktionsprüfung vorhanden gewesen waren.

Ein Vorteil der langfristigen Kontrolle ist es, dass die Kunststoffdichtungsbahnen z.B. nach dem Einbau von Solarmodulen explizit geprüft werden können.

Ob Deponien aus der Nachsorge entlassen werden können, wenn die Abdichtung auch nach 30 Jahren nachgewiesenermaßen dicht ist, kann derzeit noch nicht abschließend beantwortet werden. Jedoch sind mit dem Einbau eines Dichtungskontrollsystems die Instrumente für einen Nachweis der Dichtigkeit auch nach 30 Jahren und mehr vorhanden.

[1]SENSOR Dichtungskontrollsysteme GmbH, Oldenburger Str. 36, D-23730 Neustadt in Holstein; schwoebken@sensor-dks.com

1 Einleitung

Seit mehr als 20 Jahren werden Dichtungskontrollsysteme zur langfristigen Kontrolle von Kunststoffdichtungsbahnen in den verschiedensten Anwendungen eingesetzt. Seit im Jahr 2001 die vom Arbeitskreis Dichtungskontrollsysteme (AK DKS) unter Federführung der BAM (Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung) aufgestellte Richtlinie eingeführt und damit den Systemen eine bessere Grundlage für die Genehmigung und Planung in Oberflächenabdichtungen gegeben worden war, wurden diese Systeme vermehrt in Verbindung mit einer Kunststoffdichtungsbahn anstelle der mineralischen Dichtung oder zusätzlich zur Kombinationsabdichtung eingesetzt. Seitdem konnten einige Verbesserungen für die Funktionsfähigkeit solcher Produkte und vor allem für die Funktionsprüfungen in Testfeldern durchgesetzt werden. Über einige Maßnahmen zur Verbesserung der Anwendung solcher Systeme soll hier informiert werden.

2 Funktionsweise elektroresistiver Dichtungskontrollsysteme

Das Messprinzip elektroresistiver Dichtungskontrollsysteme beruht auf der Messung von Potentialdifferenzen unterhalb der Kunststoffdichtungsbahnen. Dazu werden unterhalb der Kunststoffdichtungsbahnen in einem auf die Baumaßnahme abgestimmten Raster Sensoren verlegt, die mit den Kontrollboxen verbunden sind. Oberhalb der Kunststoffdichtungsbahnen werden Spannungsgeber installiert, über die ein homogenes elektrisches Feld oberhalb der Kunststoffdichtungsbahnen angelegt werden kann.

Abbildung 1: Sensor.

Abbildung 2: Spannungsgeber.

Es wird beim Einsatz der Systeme die Tatsache ausgenutzt, dass ein elektrischer Strom dem Weg des Wassers durch eine Leckage folgt. Es ist im Normalfall jedoch kein Wasserfluss durch eine Leckage notwendig, vielmehr reicht die natürliche Erdfeuchte aus, um einen Strom durch eine Leckage fließen zu lassen. Bei einem Stromfluss durch eine Leckage verändert sich um die Leckage herum das elektrische Potential, das durch die Sensoren erfasst wird.

Die Ortungsgenauigkeit von Dichtungskontrollsystemen erreicht $< 1\text{m}^2$. Für die Komponenten ist in der Empfehlung des AK DKS die Anforderung aufgestellt, dass die Komponenten von Dichtungskontrollsystemen, die unterhalb der Kunststoffdichtungsbahnen installiert werden, eine Lebensdauer von 30 Jahren und mehr aufweisen müssen. Außerdem sind die Komponenten so zu wählen, dass ihr Einbau unter normalen Bedingungen möglichst einfach ist und die anderen Gewerke beim Bau einer Oberflächenabdichtung nicht behindern oder beeinflussen darf. Außerdem darf durch das installierte Dichtungskontrollsystem nicht die Standsicherheit des Gesamtabdichtungssystems beeinträchtigt werden.

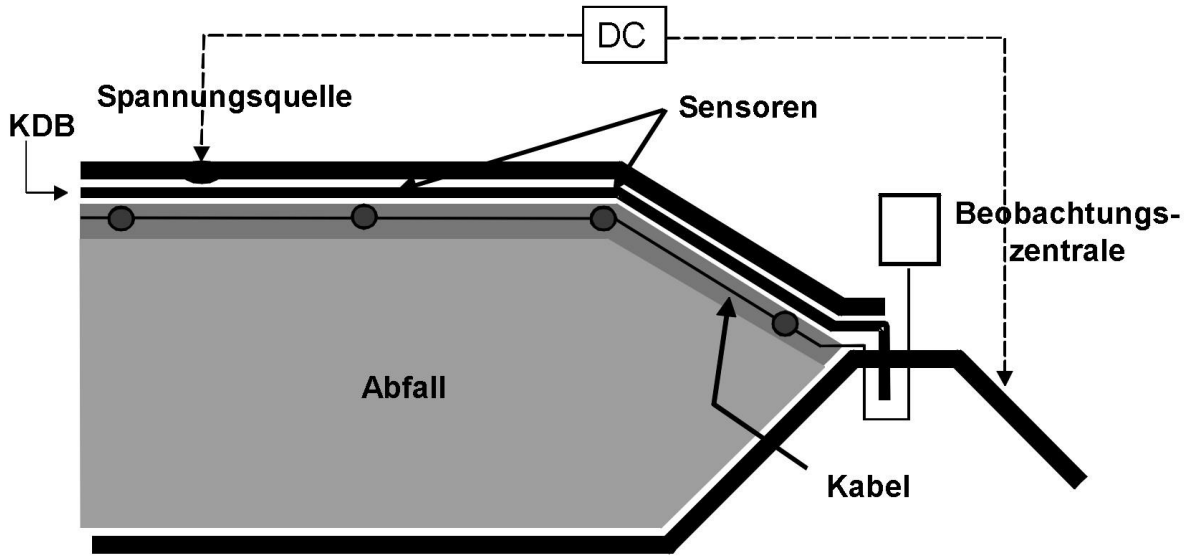


Abbildung 3: Das Prinzip.

3 Die Installation

Die Installation der Komponenten kann problemlos in den Bauablauf eingepasst werden. Dabei ist es möglich, dass die Installation durch den Hersteller des Dichtungskontrollsystems selbst, durch den Dichtungsbahnverleger oder durch den Bauunternehmer erfolgt. Alle am Bau Beteiligten haben das gleiche Interesse an einer reibungslosen Ausführung und Abnahme. Um nun möglichst reibungslos diese Ziele zu erreichen, sind die Verlegungsarten und -wege der Komponenten einfach an die unterschiedlichen Bedingungen auf den Baustellen anzupassen.

Abbildung 4: Die Kabel verlaufen strahlenförmig.

Abbildung 5: Die Kabel verlaufen in Strängen.

Abbildung 6: Die Kabel sind strangförmig im Auflager eingegraben.

Abbildung 7: Die Kabel werden in Rillen eingelegt.

Wie auf den Bildern zu erkennen ist, ist der Einbau des Systems an die unterschiedlichsten Bedingungen anzupassen. Im ersten Fall wurden die Sensoren ca. 10cm tief in einem 16/32 Rundkorn fixiert und die Kabel oberhalb des Kieses strahlenförmig zur Beobachtungs-zentrale geführt (Abbildung 4).

Auf dem zweiten Bild (Abbildung 5) ist zu erkennen, dass die Kabel strangweise oberhalb des Auflagers für die Kunststoffdichtungsbahnen verlaufen. Der Vorteil bei dieser Art des Kabelverlaufs besteht darin, dass nach einem möglichen Starkregenereignis das Auflager zwischen den Kabelsträngen befahrbar ist und somit einfacher nachbearbeitet werden kann, als wenn die Kabel strahlenförmig überall auf der Oberfläche des Auflagers verlaufen.

Auf dem dritten Bild (Abbildung 6) ist zu erkennen, dass die Kabel in einem weichen, rolligen Kies etwa 10cm in das Auflager strangweise eingegraben worden sind. Die Sensoren werden seitlich in diesem Graben in dem Auflager installiert und die Kabel verlaufen in den Gräben, die in Böschungsfalllinie verlaufen. Dann wird das Material wieder in den Graben gefüllt und die Oberfläche des Grabens wird der Oberfläche des Auflagers angepasst.

Auf der Abbildung 7 ist eine ca. 4cm tiefe Rille in einer mineralischen Dichtung zu erkennen, die mit einer Walze hergestellt worden ist. Wieder werden die Sensoren seitlich in der Rille installiert, wozu mit einem Akkubohrer ein entsprechendes Loch hergestellt wird. In dieser Rille werden die Böschung hinunter eingelegt. Anschließend wird die Rille mit dem gleichen Material aufgefüllt, aus dem auch die mineralische Dichtung besteht und mit nur einem Walzgang mit einer kleinen Walze wird die Oberfläche der Rille der Oberfläche der mineralischen Dichtung angepasst.

Die beiden letztbeschriebenen Arten der Verlegung ermöglichen eine einfache Nachbearbeitung des Auflagers für die Kunststoffdichtungsbahnen und Erfahrungen zeigen, dass die Materialien eines Dichtungskontrollsystems diesen Belastungen ohne Probleme standhalten.

Bei der Installation eines Dichtungskontrollsystems kann eine Verlegeleistung von 2.000 – 3.000 m^2 von zwei Technikern pro Tag problemlos erreicht werden.

So wird der gesamte Bauablauf bei der Herstellung eines Oberflächenabdichtungssystems durch den Einsatz eines Dichtungskontrollsystems in keinster Weise behindert, und alle Beteiligten können bei entsprechender Witterung von einer guten Tagesleistung ausgehen.

4 Lehren aus Testfeldern und Testleckagen

Beim Bau von Testfeldern und der anschließenden Funktionskontrolle für das Dichtungskontrollsystem wurden einige Schwierigkeiten festgestellt, die im Laufe der Zeit verbessert und korrigiert werden konnten.

Bei ersten Funktionskontrollen in Testfeldern wurde festgestellt, dass ein erheblicher Anteil des elektrischen Stroms nicht durch vorhandene Testleckagen sondern über die Ränder, die

mit der Umgebung verbunden waren, ablief. Um diesen Verlust des elektrischen Stroms über die Ränder zu verhindern, sind für die Funktionsprüfung im Testfeld die Ränder der Kunststoffdichtungsbahnen im Idealfall freizulegen. Die Freilegung der Randbereiche der Kunststoffdichtungsbahnen sollte mindestens 20 cm breit sein, damit gewährleistet ist, dass kein Strom auf diesem Weg entweichen kann (Abbildung 8).

Abbildung 8: Die Kunststoffdichtungsbahn ist für die Funktionsprüfung im Testfeld freigelegt.

Teilweise wurden Testlöcher in den Kunststoffdichtungsbahnen hergestellt durch das Eintreiben von Erdnägeln, die beim Herausziehen aus den Kunststoffdichtungsbahnen einen Hohlraum unterhalb der Kunststoffdichtungsbahnen hinterließen, so dass in den Testlöchern selbst nur elektrisch isolierende Luft war. Zudem kann ein Hohlraum unterhalb eines Testlochs entstehen, wenn das Testloch zu stark bewässert wird (Abbildung 9).

Abbildung 9: An diesem ausgeschnittenen Testloch ist klar zu erkennen, dass unterhalb der Testleckage ein Hohlraum entstanden ist, der einen Stromfluss durch die Testleckage verhindert.

Ferner wurden Testlöcher zwar in die Kunststoffdichtungsbahn eingebracht aber die Dränmatte oder das Schutzgeotextil oberhalb der Kunststoffdichtungsbahn wurde im Anschluss unversehrt über dem Testloch drapiert. Dadurch floss jedes Wasser, das als Hilfsmittel zum Auffinden der Testlöcher benutzt wurde, über die Dränmatte oder das Schutzgeotextil ab, jedoch wurde ein elektrischer Schluss durch das Testloch durch diese Maßnahme verhindert (Abbildung 10).

Abbildung 10: Das Schutzgeotextil wurde für die Funktionsprüfung wieder über das Testloch geklappt. Das Wasser wurde über das Geotextil abgeführt und gelangte nicht durch das Testloch.

Weitere Schwierigkeiten tauchten in den ersten Funktionsprüfungen am fertiggestellten Bauwerk aus dem Grunde immer wieder auf, dass zum einen nur vermeintlich Löcher in die Kunststoffdichtungsbahnen eingebracht worden waren und zum anderen eingebrachte Löcher nicht bewässert worden waren oder aber dass Löcher nicht mit Bodenmaterial ausgefüllt worden waren, so dass kein elektrischer Schluss zustande kam. Dadurch kam es dazu, dass Testlöcher erst nach Monaten während der Messungen detektiert werden konnten, da das Erdreich um die Testlöcher erst nach Monaten ausreichend durchfeuchtet war.

Diese Schwierigkeiten wurden im Laufe der Jahre erkannt und konnten durch Vorgaben für das Herstellen von Testlöchern relativ einfach behoben werden.

5 Sanierung von später aufgetretenen Leckagen

Es kommt vor, dass Leckagen erst nach der Fertigstellung der Abdichtungsmaßnahme auftreten und erkannt werden können. Dies ist möglich, da Beschädigungen in den Kunststoffdichtungsbahnen zwar schon vorher vorhanden gewesen sein könnten, jedoch erst im Falle einer Feuchtigkeit, die durch die Beschädigung dringt, kann eine solche Beschädigung detektiert werden. Zudem können tatsächlich Beschädigungen erst nach Fertigstellung der Maßnahme auftreten.

In diesen Fällen kommt es darauf an, dass Feuchtigkeit durch die Beschädigung gelangt und dem Strom eine Möglichkeit gibt, ihm durch die Beschädigung zu folgen. Dies geschieht teilweise erst Jahre nach Fertigstellung der Abdichtung.

Nach Feststellung einer eindeutigen Anomalie durch den Hersteller des Dichtungskontrollsystems ist der Bereich der Kunststoffdichtungsbahnen um die angezeigte Anomalie mit geeignetem Gerät freizulegen, ohne dass die Kunststoffdichtungsbahnen in dem Bereich durch die

Arbeiten beschädigt werden. Die Beschädigung ist in jedem Fall zu sanieren und der Bereich wieder herzustellen.

Der Aufwand zur Sanierung einer nachträglich festgestellten Beschädigung ist in der Regel sehr hoch, da notwendige Gerätschaften nicht permanent vor Ort verfügbar sind.

Abbildung 11: Der Aufwand, eine später detektierte Beschädigung zu sanieren, ist relativ groß.

6 Kontrollzyklen

Aus den Erfahrungen der bisher mit Dichtungskontrollsystemen ausgeführten Deponieoberflächenabdichtungen, ob anstelle einer mineralischen Dichtung oder zusätzlich dazu, haben sich Kontrollzyklen von einer jährlichen Messung als sinnvoll herauskristallisiert. Selbst häufigere Messungen in den ersten Jahren nach Fertigstellung des Oberflächenabdichtungssystems erscheinen aus dieser Sicht nicht notwendig, da Aufgrabungen in den meisten Fällen zeigten, dass die Dränschicht oberhalb der Kunststoffdichtungsbahnen nicht nass sondern maximal feucht war, so dass selbst im Falle einer Leckage kein Durchfluss von erheblichen Mengen Flüssigkeit durch eine Leckage zu erwarten wäre.

Auf lange Sicht ist es daher sinnvoll, zunächst eine jährliche Kontrolle der Abdichtung durchzuführen, nach einem längeren Zeitraum kann die Pause zwischen zwei Kontrollmessungen jedoch durchaus verlängert werden.

7 Grenzen

Bei der Installation eines Dichtungskontrollsystems sind bisher kaum Einschränkungen bekannt. Solange die Witterungs- und Einbaubedingungen die Installation von Kunststoffdichtungsbahnen zulassen, solange kann auch ein Dichtungskontrollsystem eingebaut werden.

Auf die Standsicherheit des Gesamtabdichtungssystems haben Dichtungskontrollsysteme keine bisher bekannten Auswirkungen.

Bei der Installation der Sensoren ist die Einmessung der Sensoren für eine ausreichende Ortungsgenauigkeit maßgebend. Daher sind an die Einmessung der Sensoren ausreichende Anforderungen zu stellen.

Bei den Messungen ist zu beachten, dass Dichtungskontrollsysteme keine „Loch-Such-Maschinen“ sind, sondern Leckageortungssysteme. Ein Loch, durch das kein elektrischer Schluss zustande kommt, kann nicht geortet werden. Darauf ist besonders bei der Herstellung von Testleckagen zur Funktionsprüfung des Dichtungskontrollsystems zu achten.

Es kann vorkommen, dass die Schichten, in denen sich die Sensoren bzw. die Spannungsgeber befinden, während des Einbaus bzw. zum Zeitpunkt der Messungen durch eine lange Trockenperiode nahezu ausgetrocknet sind. Während der Bauphase ist dies bei Messungen und Funktionsprüfungen zu berücksichtigen. Es kann in diesem Fall notwendig sein, die Flächen abschnittsweise zu bewässern oder ein Regenereignis abzuwarten.

Bei späteren Messungen werden sich unter- und oberhalb der Kunststoffdichtungsbahnen relativ homogene Feuchtigkeitsverhältnisse eingestellt haben, so dass die Dichtungskontrollsysteme für die Messungen ausreichende Feuchteverhältnisse haben dürften.

An ihre Grenzen stoßen Dichtungskontrollsysteme in Randbereichen, die Randumläufigkeiten verursachen und in Bereichen mit elektrisch leitfähigen Bauwerken oder Bauteilen. In diesen Bereichen ist die Leckageortung sehr schwierig, da diese Randumläufigkeiten oder elektrisch leitfähigen Bauteile per se einen elektrischen Schluss durch die Kunststoffdichtungsbahnen oder am Rand der Abdichtungsfläche herstellen. Jedoch können diese Probleme mit technischen Hilfsmitteln heutzutage relativ gut bewältigt werden.

8 Zusammenfassung

Wie die vorgenannten Ausführungen zeigen, werden Dichtungskontrollsysteme heutzutage regelmäßig in Oberflächenabdichtungen genutzt. Ihre Rolle ist für die langfristige Kontrolle von Kunststoffdichtungsbahnen besonders in Oberflächenabdichtungen von Deponien von wichtiger Bedeutung, da es Betreibern und Behörden nur durch den Einsatz von Dichtungskontrollsystemen auf diesem Wege möglich ist, die Abdichtung langfristig auf Dichtheit zu kontrollieren.

Außerdem werden die meisten Schäden bereits nach Einbau der Überdeckung der Kunststoffdichtungsbahnen erkannt, so dass die Umwelt wirksam geschützt wird.

Dabei ist es nicht die Rolle von Dichtungskontrollsystemen, die Fremdüberwachung beim Einbau der Kunststoffdichtungsbahnen zu ersetzen, sondern vielmehr sollen Dichtungskontrollsysteme die klassische Qualitätskontrolle unterstützen, die bei der Überdeckung der Kunststoffdichtungsbahnen an ihre Grenzen stößt.

