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

EUROREGION neisse–nisa–nysa

Mezinárodní odborný workshop „Problematika nakládání s odpady v česko-saském pohraničí“

SKLÁDKOVÝ WORKSHOP LIBEREC-ŽITAVA 2020

12.-13. listopadu 2020, Online konference



Internationaler Fachworkshop „Abfallbehandlung im sächsisch-tschechischen Grenzgebiet“

DEPONIEWORKSHOP LIBEREC-ZITTAU 2020

12.-13. November 2020, Online Konferenz

Mezinárodní odborný workshop „Problematika nakládání s odpady v česko-saském pohraničí“

16. Skládkový workshop Liberec-Žitava

Internationaler Fachworkshop „Abfallbehandlung im sächsisch-tschechischen Grenzgebiet“

16. Deponieworkshop Liberec-Zittau

12.-13. 11. 2020, Online konference / Online Konferenz

Vydala Technická univerzita v Liberci v roce 2020
ISBN 978-80-7494-547-2

Podpora

Akce je součástí projektu **Mezinárodní odborný workshop „Problematika nakládání s odpady v česko-saském pohraničí“** podpořeného Evropskou unií z Evropského fondu pro regionální rozvoj z Programu spolupráce Česká republika – Svobodný stát Sasko 2014-2020 v rámci Fondu malých projektů Euroregionu Nisa. č.p.: ERN-0830-CZ-20.05.2019

Förderung

Internationaler Fachworkshop „Abfallbehandlung im sächsisch-tschechischen Grenzgebiet“ wurde von der Europäischen Union aus Mitteln des Europäischen Fonds für regionale Entwicklung mit dem Kooperationsprogramm zur Förderung der grenzübergreifenden Zusammenarbeit zwischen dem Freistaat Sachsen und der Tschechischen Republik 2014-2020 gefördert. Proj. Nr.: ERN-0830-CZ-20.05.2019

Předsedové organinizačního výboru: Jan Šembera (Technická univerzita v Liberci), Jürgen I. Schoenherr (Hochschule Zittau/Görlitz)
Odborná konzultantka programu: Danuše Hráská (Česká inspenkce životního prostředí)
Editor: Lukáš Zedek (Technická univerzita v Liberci)
Překlady provedl: Sven Dietrich
Sborník byl připraven s využitím typografického systému LaTeX.

Obsah

Rekultivace a stabilita skládek **7**

Bartholomäus, U.
Vliv povrchových lomů na příkladu někdejšího hnědouhelného lomu Lohsa II a jeho okolí 9

Zedek, L.; Kurka, J.; Bartholomäus, U.
Modelové, orientační hodnocení stabilitních rizik na rozsáhlých územích 19

Hrabčák, M.
Evolúcia skládkovania 25

Odpady ve zdravotnictví **37**

Loosová, J.
Problematika nakládání s odpady ze zdravotnických zařízení z pohledu orgánu ochrany veřejného zdraví 39

Mokrá, J.
Bezpečnost pro zdraví a environmentální odpovědnost v nakládání se zdravotnickými odpady a praktické vedení k přechodu na udržitelné zdravotnictví 43

Skládky a úložiště **53**

Dunger, V.; Bolduan, U.; Düntsch, A.; Liebelt, J.; Baehring-Schimmer, N.
Spolkovým standardům kvality odpovídající optimalizace vodní bilance někdejší podnikové skládky „Maiwald“ v Eschdorfu 55

Menschner, K.; Zech, G.; Thomas, A.
Hodnocení použití jiných než báňských odpadů pro rekultivaci zbytkových jam hnědouhelné těžby 67

Staré zátěže a kontaminace podzemní vody **73**

Gruber, J.
Staré ekologické zátěže a jiné znečištění vod, případně horninového prostředí 75

Uhlig, H.
Projekt sanace areálu Schwarze Pumpe, kde minulost zanechala své stopy 83

Oběhové hospodářství **85**

Wuschke, L.; Jäckel, H.-G.
Stav recyklace lithium-iontových baterií 87

Pilnáček, V.
Cirkulární odpadové hospodářství: inovativní přístup odklánění odpadů ze skládek – odpadové tržiště Cyrkl.com 93

Jäckel, H.-G.; Hamann, D.; Krampitz, Th.; Lieberwirth, H.
Recyklace betonových dílů, vyztužených karbonovými vlákny – důsledky pro možnosti skládkování výrobků z recyklované stavební sutě 95

Technologie zpracování odpadu **103**

Clemenz, P.; Schäfer, M.; Schoenherr, J.I.; Schnettler, H.; Rüdiger, M.
Třídění kompozitních fólií pro zvýšení recyklačních kvót 105

Reuter, M.; Kleint, T.; Richter, A.; Dittrich, C. Tumwet, F.C.; Schoenherr, J.I.; Dörnchen-Neumann, J.; Klamerth, N.; Scheytt, T.; Weber, J.; Šembera, J.
Vývoj postupů pro detekci, eliminaci a imobilizaci mikroplastů v půdě, kompostu a rostlinách 115

Egloffstein, T.; Burkhardt, G., Streff, L.
MBÚ: Mechanicko-biologická úprava odpadů a její využití v zahraničí 125