In einigen Fällen ist der Einsatz eines Dichtungskontrollsystems als Alternative zur mineralischen Dichtung denkbar und auch bereits ausgeführt, jedoch ist für jeden Deponiestandort und für sämtliche vorherrschenden Bedingungen eine Einzelfallbetrachtung heranzuziehen.

In bezug auf die Lebensdauer der erdgebundenen Komponenten lässt sich heute sagen, dass die eingesetzten Materialen eine ausreichende Lebensdauer unter den zu erwartenden Umständen erreichen können.

Fast 20 Jahre Erfahrung im Umgang mit Dichtungskontrollsystemen zeigen, dass sich ihr Einsatz mehr und mehr bewährt. Die Unversehrtheit von Kunststoffdichtungsbahnen kann über lange Zeiträume gesichert werden.

Mimořádné výzvy při dohledu nad skládkami a využívání moderní monitorovací techniky

Besondere Herausforderungen bei der Überwachung von Deponien und Nutzung moderner Monitoring-Technik

Moritz Mährlein, Katja Felsmann[1]

Abstrakt

Lokalita skládky přináší při sledování vodního režimu další výzvy, jako je například rozdílná expozice terénu a z toho vyplývající meteorologické vlivy, prudké svahy, kontaminovaná média, stavební zadání a omezení.

Provozovatelé skládek třídy 0, I, II a III jsou povinni během fáze plnění skládky, uzavírání jejího provozu a během dlouholeté fáze následné péče sledovat různé parametry, jako jsou meteorologická data, údaje k odtokům z povrchu a průsaku, emisní data a údaje k podzemní vodě. Nařízení o skládkách a trvalých úložištích navíc stanovuje jasné zadání ohledně období, po které je nutno skládku sledovat a to v délce od 10 až po v některých případech 30 let.

Přednáška představuje na specifických příkladech z Německa možnosti řešení obecných a specifických výzev a poskytuje přehled o inovativních monitorovacích technikách a jejich přednostech a nedostatcích.

Kurzfassung

Der Standort Deponie bringt in der Überwachung einige besondere Herausforderungen mit sich, wie zum Beispiel die unterschiedlichen Geländeexpositionen und die daraus resultierende meteorologische Beeinflussung, steile Hangneigungen, kontaminierte Medien und bautechnische Vorgaben und Beschränkungen.

Deponiebetreiber der Klasse 0, I, II und III sind laut Deponieverordnung dazu angehalten während der Ablagerungs-, Stilllegung- und in der langjährigen Nachsorgephase verschiedene Parameter wie meteorologische Daten, Abflussdaten von Oberflächen- und Sickerwasser, Emissionsdaten und Grundwasserdaten zu erfassen. Zusätzlich definiert die Deponieverordnung klare Vorgaben zum Überwachungszeitraum von Deponien von 10 bis teilweise über 30 Jahren.

Der Vortrag zeigt an spezifischen Beispielen aus dem Raum Deutschland Möglichkeiten für Lösungen genereller und deponiespezifischer Herausforderungen und bietet einen Überblick über innovative Monitoring Technik und deren Vor- und Nachteile.

[1]Umwelt-Geräte-Technik GmbH Müncheberg, Eberswalder Str. 58, D-15374 Müncheberg; moritz.maehrlein@ugt-online.de, katja.felsmann@ugt-online.de

1 Motivation

Deponien der Klassen 0,I,II und III müssen laut Deponieverordnung Anhang 5, Abschnitt 3.1 durch den jeweiligen Betreiber hinsichtlich ihres Einflusses auf die Umwelt überwacht werden. Tabelle 1 zeigt einen Auszug aus der Deponieverordnung, der die durchzuführenden Messungen und deren Häufigkeit aufführt. In der Tabelle und im Folgenden wird besonders auf Messtechniken für meteorologische und hydrologische Parameter eingegangen, da diese Messgeräte bereits seit Jahren durch die Umwelt-Geräte-Technik GmbH installiert und betreut werden.

Tabelle 1: Vorgaben zu Messungen und Kontrolle von Deponien.

Nr.	Parameter	Häufigkeit/Darstellung während:	
		Ablagerungs- und Stilllegungsphase	Nachsorgephase
1	**Meteorologische Daten**		
1.1	Niederschlagsmenge	täglich, als Tagessummenwert	täglich/summiert zu Monatswerten
1.2	Temperatur (min., max., um 14:00 Uhr MEZ/15.00 Uhr MESZ)	täglich	Monatsdurchschnittswert
1.3	Windrichtung und -geschwindigkeit des vorherrschenden Windes	täglich	nicht erforderlich
1.4	Verdunstung	täglich	täglich/summiert zu Monatswerten
2	**Emissionsdaten**		
2.1	Sickerwassermenge	täglich, als Tagessummenwert	halbjährlich
2.2	Zusammensetzung des Sickerwassers	vierteljährlich	halbjährlich
2.3	Menge und Zusammensetzung des Oberflächenwassers	vierteljährlich	halbjährlich
3	**Grundwasserdaten**		
3.1	Grundwasserstände	halbjährlich	halbjährlich

Mit den in der Tabelle aufgeführten Messungen werden ausgehenden Emissionen und eigehenden Umwelt- und Klimafaktoren erfasst, welche in ihrer Gesamtheit die geforderte Überwachung des Einflusses auf die Umwelt erfüllen. Es werden Parameter im Zusammenhang mit Niederschlag, Abfluss und Verdunstung gemessen um diesen Einfluss der Deponie auf Grund- und Oberflächenwasser zu quantifizieren. Um die den Einfluss so klein wie möglich zu halten, ist der Deponiebetreiber neben der Überwachung von Ein- und Ausgangs-

daten vor allem zu Abdichtung der Deponie verpflichtet. Unterhalb der Rekultivierungsschicht, die als oberste Ebene einer Deponie das Einfügen derer in die Landschaft sicherstellen soll, wird dazu eine Abdichtschicht verbaut. Dies ist grundsätzlich eine minimal durchlässige mineralische Schicht, die den Deponiekörper gegen das Eindringen von Sickerwasser aus der Rekultivierungsschicht sichert. Unterhalb des Deponiekörpers befindet sich üblicherweise erneut eine gering durchlässige mineralische Schicht mit aufliegendem Drainagesystem. Durch diese Schichten wird eventuell belastetes Sickerwasser aus dem Deponiekörper abgeführt.

Die gemessenen meteorologischen Faktoren und die davon abhängenden hydrologischen Bedingungen sind hoch variabel. Deshalb sollten sie vor Ort erfasst werden und nicht durch Messungen auf anderen Versuchsflächen oder im Labor ersetzt werden. Die Variabilität zeigt sich nicht nur in kurzzeitigen Schwankungen, sondern sie unterliegt auch den Folgen des Klimawandels. Da diese schwer vorhersagbar sind, ist es umso wichtiger Deponien über lange Zeiträume hin zu überwachen.

2 Eingesetzte Messtechnik

2.1 Meteorologische Messtechnik

Grundlegend für die Auswertung des Einflusses der Deponie auf die Umwelt sind Informationen über meteorologischen Input in die Deponie. Hierfür wird üblicherweise eine meteorologische Messstation verwendet, wie sie in Abbildung 1 zu sehen ist. Solche Wetterstationen werden seit Jahrzehnten eingesetzt und gehören mittlerweile zu den routiniertesten Umweltmesssystemen. Der Aufbau einer Deponiewetterstation entspricht üblicherweise der DWD-Norm, wodurch eine gute Vergleichbarkeit zu anderen Wetterstationen gegeben ist.

Abbildung 1: Aufbau einer üblicherweise eingesetzten Wetterstation.

Eine standardisierte Station erfasst Daten zu Niederschlag, Windgeschwindigkeit, Windrichtung, Strahlung, Temperatur, Luftfeuchte und Luftdruck. Sind für den Standort weitere Messwerte erforderlich, so kann die Messstation um weitere Sensoren erweitert werden. Mittels Datenlogger werden die gemessen Daten vor Ort gespeichert und können entweder am Logger

ausgelesen werden oder optional per Fernübertragung direkt an die zuständige Stelle versendet werden. Durch die Stromversorgung über Solarpanel arbeitet die Station autark.

2.2 Abflussmessungen

Neben der Bestimmung des Niederschlagsschlags, also dem Eintrag in das System Deponie wird üblicherweise auch der Abfluss aus der Deponie gemessen. Hierbei wird sowohl der Oberflächenabfluss oberhalb der Deckschicht als auch der Sickerwasserabfluss aus dem Deponiekörper bestimmt. Üblicherweise werden zu diesem Zweck die Abflüsse von der Deponie abgeführt und in Messschächte geleitet. Hier sind Kippzähler verbaut, die das Volumen des gesammelten Abflusswassers pro Zeiteinheit bestimmen. Die chemische Zusammensetzung des Wassers kann zusätzlich bestimmt werden. Hierfür werden Wasserproben in den Schächten entnommen. Abbildung 2 zeigt einen solchen Aufbau. Unsere Erfahrungen haben gezeigt, dass Kippzähler aufgrund von hohen Abflussmengen und oft stark korrosiven Eigenschaften des Deponieabwassers besonders beansprucht werden. Eine spezifische Anpassung der Messeinrichtung an den jeweiligen Standort ist durch individuelle Lösungen möglich und für eine sichere und genaue Beprobung unerlässlich.

Abbildung 2: Beispiel für einen Abflussmessschacht, hier für verschiedene Tiefen.

Besonders Standorte, die eine große Variabilität in der Abflussmenge zeigen, müssen mit speziellen Vorrichtungen versehen werden, um eine durchgängige Messung zu gewährleisten. Abbildung 3 zeigt als Beispiel ein Messrinne, welches die Oberflächenabflussmessungen von sehr hohen als auch sehr niedrigen Wassermengen am gleichen Standort zulässt. Bei solch einem Aufbau wird der Pegelstand gemessen und dann die abfließende Wassermenge über eine Pegel-Abfluss-Beziehung bestimmt. Ein Ultraschallpegel ermöglicht eine kontaktlose Messung, welche ohne bewegliche Teile auskommt. Eine Korrosion der Mechanik ist damit ausgeschlossen und die Messung wird nicht beeinträchtigt. Bei der Messung von Sickerwassermengen stellten sich Messwehre, die speziell für den Einsatz in Deponieschächten angepasst wurden als robust und effektiv heraus. Analog zu den Messgerinnen wird hier die Messung des Abflusses durchgeführt ohne dass die Messeinrichtung oder bewegliche Teile in Berührung mit dem Abwasser kommen. Durch den definierten Querschnitt des Messwehres ist die Beziehung zwi-

schen Durchfluss und Überfallhöhe bekannt. Ein Drucksensor am Boden des Wehres ermittelt hierfür den Wasserstand respektive die Überfallhöhe.

Abbildung 3: Gerinne zur Bestimmung von stark schwankenden Abflüssen.

2.3 Bodenwasserhaushalt: Reale Verdunstung & Infiltration

Ein weiterer meteorologischer Parameter der laut Deponieverordnung täglich erfasst werden muss, ist die Verdunstung. Sie ist nach Niederschlag und Abfluss die letzte zu bestimmende Größe um den Wasserhaushalt der Deponie zu ermitteln. Mittels der Wasserhaushaltsgleichung (1) kann die Speicheränderung innerhalb der Deponie und der Deckschicht bestimmt werden.

$$\Delta S = P - Q - ET \tag{1}$$

mit
ΔS: Änderung des Wasserspeichers
P: Niederschlag
Q: Abfluss aus dem System
ET: Evapotranspiration

Die korrekte Ermittlung der Verdunstungshöhe ist somit ein maßgeblicher Faktor, um die Funktion der Deponieabdeckung zu bewerten und zu überprüfen. Eine direkte Messung der Evapotranspiration, also der Verdunstung von Wasser aus Pflanzen und Boden in die Atmosphäre, ist mittels Lysimeter möglich. Indirekte Messmethoden wie die Messung der potentiellen Verdunstung in Verdunstungspfannen oder empirische Formeln können abhängig von den klimatischen Bedingungen stark von der tatsächlichen Verdunstung abweichen. Durch diese abweichende Verdunstungsmessung kann die Aussage über die Dichtheit der Deckschicht verfälscht werden.

Abbildung 4 zeigt beispielhaft den Aufbau eines Lysimeters. Es besteht aus einem ungestört entnommenen Bodenmonolithen, der nach der Entnahme in ein in den Boden eingelassenes

Gefäß gebracht wird. Dieses Gefäß steht auf Wägezellen und verfügt über einen Ablauf, an dem die Evapotranspiration ermittelt werden. Um genauere Informationen über den Wasserfluss innerhalb des Bodenmonolithen zu erhalten, sind die Lysimeter zusätzlich mit Bodenfeuchtesonden und Tensiometer in verschiedenen Tiefen bestückt. Mittels dieser Geräte werden Bodenfeuchte und Saugspannung des Bodens bestimmt. Durch die Größe des entnommenen Bodenmonolithen werden Heterogenitäten im Boden weitaus besser berücksichtigt als bei Untersuchungen von Bodenproben mit kleinem Volumen im Labor. Ein weiterer Vorteil sind die realen, vor Ort vorherrschenden Randbedingungen die sich direkt auf die Messung auswirken und nicht über Modelle oder mittels Hilfsparameter bestimmt werden können. Somit können strukturelle Fehler und Ungenauigkeiten beim Übertragen von Parametern vermieden werden.

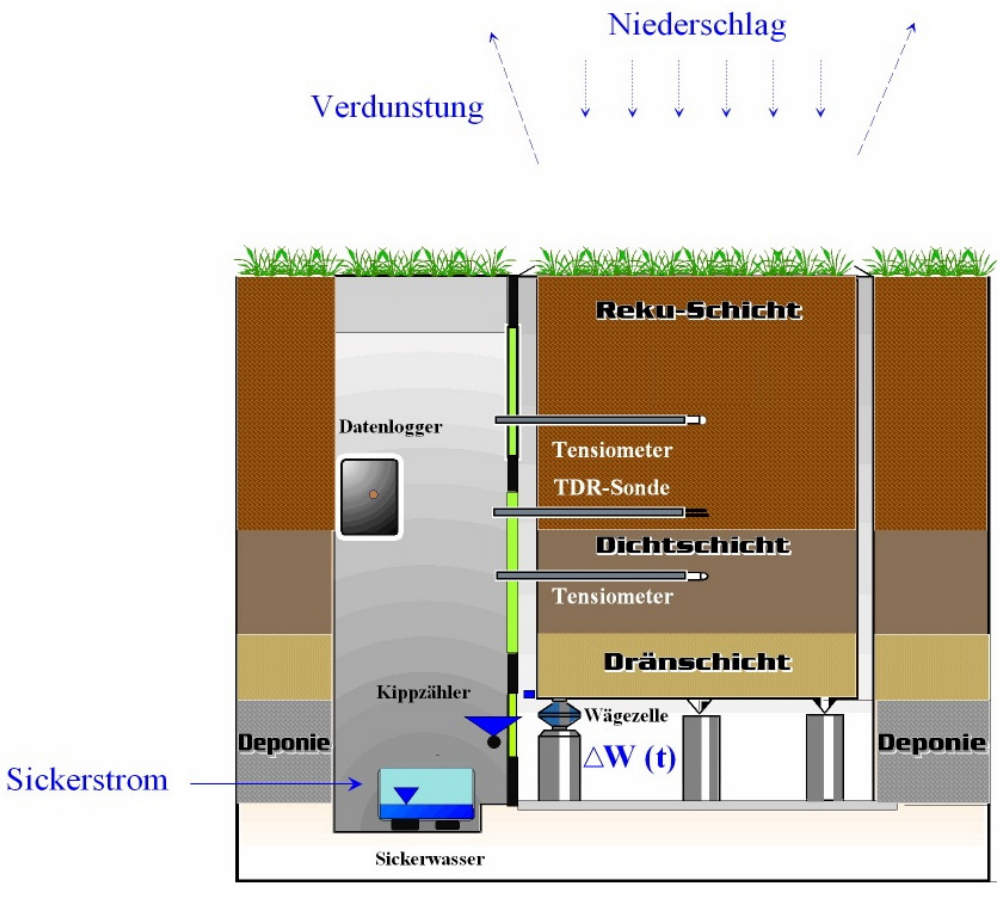


Abbildung 4: Schematische Darstellung eines Deponielysimeters.

Lysimeter werden für unterschiedlichste Fragestellungen eingesetzt. Deshalb werden sowohl Multi-Lysimeteranlagen, die mit großen Bodenvolumina, Lysimeterkellern und einer hochaufgelösten Messsystemen als auch kleinere Lösungen mit kostengünstigeren Messsystemen in Abhängigkeit des Standorts und der Fragestellung verbaut. Ein speziell für Deponien entwickeltes Lysimeter zählt zu letzterer Kategorie und kann als kostengünstigere Alternative für die Bestimmung der Verdunstung auf Deponien eingesetzt werden. Für geneigte Standorte können Hanglysimeter mit angepasster Oberächenneigung gefertigt werden.

Neben der Bestimmung der realen Verdunstung können Lysimeter auch genutzt werden um eine Langzeitüberwachung der Rekultivierungs- und Deckschicht durchzuführen.

Eine weitere Möglichkeit zur Untersuchung der Funktionen der Deckschicht auf einer Deponie sind Bodenhydrologische Messplätze. Neben einer Wetterstation zur Erfassung der Randbedingungen werden hier auf einem abgestecktem Raum Bodenfeuchtesensoren und Tensio-

meter verbaut. Mittels dieser Sensoren werden in horizontaler Auflösung Wassergehalt, Saugspannung, Temperatur und Leitfähigkeit des Bodens gemessen.

Wassergehalt und die Saugspannung geben Aufschluss über Richtung und Quantität des Bodenwassertransports und somit der Funktionalität der Deckschicht. Die Leitfähigkeit gibt Hinweise über die Nährstoffbelastung des Porenwassers, womit Informationen über den diffusiven Stoffffluss aus der Deponie gewonnen werden kann. Abhängig vom Standort, kann sich Bodenfrost negativ auf die Dichtheit der Deckschicht auswirken. Diese potentielle Gefahr kann durch die kontinuierliche Erfassung der Bodentemperatur überwacht werden.

3 Klimawandel als neuer Faktor

Zahlreiche Berichte und Klimamodelle zeigen die vielfältigen Auswirkungen des Klimawandels auf. Als ein Beispiel kann hier Kevin E. Trenberths Artikel von 2011 [1] aufgeführt werden. Er weist in seinem Artikel über die Auswirkungen der globalen Erwärmung auf die Änderung des Niederschlages hin. Ein Temperaturanstieg führt zur höheren Verdunstung, es folgen zum einen längere und intensivere Dürren, zum anderen kann sich die Luftfeuchtigkeit erhöhen. Damit sind Stürme mit einer höheren Niederschlagsintensität zu erwarten. Im Jahresmittel werden sich die Niederschlagsmengen verringern, aber Extremwettereignisse wie Starkregen werden häufiger [2]. Daraus folgen unter anderem zeitlich begrenzte stark erhöhte Abflüsse.

Da diese Phänomene global vorausgesagt werden, werden sich die globale Erwärmung und häufigere Extremwettereignisse auch auf mitteleuropäischen Deponien auswirken. Nach der Deponieverordnung sind diese wie oben beschrieben zwar überwacht, die Abdeckschichten sind jedoch auf klimatische Bedingungen auslegt, die den Klimawandel wenig berücksichtigen. Weiterhin gibt es kaum veröffentlichte Untersuchungen zu den Auswirkungen auf Deponiedichtungen. Daher ist es ungewiss, wie die einzelnen Deponien auf längere und stärkere Dürren reagieren werden. Eine generelle Aussage hierrüber ist aufgrund der unterschiedlichen lokalen Gegebenheiten schwierig. Bei tonreichen Deckschichten kann es durch Quellen und Schrumpfen zu Rissen und somit Undichtigkeiten kommen. Als Folge von Extremniederschlägen werden erhöhte Erosionsraten zu beobachten sein, besonders nach trockenen Perioden und vor allem auf Handlagen. Dadurch könnten Rekultivierungsschichten stärker beansprucht werden. Durch erhöhte Niederschläge sind höhere Sickerwasserraten wahrscheinlich, was wiederrum erhöhte Deponieabflussraten zur Folge hat.

Die Auswirkungen von Dürren und Starkniederschlägen werden wahrscheinlich die Funktionalität der Rekultivierungs- und Deckschicht im besonderen Maße beeinflussen. Diese für die Sicherheit der Deponie wichtigen Schichten sind den Einflüssen des Klimas und dessen Änderungen direkt ausgesetzt.

Wie oben genannt stellen Lysimeter eine sehr gute Möglichkeit zur Untersuchung von der oberen Deponieschichten dar. Sie bieten die Möglichkeit vor Ort genutzte Schichtmaterialien verschieden Klimabedingungen auszusetzen und deren Auswirkungen innerhalb und unterhalb der Schichten zu untersuchen.

Um Auswirkungen zu untersuchen wäre es möglich, bereits deponieerprobte Messsysteme wie Lysimetertechnik mit Versuchsaufbauten aus der Umweltforschung zu kombinieren. Hierzu kann man beispielsweise die in Abbildung 5 gezeigten fahrbaren Klimadächer verwenden, um Trockenstress im Lysimeter zu simulieren. Diese Dächer sind bei trockenen Bedingungen offen und schließen automatisch bei Niederschlag. Dadurch wird eine Trockenperiode simuliert, ohne dass durch die Abdeckung des Lysimeters die Verdunstung bei trockenen Bedingungen beeinflusst wird.

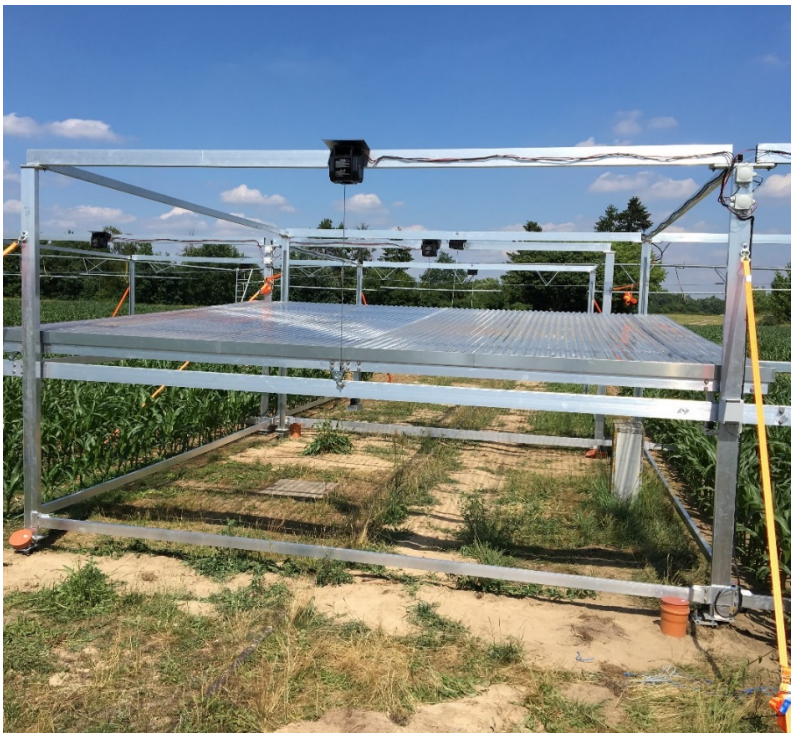


Abbildung 5: Beispiel für ein Klimadach.

Starkregenereignisse könnten durch Beregnungsanlagen simuliert werden. Diese erlauben die Durchführung von Beregnungsversuch mit festgelegter Intensität und Dauer von Niederschlagsereignissen. Durch die Kombination von Lysimetern, Klimadächern und Beregnungsanlagen können so angelegte Versuche verlässliche Vorhersagen zur Robustheit von eingesetzten Deckschichten treffen. Zusätzlich lassen sich weitere Zusammensetzungen von Deckschichten auf ihre Eignung am Standort testen, indem man mehrere Lysimetergefäße mit unterschiedlichen Deckschichten befüllt und diese am Standort testet.

4 Fazit

Bei der Anwendung von Umweltmesstechnik auf Deponien kann von langjähriger Erfahrung an unterschiedlichen Standorten profitiert werden. Viele Messsysteme konnten an besondere Herausforderungen angepasst werden und stellen eine zuverlässige Überwachung zur Verfügung. Sie sind ein Schlüsselelement in der Absicherung von Deponien. Der Klimawandel, insbesondere das veränderte Niederschlagsregime stellt auch Deponiebetreiber vor neue Herausforderungen. Wir müssen auf Deponien die Effekte des Klimawandels auf die Deckschicht untersuchen um weiterhin die Sicherheit von Deponien zu gewährleisten. Geeignete Messtechnik kann diese große Herausforderung unterstützen. Lysimeter stellen eine sehr gute Möglichkeit zur Untersuchung der oberen Deponieschichten dar. Sie bieten die Möglichkeit vor Ort genutzte Schichtmaterialien verschieden Klimabedingungen auszusetzen und deren Auswirkungen innerhalb und unterhalb der Schichten zu untersuchen. Niederschlagsperioden und Starkregenereignisse könnten durch Beregnungsanlagen simuliert werden. Diese erlauben die Durchführung von Beregnungsversuchen mit festgelegter Intensität und Dauer von Niederschlagsereignissen. Mit geeigneter Messtechnik lassen sich verlässliche Vorhersagen, mit Blick auf dem Klimawandel, zur Robustheit von eingesetzten Deckschichten treffen und zusätzlich die Zusammensetzungen von Deckschichten auf ihre Eignung am Standort testen.

Literaturverzeichnis

[1] TRENBERTH, K. E.: *Changes in precipitation with climate change*. http://dx.doi.org/10.3354/cr00953. Version: 2011

[2] FIELD, C. B. ; BARROS, V. ; STOCKER, T. F. ; QIN, D. ; DOKKEN, D. J. ; EBI, M. D. K. L. M. K. L. Mastrandrea ; MACH, K. J. ; PLATTNER, G.-K. ; ALLEN, S. K. ; TIGNOR, M. ; MIDGLEY, P. M.: *Summary for Policymakers, Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation. A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*. 2012. – pp.3-21

Výkopová zemina jako alternativní krycí materiál pro těžební haldy na příkladu Freibergu-Hammerbergu

Baggergut als alternatives Abdeckmaterial für Bergbauhalden am Beispiel des Hammerbergs Freiberg

Tobias Arnstadt[1]; Patrick Oettel[2]; Sabine Meißner[3]; Jürgen I. Schoenherr[4]

Abstrakt

Likvidace sedimentů z údolních nádrží a jejich předhrázek představuje závažný problém. Z provedeného průzkumu vyplynulo, že zhruba 2/3 provozovatelů údolní nádrží pro tento materiál nemá využití. Aby bylo možno rozšířit možnosti jeho zhodnocování, je v rámci projektu VODAMIN II ověřováno, zda je tento materiál vhodný k použití jako alternativní materiál pro zakrývání.

Zkušební lokalitou je usazovací nádrž Hammerberg, která představuje relikt po těžbě rud u města Freibergu. Těleso haldy vykazuje vysoký obsah těžkých kovů, jako jsou arzén, kadmium a olovo. S cílem snížení imisí těžkých kovů do Freiberské muldy (Freiberger Mulde) je prováděna sanace podle Spolkového zákona na ochranu půd. Firma Saxonia buduje toto zakrytí přijímáním těchto zemin.

V rámci pokusů je ověřováno, zda se vlastnosti izolační vrstvy, snižující infiltraci, zlepší v případě přimíšení vytěžené hlušiny. Pro tyto účely byla vytvořeny testovací pole, jedno bez příměsi vytěžené hlušiny a dvě pole s příměsí vytěžené hlušiny různého původu.

V přednášce budou představeny vlastnosti, kterými se vytěžená hlušina vyznačuje a jaké má v kombinaci s výkopovou zeminou vlastnosti. Dále bude představen celý pokus a první poznatky.

Kurzfassung

Die Verwertung von Sedimenten aus Talsperren und deren Vorbecken stellt eine große Schwierigkeit dar. Nach einer Befragung im Jahr 2014 hatten ca. 66 % der Talsperrenbetreiber keine Verwendung dafür. Um die Möglichkeiten zur Verwertung zu erweitern, wird im Rahmen des Projektes VODAMIN II geprüft, ob sich Baggergut als alternatives Abdeckmaterial eignet.

Als Versuchsstandort dient die Spülhalde Hammerberg. Sie stellt eine Altlast und Bergbauhinterlassenschaft bei Freiberg dar. Im Haldenkörper sind hohe Gehalte an Schwermetallen wie Arsen, Cadmium, Blei und Zink vorzufinden. Um den Eintrag dieser Schwermetalle in die Freiberger Mulde zu reduzieren, erfolgt eine Sanierung im Sinne des Bundesbodenschutzgesetzes. Durch den Betrieb einer Erdstoffannahme baut die Firma SAXONIA eine definierte Abdeckung auf.

Im Versuch wird geprüft, ob sich die Eigenschaften der sickerwasserreduzierenden Dämmschicht verbessern, wenn Baggergut eingearbeitet wird. Dazu wurden drei Testfelder angelegt, eines ohne Baggergut und zwei mit Baggergut unterschiedlicher Herkunft.

Im Vortrag wird gezeigt, durch welche Eigenschaften sich das untersuchte Baggergut auszeichnet und wie es sich in Kombination mit Bodenaushub verhält. Weiter werden der Versuchsaufbau und erste Erkenntnisse präsentiert.

[1]Hochschule Zittau/Görlitz, Institut für Verfahrensentwicklung, Torf- und Naturstoff-Forschung (iTN); Theodor-Körner-Allee 16, D-02763 Zittau; E-mail: tobias.arnstadt@hszg.de

[2]SAXONIA Standortentwicklungs- und -verwaltungsgesellschaft mbH, Halsbrücker Straße 34, D-09599 Freiberg; E-mail: patrick.oettel@saxonia-freiberg.de

[3]SAXONIA Standortentwicklungs- und -verwaltungsgesellschaft mbH, Halsbrücker Straße 34, D-09599 Freiberg; E-mail: sabine.meissner@saxonia-freiberg.de

[4]Hochschule Zittau/Görlitz, Institut für Verfahrensentwicklung, Torf- und Naturstoff-Forschung (iTN); Theodor-Körner-Allee 16, D-02763 Zittau; E-mail: j.schoenherr@hszg.de

1 Einleitung

Die Verwertung von Sedimenten aus Talsperren und deren Vorbecken stellt eine große Schwierigkeit dar. In einer Befragung der Deutschen Rohstoffagentur aus dem Jahr 2014 gaben beispielsweise rund 66 % der deutschen Talsperrenbetreiber an, dass sie keine Verwendung für die anfallenden Sedimente haben [1]. Um die Möglichkeiten zur Verwertung zu erweitern, wird im Rahmen des Projektes VODAMIN II geprüft, ob sich Baggergut als alternatives Abdeckmaterial eignet.

Der vorliegende Text stellt in gekürzter Form Inhalte der im April 2018 im Rahmen des Projektes VODAMIN II angefertigten Studie[1] „Alternative Abdecksysteme mit Versuchsplanung“ vor und ergänzt diese um aktuelle Werte aus dem Prozess des Versuchsaufbaus.

2 Problemstellung

Die in Gewässern transportieren Feststoffe sedimentieren in Bereichen mit verringerter Strömung wie Häfen oder Talsperren, die dadurch mit der Zeit verlanden [3]. Häufig kann dem nur durch Ausbaggern Abhilfe geschafft werden. Das dabei anfallende Baggergut stellt die unterhaltungsverpflichtete Stelle oft vor die Frage der Verwertungsmöglichkeit.

Nach einer Statistik von 2004 gehen lediglich 2,2 % des Baggergutsaufkommens in Deutschland mit der ASN 170506 auf die Beräumung von Talsperren zurück [4]. Mit ca. 1 Million Tonnen stellt dieses Aufkommen die Betreiber dennoch vor ein ernstzunehmendes Problem. So ergab eine Befragung von Talsperrenbetreibern im Jahr 2014, die etwa 50 % der deutschen Talsperren repräsentiert, dass zwei Drittel keine Verwertungsmöglichkeiten für beräumte Sedimente hatten [1].

Baggergut ist hinsichtlich seiner Materialeigenschaften zumeist durch einen hohen Anteil an Feinkorn und Organik gekennzeichnet. Typische Gesamtgehalte organischen Kohlenstoffs (TOC) bewegen sich zwischen 3 und 10 M.-%, seltener darüber [5], was durch den biologischen Abbau zu einer erhöhten Setzungsneigung führen kann [6]. In Baggergut können mitunter erhöhte Schadstoffgehalte auftreten, weil entsprechende Stoffe vorrangig an die feineren Körner gebunden sind [7]. Durch den hohen Feinkornanteil sind k_f-Werte im Bereich um $1 \cdot 10^{-9}$ m s^{-1} durchaus typisch und es können mitunter sogar die Anforderungen der DepV mit k_f-Werten $< 5 \cdot 10^{-10}$ m s^{-1} erreicht werden [6]. Im Zusammenhang mit dem hohen Anteil an Feinkorn ist Baggergut anfällig für Schrumpfungen bei Wasserentzug [6, 8], was zu Rissen und Undichtigkeiten führen kann.

Diese Kombination an Eigenschaften macht die Verwertung von Baggergut z.T. schwierig und ist im Einzelfall zu prüfen. Es sind Anwendungen zur Verbesserung von Oberböden [6] und als dichtende Komponente im Deichbau bekannt [8]. Weiter gibt es Beispiele aus dem Deponiebau und der Altlastensanierung, wo Baggergut als Ausgleichs-, Dichtungs- oder Rekultivierungsschicht verwendet wurde [9, 10, 11].

3 Definition und Rechtsgrundlagen

Die genaue Definition des Begriffs „Baggergut“ im rechtlichen Kontext gestaltet sich durchaus schwierig, wonach sich schließlich die konkrete Anwendung von Gesetzen richtet. Als Gewässersedimente werden laut DIN 38414 Teil 11 [12] ungelöste, im oberirdischen Wasser befindliche Stoffe unterschiedlichen Ursprungs bezeichnet, die abgelagert wurden. In der Bodenkunde werden Gewässersedimente als subhydrische Böden bzw. Unterwasserböden aufgefasst. Nach §2 des Bundesbodenschutzgesetzes (BBodSchG) [13] sind Sedimente jedoch eindeutig aus dessen Anwendungsbereich ausgeschlossen. Boden im Sinne der Materialbezeichnung bezieht sich im Bodenschutzrecht ausdrücklich auf terrestrische Böden. Hinsichtlich

[1] Die Studie wurde durch die SAXONIA Standortentwicklungs- und -verwaltungsgesellschaft mbH erstellt und ist auf Nachfrage in den Sprachen Deutsch und Tschechisch für Interessenten verfügbar [2].

des Begriffes „Baggergut“ wird in § 12 Abs 1. BBodSchV [14] der Bezug zur [15] hergestellt. Diese kennzeichnet Bodenmaterial, welches im Rahmen von Neubau-, Ausbau- und Unterhaltungsmaßnahmen aus Gewässern entnommen wird, als Baggergut. Folglich kann Baggergut Sedimente und subhyrische Böden, Böden und deren Ausgangssubstrat im unmittelbaren Umfeld des Gewässerbettes sowie Oberböden im Ufer- bzw. Überschwemmungsbereich des Gewässers umfassen.

Auf Baggergut lassen sich je nach Anfall und der Art der Ablagerung bzw. Verwertung unterschiedliche Gesetze anwenden. Hier sollen nur kurz die rechtlichen Eckpunkte benannt werden. Eine ausführlichere Darstellung kann dem Gutachten „Alternative Abdecksysteme mit Versuchsplanung“ entnommen werden [2].

Für mineralische Abfälle ist in erster Linie das Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG)[16] zu nennen. Jedoch findet es nach § 2 Abs. 12 keine Anwendung für Sedimente, die innerhalb von Oberflächengewässern umgelagert werden und erwiesenermaßen nicht gefährlich sind (§ 2 Abs. 12). Stößt man jedoch bei der Wieder- bzw. Weiterverarbeitung an Grenzen, so wird dem Stoff ein Abfallcharakter zugesprochen und entsprechend der Abfallverzeichnisverordnung (AVV) eine Abfallschlüsselnummer vergeben.

Wird Baggergut zur Sicherung von Altlasten eingesetzt, ist nach § 2 Abs. 5 BBodSchG der nachsorgende Bodenschutz anzuwenden, welcher schwerpunktmäßig aus dem Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG) [13] und der daraus abgeleiteten Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) [14] hervorgeht. Ziele sind dabei die Gefahrenabwehr, die Wiederherstellung von Bodenfunktionen und die Sanierung verursachter, schädlicher Bodenveränderungen sowie dadurch hervorgerufene Gewässerbeeinträchtigungen. Die Untersuchung und Bewertung altlastenverdächtiger Flächen und Verdachtsflächen sowie Anforderungen an die Sanierung sind darin ebenfalls geregelt. Anhand dieses Rahmens erfordert eine Sanierung von Altlasten nach Bodenschutzrecht immer eine Festlegung von einzelfallbezogenen Sanierungszielen. Häufig wird das Handbuch zur Altlastenbearbeitung [17] hinzugezogen, welches vom Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie auf den gesetzlichen Grundlagen im BBodSchG/BBodSchV veröffentlicht wurde.