Další témata **135**

Hráská, D.
Možnosti zpracování odpadů v Libereckém kraji 137

Plakátové oddělení **147**

Zedek, L.; Kurka, J.; Bartholomäus, U.
Modelové, orientační hodnocení stabilitních rizik na rozsáhlých územích (poster) . . . 149

Inhaltsverzeichnis

Rekultivierung und Stabilität von Ablagerungen **7**

Bartholomäus, U.
Die Folgewirkungen von Tagebauen am Beispiel des ehemaligen Braunkohlen-Tagebaus Lohsa II und der Umgebung 9

Zedek, L.; Kurka, J.; Bartholomäus, U.
Modellhafte Orientierungseinschätzung der Böschungsstabilität in großflächigen Gebieten 19

Hrabčák, M.
Evolution des Deponierens 25

Abfall im Gesundheitswesen **37**

Loosová, J.
Behandlung der Abfälle aus Einrichtungen des Gesundheitswesens aus der Sicht des behördlichen Gesundheitsschutzes 39

Mokrá, J.
Sicherheit für die Gesundheit und Umweltverantwortung im Umgang mit Gesundheitsabfällen sowie ein praktischer Übergang zu einem nachhaltigen Gesundheitswesen 43

Deponien und Ablagerungen **53**

Dunger, V.; Bolduan, U.; Düntsch, A.; Liebelt, J.; Baehring-Schimmer, N.
BQS-konforme wasserhaushaltliche Optimierung der ehemaligen Betriebsdeponie „Maiwald“ in Eschdorf 55

Menschner, K.; Zech, G.; Thomas, A.
Bewertung des Einbaus bergbaufremder Abfälle zur Rekultivierung von Tagebaurestlöchern im Braunkohlenbergbau 67

Altlasten und Grundwasserkontamination **73**

Gruber, J.
Ökologische Altlasten und sonstige Wasser- und Gesteinsverunreinigung 75

Uhlig, H.
Sanierungsprojekt Schwarze Pumpe - Die Vergangenheit hat ihre Spuren hinterlassen 83

Kreislaufwirtschaft **85**

Wuschke, L.; Jäckel, H.-G.
Stand des Recyclings von Lithium-Ionen-Batterien 87

Pilnáček, V.
Kreislaufwirtschaft: Eine innovative Herangehensweise bei der Vermeidung von Abfalldeponierung – Abfallmarkt Cyrkl.com 93

Jäckel, H.-G.; Hamann, D.; Krampitz, Th.; Lieberwirth, H.
Recycling Carbonfaser-verstärkter Betonteile - Konsequenzen für die Deponiefähigkeit von Produkten des Bauschuttrecyclings 95

Abfallbereitungsverfahren **103**

Clemenz, P.; Schäfer, M.; Schoenherr, J.I.; Schnettler, H.; Rüdiger, M.
Sortierung von Foliengemischen zur Erhöhung der Recyclingquote 105

Reuter, M.; Kleint, T.; Richter, A.; Dittrich, C. Tumwet, F.C.; Schoenherr, J.I.; Dörnchen-Neumann, J.; Klamerth, N.; Scheytt, T.; Weber, J.; Šembera, J.
Entwicklung von Verfahren zur Detektion, Elimination und Immobilisierung von Mikroplastik in Böden, Kompost und Pflanzen 115

Egloffstein, T.; Burkhardt, G., Streff, L.
MBA: Mechanisch-biologische Abfallbehandlung im internationalen Einsatz 125

Weitere Themen **135**

Hráská, D.
Möglichkeiten der Abfallbehandlung im Landkreis Liberec 137

Postersession **147**

Zedek, L.; Kurka, J.; Bartholomäus, U.
Ungefähre Modelleinschätzung der Böschungsstabilitätrisiken für weitflächige Gebiete (Poster) 149

Rekultivace a stabilita skládek

Rekultivierung und Stabilität von Ablagerungen

Vliv povrchových lomů na příkladu někdejšího hnědouhelného lomu Lohsa II a jeho okolí

Die Folgewirkungen von Tagebauen am Beispiel des ehemaligen Braunkohlen-Tagebaus Lohsa II und der Umgebung

Uwe Bartholomäus[1]

Abstrakt

V bývalém hnědouhelném lomu Lohsa II probíhala těžba uhlí až do roku 1984. Během této doby vznikly velké vnitřní i vnější výsypky a haldy. V příspěvku budou tyto pojmy vysvětleny, stejně jako funkční vazby s dopadem na bezpečnost v období po ukončení těžební činnosti. V příspěvku bude dále diskutován rozdíl mezi těmito výsypkami a skládkami odpadů a to z odborného pohledu i z pohledu legislativy odpadového hospodářství.

Zmíněna bude složitá realizace ustanovení Rámcové směrnice EU o vodách po ukončení důlní činnosti v Lužici a to především z pohledu:

- zákazu zhoršení kvantitativního a chemického stavu,
- specifické situace po útlumu hornické činnosti v případě hald, výsypek a kolektorů podzemní vody,
- hydrogeologického modelování a výpočtů,
- zatopení zbytkových jam z externích a vlastních zdrojů.

V případě zbytkové jámy Lohsa II se od počátku počítalo s hydrickou rekultivací v podobě vodní nádrže. Východně od Hojeřic (Hoyerswerda) byl koncipován komplexní systém vodních nádrží, který je již zčásti realizován. V praxi se ukazuje, že je neustále nutno dbát na otázky bezpečnosti. Zdánlivě dokončené terénní úpravy je nutno opakovaně řešit. Východní součástí tohoto systému vodních nádrží je jezero „Bärwalder See“, které slouží rovněž k rekreačním účelům. Pro účely cestovního ruchu jsou využívána i další jezera, vzniklá na místě bývalých dolů v Lužici.