Als eine der wichtigen Richtlinien zur stofflichen Verwertung von Bodenmaterialien ist allen voran die LAGA TR Boden [18] zu nennen. Die darin aufgeführten Regelungen beziehen sich auf die Verwertung außerhalb der durchwurzelbaren Bodenschicht. Die Bestimmungen für eine Verwertung innerhalb der durchwurzelbaren Bodenschicht sind dagegen im BBodSchG und der BBodSchV enthalten. Für diesen Fall wurde durch die Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Boden (LABO), Abfall (LAGA), Wasser (LAWA) sowie dem Länderausschuss Bergbau (LAB) zusätzlich eine Vollzugshilfe zum § 12 BBodSchV [19] herausgegeben.

Die BBodSchV und die Vollzugshilfe zum § 12 verweisen auf die DIN 19731 [15]. Neben der Definition von Baggergut enthält die DIN 19731 Hinweise zur Eignung der Verwertung von Bodenaushub und Baggergut.

4 Fallstudie

Ausgehend von der geringen Durchlässigkeit der Sedimente aus Talsperren und des Bedarfs an Verwertungswegen liegt der Gedanke nahe, Baggergut in der Altlastensanierung einzusetzen. Dadurch könnte das Baggergut einer sinnvollen Verwertung zugeführt und gleichzeitig könnten die Eigenschaften einer herzustellenden Abdeckung verbessert werden. Dies soll in einem Versuch, der im Rahmen der laufenden Sanierung der Spülhalde Hammerberg in Freiberg durchgeführt wird, getestet werden. Dabei soll geprüft werden, ob die Durchlässigkeit des bisher eingesetzten Freiberger Bodenaushubs als Dämmschicht zur Reduzierung des Sickerwassers durch die Kombination mit Baggergut verbessert werden kann. Hierfür wurden regional verfügbare Sedimente aus Hochwasserschadensbeseitigungsmaßnahmen sowie der herkömmliche Freiberger Erdaushub als Referenzmaterial ausgewählt. Nach eingehender Un-

tersuchung und Charakterisierung der zu verwendenden Materialien wurden Testfelder konzipiert und angelegt.

4.1 Charakterisierung des Baggergutes im Vergleich zum Freiberger Erdaushub

Die Landestalsperrenverwaltung Sachsen konnte zum gegebenen Zeitpunkt drei Arten von Baggergut bereitstellen. Sie entstammen drei Standorten im Erzgebirge, zwei Vorbecken und einer Trinkwassertalsperre. Zur Prüfung deren Eignung als Abdeckmaterial wurden diese beprobt und chemisch sowie bodenmechanisch charakterisiert. Von allen drei Standorten wurden bis zu vier Proben des Sedimentes genommen, welches potentiell für die geplanten in-situ Testflächen infrage kam.

Das Baggergut 1 (BG 1) war zum Probenahmezeitpunkt auf einer Bereitstellungsfläche abgelagert und entstammt einem Vorbecken, welches bereits Ende 2015 beräumt worden ist. Aufgrund der längeren Liegezeit zeichnete es sich durch einen vergleichsweise niedrigen Wassergehalt von 47 M.-% aus. Die Proben des Baggerguts 2 (BG 2) wurden direkt aus dem Vorbecken entnommen, das bis auf einen Mindestabfluss des durchquerenden Baches entleert war. Die Talsperre, aus der Baggergut 3 (BG 3) entnommen wurde, war zur Probenahme seit vier Wochen abgestaut und das Wasser fast vollständig abgelassen. Da es sich bei BG 2 und BG 3 um „frisches“ Material handelte, wiesen sie einen deutlich höheren Wassergehalt von 169 M.-% bzw. 276 M.-% auf.

Tabelle 1: Bodenmechanische Kennwerte und der TOC-Gehalt der Sedimente und des Freiberger Erdaushubs sowie der Gemische. Die angegebenen Mischungsverhältnisse beziehen sich auf das Volumen.

Material	Masseanteil [%]					U	Cc	ρ_{Pr} [g cm^{-3}]	w_{Pr} [M.-%]
	Ton	Schluff	Sand	Kies	TOC				
Erdaushub	3	13	47	38	0,2	82	1,9	1,83	13,9
Sediment BG 1	3	34	39	25	3,3	52	0,5	1,37	19,7
Sediment BG 2	6	77	14	4	4,3	2	1,1	1,00	23,1
Sediment BG 3	7	82	9	2	6,8	4	1,2	0,66	64,3
Erdaushub + BG 1, 1:1	3	21	44	31	-	103	1,4	1,69	18,5
Erdaushub + BG 1, 2:1	4	18	50	29	-	83	1,9	1,77	16,7
Erdaushub + BG 2, 1:1	4	22	46	28	-	87	1,3	1,44	25,4
Erdaushub + BG 2, 2:1	3	21	45	31	-	79	1,3	1,67	17,2
Erdaushub + BG 3, 1:1	4	22	41	33	-	155	1,1	1,34	30,9
Erdaushub + BG 3, 2:1	2	21	48	30	-	78	1,5	1,52	22,6

ρ_{Pr}... Proctordichte; w_{PR}... Wassergehalt bei Proctordichte

Hinsichtlich der Korngrößen konnte ein erwartungsgemäß hoher Anteil an Feinkorn festgestellt werden, wobei der Großteil davon der Schlufffraktion zuzuordnen ist und der Anteil von Ton unterhalb 10 % liegt (Tabelle 1). Das BG 1 weist fast gleiche Anteile Schluff und Sand und etwas weniger Kies auf und ist somit weit gestuft. Es ist nach KA5 als mittel kiesiger stark schluffiger Sand und nach DIN 18196 als Sand-Schluff-Gemisch (SU*) einzuordnen. BG 2 und BG 3 besitzen eine eng gestufte Körnungslinie und weisen einen Schluffanteil um die 80 % auf. Demnach sind sie als schwach bzw. sehr schwach kiesige reine Schluffe nach der KA5 zu benennen und nach der DIN 18196 aufgrund ihres Plastizitätsverhaltens als ausgeprägt plastische Schluffe (UA) zu klassifizieren. Ein weiteres charakteristisches Merkmal aller drei Sedimente ist der erhöhte TOC-Gehalt zwischen 3 und 7 %. In Zusammenhang mit dem hohen Feinkornanteil sind Schrumpfungen nicht vollständig auszuschließen. Außerdem besitzen BG

2 und BG 3 ein hohes Wasseraufnahmevermögen und zeigen vergleichsweise geringe Proctordichten zwischen 0,66 und 1,00 g cm^{-3} bei Wassergehalten über 20 % (Tabelle 1). Für das BG 1, mit seiner weitgestuften Körnung und dem geringsten TOC-Gehalt, wird eine Proctordichte von 1,37 g cm^{-3} bei einem Wassergehalt von 20 % erzielt.

Durch den hohen Feinkornanteil weisen die Sedimente k_f-Werte zwischen $3 \cdot 10^{-9}$ bis $6 \cdot 10^{-9}$ m s^{-1} auf und sind nach DIN 18130 als sehr schwach durchlässig einzuordnen (Tabelle 2). Die gemessenen Durchlässigkeiten reichen sogar in den Bereich von $5 \cdot 10^{-9}$ m s^{-1}, wie sie für Dichtschichten der Deponieklasse I-II gefordert werden. Bei der Sanierung von Altlasten können die Anforderungen an die Durchlässigkeit der Abdeckung in Abhängigkeit vom konkreten Sanierungsziel geringer sein. Demzufolge sind die Materialien aufgrund ihrer niedrigen k_f-Werte auch hierfür geeignet, um die Sickerwassermenge zu reduzieren. Jedoch stellen ihre bedingte Verdichtungsfähigkeit, ihre Neigung zum Schrumpfen und der erhöhte TOC-Gehalt Herausforderungen für den Einbau dar, wodurch es möglicherweise verstärkt zu Setzungen kommen kann.

Tabelle 2: Wasserdurchlässigkeitsbeiwerte (k_f-Werte) des Erdaushubs und der Sedimente sowie der jeweiligen Mischungen. Die Mischungsverhältnisse sind massebezogen.

	k_f-Wert m s^{-1}			
	Erdaushub (EA)	**BG 1**	**BG 2**	**BG 3**
Material rein	$1{,}4 \cdot 10^{-7}$	$3{,}3 \cdot 10^{-9}$	$6{,}0 \cdot 10^{-9}$	$3{,}3 \cdot 10^{-9}$
Mischung EA:BG 1:1		$2{,}0 \cdot 10^{-9}$	$4{,}9 \cdot 10^{-8}$	$3{,}7 \cdot 10^{-9}$
Mischung EA:BG 3:1		$2{,}0 \cdot 10^{-8}$	$1{,}1 \cdot 10^{-8}$	$3{,}0 \cdot 10^{-8}$

Vor diesem Hintergrund erscheint der alleinige Einsatz von Baggergut problematisch. Daher wurde die Idee entwickelt, die Durchlässigkeit des herkömmlich eingesetzten Bodenaushubs durch die Kombination mit Baggergut zu verringern. Bisher erfolgte die Sanierung der Spülhalde Hammerberg mittels Erdaushub, der aus Baumaßnahmen der Region stammt. Als Referenzmaterial wurde ein typischer Erdaushub ausgewählt. Es kann als mittel kiesiger schwach schluffiger Sand nach KA5 bzw. SU* nach DIN 18196 charakterisiert werden (Tabelle 1). Bei einem Feinkornanteil $<$ 0,063 mm von 16 % beträgt der k_f-Wert $1{,}4 \cdot 10^{-7}$ m s^{-1}, was nach DIN 18130 als schwach durchlässig bezeichnet wird (Tabelle 2). Der untersuchte Bodenaushub lässt sich gut verdichten und erreicht eine Proctordichte von 1,83 g cm^{-3} bei einem Wassergehalt von 14 % (Tabelle 1).

Durch die Kombination des Bodenaushubs mit den Sedimenten konnte jeweils eine Verringerung der Durchlässigkeit um ein bis zwei Größenordnungen erzielt werden. Es ergaben sich k_f-Werte zwischen $2{,}0 \cdot 10^{-9}$ bis $4{,}9 \cdot 10^{-8}$ m s^{-1} (Tabelle 2). Dabei wurde deutlich, dass sich bei einem größeren Anteil an Sediment geringere k_f-Wert einstellten. Die Untersuchung bezog sich dabei auf Mischungsverhältnisse von 1:1 und 1:2 hinsichtlich des Volumens (Sediment : Erdaushub) (Tabelle 1). Durch die Kombination der Materialien ergibt sich ein höherer Feinkornanteil als im Bodenaushub, wobei die Sand- und Kiesfraktion prägend bleibt, sodass alle Gemische als mittel kiesiger mittel schluffiger Sand nach KA5 und als SU* nach DIN 18196 zu klassifizieren sind. Außerdem wurden höhere Proctordichten im Vergleich zum reinen Sediment erzielt. Sie liegen zwischen 1,3 und 1,8 g cm^{-3} bei Wassergehalten zwischen 17 und 31 %. Jedoch wiesen beide Gemische mit BG 3 und das Gemisch 1:1 mit BG 2 eine besonders auffällige untypische Proctorkurve mit mehreren Maxima auf, was auf die Schwierigkeiten bei dem Umgang mit Baggergut hindeutet [2].

Generell kann jedoch gesagt werden, dass sich Baggergut zur Verringerung der Durchlässigkeit eignet und in einem Gemisch höhere Proctordichten im Vergleich zum reinen Sediment erreicht werden. Prinzipiell erscheint der Einsatz von gereiftem Material, in dem der TOC-Gehalt bereits reduziert ist und eine Entwässerung stattgefunden hat, sinnvoll, da die untypischen Proctorkurven lediglich bei den Gemischen mit „ungereiften“ Materialien auftraten.

Für die Eignung der Materialien sind jedoch nicht nur die bodenmechanischen Parameter entscheidend, sondern auch die Chemie des Bodenmaterials. Da es sich bei den untersuchten Standorten um Trinkwassertalsperren oder deren Vorsperren im Erzgebirge handelt, sind in den Sedimenten die geogen vorkommenden Metallgehalte zu erwarten. Hinsichtlich besonderer organischer Kontaminationen liegt kein Verdacht vor, sodass eine Untersuchung der Sedimente entsprechend der Kriterien bei unspezifischen Verdacht nach LAGA TR Boden [18] ausreichend ist. Für die meisten Parameter halten die Sedimente die Zuordnungswerte Z0 bzw. Z1 ein, was einen eingeschränkten offenen Einbau zulassen würde[2]. Jedoch weisen alle Sedimente einen erhöhten TOC-Gehalt im Feststoff (Tabelle 1) und eine höhere Sulfatkonzentration im Eluat auf, was zu einer Zuordnung Z2 führt und für den Einbau bestimmte technische Sicherungsmaßnahmen erfordern würde. BG 3 weist jedoch TOC- und Cadmium-Gehalte oberhalb der Z2-Zuordnungwerte auf. Es kann somit nicht im Rahmen der Sanierung der Spülhalde Hammerberg verwertet werden, da der Anfallort außerhalb des Bodenplanungsgebietes liegt. Daher kam es für den großtechnischen Versuch nicht in Frage. Der Bodenaushub hält die meisten Parameter der Klasse Z0 ein, lediglich für die Freiberg typischen geogenen Hintergrundwerte von Arsen, Blei, Cadmium und Zink werden die Vorgaben von Z0 im Feststoff überschritten, weshalb insgesamt ein Zuordnung zu Z1 erfolgen muss.

Für den großtechnischen Versuch wurden das BG 1 und BG 2 ausgewählt. Da die vorgefundenen erhöhten TOC- und Sulfat-Gehalte als solches kein Gefährdungspotential für das Grundwasser darstellen, erschien es im Rahmen des Versuches zulässig, die beiden Sedimente auch ohne spezielle technische Sicherungsmaßnahme zu verbauen. Es ist jedoch während des gesamten Versuchs auf deren Entwicklung ein besonderes Augenmerk zu richten.

4.2 Feldversuche auf der Spülhalde Hammerberg in Freiberg

Aufbauend auf den Erkenntnissen aus den Vorversuchen wurde eine in-situ Erprobung anhand von Testfeldern auf der Spülhalde Hammerberg in Freiberg erarbeitet und erbaut, welche mittels üblichen Einbauverfahren hergestellt wurden. Auf diese Weise konnte die Handhabbarkeit unter bautechnischen Bedingungen getestet werden und es kann über einen längeren Zeitraum geprüft werden, wie sich die Durchlässigkeit im Gelände verhält.

Als Versuchsstandort dient die Spülhalde Hammerberg, die sich im Nordosten der Stadt Freiberg befindet. Sie gehört zu einem größeren Komplex an Bergbauhinterlassenschaften, dem Davidschachtkomplex. Von 1964 bis 1969 wurden auf dieser Halde insgesamt 330.000 m^3 Spülgut auf ca. 5 ha abgelagert. Es besteht zum Großteil aus fein gemahlenem Freiberger Gneis und dessen Gangmineralien, enthält daneben auch die sulfidischen Minerale Galenit (PbS), Sphalerit (ZnS) und Pyrit (FeS_2) in konzentrierter Form sowie Flotationsreagenzien [20, 21].

Die Sanierung dieser Altlast wird durch die SAXONIA Standortentwicklungs- und -verwaltungsgesellschaft mbH mittels einer Erdstoffannahme realisiert. Die Sanierungsarbeiten haben im Jahr 2012 begonnen und enden voraussichtlich nach 2021 [20]. Das Sanierungskonzept und die zu erreichenden Sanierungsziele sind in der Ausführungsplanung festgeschrieben. Auf der Spülhalde Hammerberg wird eine Abdeckung nach dem Modell der „Modifizierten Abdeckgruppe A“ hergestellt, die in Anlehnung an das von 1993 bis 2013 umgesetzte Altlastenprojekt der SAXONIA entstand. Nach der Profilierung des Geländes ist eine Dämmschicht von 1 m Mächtigkeit in Lagen zu max. 0,5 m aufzubringen (Abbildung 1). Diese sogenannte Dämmschicht muss einen k_f-Wert $< 10^{-6}$ m s^{-1} aufweisen. Über der Dämmschicht wird eine ein Meter mächtige Abdeckschicht in drei Lagen aufgebaut. Sie besteht aus einer zweilagig angelegten 0,8 m mächtigen Speicherschicht (Abdeckschicht II) und dem 0,2 m mächtigen Oberboden (Abdeckschicht I). Ziel der gesamten Abdeckung ist es, die Durchsickerung um mindestens 50 % zu reduzieren.

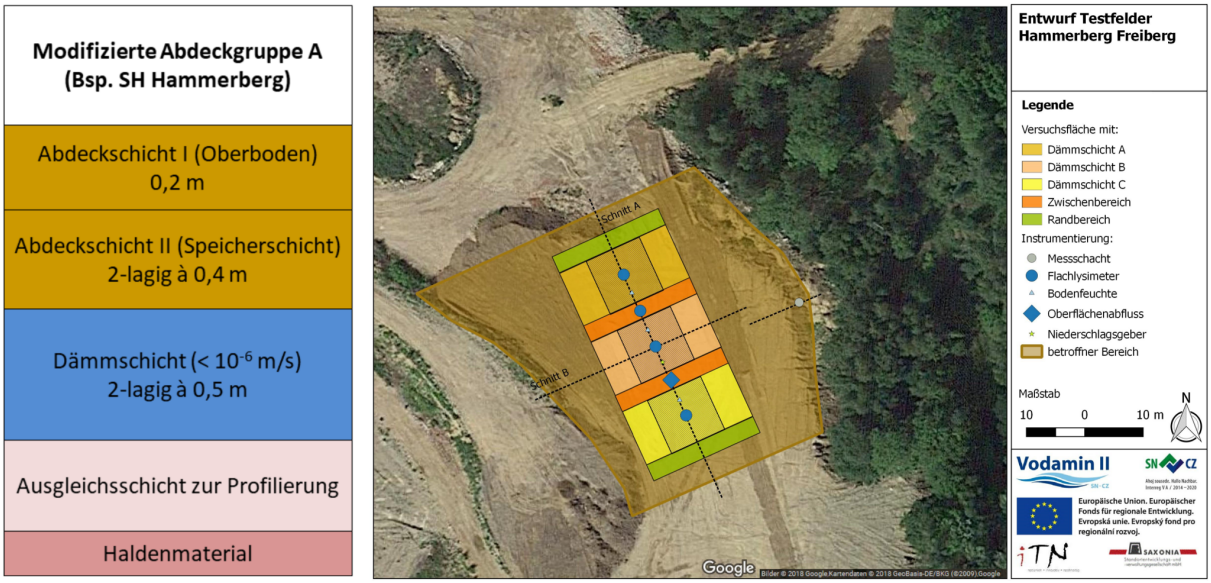


Abbildung 1: Links: vorgeschriebene Schichtfolge für die Abdeckung. Rechts: Anordnung der Testfelder.

Die Testfelder wurden ebenfalls entsprechend der „modifizierten Abdeckgruppe A“ aufgebaut. Jedoch wurde das Material, welches für die Dämmschicht verwendet wurde, gezielt variiert. Da die Dämmschicht für die Sickerwasserminimierung konzipiert ist, erschien es sinnvoll, hier Baggergut für eine weitere Reduzierung der Durchlässigkeit einzusetzen. Konkret wurden drei Testfelder geplant und aufgebaut. Ein Feld enthält als Referenz eine Dämmschicht, die aus dem reinen Freiberger Erdaushub aufgebaut wurde. Die Dämmschichten der beiden anderen Felder enthalten ein Materialgemisch aus je einem Volumenanteil Erdaushub und Baggergut (BG 1 bzw. BG 2) (Abbildung 1). Die Mischungen wurden im großtechnischen Maßstab durch das mehrmalige Umsetzen von Haufwerken hergestellt. Der Einbau erfolgte mittels einer Raupe in mehreren Lagen, die anschließend durch mehrmaliges Überfahren mit dieser verdichtet wurden. Die Größe der Testflächen beträgt 10 m x 10 m, wobei sich in Längsrichtung davor und danach jeweils 2,5 Meter des gleichen Aufbaus anschließen, um Randerscheinungen zu vermeiden. Zwischen den Testfeldern wurden Zwischenbereiche von 4 bzw. 2 m Breite angelegt, die Raum für zusätzliche Messungen bieten, die sich nicht auf die Dämmschicht beziehen. Die Testfelder wurden mit einer Hangneigung von 5 % in nordöstlicher Richtung hergestellt.

Um die Wirkungsweise der Testfelder zu beschreiben, ist deren Wasserhaushalt zu untersuchen. Für die gesamte Abdeckung ist die Restdurchsickerung die entscheidende Größe. Zu deren Erfassung wurden spezielle Betonflachlysimeter mit einer Auffangfläche von 3 m^2 und einem Durchmesser von 2 m angefertigt (Abbildung 2). Im Vergleich zu herkömmlichen Lysimetern bieten sie den Vorteil, dass seitliche Abflüsse, wie sie in einer Abdeckschicht mit Neigung stattfinden, erhalten bleiben und somit ein annähernd realistisches Bild der Durchsickerung abgeben. Das gefasste Sickerwasser wird in einem Messschacht am Rand der Versuchsfelder mittels Kippzähler quantifiziert und kann für chemische Analysen beprobt werden. Je Testfeld wurde ein Betonflachlysimeter zentral unterhalb der Dämmschicht angeordnet. Zusätzlich wurde ein Lysimeter unterhalb der Abdeckschicht II aufgestellt (Abbildung 1 und Abbildung 3). Der Niederschlag auf der Halde wird mit einem elektronischen Messwertgeber und einer Kippwaage ermittelt. Der Oberflächenabfluss wird mit Hilfe eines rechteckigen Metallrahmens (3 m^2; Abbildung 2) gefasst und im Messschacht mittels eines Kippzählers registriert.

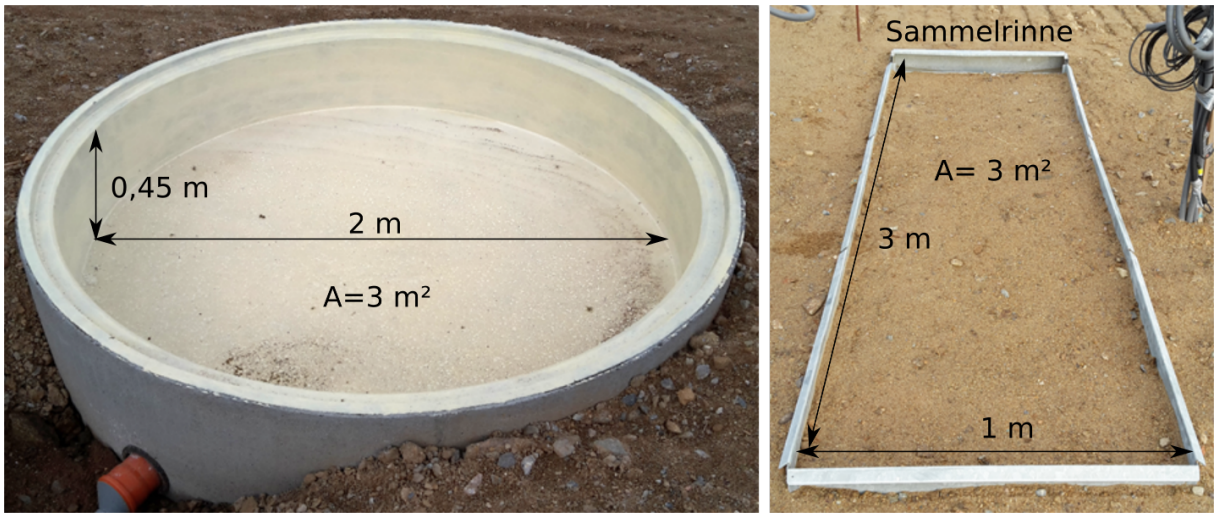


Abbildung 2: Links: verwendetes Betonflachlysimeter, Rechts: Vorrichtung zur Oberflächenabflusserfassung.

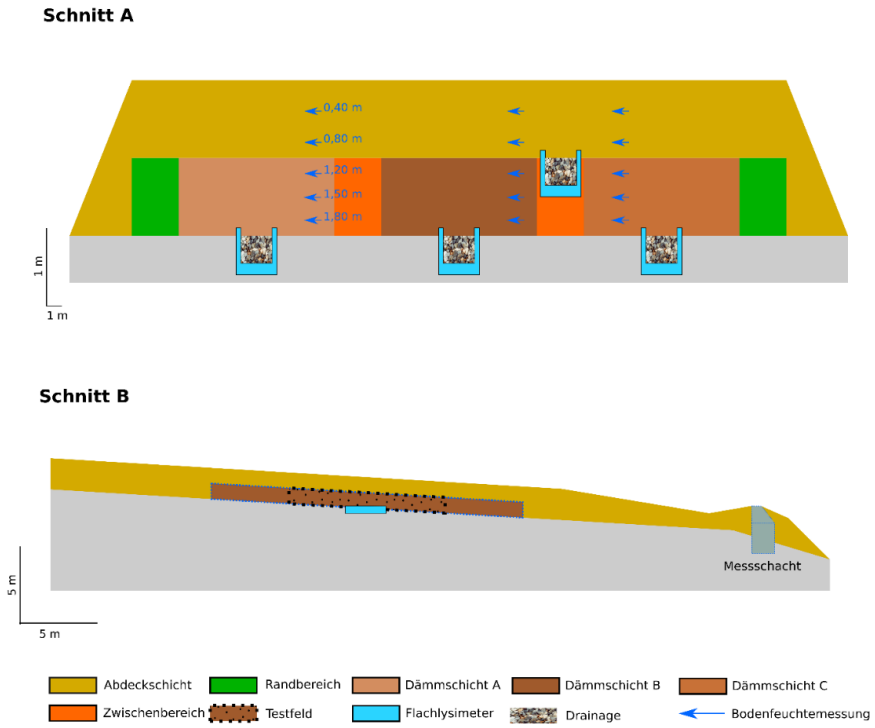


Abbildung 3: Querschnittsdarstellungen der Testfelder, Schnitt A durch die Ebene der Lysimeter von Nordosten nach Südwesten, Schnitt B durch das mittlere Lysimeter und den Messschacht von Südwesten nach Nordosten.

Um die Speicheränderung in den Bodenschichten messtechnisch abzubilden, wird in verschiedenen Tiefen (Abbildung 3) eines jeden Testfeldes der volumetrische Wassergehalt mittels TDR-Sonden gemessen. Dadurch ist es möglich, nach stärkeren Niederschlagsereignissen die Versickerung zeitlich nachzuverfolgen und in-situ k_f-Werte zu berechnen. Um die Saugspannung in den Dämmschichten zu ermitteln, wurde in jedem Testfeld in der Tiefe von 1,50 m ein Tensiometer installiert. Oberflächennah wird die Saugspannung in der Tiefe von 0,40 m mit Hilfe eines Tensiomark-Sensors ermittelt. Da in den gleichen Tiefen der Bodenwasserge-

halt gemessen wird, kann nach einem längeren Messzeitraum eine in-situ Saugspannungs-Sättigungsbeziehung erstellt werden.

Die geplante messtechnische Ausstattung und die damit ermittelbaren Parameter bieten außerdem die Möglichkeit, um den Wasserhaushalt mit einer Modellierung zu quantifizieren und somit die Abdecksysteme bewerten zu können.

4.2.1 Kennwerte des Einbaus

Die für den großtechnischen Aufbau angelieferten Sedimente hatten einen etwas höheren Kies- und niedrigeren Schluffanteil, als die im Labor untersuchten Proben. Ebenfalls zeigte sich für den tatsächlich eingesetzten Erdaushub eine leichte Verschiebung um 4 % der Zusammensetzung vom Sand hin zum Kies. Somit ergaben sich für die hergestellten Gemische ebenfalls etwa 8 % höhere Kiesgehalte und eine entsprechend Reduzierung in der Schluff- und Sandfraktion (Tabelle 3, vergleiche dazu Tabelle 1). Weiterhin war der TOC-Gehalt im angelieferten Sediment niedriger als im ursprünglich beprobten Baggergut, was sich in deutlich niedrigeren Gehalten in den Gemischen wiederspiegelt. Dies zeigt auf, wie schwierig die vorherige Beprobung der Sedimente ist. Die geringeren Werte nach der Anlieferung sind unter Umständen auf zwei Prozesse zurückzuführen: 1) Bis zur Anlieferung hat generell eine „Reifung“ des Materials stattgefunden. Insbesondere ist anzunehmen, dass diese bei BG 2 durch den Ausbaggerungsprozess beschleunigt wurde, da durch die resultierende Durchlüftung der mikrobielle TOC-Abbau angekurbelt wird. 2.) Das mehrmalige Umlagern der Sedimente bis zum tatsächlichen Einsatz hat zu einer Homogenisierung geführt und somit zu einer durchschnittlichen Absenkung der Werte.

Für die aufgebauten Dämmschichten wurden beim Einbau mittlere Verdichtungsgrade zwischen 93 und 96 % der Proctordichte erzielt (Tabelle 4). Es zeigt sich, dass der reine Erdaushub, mit seinem geringeren Feinkornanteil, einen im Vergleich zu den Gemischen höhere Durchlässigkeit aufweist. Die k_f-Werte der Gemische sind mit $2{,}7 \cdot 10^{-8}$ und $8 \cdot 10^{-8}$ m s^{-1} eine Größenordnung kleiner (Tabelle 4). Somit spiegeln sich die Tendenzen der k_f-Werte aus den Vorversuchen wider. Die ermittelten k_f-Werte erfüllen die für die Sanierung der Spülhalde Hammerberg vorgegebenen Anforderungen der Dämmschicht von einem k_f-Wert $< 10^{-6}$ m s^{-1}. Ebenfalls wird erkennbar, dass in der nur auf 84 % Proctordichte verdichteten Abdeckschicht die Wasserleitfähigkeit ansteigt.

Tabelle 3: Bodenmechanische Kennwerte und der TOC-Gehalt des verbauten Freiberger Erdaushubs sowie der Gemische mit dem Baggergut. Die angegebenen Mischungsverhältnisse beziehen sich auf das Volumen.

Material	Masseanteil [%]					U	Cc	ρ_{Pr} [g cm^{-3}]	w_{Pr} [%]
	Ton	Schluff	Sand	Kies	TOC				
Einbau Erdaushub	2	13	43	42	< 0,05	91	2	1,955	10,5
Einbau Erdaushub + BG 1, 1:1	3	16	41	40	1,2	144	2	1,770	15,2
Einbau Erdaushub + BG 2, 1:1	2	14	44	40	0,8	102	2	1,884	13,1

ρ_{Pr}... Proctordichte; w_{Pr}... Wassergehalt bei Proctordichte

Tabelle 4: Mittlere Verdichtungsgrade und k_f-Werte der aufgebauten Schichten.

	w [%]	D_{Pr} [%]	k_f [m s^{-1}]
Abdeckschicht			
Erdaushub	10	84	$3{,}6 \cdot 10^{-7}$
Dämmschicht			
Erdaushub	8	96	$1{,}1 \cdot 10^{-7}$
Erdaushub + BG 1, 1:1	16	94	$2{,}7 \cdot 10^{-8}$
Erdaushub + BG 2, 1:1	11	93	$8{,}0 \cdot 10^{-8}$

5 Fazit

Die Voruntersuchungen haben gezeigt, dass sich Baggergut für den Einsatz in dichtenden bzw. sickerwasserreduzierenden Schichten eignen kann, was entsprechend niedrige k_f-Werte belegen. Jedoch sind bei hohen TOC-Gehalten in Kombination mit einem hohen Ton- bzw. Schluffanteil Probleme im Bereich der Verdichtung, Setzung und Schrumpfung zu erwarten. Deshalb erscheint es sinnvoll Baggergut zur Verbesserung von herkömmlichen Erdaushub einzusetzen und es mit diesem zu kombinieren. Bei einer Mischung von 1:1 (Volumenanteilen) kann die Durchlässigkeit des Erdaushubs reduziert werden und dennoch bleiben die bodenmechanischen Eigenschaften des Bodenaushubs weitestgehend erhalten. Die großtechnische Machbarkeit konnte bei dem Aufbau der Testfelder auf dem Hammerberg in Freiberg gezeigt werden.

Inwiefern sich die ermittelten k_f-Werte in der tatsächlichen Durchsickerung wiederspiegeln, soll anhand der Messungen der wasserhaushaltlichen Größen über die restliche Projektlaufzeit von VODAMIN II untersucht werden. In diesem Zuge soll die Qualität des anfallenden Sickerwassers betrachtet werden.

Literaturverzeichnis

[1] HENKEL, S. ; PUMMER, E. ; SCHÜTTRUMPF, H. ; SCHMITZ, M. ; SCHULZ, S.-U.: *Nutzungsmöglichkeiten und wirtschaftliches Potenzial deutscher Talsperrensedimente*. 2014. – Deutsche Rohstoffagentur (DERA) in der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), Berlin

[2] Gutachten „Alternative Abdecksysteme mit Versuchsplanung“,“ Freiberg

[3] GÖLZ, E.: *Sediment und Baggergut*. – in Untersuchung und Bewertung von Sediment - ökotoxikologische und chemische Testmethoden, W. Calmano, Hrsg., Berlin, Heidelberg, Springer-Verlag, 2001, pp. 269-272

[4] BMVBW: *Wirtschaftlich und umweltverträglich - Nassbaggerstrategien in Deutschland*. 2004. – Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen

[5] GRÄBE, G.: *Physikalisch-chemische und biologische Methoden zur Charakterisierung des Sedimentmatrix - Wassergehalt, Glühverlust und TOC*. – in Untersuchung und Bewertung von Sedimenten - ökotoxikologische und chemische Testmethoden, W. Calmano, Hrsg., Berlin, Heidelberg, Springer-Verlag, 2001, pp. 96-100

[6] HTG: *Verwertung von feinkörnigem Baggergut im Bereich der deutschen Küste*. 2006. – Hafentechnische Gesellschaft Fachausschuss Baggergut, Hamburg

[7] PETERSEN, W.: *Sedimente als Lebensraum - chemisch-physikalische Aspekte*. – in Untersuchung und Bewertung von Sedimenten - ökotoxikologische und chemische Testmethoden, W. Calmano, Hrsg., Berlin, Heidelberg, Springer-Verlag, 2001, pp. 27-50

[8] GRÖNGRÖFT, A. ; GEBERT, J. ; BERGER, K. ; MAASS, B.: *Verwendung von Baggergut als Material für die Dichtung von Deponien, den Deichbau, zur Verfüllung und zur Bodenverbesserung*. – in Hamburger bodenkundliche Arbeiten - Abfallverwertung bei der Rekultivierung von Deponien, Altlasten und Bergbaufolgelandschaften, Bd. 56, S. Melchior und K. Berger, Hrsg., Verein zur Förderung der Bodenkunde, 2005, pp. 209-224

[9] HENNEBERG, M. ; KIBBEL, E.-M. ; NEUMANN, R. M. G.: *Einsatz von Baggergut zur Deponierekultivierung*. – in Hamburger bodenkundliche Arbeiten - Abfallverwertung bei der Rekultivierung von Deponien, Altlasten und Bergbaufolgelandschaften, Hamburg, Verein zur Förderung der Bodenkunde, 2005, pp. 287-290

[10] MORSCHEK, G. ; LEMKE, A. ; HENNEBERG, M.: *Matured dredged material as restoration substrate in landfill surface sealing systems*. – in Proceedings of the South Baltic Conference on Dredged Materials in Dike Construction , Rostock, 2014

[11] DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL: *Merkblatt DWA-M 362,2 Ümgang mit Baggergut, Teil 2: Fallbeispiele”*. – Hennef, 2003

[12] DIN DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG: *DIN 38414 Teil 11: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Schlamm und Sedimente (Gruppe S); Probenahme von Sedimenten (S 11)*. 1987. – Beuth Verlag, Berlin

[13] *BBodSchG, „Bundes-Bodenschutzgesetz - Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten vom 17. März 1998 (BGBl. I S. 502)“*. – das zuletzt durch das Gesetz

[14] *BBodSchV, „Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999 (BGBl. I S. 1554)“*. – die zuletzt durch Artikel 5, Absatz 31 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212) geändert worden ist

[15] DIN DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG: *DIN 19731: Verwertung von Bodenmaterial*. 1998. – Beuth Verlag, Berlin

[16] *KrWG, „Kreislaufwirtschaftsgesetz - Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfälen vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212)“*. – das zuletzt durch §44 Absatz 4 des Gesetzes vom 22. Mai 2013 (BGBl. I S. 1324) geändert worden ist

[17] SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE: *Handbuch zur Altlastenbehandlung Teil 1*. 2003. – Dresden

[18] LAGA: *„Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Abfällen: Teil II: Technische Regel für die Verwertung 1.2 Bodenmaterial (TR Boden)“*. 2004. – Frankfurt/Main

[19] *Vollzugshilfe zu § 12 BBodSchV, „Vollzugshilfe zu den Anforderungen an das Aufbringen und Einbringen von Materialien auf oder in den Boden (§ 12 Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung)“*. 2002. – LABO in Zusammenarbeit mit LAGA, LAWA und LAB

[20] MOLLÉE, R.: *Altlastenprojekt SAXONIA 1993 - 2013 - eine Retrospektive*. 2013. – Freiberg: SAXONIA Standortentwicklungs- und -verwaltungsgesellschaft

[21] FRITZ, E. ; JAHNS, C.: *Fritz und Jahns, „Die Spülhalde Davidschacht in Freiberg–Geschichte, Umweltproblematik und geplante Sanierung*. 2017. – Freiberg Ecology online, pp. 4-17

Materiálové toky odpadů

Abfallrelevante Stoffströme

Mapování toku odpadů v Libereckém kraji

Erfassung von Abfallströmen in dem Liberecký kraj

Věra Pelantová[2], Jaroslav Zajíček[3]

Abstrakt

Tento příspěvek navazuje na průzkum, který byl proveden před časem ve Spolkové republice Německo, zejména v Horní Lužici. Článek je zaměřen na oblast Libereckého kraje v České republice. Jedná se o pilotní studii. Potýká se se složitou tuzemskou situací v materiálových tocích odpadů a snaží se ji popsat. Studie se zabývá směsným komunálním odpadem, recyklovanými materiály, nebezpečným odpadem, stavební sutí a dalšími druhy odpadů. Jejich klasifikace je však širší. Oproti Spolkové republice Německo je situace materiálových toků odpadů v České republice komplikovanější. Obyvatelstvo ani kompetentní právnické osoby si často neuvědomují komplexnost těchto toků, což následně negativně ovlivňuje život celé společnosti. Situace odpovídá funkčnímu přístupu a podceňování rizik. V některých případech se opomíjí vztah k přírodě, nebezpečnost látek pro organismy i konečné vypořádání odpadu. Následně tím je zasažena další produkce a narůstá znečištění prostředí. Článek poukazuje i na tyto aspekty.