Kurzfassung

Im ehemaligen Braunkohlentagebau Lohsa II wurde bis 1984 Kohle abgebaut. Es sind große Innenkippen, Außenkippen und auch Halden entstanden. Die Begriffe und die funktionalen Zusammenhänge mit Auswirkungen auf die nachbergbauliche Sicherheit werden erläutert. Der fachliche und abfallrechtliche Unterschied zu Abfalldeponien wird diskutiert.

Verwiesen wird auf die komplizierte Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie nach dem Bergbau in der Lausitz, besonders mit den Aspekten:

- Verschlechterungsverbot der mengenmäßigen und chemischen Beschaffenheit,
- Besondere Verhältnisse nach der Stilllegung für Halden, Kippen, Grundwasserleiter,
- Hydrogeologische Modellierung und Berechnungen,
- Fremdflutung und Eigenflutung der Restlöcher.

Für die nachbergbauliche Nutzung war von Beginn an geplant, aus dem Restloch Lohsa II einen Wasserspeicher zu machen. Inzwischen ist östlich von Hoyerswerda ein umfangreiches Speichersystem konzipiert, das zum Teil verwirklicht ist. Die Praxis hat gezeigt, dass immer wieder auf die Sicherheit zu achten ist. Scheinbar vollendete Gestaltungen sind dann wieder neu aufzuarbeiten. Der östlichste Bestandteil des Speichersystems ist der „Bärwalder See“, der auch der Erholung dient. Auch andere Bergbauseen in dieser Lausitzer Gegend werden touristisch genutzt.

[1] ehemals Hochschule Zittau/Görlitz, iTN; Geoparkführer im UNESCO Geopark „Muskauer Faltenbogen“; Koseler Str. 25, 02923 Hähnichen; uwe_bartholomaeus@web.de

1 Einleitung

Seit Jahren verbindet das iTN eine enge Zusammenarbeit mit tschechischen Entwicklern von Systemen der Risikoanalyse in bergbaulichen Gebieten. Bei vergleichenden Betrachtungen mit Lausitzer Tagebauen mit Hilfe des Internets waren sie auf Informationen über geotechnische Sperrbereiche im Umfeld des Tagebaus Lohsa, jetzt Wasserspeicher Lohsa II, gestoßen. Damit hatten sie ein Fallbeispiel für wichtige Erscheinungen in der Bergbaufolgelandschaft hinsichtlich

- des Zusammenwirkens von Boden und Grundwasser bei der Stabilität von Kippenflächen und
- dem Aufbau eines Wasserspeicherverbundsystems aufgegriffen.

Die Anwendung der Risikoanalyse stellt Lukas Zedek in einem eigenständigen Beitrag in diesem Tagungsband vor. Zielstellung des vorliegenden Artikels ist auch, auf bestimmte methodische Unterschiede zwischen Ostdeutschland und Tschechien hinzuweisen und möglichst eine vertiefte Diskussion anzuregen.

2 Abraum und Abfalldeponie

Der Abraum im Bergbau, auch im Tagebau, stellt in Deutschland keinen Abfall nach Abfallrecht dar. Fachlich und technisch besteht eine Ähnlichkeit, weswegen häufig auch Themen von Kippen und Halden in den Fachkonferenzen des Deponieworkshops behandelt worden sind.

Der bergbauliche Abraum ist so definiert: „Bodenschichten (Kies, Sand, Schluff, Ton), die zur Freilegung und somit zur Nutzbarmachung eines oder mehrerer Rohstoffkörper im Tagebauraum bewegt werden muss bzw. bewegt wurde. Er setzt sich aus dem Deckgebirge, den Mitteln, tagebautechnisch bedingten Teilen des Liegenden sowie den Gewinnungsverlusten zusammen“ (Glossar der LMBV unter: `https://www.lmbv.de/index.php/Glossar.html`, Stand: Okt. 2020).

Im aktuellen Kreislaufwirtschaftsgesetz (und Vorläufergesetzen) ist dessen Geltungsbereich ausgenommen für „Abfälle, die unmittelbar beim Aufsuchen, Gewinnen und Aufbereiten sowie bei der damit zusammenhängenden Lagerung von Bodenschätzen in Betrieben anfallen, die der Bergaufsicht unterstehen“ (§ 2 Abs. 2 Nr. 7 KrwG).

3 Geologie und Hydrogeologie im Gebiet von Lohsa, Burghammer und Bärwalde

Die Braunkohlenlagerstätten Lohsa, Burghammer, und Bärwalde befinden sich im pleistozän angelegten Lausitzer Urstromtal und werden nahezu allseitig von quartären Auswaschungsrinnen begrenzt. Diese Rinnen schaffen wichtige hydraulische Verbindungen zwischen pleistozänen und tertiären Grundwasserhorizonten.

Sie sind in der Hydrogeologie und Entwässerung, aber auch beim Grundwasserwiederanstieg als geohydraulische Verbindungen zu beachten. Sie sind mit Sand und Kies als gute GWL, aber stellenweise auch mit Schluff, Ton und Geschiebemergel als abdichtende Bereiche gefüllt. Solche Rinnen können bis maximal über 100 m Tiefe mit quartären Material gefüllt sein.

Besonders in den Flözen und in den organikreichen feinklastischen Flözbegleitern, aber auch in den grobklastischen tertiären Sedimenten bildeten sich Pyrit FeS_2. Die aerobe Verwitterung mit Sauerstoff, die durch die Grundwasserabsenkung und die Belüftung verursacht wurde, führte zur Freisetzung von Säuren, Sulfat und Eisen.

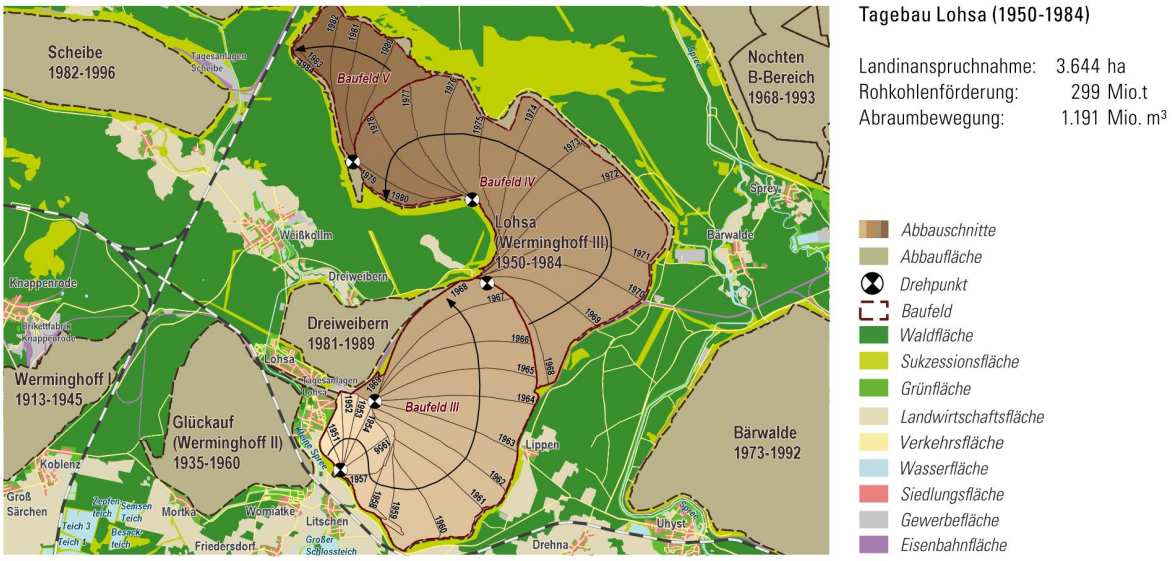


Abbildung 1: Braunkohlenfelder im Gebiet Lohsa. Quelle: [1].

In den Kohlefeldern Lohsa, Burghammer und Bärwalde waren die Grundwasserverhältnisse weitgehend durch einen mächtigen Grundwasserleiter über dem 2. Lausitzer Flöz geprägt. Die begrenzenden Rinnensysteme gewährleisteten hydraulische Verbindungen zwischen quartären und tertiären Grundwasserleitern. In der Lagerstätte Lohsa herrschten insbesondere im Niederungsgebiet der Kleinen Spree überwiegend flurnahe Grundwasserstände vor. Die Fließrichtung des Grundwassers war weitgehend nach Nordnordost gerichtet. In den Lagerstätten Burghammer und Bärwalde herrschten in der charakteristischen Heidelandschaft flurferne Grundwasserstände vor. Ausnahmen bildeten die Niederungen der Spree im Norden und der Kleinen Spree im Osten (Burghammer) sowie die grundwassernahen Bereiche um Klitten (Bärwalde). Die Fließrichtung des Grundwassers war von Süden nach Norden gerichtet.

4 Bergbauliche Entwicklung des Tagebaus Lohsa II

Dieser kurze Abriss der Tagebauentwicklung zeigt die Strukturen, die bis heute bei der Sicherheit des Geländes und den Wasserverhältnissen nachwirken.

Nach ersten Erschließungsarbeiten um 1942 begann die Aufschlussbaggerung im Jahr 1950. Der Abraum wurde mit zwei Förderbrücken abgetragen und direkt auf die Kippen im ausgekohlten Tagebau transportiert. Für die Entwässerung wurde 1963 die neue Technologie der der Filterbrunnen-Großflächenentwässerung eingeführt. Zuvor wurden traditionell Entwässerungsstrecken und Schächte vor der Abbaggerung vorgetrieben. Trotz des Abbaus im Tagebau war bis zu diesem Zeitpunkt bergbaulicher Tiefbau (Entwässerungsstrecken) erforderlich. Die Kohleförderung wurde 1984 beendet.

Der Abraum wurde fast von Beginn an in die offene Grube, wo die Kohle abgebaut war, verkippt (Innenkippe des Tagebaus). So entstanden die rekultivierten, landwirtschaftlich genutzten Innenkippenflächen im Süden, wo der Tagebau begonnen hatte bereits in den 1970er und 1980er Jahren. Bei Lohsa wurden auf solcher Fläche auch Fischteiche angelegt (1992 vollendet). Von den später erfolgten Aufschlüssen benachbarter Tagebaue wurden Massen dieser Aufschlussbaggerungen in Lohsa II abgelagert. Das sind letztlich Außenkippen, die Boden mit abweichenden Eigenschaften enthalten können: Außenkippe Bärwalde im Osten (1971 bis 1981) und Außenkippe Scheibe im Westen (1984 bis 1987).