Kurzfassung

Dieser Beitrag knüpft auf eine Untersuchung an, die vor gewisser Zeit in der Bundesrepublik Deutschland, insbesondere in der Oberlausitzt, durchgeführt wurde. Der Beitrag konzentriert sich auf das Gebiet der territorialen Verwaltung Liberecký kraj in der Tschechischen Republik. Es handelt sich um eine Pilotstudie. Sie befasst sich mit einer komplizierten Situation der Materialströme der Abfälle und ist bemüht diese zu beschreiben. Die Studie befasst sich mit kommunalen Mischabfall, recycelten Materialen, gefährlichem Abfall, Bauschutt und weiteren Abfallarten. Ihre Klassifizierung ist aber breiter. Gegenüber der Bundesrepublik Deutschland gestaltet sich die Situation der Materialströme der Abfälle in der Tschechischen Republik komplizierter. Die Bevölkerung sowie die zuständigen juristischen Personen sind sich oftmals der Komplexität dieser Ströme nicht bewusst, was sich folgend auf das Leben der gesamten Gesellschaft auswirkt. Die Situation entspricht einem funktionalen Ansatz und einer Unterschätzung der Risiken. In manchen Fällen werden der Bezug zur Natur, die Gefahr der Stoffe für die Organismen und auch eine endgültige Behandlung des Abfalls vernachlässigt, Dadurch wird folgend die weitere Produktion betroffen und die Verunreinigung der Umwelt nimmt zu. In dem Beitrag wird auch auf diese Aspekte hingewiesen.

[2]Technická univerzita v Liberci, Fakulta mechatroniky, informatiky a mezioborových studií, Studentská 1402/2, 46117 Liberec, vera.pelantova@tul.cz

[3]Technická univerzita v Liberci, Fakulta mechatroniky, informatiky a mezioborových studií, Studentská 1402/2, 46117 Liberec, jaroslav.zajicek@tul.cz

1 Rešerše

Skládkování je chápáno jako řízený a kontrolovaný proces ukládání určitého druhu odpadu na stanovené místo. Odpad je dělen na inertní (např. stavební suť), ostatní (např. komunální) a nebezpečný (např. barvy). Skládky jsou obecně nadzemní a podzemní. Skládkování v České republice je nejvyužívanější nakládání s odpadem z hlediska jeho odstraňování. V tom je přibližně 52 % komunální odpadu např. podle textu [11].

Chystaný zákon o odpadech podle článku [4] má přinést od r. 2023 růst skládkového poplatku ze stávajících 500 Kč přibližně na 1850 Kč za 1 t odpadu. To má pomoci recyklaci. Nejen autor [4] vidí Českou republiku jako skládkovou velmoc, kterou v Evropě předeženou jen Rumunsko a Polsko. Česká republika v r. 2014 měla 32 000 000 t odpadu, z čehož bylo 5 300 000 t komunálního odpadu (necelých 17 %). Dle tohoto autora polovina skončila na skládkách, 35 % bylo recyklováno a 12 % šlo do spaloven, jejichž výstup se často používá k výrobě tepla a elektrické energie. Přitom by podle něho měl být tento poměr jiný: 28 % spalovny, 60 % recyklace a 12 % skládky. Podle textu [19] je to 45 % na materiálové využití, tj. recyklaci, a zbytek jde do spalovny. Jenže „hrozí“ navážení původně k recyklaci určeného odpadu právě do spaloven. Poplatek za skládkování platí původci odpadu skládkám a odtud jde část prostředků obcím, v jejichž katastru skládky leží.

Provoz skládky může přinášet komplikace okolí. Na to poukazuje v souvislosti s pokutami skládce v Druzcově u Osečné kvůli porušení integrovaného povolení a provozního řádu vč. nezabezpečení toku odpadu mimo areál např. text [21], v souvislosti se zanedbáním evidence odpadu a povinných hlášení kompetentním úřadům a znečištění spodních vod pak článek [24] kvůli skládce nebezpečného azbestu článek [23] atd. Též poukazuje na neoprávněné zavážení úvozů a obtíže s recyklačními linkami na stavební hmoty. Opačnou aktivitu, kdy je snaha několika subjektů odstranit dlouholetou skládku v daném případu u Liberce, zabránit kontaminaci vod a podpořit vybudování lesoparku, popisuje autor [5]. Upozorňuje na nutnost zpřístupnění takového pozemku pro následnou likvidaci odpadu, což se však pokaždé nedaří.

Při pohledu do jiných krajů je situace podobná. Nový skládkový zákon v aktuálním znění vede k budování tzv. překladišť odpadu např. podle textu [22]. Např. v kraji Vysočina by jich mělo být během zhruba 5 let dokonce 9 s kapacitou do 15 000 t ročně. Následovat by měl tok do dosud nestanovené spalovny. Ročně tento kraj vyprodukuje 220 000 t komunálního odpadu. Z toho by šla velká část recyklovat. Jenže jen 5 % se spaluje a 114 000 t se ukládá na skládky. Skládky mají životnost přibližně 10 let. Bioodpad jde do bioplynových stanic a kompostáren. Text [22] též upozorňuje, že v České republice je málo spaloven (Praha, Brno, Liberec, Plzeň) na komunální odpad apod. a mají nedostatečnou kapacitu (vychází přibližně 33 % potřebné úrovně). Otázkou zde je, zda by neměla být spalovna též přímo v kraji Vysočina. Kromě energetické výhody se rýsuje úspora dopravních nákladů. Mimo to se uvažuje o budování spalovny odpadu v Chebu a na Mělníku. V tomto textu je též vyslovena myšlenka vozit odpad do zahraničí. Autorka [6] však píše, že spalovna na Vysočině nebude a svoz bude realizován do Brna, kde se má navýšit kapacita. Tam již nyní cena za 1 t komunálního odpadu je 850 Kč. I tento článek pak dokládá budování překládacích stanic odpadu v tomto kraji. Čína podle textu [19] a podle publikace [7] přistoupila ke zpřísnění pravidel dovozu odpadu, chce ho čistější. Na druhé straně mají dostatek vlastního odpadu. Tento propad poptávky dosud neumí celá Evropa nahradit vlastními recyklačními podniky. Článek [3] se vrací k zakořeněné tradici skládkování v České republice, kdy obce měly rokle na závoz místního odpadu ve svém katastru. Jenže to ohrožuje podzemní i povrchové vody. Skládky mají nyní u sebe i recyklační zařízení (tj. dotřiďovací linky). Autor [3] též vítá zákonem dané třídění bioodpadu. To je však pouze část tzv. cirkulární ekonomiky. Článek [25] poukazuje na omezenou recyklovatelnost nebezpečných odpadů a tím potřebu specializovaných spaloven. Uvádí výčet druhů nebezpečného odpadu, vč. kalu z čističek. Odpadní vody nejsou však odpad a tím odpovídají vodnímu zákonu České republiky podle textu. Přitom je produkují obce, průmysl, zemědělství i služby, odkud jdou do čistíren odpadních vod, nejčastěji s mechanicko-biologickou úpravou, na což jako ne vždy

vhodné upozorňuje např. publikace [7]. Výstupem je pak kal, který se má zplyňovat na bioplyn, vysoušet pro zemědělské využití či skládkovat podle textu [10], jenže ten má být nebezpečným odpadem podle článku [25]. Odpadní vodu však prostřednictvím kanalizace kontaminují také některé skládky, jako v případě popsaném v článku [24]. Publikace [7] srovnává lineární ekonomiku (odpadové) a cirkulární ekonomiku (recyklační). Podotýká, že se špatně chápe cirkulární ekonomika jako zavádění dotřiďovacích linek na skládkách a technologií na mechanicko-biologické úpravy. Energetické využití s pomocí spaloven tak vidí publikace [7] jako dlouhodobě výhodnější.

2 Diskuse

Vzrůst ceny skládkování by mohl pomoci též zvýšit podíl spalování odpadu, nevhodného pro recyklaci. Polsko má však podle zjištění autorů tohoto příspěvku více spaloven odpadu a tento trend posiluje, což odporuje údaji u autora [4]. Jenže i z plánovaných 12 % skládkovaného materiálu by šlo ještě nekarcinogenní apod. výstupy využít např. pro stavební činnost. Ve hře je však opět čistota tohoto základního materiálu. V textu [22] navrhovaná kapacita překladiště odpadu do 15 000 t ročně se vzhledem k produkovanému množství odpadu jeví značně poddimenzovaná (alespoň 15x oproti sledované praxi).

Z hlediska toku odpadu jsou rovněž podivná konstatování např. v textu [22], že se neví: “kdo bude tuhý komunální odpad do spalovny vozit“ a „nevíme, co nám stanoví nový zákon o odpadech“. Svozovou firmu si vybírá patřičný původce odpadu. Zájem o aktuální legislativu by měl být u obcí zřejmý. Zkušenost autorů tohoto příspěvku však ukazuje na opak. Dále vyvstává potřeba vybudovat spalovnu v každém kraji v České republice (tj. min. 14) a zvýšit informovanost obyvatelstva, členů zastupitelstev obcí a podniků. Dojednávání kapacity spalovny obcemi na roky dopředu se děje i podle zjištění autorů. V článku [6] uvedená částka spalování 850 Kč dokladuje značnou levnost skládek (500 Kč, u nebezpečných odpadů však i o více jak 1000 Kč / t vyšší). Konstatování publikace [7], že „Za odpadovým skládkovacím byznysem jsou milionové zisky“, lze potvrdit. Navážení k recyklaci určeného odpadu do spaloven nehrozí. Je totiž běžnou praxí z důvodu neexistujícího odbytu suroviny či nevhodné technologie v průmyslové praxi. Poplatky „do kapes“ obcí za akceptování existence skládky na jejich území paradoxně podporuje skládkování více, než by bylo žádoucí, a zbytečně zatěžuje okolní prostředí.

Doprava odpadů na větší vzdálenosti a jejich neustálé překládání se jeví autorům logisticky příliš náročné, nákladné a rizikové, přičemž lze předpokládat, že všechny tyto „cesty“ nejsou ani podchyceny, ani plně ekonomicky vyčísleny a hodně se tak ztrácí v režii. Riziková analýza pro tyto toky patrně není ve všech případech provedena. Přitom zkušenosti autorů ukazují na zranitelnost v této oblasti.

Ukončení trhu s plasty, pokles jejich výkupních cen a zastavení tohoto vývozu zejména do Číny v textu [19] potvrzuje trend, sledovaný autory v Libereckém kraji v posledních dvou letech. Jedná se de facto o zastavení slibně nastartované recyklace a zatěžování komunálního odpadu a tím změnu odpadového toku. Zároveň však např. publikace [7] chápe, že kvůli znečištění nemohou být některé plasty recyklovány, což lze potvrdit i z předchozí zkušenosti autorů, kdy např. plastová víčka byla přijímána až po umytí a stejné to bylo s příjmem hliníku apod. I publikace [7] tak dokládá potřebu vyššího rozsahu a čistoty recyklace a v ostatním případě nerecyklovatelného materiálu potřebu zavedení spaloven. Nezvládnutí vývozu plastu v České republice vede tedy opět k alternativě využití spaloven.

V článku [25] jsou mezi nebezpečným odpadem uvedeny rovněž „kaly z čistíren odpadních vod“. O tomto faktu ovšem dle zjištění autorů nevědí ani někteří pracovníci čističek a zastupitelstev obcí a autoři některých publikací (viz výše). Tento kal se patrně „vesele“ skládkuje či používá jako hnojivo. Bioodpad, na rozdíl od rešerše výše, nejde vozit podle zjištěné praxe v Libereckém kraji jednoduše do bioplynových stanic a na komposty. Je potřeba další zpracování. Navíc je zavedené dosti odlišné nakládání s jednotlivými druhy bioodpadu.

3 Problematika toku odpadu

3.1 Existující řešení

Tento příspěvek se zabývá mapováním toku odpadu v Libereckém kraji. Předobrazem je dílo U. Bartholomäuse, např. [2] a [1]. Odlišuje se přesným stanovením druhů odpadů, uvedenými objemy jejich toku, směry toku a zasazením studie pro Sasko s přihlédnutím k Horní Lužici ve značně komplexním rozsahu.

Mapa Odpadové hospodářství (vybraná zařízení) [12] je zpracována pro Liberecký kraj. Obsahuje barevně odlišené subjekty, zabývající se zpracováním různých druhů odpadů v jednotlivých obcích. Neuvádí toky, směry ani objemy. Je již staršího data (r. 2004).

Mapa od ilustrátora P. Urbana a autorů [13] a mapa od obce Tři Studně (Nové Město na Moravě) [20] – podobně zpracovaná díla, představující lineární toky odpadu. Nejsou jmenovité a objemově a místně specifikované. Pouze obsahují druh odpadu.

Dále byla provedena analýza webových databází MŽP - ISOH [9] a MŽP – SEKM [8]. Zde záleží na osobě zapisovatele, které subjekty zahrne do které kategorie a zda je tam uvede. Aktualizace těchto databází je sporná. Některé subjekty jsou uvedeny ve více kategoriích, což ztěžuje vyhodnocení, přestože patrně mají podle živnostenského oprávnění více oblastí nakládání s odpady. Pro čtenáře se zájmem o tuto oblast je zde uvedeno málo znaků pro posuzování dané problematiky.

Další vyobrazení toků odpadů skýtá Plán odpadového hospodářství jednotlivých měst. Poskytuje detailní členění druhů odpadů, místa sběru a způsob vypořádání. Nejsou zde uvedeny zpracovatelské subjekty jmenovitě, ani délka, směry a objemy toků. K dispozici tak není dostatečná metodika přístupu k mapování toků odpadů v krajině.

3.2 Omezení studie

Limitující, v případě tohoto příspěvku, je: dosti krátký čas na zpracování studie, větší rozsah zkoumané problematiky, než bylo původně zamýšleno, k některým subjektům se zájemce o informace nedostává snadno, jiné se odkazují na znění smluv o odpadech se zpracovatelskými subjekty, požadavek mlčenlivosti a GDPR, badatel se často potýká se zkreslujícími informacemi a neúplnými nebo chybnými daty. Navíc menší obce nemají povinnost zpracovat vlastní Plán odpadového hospodářství, případně některé úlohy připadají jejich nadřízeným územním celkům či jiným organizacím.

Obce a podniky si určují, kam budou odpad vozit sami či prostřednictvím přepravní společnosti. Všechny svozové společnosti ke službě nepřistupují stejně. Levnější je v ČR celkově skládkování, než jiné způsoby likvidace odpadu. Z provedeného průzkumu vychází, že ve vedení země se těžce prosazuje logická legislativa, která by minimalizovala skládkování. Některým subjektům je jedno, kam odpadní materiál vyvezou, případně se nesnaží dodržet pravidla daného způsobu likvidace (např. nemít liány ve spalování, neprovádět mísení druhů odpadů apod.). Na druhé straně občané jsou málo informováni a dosti leniví v této oblasti. Také zástupci obcí a podniků se mnohdy cítí být v této problematice přes vlastní zájem málo informováni. Problematika likvidace odpadu nikoho moc nezajímá. Spalovny jsou v České republice těžkým tématem, podobně jako jaderné elektrárny, na rozdíl od skládek. Dopady skládek na krajinu, vodu a půdu si uvědomuje málo kdo.

Využity z metodického hlediska při zpracování tohoto příspěvku byly: kromě literární rešerše a SW analýzy, strukturovaný rozhovor, sondování, pozorování, klasická datová analýza a klasická matematická statistika.