Erste Planungen für die Errichtung eines Speicherbeckens begannen 1985. Ab 1988 wurde das Profil des Hochwassereinleiters von der Spree bei Bärwalde hergestellt. 1997 wurde das

erste Wasser aus der Spree in den beginnenden Wasserspeicher Lohsa II eingeleitet. Ein Jahr später war der Überleiter vom Tagebau Dreiweibern errichtet. 2016 wurde der Ableitungsstollen vom Speicher Lohsa II in den ehemaligen Tagebau Burkhammer erfolgreich getestet. Der Bau war schon lange abgeschlossen, aber die Wasserstände hatten bis dahin nicht die erforderliche Höhe erreicht, obwohl im August 2010 eine Hochwasserwelle der Spree eingeleitet worden ist.

1993 begannen die Sanierungsarbeiten durch die LMBV: Böschungsgestaltung und –sicherung, Ufergestaltung, Sicherung einer Insel auf der Innenkippe, verdichtete Dämme (Rütteldruckverdichtung, Sprengverdichtung) besonders auch der Außenkippe Scheibe. Im Zusammenhang mit der Wasserstandsentwicklung im Restloch und der umliegenden ansteigenden Grundwasserspiegel wurden die Sanierungsarbeiten durch Rutschungen und andere Bodenbewegungen unterbrochen: 2002 eine große Rutschung von etwa 30 Mio. m^3 Bodenmassen der Innenkippe, 2011 Flächengrundbruch auf einer relativ ebenen Fläche. Ein Geländeeinbruch an der Innenkippe bei Lohsa, der 2012 geschah, wurde 2018 saniert. Folglich erwiesen sich die Sanierungsarbeiten und die Nachnutzung wegen der Beschaffenheit des Abraummaterials als kompliziert.

5 Über die geotechnische Sicherheit im Gebiet von Lohsa

5.1 Anwendungsfall „Lohsa II“ einer Methodik zur Risikoanalyse von tschechischen Kollegen

Die tschechischen Kollegen entwickelten ein Art von Expertensystem und eine Methodik zur Risikoeinschätzung für die Böschungsstabilität bei Braunkohlentagebauen. Anwendungsfälle sind stillgelegte Tagebaue des staatlichen Unternehmens PKU a.s. im Nordböhmischen Becken, besonders der Tagebau Milada bei Usti n. L. Versuchsweise wurde diese Methodik auf den Tagebau / Wasserspeicher Lohsa II angewendet, weil dort geotechnischen Sperrbereiche durch das Sächsische Oberbergamt ausgewiesen sind. Ein erstes Ergebnis, ein Test, wird im Artikel von Lukas Zedek und Jan Kurka vorgestellt [2]. Die notwendigen Daten wurden aus Informationen im Internet gewonnen. Ein visueller Eindruck wurde mit einer Befahrung im Juli 2020 vermittelt.
Folgende, vereinfachende Annahmen wurden für einen Testlauf vorausgesetzt:

- Der Wasserstand im Restloch gilt auch als Grundwasserstand in den umliegenden Schichten und Kippen.
- In den Berechnungen wurden die Wasserstände im Restloch und die entsprechenden Grundwasserspiegel variiert.
- Die Bodeneigenschaften wurden aus der Bodenübersichtskarte von Sachsen übernommen.

Die Annahmen könnten in Zukunft hinsichtlich bestimmter Aspekte konkretisiert werden. Die Grundwasserstände sind an verschiedenen Stellen, auch als Zeitreihen, gemessen. Sie haben in Realität ein wechselndes Verhältnis zu den Wasserständen im Restloch. Die Bodenparameter sind nicht aus der Bodenkarte, die die pedologischen Böden darstellt, sondern aus der bodenmechanischen Untersuchung abzuleiten. Das ist der Ansatz für ein zukünftiges Projekt, an dem sich PKU und die LMBV beteiligen sollten.

5.2 Verflüssigung und Folgewirkungen

Sand von spezieller Struktur auf der Kippe, der locker liegt, wird zur Suspension, wenn Grundwasser eindringt. Wegen der Feinheit der Poren und des Sandes kann sich das Schicht- und Grundwasser nicht frei bewegen und baut einen piezometrischen Druck auf. Wenn der Druck

des Wassers und die Kraft des Zusammenhalts der Körner gleich sind, kann das gesamte Korngerüst zusammenfallen und sich neu anordnen, ähnlich einer Suspension. Verstärkt wird das Problem durch geringe Anteile von gasförmigen Bestandteilen, weil Gase kompressiv sind. Dieser unmittelbare, initiale Vorgang ist die Verflüssigung. Sie kann räumlich eng begrenzt in einer Schicht bleiben, wenn allseitig die umgebenden Schichten ausreichend Widerstand aufbieten. Reicht der Widerstand nicht aus, dann werden weitere, bisher nicht verflüssigte Bodenmassen mitgerissen und es entsteht das Setzungsfließen.