3.3 Analýza

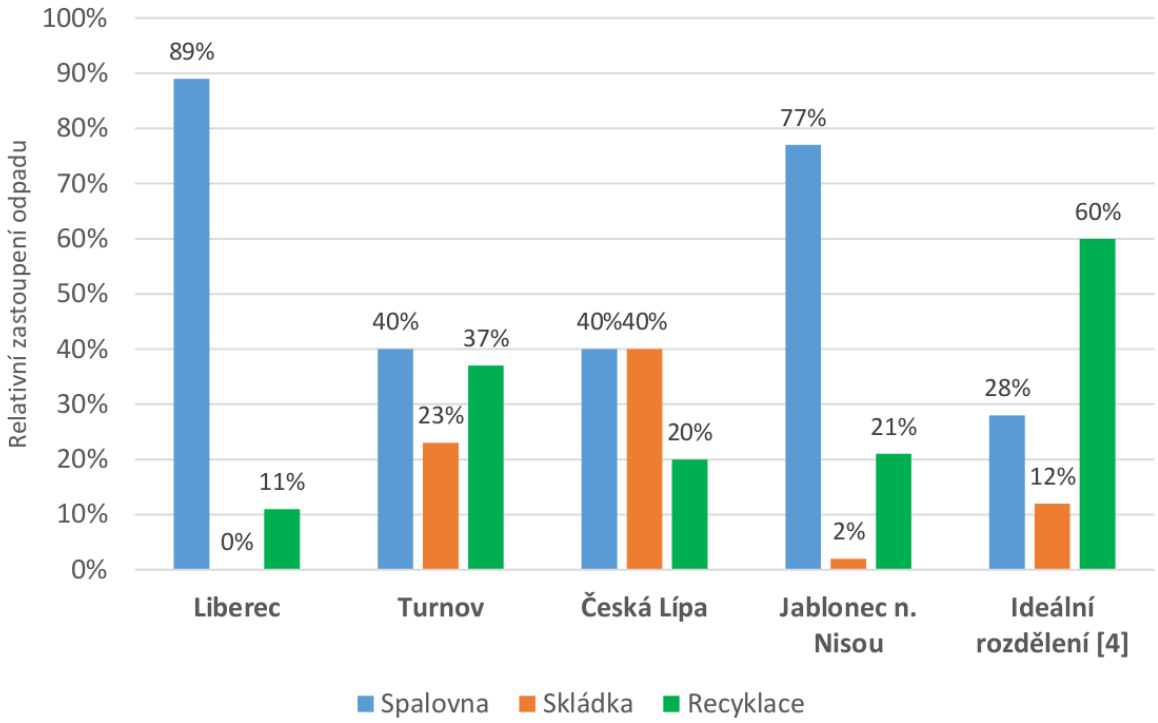
Z provedené analýzy získaných dat ke zkoumané problematice toku odpadů vychází následující hodnocení nejprve vybraných velkých měst Libereckého kraje. Město Liberec má podle textu [16] z celkového objemu odpadu většinu směsného komunálního odpadu. Spaluje s následným energetickým využitím (výroba elektrické energie a tepla) přes 89 % komunálního odpadu, dále přes 10,5 % recykluje a přibližně 0,1 % spaluje. Kromě snah odbourat skládkování je Liberec jedním z příkladů zavádění kompostérů. Biologický odpad je však sběrově nedořešen a chybí koncová zařízení na jeho zpracování. Problémem je evidence sběru kovů. Rezervu má recyklace skla. Oproti oficiálním tvrzením je odlišný tok plastů, které se nerecyklují, nýbrž spalují vzhledem k jejich výborné výhřevnosti. Stavební suť jde ve skutečnosti převážně na skládky. Směsný komunální odpad a objemný odpad jde ve skutečnosti hlavně do spalovny a je alespoň energeticky využit. Spalovna Liberec je vybavena velmi moderní technologií. Produkovaného popelu je poměrně malé množství a je ukládán na skládku v místě. Nebezpečný odpad je tvořen hlavně stavební sutí s azbestem a barvami a lepidly. Je skládkován. Na druhé straně lze nalézt nádoby na tříděný odpad, které „přetékají“, neboť nejsou delší dobu vyváženy k opětovnému zpracování v nich nasbíraného materiálu.

Město Turnov má podle textu [17] z celkového objemu odpadu přibližně směsného komunálního odpadu. Spaluje ho s následným energetickým využitím skoro 40 %, ale téměř 23 % skládkuje, na recyklaci odchází přibližně 37 % odpadu. Turnov též zavádí kompostéry, čímž se řadí mezi inovátory. Recyklace se ve městě daří a je prováděna bezúplatně s velkým nasazením obyvatelstva i místních podniků. Objemný odpad je skládkován, ale ještě přibližně 1/3 by šlo biologicky rozložit. Z nebezpečného odpadu zde dominují stavební suť s azbestem skoro ze 70 % a znečištěné obaly přibližně v 21 %, které jsou skládkovány. Plasty se podle zjištění v takové míře nerecyklují, část jich jde na skládky. Stavební suť ve skutečnosti končí na skládkách. Biologický odpad je z části kompostován a z části mísen s ostatním směsným odpadem a skládkován.

Město Česká Lípa má podle textu [18] z celkového objemu odpadu většinu směsného komunálního odpadu. Spaluje s následným energetickým využitím přibližně 40 % komunálního odpadu, skládkuje ho přibližně stejné množství (v jiných částech zdroje lze však nalézt poznámky až o 50 %), pouze necelých 20 % komunálního odpadu recykluje a zhruba 0,1 % je spalována. V České Lípě, stejně jako v Turnově, se daří sbírat textil pro charitu a recyklaci. Dále se dobře sbírá papír, sklo a obaly. Sběr kartonu teprve započal. Ve směsném komunálním odpadu je též mnoho biologického odpadu, což odpovídá pěstitelskému rázu zdejší oblasti. Tento odpad by šel třídit a využít jinak. Nádoby k tomuto účelu jsou k dispozici, ale město by potřebovalo sběrově tuto oblast dořešit a získat koncová zařízení na jeho zpracování. Kovy jsou sbírány ve sběrném dvoře. Stavební odpad se ukládá na sběrný dvůr za úplatu. Nebezpečného odpadu je skoro 66 % ze stavební suti s azbestem, barvy a laky tvoří téměř 20 %, znečištěné obaly přes 12 %, ostatní nebezpečné materiály tvoří skoro 2 %. Jsou převážně skládkovány. Plasty nejsou tolik recyklovány, část jde na skládku a poměrné množství do spalovny na energetické využití. Bioodpad by šlo více recyklovat, než je tomu v současnosti. Stavební suť končí většinou na skládkách. Objemný a směsný komunální odpad by šlo více přetřídit a na spalování by mohla jít větší část oproti současné převaze skládkování.

Město Jablonec nad Nisou má podle textu [15] z celkového objemu odpadu naprostou většinu směsného komunálního odpadu. Ten je z více jak spalován s následným energetickým využitím patrně v místní spalovně, ač je určena pro nebezpečný odpad. Zde by měly končit všechny nebezpečné odpady, vč. medicinálních, z celého kraje, ovšem podle zjištění tomu tak pokaždé není. Oficiálně je přes 21 % odpadu materiálově využito, přes 2 % komunálního odpadu je skládkováno a zhruba 0,2 % jsou spalovány. Probíhá sběr odpadu pro recyklaci. Daří se zde sbírat papír, sklo a obaly. Karton se sbírá do pytlů, kovy též a mohou být sbírány ještě ve sběrných dvorech. Problematický je ve skutečnosti sběr plastů a biologického odpadu, kde by město potřebovalo sběrově tuto oblast prohloubit a získat koncová zařízení na jeho zpra-

cování. Stavební suť je přijímána ve sběrném dvoře v Proseči n. N. za úplatu. Nebezpečné odpady tvoří z více jak 66 % barvy apod., znečištěné obaly tvoří skoro 13 %, použité oleje přes 8 % a ostatních nebezpečných materiálů je též skoro 13 %. Jsou převážně skládkovány a část je spalována. Z hlediska toku odpadu tak i zde nejsou plasty plně recyklovány a končí ve spalovnách nebo na skládkách. Obdobná situace je v případě bioodpadu. Stavební suť je více skládkována. Část směsného odpadu je pak též skládkována.



Obrázek 1: Rozdělení odpadů likvidovaných spalováním, skládkováním a recyklací v okresních městech Libereckého kraje.

V případě malých měst a vesnic se jeví, že není legislativa dosud natolik striktní. Jejich dokumentace odpadového hospodářství není tolik rozvinuta. Chybí některé typy vykazovaných položek, např. stavební suť apod. Komunální směsný odpad je svážen svozovou firmou z některých obcí do spalovny, z jiných na skládky v okolí. Sběrné dvory své výstupy z části poskytují svozové firmě, z části organizacím a dalším organizacím na recyklaci, z části výkupnám. Nebezpečný odpad tvoří baterie, pneumatiky, barvy a laky, ředidla, apod. Jsou řešeny zpětným odběrem a částečně specializovanými firmami, které je vozí patrně na skládky. Konkrétní objemy a procenta naložení s komunálním odpadem těchto obcí se nepodařilo zjistit. Je však velmi odlišný u jednotlivých obcí. Zástupci obcí a podniků si v podstatě „vybírají“, které odpadové komodity budou řešit, ač mají třídění za povinnost. Ovšem, lze najít obce s důrazem na recyklaci materiálů, plnou barevných kontejnerů a podporujících též energetické využití odpadu. Recykluje se papír, sklo, plast, karton, textil, kovy. Sběr materiálů pro recyklaci vyžaduje však dlouhodobější vzdělávání obyvatel, takže případné legislativní změny mohou tuto snahu zhatit. V současnosti navíc nastal pokles cen za vytříděný odpad při výkupu, což rovněž nepůsobí výchovně. Směsného komunálního odpadu se vykazují za rok na obyvatele zpravidla více než ve městech. Objemný odpad bývá skládkován. Potěšitelná je snaha o zpracování bioodpadu a zakládání komunitních kompostů, kde předčí i některá velká města. Legislativa v této oblasti je však příliš složitá, nepřehledná a de facto se jedná o nedořešenou oblast z pohledu recyklačních toků a využitých technologií. Obce narážejí také na složitou a velmi drahou dopravu odpadu, což limituje jejich rozhodování. Z hlediska toku odpadu si

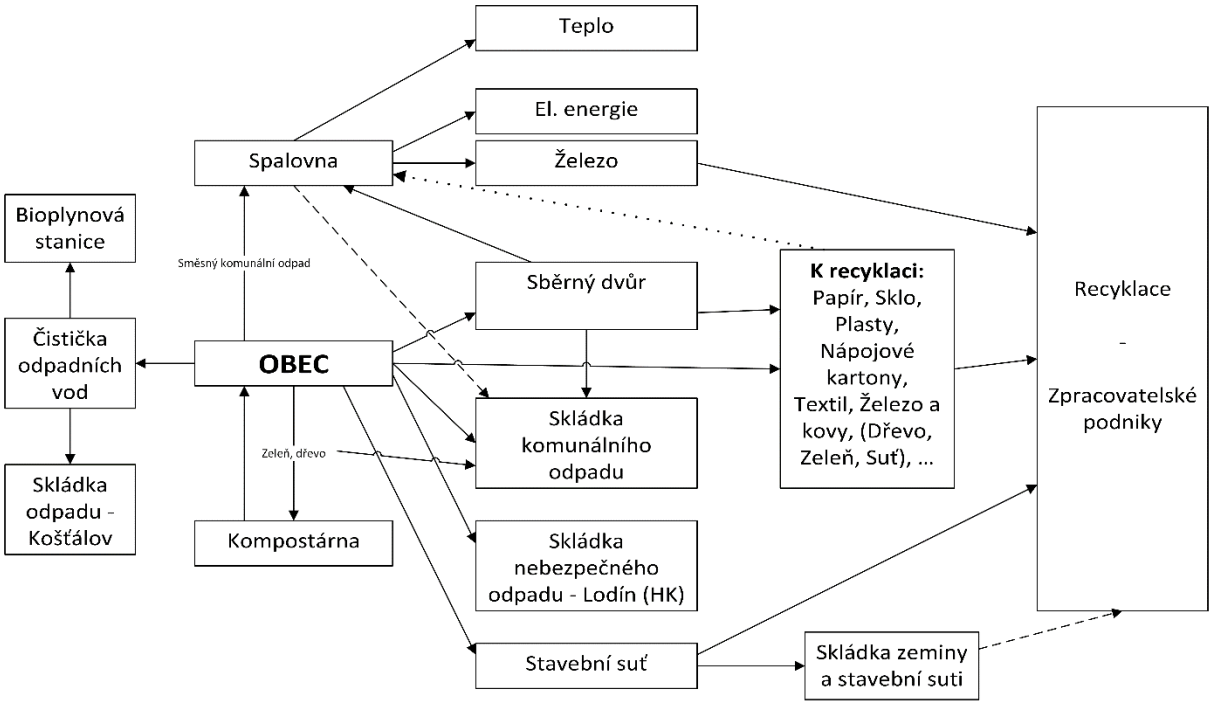
obce i podniky sjednávají „likvidaci“ odpadu s příslušnou firmou, ale dále neřeší, kam odpad ve skutečnosti jde (na rozdíl od produktů, kde je zpětná vysledovatelnost a identifikace povinností i vzhledem k normě ISO 9001 [14] a některým oborovým standardům) a co se s ním děje dál. V některých případech o to dílčí uzly odpadového toku vůbec nejeví zájem. Potěšitelné je zavedení zpětného odběru různých druhů odpadů zdarma pro obyvatele v katastru mnoha obcí. Rozdělení odpadů likvidovaných spalováním, skládkováním a recyklací v okresních městech Libereckého kraje je představeno na Obr. 1.

Sběr některých komodit tzv. „za úplatu“ může totiž vést ke vzniku černých skládek. To se v praxi potvrzuje. Informace o odpadech se na webech často špatně hledají, městské zpravodaje jsou hůře dostupné, letáky nejsou totiž účinné. Na druhou stranu jsou zejména menší obce méně informované, což jejich zástupcům zhoršuje činnost v této oblasti. Zástupci těchto obcí by potřebovali zajisté více informací o recyklaci bioodpadu, dále poznatky o nových technologiích na zpracování různých druhů odpadů, shrnutí aktuálně platné legislativy a též by bylo záhodno se zabývat problematikou vztahu sídlišť a sběru a likvidace odpadu, zejména bioodpadu. Hodnoty objemů odpadů se dosti různí i v rámci jedné zprávy pro jednu obec či město. Faktem je, že města na vypořádání odpadu ekonomicky doplácejí. Průměrně zhruba kolem 350 Kč na obyvatele. Přitom poplatky za svoz jsou dosti vysoké. Úroveň vedení evidence odpadového hospodářství jednotlivých obcí a měst se liší a závisí na příslušném referentovi, obdobná situace je v podnicích. Komplikované situaci ohledně toků odpadů nahrává též, že jednotlivé komodity spadají legislativně a organizačně pod různé resorty (např. čističkový kal – vodárenské společnosti, brusný kal – magistráty krajských měst apod.).

4 Souhrn

Studie představená v tomto článku se zabývá zejména směsným komunálním odpadem, recyklovanými materiály, nebezpečným odpadem, stavební sutí apod. Odpady jako např. železný kal nebyl ve zkoumaných odpadových tocích nalezen.

Předně je nutno sdělit, že odpadové toky v Libereckém kraji nejsou systémově pojaty. Vycházejí z rozhodnutí vedení obce či podniku, ač tyto mají povinnost třídit odpady. S ohledem na získaná data lze konstatovat, že v hrubém průměru většina odpadu, vč. komunálního, jde na spalování a to přes 61 %, přes 16 % se skládkuje a zhruba 22 % se recykluje. Skládkované množství tak představuje dosti velké množství oproti požadovaným 5 až 10 % od r. 2030 dle rozhodnutí výborů Evropské Unie a nebude lehké se tomuto limitu přiblížit. Spalování komunálního odpadu, ač jsou oborově odděleny, zjevně provádějí obě spalovny. Neplatí, že spalovna v místě automaticky spaluje místní odpady, což je dáno smluvními vztahy svozových firem. Hlavní část nebezpečného odpadu se vozí mimo kraj, na skládku do Lodína. Převážná část komunálního odpadu jde na skládky zejména do Košťálova a do Druzcova. Skládky jsou však dle svého působení ochotny občas přijmout i nevhodný odpad, jak dokládají také úřední zjištění. Ve stávajících podmínkách je skládkování v České republice celkově nejlevnější způsob likvidace odpadu. Navíc jde o způsob likvidace odpadu z hlediska historického dlouhodobě zažitý. Nejsou uvažovány dlouhodobé dopady a rizika. Skládkování do bývalých dolů je v tuzemsku zakázáno, neboť doly jsou brány jako technicko - geologické památky. Hrozí však nebezpečí vytváření černých skládek v rámci budování např. protipovodňových hrází, stěn oddělujících komunikace apod. Zpracování recyklovaného materiálu by zasloužilo rozvinutí organizací k tomu určených. Tato oblast již několik let stagnuje. Recyklace probíhá zpravidla v místech blízkých oblasti vzniku tohoto druhu odpadu, případně jsou materiály vyváženy do zahraničí. Problematické je proto recyklování platu, který byl vyvážen hlavně do Číny, ale ta odběr ukončila. Proto se v lepším případě plasty spalují. Bioodpad je nutno systémově důkladně dořešit, neboť se s ním potýká většina obcí. Přehledně jsou základní odpadové toky obce v Libereckém kraji zakresleny v Obr. 2.



Obrázek 2: Odpadové toky obce v Libereckém kraji.

Celkově je odpadem nejen zasažena krajina, vznikají energetické ztráty a narůstá logistické zatížení regionu. Obyvatelstvo ani kompetentní právnické osoby si často neuvědomují komplexnost těchto toků, což následně negativně ovlivňuje život celé společnosti. Situace odpovídá funkčnímu přístupu v produkčním procesu a podceňování rizik environmentálních, ekonomických, technologických, ale i bezpečnostních z hlediska zdravotního (ohrožení zdraví obyvatelstva) i informačního. To může vést opět k „odklonění“ toků odpadů v paradoxním protikladu k požadavkům např. GDPR apod. V některých případech se opomíjí vztah k přírodě, nebezpečnost látek pro organismy i konečné vypořádání odpadu. Nejsou uvažovány vzájemné vztahy a reakce některých nebezpečných látek. Následně tím je zasažena další produkce, což znamená, že se vstupní materiál se hůře čistí, odpad se hůře zpracovává a narůstá znečištění okolního prostředí. Z dlouhodobého pohledu je potřeba předcházet vzniku odpadu již při návrzích výrobků a služeb a ne řešit až co s odpadem.

Poděkování

Tato práce byla podpořena z prostředků Mezinárodního vzdělávacího projektu udržitelné a efektivní využívání zdrojů (č.p.: 100246598), který je realizován za podpory EU prostřednictvím programu spolupráce Česká republika - Svobodný stát Sasko.

Literatura

[1] BARTHOLOMÄUS, D., U.; HRÁSKÁ: Planung, Bau und Betrieb von Deponien - Vergleichende Betrachtungen zu den EU-Richtlinien, den tschechischen und den deutschen Bestimmungen - Plánování, stavba a provoz skládek odpadů – porovnávající úvahy ke směrnicím EU, českým a německým ustanovení. 11 2014.

[2] BARTHOLOMÄUS, U.; SCHOENHERR, J.; SÄNGER, F.: Abfallrelevante Stoffströme und die Situation bei Deponien in der Oberlausitz. 2017, Zittau, Hochschule Zittau/Gőrlitz.

[3] BOČAN, Z.: Konec skládek v Evropě? BusinessInfo.cz. 11 2017, online. Cit. 2018-07-17.
URL http://www.businessinfo.cz/cs/clanky/konec-skladek-v-evrope-97624.html

[4] EHRLICH, P.; aj.: Vozit odpad na skládky se prodraží. Lidové noviny. Online. Cit. 2018-07-17.
URL https://www.mzp.cz/cz/articles_160217_LN

[5] FOGL, A.: Na severu Liberce má vyrůst odpočinková plocha. Místo skládky. 3 2018, online. Cit. 2018-08-17.
URL https://liberecky.denik.cy/zpravy_region/na-severu-liberce-ma-vyrust-odpocinkova-plocha-misto-skladky-20180328.html

[6] JAKUBCOVÁ, H.: Spalovna odpadu na Vysočině definitivně nebude, obce už jednají s Brnem. 3 2017, online. Cit. 2018-07-17.
URL https://jihlava.idnes.cz/odpad-z-vysociny-se-bude-vozit-do-spalovny-v-brne-fba-/jihlava-zpravy.aspx?c=A170313_2311858_jihlava-zpravy_mv

[7] JONÁŠOVÁ, S.: Co brání cirkulárnímu česku? Levné skládky. 6 2018, online. Cit. 2018-07-17.
URL https://incien.org/co-brani-cirkularnimu-cesku-levne-skladky/

[8] KOLEKTIV AUTORŮ: Databáze MŽP – SEKM. Cit.: 2018-06-21.