Anfangs dachte man, dass diese Vorgänge nur an Böschungen und ihren Bereich dahinter stattfinden. Damit war die Gestalt der Böschung sehr wichtig. Inzwischen gibt es Vorfälle, wo mitten in der Kippe Verflüssigungen erfolgen und sich bis zur Oberfläche der Kippe senkrecht fortsetzen, falls in horizontaler Richtung ausreichend Widerstand geboten wird. Dabei kann es zu Grundbrüchen kommen.

Anmerkungen bezüglich des Reviers von Most: Schwimmsande verursachten in Tiefbau-Gruben Einbrüche und Tagesbrüche bis an die Erdoberflächen. In den früheren Entwässerungsstollen, wie sie zur Entwässerung der Tagebaue im Gebiet Lohsa bis in die 1960er Jahre aufgefahren wurden, gab es ähnliche Erscheinungen.. Diese Feinsande flossen in die Grubenbaue. Auch hier wird erhöhter Porenwasserdruck bestanden haben. Dieser wurde häufig durch artesische Verhältnisse verursacht.

Lange Zeit bestand eine Grundauffassung, dass ein äußeres Initial (= eine Anregung, eine Krafteinwirkung von außen) erforderlich ist, was man verhindern muss und kann. Die Kraft, die Belastung von oben muss in Grenzen gehalten werden und über den potenziellen gefährlichen Schichten muss eine trockene (= erdfeuchte) Überdeckung in einer Mindestmächtigkeit sein. Inzwischen ist die LMBV noch vorsichtiger geworden. Man weiß, dass durch den Anstieg des Grundwassers innere Initiale entstehen, die keine feststellbare Kraft von außen brauchen, z. B. Sackungen beim Grundwasserwiederanstieg im Kippenmassiv und Auftrieb der Körner.

5.3 Sperrung von ehemaligen Bergbauflächen bei Lohsa

Um den Wasserspeicher Lohsa II sind viele Flächen nach 2010, manche spezielle Bereiche auch vorher, zu geotechnischen Sperrbereichen erklärt worden. Beim Betreten und Befahren bestehen unkalkulierbare Gefahren, dass durch Bodenbewegungen Lebensgefahr entstehen kann. Für die Landnutzer, die in der Regel nichts mit der LMBV und dem früheren Bergbau zu tun haben, für den Tourismus und die umliegenden Orte ist besonders tragisch, dass viele Flächen um 2000 bereits frei gegeben waren und ohne Einschränkungen genutzt werden konnten. Sie waren bereits als ungefährlich für jedermann eingestuft worden.

Für das Gebiet erfolgte die bisher letztmalige Änderung des territorialen Geltungsbereichs im Dezember 2019 [3]. Die grundlegende Allgemeinverfügung stammt vom Januar 2011, mit der erstmalig gemäß sächsischem Verwaltungsrecht und Polizeirecht das Betreten des größten Flächenanteils verboten wurde, nachdem monatelang die Fläche provisorisch gesperrt war. Eine weitere räumliche Anpassung erfolgte per Verfügung im März 2017.

Der Tagebau Lohsa II war schon 1984 aus der DDR-Bergaufsicht entlassen worden, weil er unter diesen politischen Verhältnissen weiter gesperrt geblieben wäre, denn er wäre vollständig Militärgelände und Betriebsgelände der Wasserwirtschaft geworden. Das hätte man trotzdem nicht betreten dürfen. Weil 1990 kein Bergrecht mehr gegolten hat und kein aktiver Abbau betrieben worden ist, ist das Tagebaugelände nach 1990 nicht dem Bundesberggesetz unterstellt worden. Im Rahmen des Berggesetzes sind Geländes-perrungen als Betriebsflächen primär vorgegeben. Die oft angewendete Ausnahme ist die Freigabe bestimmter Geländeabschnitte für die Öffentlichkeit. Im Fall von Lohsa II ist die Sperrung die Ausnahme und man muss das sächsische Polizeirecht anwenden, zumal man sogar partiellen Vorrang gegenüber dem Recht der Grundstückseigentümer schaffen muss.

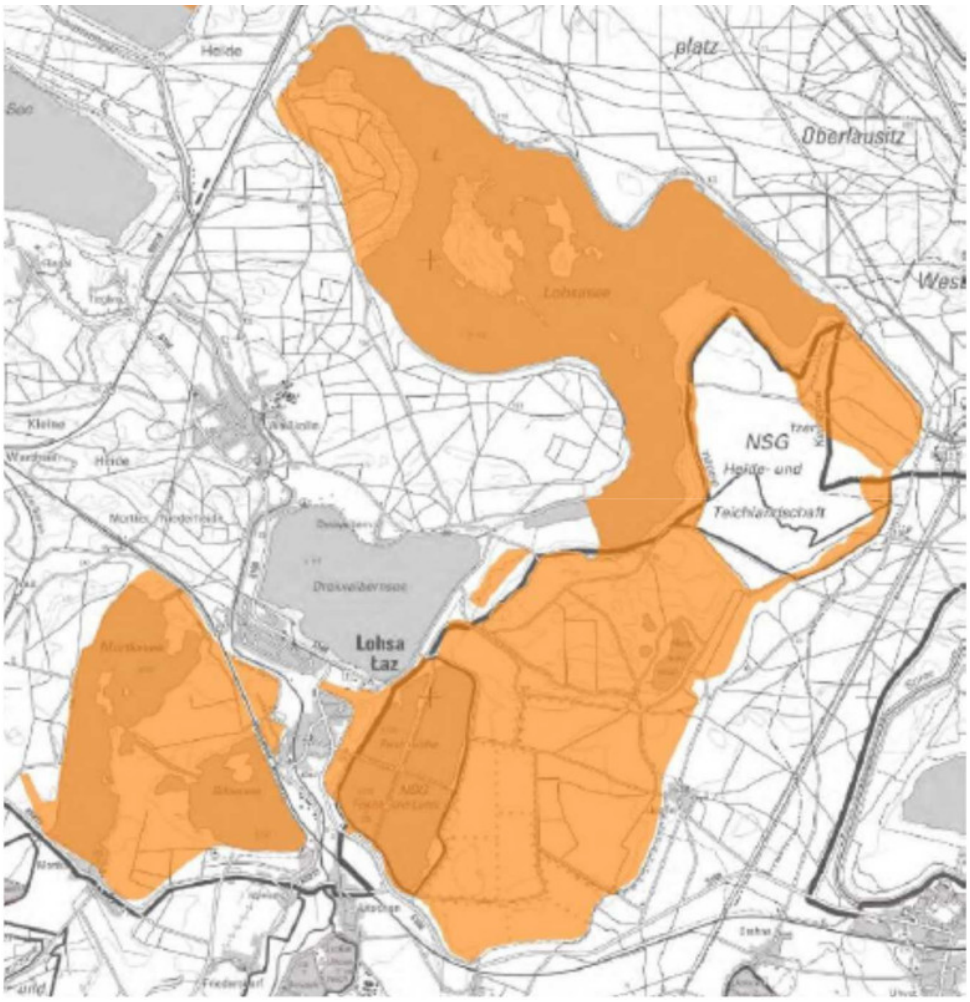


Abbildung 2: Geotechnische Sperrbereiche (orange) im Gebiet Lohsa. Quelle: LMBV-Internetseite unter Rubrik Sperrbereiche / Bergschäden, Stand: Juli 2020; `www.lmbv.de`.

6 Wasserspeicher-Systeme Ostsachsen / Lausitz

6.1 Allgemeine Konzeption und Speichervermögen

Nach der Beendigung der ersten Tagebaue östlich von Hoyerswerda wurden Gedanken entwickelt, diese auch zur Wasserspeicherung zu nutzen. Bereits in den 1960er Jahren war klar, dass die Bilanz im Wasserhaushalt der Braunkohlereviere (auch im Mitteldeutschen Revier bei Leipzig) kritisch ist.

Der Aufschluss weiterer Tagebaue verschärfte damals das Problem besonders an der Geländeoberfläche, zugleich schuf über lange Zeit die Entwässerung der Tagebaue eine zusätzliche Wasserquelle besonders für saisonale trockene Situationen. Mit der vollständigen Einstellung des Braunkohlenabbaus versiegt diese Quelle. Bereits für die DDR spielten Wassermanagement und der Aufbau von Speichermöglichkeiten in stillgelegten Tagebauen eine große Rolle.

Bereits damals war klar, dass der Wasserzufluss in den Spreewald und nach Berlin über die Spree zu sichern ist. Somit wurden schrittweise die ausgelaufenen Tagebaue in Lausitz/Ostsachsen für Wasserspeicherfunktionen ausgebaut und weitere Planungen, die über 1990 hinaus reichten, angestellt. Schemenhaft wird das gesamte Speichersystem östlich von Hoyerswerda mit Zentrum um Lohsa in Abbildung 3 vorgestellt.

Dieses System umfasst mehr als nur den Speicher Lohsa II. Es ist ein Werk von Jahrzehnten. Bisher ist es noch nie vollständig in Betrieb gewesen. Der östlichste Bestandteil ist der

Bärwalder See, der als Wasserspeicher und zu touristischen Zwecken genutzt wird. Er nimmt das Wasser aus der Spree ab (Einleiter, = A) und gibt es an den Schwarzen Schöps (Ableiter, = B) ab, der abwärts in die Spree mündet.