[9] KOLEKTIV AUTORŮ: Databáze MŽP - ISOH. Cit.: 2018-06-21.

[10] KOLEKTIV AUTORŮ: Odpadní vody a kaly z čistíren odpadních vod. NaZemi.cz. Online. Cit. 2018-08-17.
URL http://vitejtenazemi.cz/cemia/index.php?p=odpadni_vody_a_kaly_z_cistiren_odpadnich_vod&site=odpady

[11] KOLEKTIV AUTORŮ: Skládkování. Cenia.cz. Online. Cit. 2018-07-17.
URL http://www.vitejtenazemi.cz/cenia/index.php?p=skladkovani&site%odpadyfo.cz

[12] KOLEKTIV AUTORŮ: Odpadové hospodářství, vybraná zařízení, Liberecký kraj. 2004, mapa. P.F. spol. s r.o. a ISES, s.r.o.

[13] KOLEKTIV AUTORŮ: Cesta odpadů. EKO_KOM. 2010.

[14] KOLEKTIV AUTORŮ: Norma ČSN EN ISO 9001: 2016 (010321) Systémy managementu kvality – Požadavky. 2016, praha: ÚNMZ.

[15] KOLEKTIV AUTORŮ: Plán odpadového hospodářství, Jablonec nad Nisou. 2016.

[16] KOLEKTIV AUTORŮ: Plán odpadového hospodářství, Liberec. 2016.

[17] KOLEKTIV AUTORŮ: Plán odpadového hospodářství, Turnov. 2016.

[18] KOLEKTIV AUTORŮ: Plán odpadového hospodářství, Česká Lípa. 2016.

[19] KOLEKTIV AUTORŮ: Trh s plasty se hroutí, Čína už o ně nestojí, upozorňují zpracovatelé. Idnes.cz. 12 2017, online. Cit. 2018-07-17.
URL https://jihlava.idnes.cz/odpad-plast-trideni-recyklace-zpracovani-jihlava-vysocina-krize-px9-/jihlava-zpravy.aspx?c=A171206_368932_jihlava-zpravy_mv

[20] KOLEKTIV AUTORŮ: Plán odpadového Cesta odpadů, Tři Studně. 2018.

[21] LANGER, J.; aj.: Purum – 1000000 korun. Aktualne.cz. Online. Cit. 2018-08-17.
URL https://zpravy.aktualne.cz/ekonomika/prehled-pokuty-cizp-ceska-inspekce-zivotniho-prostredi/r~42f157da749a11e886d70cc47ab5f122/v~sl:c6d6648166f85bdbab85eb7a12d84e89/

[22] PACLÍK, J.: Skládky se brzy zavřou, jejich roli převezme devět překladišť odpadu. Idnes.cz. 1 2018, online. Cit. 2018-07-17.
URL https://jihlava.idnes.cz/odpad-prekladiste-spalovna-vysocina-jihlava-havlickuv-brod-trebic-1_dz-/jihlava-zpravy.aspx?c=A180110_375395_jihlava-zpravy_mv

[23] PAVLÍČKOVÁ, J.: Cyklisty ohrožoval azbest, firma dostala za skládku rekordní pokutu. Idnes.cz. 7 2018, online. Cit. 2018-08-17.
URL https://liberec.idnes.cz/skladka-osecna-pokuta-azbest-di2-/liberec-zpravy.aspx?c=A180725_141048_liberec-zpravy_jape

[24] PAVLÍČKOVÁ, J.; MIČA, R.: Firma vyhodila na skládku sporáky, dostala milionovou pokutu. Idnes.cz. 12 2017, online. Cit. 2018-08-17.
URL https://liberec/idnes.cz/firma-skladka-sporak-pokuta-mimion-dt7-/liberec-zpravy.aspx?c=A171215_133134_liberec-zpravy_jape

[25] VRCHOVECKÝ, F.: Nebezpečné odpady - aneb kde končí legrace a začíná opravdová sranda. Online. Cit. 2018-07-17.
URL http://www.tsvitkov.cz/skladka/nebezpecne-odpady/

Posterová sekce

Postersession

Nachhaltige Bodenressourcennutzung – eine Bodenschutzmaßnahme

Ingrid Henze[a], Marlieb Dedek[a,b], Isabelle Weber[a,c], Bruno Steinbock[d]
Jürgen I. Schoenherr[a], Reiner Schulz[b], Volkmar Dunger[c], Jens Engel[d]

Problem: Deponierung oder Verwertung minderwertiger Böden

- 16,9 Mio t (14,3 %) Boden und Steine wurden 2014 auf Deponien entsorgt [1]
- Quellen der mineralischen Fraktion sind: Bauvorhaben (verringert sich in Sachsen), Erdarbeiten, Bodensanierungen, Ausbaggerung von Gewässern, Gewinnung von Bodenschätzen[2]
- 3,4 Mio t (6,2 %) Bauschutt wurden 2014 auf Deponien entsorgt[1]
- Bauschutt, vor allem Ziegelbruch, wird zumeist einer minderen Verwertung wie im Unterbau von Straßen zugeführt[3]
- Deponieraum wird in absehbarer Zeit knapp[3]
- 5 Mio. t Bauschutt pro Jahr (< 2mm) werden auf Grund vom Störstoffen nicht verwendet[4]

Projektziel/Problemlösung

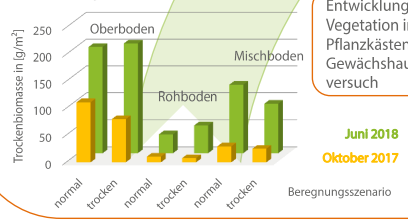
- Nachhaltige Nutzung von Böden
- Verwendung von technogenen Materialien zur Verbesserung der Bodenfunktionen von minderwertigen Böden
- Ertüchtigung von Erdbauwerken durch Verbesserung der oberen Bodenzone bei Böschungen
- Reinigung der Feinfraktion

Interdisziplinärer Lösungsansatz

Optimierung der oberen Bodenzone

Vergleich verschiedener Begrünungsmethoden:

- Aufbringen von 15 cm Oberboden nach DIN 18915
- Rohbodenbegrünung
- Mischboden (Einarbeitung von Oberboden in Unterboden)
- Bewertung von Vegetationsentwicklung, Durchwurzelung, Wasserhaushalt, Erosion
  → Stabilität durch effektive Durchwurzelung vs. Blumentopfeffekt
  → Vermeidung der Ausbildung von Gleitschichten
  → Berücksichtigung der Erosions- und Verschlämmungsneigung bindiger Böden
  → Pflegeaufwand durch Mahd



Entwicklung der Vegetation in den Pflanzkästen – Gewächshaus-versuch

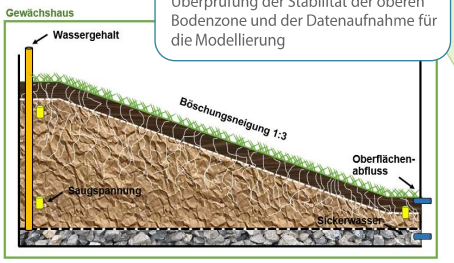
Juni 2018
Oktober 2017

Bodenkunde

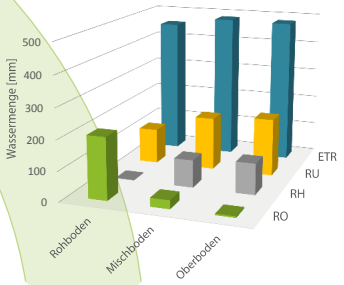
Parametrisierung des Versuches für die Modellierung mit BOWAHALD

- Pedologische Parameter: vertikaler Schichtenaufbau, pF-Kurve, k_f-Wert
- Bewuchs und Nutzung: Gräser und Kräuter
- Geographisch-Morphologische Parameter: Bezug zum Versuchsstandort, Exposition, Hangneigung
- Meteorologische Parameter: Tageswerte der Wetterstation und Daten des Deutschen Wetterdienstes, Station Görlitz, z.B. Niederschlagsmenge, Lufttemperatur, relative Luftfeuchtigkeit, Globalstrahlung, Sonnenscheindauer

Schematische Darstellung des Versuchsaufbaus im Gewächshaus zur Überprüfung der Stabilität der oberen Bodenzone und der Datenaufnahme für die Modellierung



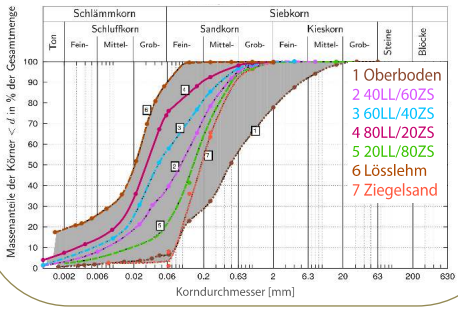
Modellierung



Messwerte aus dem Gewächshausversuch für die Modellierung von Mai 2017 bis April 2018

Analyse und Optimierung der Bodenkenngrößen

- Korngrößenverteilung der Ausgangsstoffe und Mischungen
- Proctor- und Scherversuch
- Beimischung von Ziegelsand in verschiedenen Masseverhältnissen → Ziel: Optimierung der Korngrößenverteilung und Verbesserung der Scherparameter



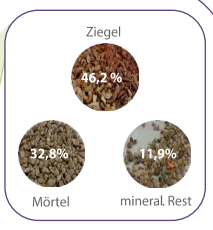
Geotechnik

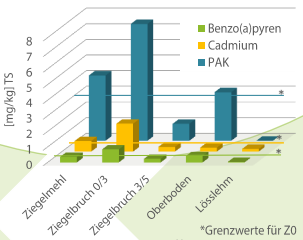
Verbesserung der physikalischen Eigenschaften minderwertiger Böden durch technogene Zusätze

- Verfahrensentwicklung zur Klassierung von technogenen Materialien
- Kontaminationsanalysen zur Bewertung der Einbauklassen
- Optimierung der physikalischen Eigenschaften durch Mischungsverhältnisse

Durch Zerkleinern und Klassieren entstehen verschiedene Fraktionen

Ziegelbruch einer Baustoffhalde





*Grenzwerte für Z0

Ergebnisse der Schadstoffanalyse nach VDLUFA

Bewertung der Materialien

- Kontaminationsanalysen zur Bewertung der Einbauklassen
- Problematisch: Sulfat aus Gipsmörtel, PAK, Cadmium und Benzo(a)pyren

→ Entwicklung einer Methode zur Reinigung von Problemstoffen

Einbauklassen der technogenen Materialien:

Ziegelmehl	Z 2
Ziegelbruch 0/3	Z 2
Ziegelbruch 3/5	Z 1.2
Oberboden	Z 2
Lösslehm	Z 0

Verfahrenstechnik

Projektpartner

[a] Institut für Verfahrensentwicklung, Torf- und Naturstoff-Forschung, Hochschule Zittau/Görlitz
j.schoenherr@hszg.de;
ingrid.henze@hszg.de; marlieb.dedek@hszg.de
isabelle.weber@hszg.de

[b] Fachgebiet für Bodenkunde, Hochschule Zittau/Görlitz
r.schulz@hszg.de
marlieb.dedek@hszg.de

[c] TU Bergakademie Freiberg
dungerv@geo.tu-freiberg.de
isabelle.weber@hszg.de

[d] HTW Dresden
engel@htw-dresden.de
steinbock@htw-dresden.de

Quellen

[1] Kreislaufwirtschaft Bau (Hrsg): Mineralische Bauabfälle Monitoring 2014.
[2] Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie Sachsen (Hrsg.): MinRessource. 2016.
[3] Kurth: Entwurf zu MantelV bleibt weiter hinter dem Notwendigen und Machbaren zurück. 2015.
[4] Dittrich et al.: Das Verbundprojekt BauCycle. 2016.

Gefördert durch

Europäische Union
Europa fördert Sachsen.
ESF Europäischer Sozialfonds
SAB Sächsische AufbauBank

STUDIEREN_OHNE_GRENZEN

Sustainable Usage of Soil Resources– A Soil Conservation Measure

Ingrid Henze[a], Marlieb Dedek[a,b], Isabelle Weber[a,c], Bruno Steinbock[d]
Jürgen I. Schoenherr[a], Reiner Schulz[b], Volkmar Dunger[c], Jens Engel[d]

Issue: Disposal or Exploitation of Poor Soils

- 16.9 million t (14.3 %) soil and stone were disposed in 2014[1]
- Sources for mineral fraction: construction projects (decreases in Saxony), excavation works, soil decontamination, dredging of water bodies, mining[2]
- 3.4 million t (6.2 %) rubble was deposed in 2014[1]
- Rubble, especially bricks, is down cycled and used for roadbeds[3]
- Areas for landfills are getting scarce[3]
- 5 million t rubble per year (< 2mm) is not used due to contaminants[4]

Project Objective

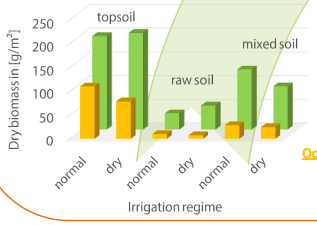
- Sustainable usage of soil material
- Usage of technogenic materials to improve soil functions of poor soils
- Improve stability of earthworks by optimizing the upper soil zone
- Purification of the sand and silt fraction by process engineering

Interdisciplinary Approach

Optimizing the Upper Soil Zone of Earthworks

Comparing different greening methods:

- Application of topsoil (15 cm) according to DIN 18915
- Raw soil greening
- Mixed soil (topsoil mixed with raw soil)
- Evaluation of vegetation development, root penetration, water balance, erosion
  → Stability through root penetration vs. plant pot effect
  → Prevention from forming sliding layers
  → Consideration of erosion and silting tendencies of cohesive soils
  → Maintenance costs through mowing



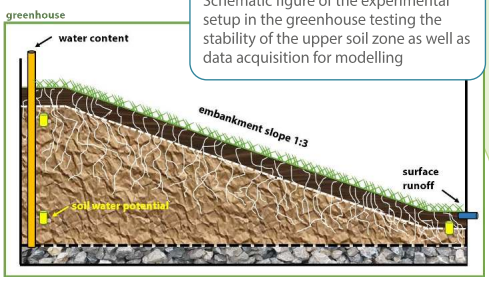
Vegetation development in planter boxes - greenhouse experiment

Soil science

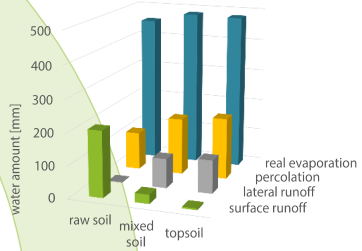
Parameterisation of the Experiment for Modelling with BOWAHALD

- Pedological parameters: vertical layers, pF-curve, k_f-value
- Vegetation and use: grasses and herbs
- Geographical-morphological parameter: in reference to the experimental setup, exposition, slope
- Meteorological parameter: daily data from the weather station plus data from the German Meteorological service station in Görlitz, e.g. amount of precipitation, air temperature, relative humidity, global radiation, sunshine duration

Modelling



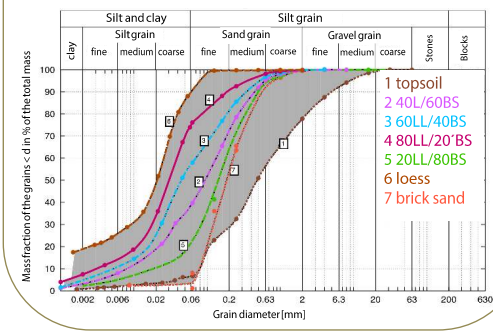
Schematic figure of the experimental setup in the greenhouse testing the stability of the upper soil zone as well as data acquisition for modelling



Measured data from the greenhouse experiment May 2017 to April 2018

Analysis and Optimisation of Soil Characteristics

- Particle size distribution of basic materials and mixtures
- Proctor und shearing experiment
- Brick sand as addition to loess in different relations → Aim: Optimisation of the particle size distribution and shear parameter

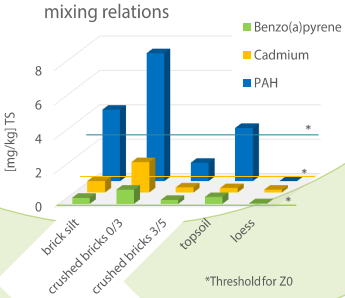


Geotechnical engineering

Enhancement of Physical Properties from Poor Soils by Technogenic Additives

- Process development to separate technogenic materials
- Analysis of contamination to evaluate the insertion class
- Optimisation of physical properties according to mixing relations

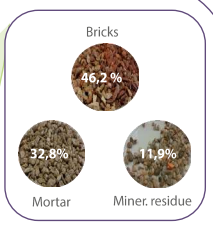
Process engineering



Results of the contamination analyses according to VDLUFA

Crushing and separation result in different fractions

Brick rubble from a landfill



Evaluation of the Material

- Problematic substances: Sulphate from gypsum mortar, PAH, Cadmium und Benzo(a)pyrene
  → Development of a method for reducing contaminants

Soil-insertion classification of technogenic material

brick silt	Z 2
crushed bricks 0/3	Z 2
crushed bricks 3/5	Z 1.2
topsoil	Z 2
loess	Z 0

Project Partners

[a] Institute for Process Development, and Research of Peat and Natural Materials, c/o Zittau/Görlitz University of Applied science
j.schoenherr@hszg.de; marlieb.dedek@hszg.de
ingrid.henze@hszg.de; isabelle.weber@hszg.de

[b] Faculty of Natural and Environmental Science, Zittau/Görlitz University of Applied science
r.schulz@hszg.de; marlieb.dedek@hszg.de

[c] Freiberg Technical University for Mining and Technology
dungerv@geo.tu-freiberg.de
isabelle.weber@hszg.de

[d] HTW Dresden
engel@htw-dresden.de
steinbock@htw-dresden.de

References

[1] Kreislaufwirtschaft Bau (Ed.): Mineralische Bauabfälle Monitoring 2014.
[2] Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie Sachsen (Ed.): MinRessource. Brochure, 2016.
[3] Kurth: Entwurf zu MantelV bleibt weiter hinter dem Notwendigen und Machbaren zurück. EUWID Recycling und Entsorgung, Ausgabe 38/2015.
[4] Dittrich et al.: Das Verbundprojekt BauCycle. 2016.

Sponsored by

Europäische Union
Europa fördert Sachsen.
ESF Europäischer Sozialfonds
SAB Sächsische AufbauBank

STUDIEREN_OHNE_GRENZEN