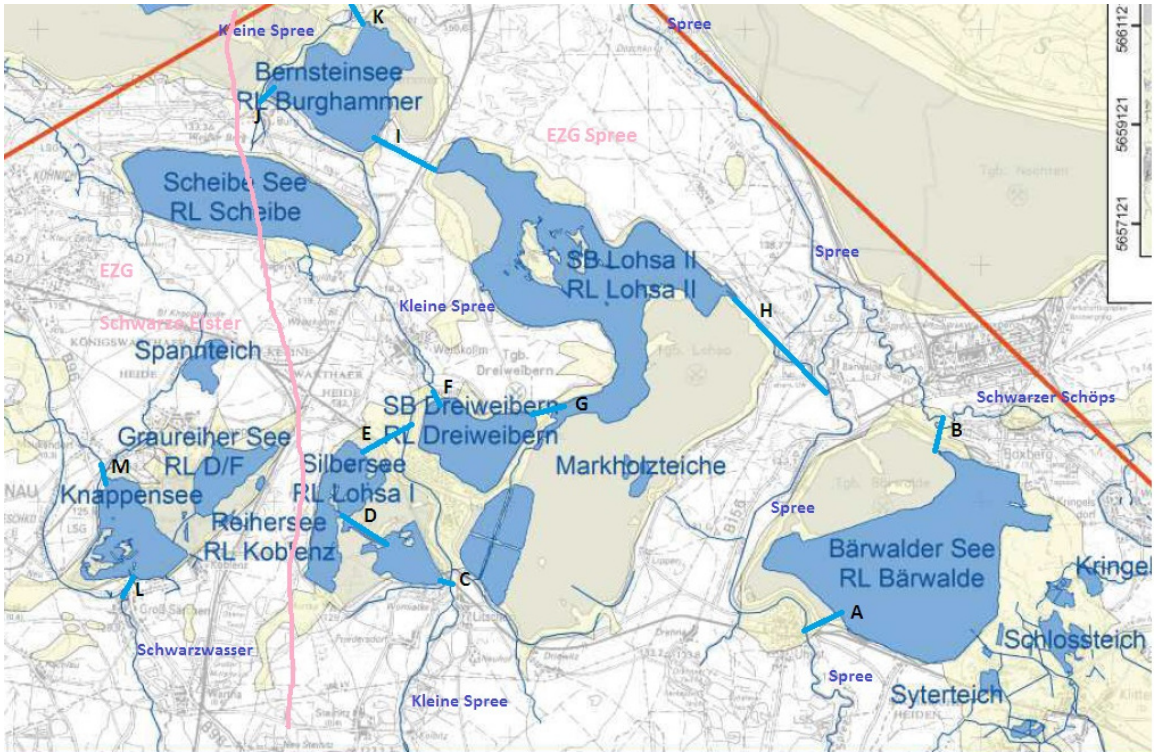


Abbildung 3: System der Wasserspeicher in Ostsachsen. Quelle: [4].

Alle Wasserspeicher, die aus bergbaulichen Restlöchern entstanden sind, haben keinen Grundablass, wie das bei normalen Talsperren üblich ist. Das Speichervermögen wird mittels einer Staulamelle zwischen dem nominellen Wassertiefstand und Wasserhochstand erreicht. Diese Wasserstände sind aus den Höhenlagen der naheliegenden Fließgewässer, aus den nachbergbaulichen Grundwasserprognosen, aus den Stabilitätsverhältnissen in den Kippen und Vernässungsgefahren für Orte und Baulichkeiten abgeleitet. Vorrangig muss die gravitative Strömung in den Gewässern gesichert sein.

Das gesamte Speichervermögen der Restloch-Speicherbecken im sächsischen Einzugsgebiet der Spree beträgt rund 103 Mio m^3 (einzeln: Bärwalder See = 25,5 Mio m^3; Silbersee + Mortkaer See = 5,6 Mio m^3; Dreiweiberner See = 5,6 Mio m^3; Speicher Lohsa II = 60,5 Mio m^3; Bernstein-See = 5,9 Mio m^3). Die hohe Speicherkapazität in Lohsa II kommt nur durch eine große Speicherlamelle von etwa 7 m zustande. Diese großen Wasserstands-schwankungen wirken sich kritisch auf die Böschungsstabilität aus. Das wird auch bei den Modellierungen von Lukas Zedek deutlich.

6.2 Speichersystem Lohsa II

Das Speichersystem Lohsa II hat zwei Strömungswege zwecks Speicherung: Zuflüsse aus der Kleinen Spree und aus der Spree.

Aus der Kleinen Spree, die ein über 25 km langer Nebenarm (Bypass) der Spree ist, wird Wasser in den Dreiweiberner See eingeleitet (= F), von diesen in den Speicher Lohsa II übergeleitet (= G). Aus der Spree strömt im Bedarfsfall das Wasser über den Einleiter (= H) in den Speicher Lohsa II. Hier treffen sich beide Strömungswege. Über den Überleitungsstollen

(= I) gelangt das Wasser in den Bernsteinsee und wird dann in die Kleine Spree abgeleitet (= K).

Engpass des gesamten Speichersystems ist die Ableitung über das Gewässer Kleine Spree bezüglich Kapazität, sicherer Bauweise und Morphologie. Deswegen erfolgt seit 2019 ein naturnaher Gewässerausbau, der zugleich die maximale Durchflussmenge von 3 m^3/s auf 7 m^3/s erhöhen soll.

Im Bernstein-See wird seit 2018 mittels einer GSD-Anlage (Getauchte Schwimmleitung mit Düsen) eine Kalksuspension zur Anhebung des ph-Wertes eingebracht. Diese stationäre Anlage hat tatsächlich den anfänglich sauren Charakter des Gewässers in den neutralen Bereich gebracht. Die Entwicklung des Bernstein-Sees hatte im sehr sauren Bereich mit erheblicher Eisenbelastung begonnen. Die letzten Ergebnisse bestätigen, die Stabilisierung einer angestrebten normalen Wasserbeschaffenheit.

Die Mobilisierung von Eisen im Grundwasser und der Zutritt in die Oberflächengewässer ist ein Problem in allen Seen dieses Speichersystems. Das Eisen kommt zum einen aus den großen Innenkippenflächen, aber es bewegt sich auch im Untergrund von gewachsenen Flächen, so im westlichen Bereich des Dreiweiberner Sees und am Nordrand des Speichers Lohsa II. Ursache sind die seit Jahrzehnten fast ausgetrockneten Grundwasserleiter und begleitenden Schichten. Auch hier fanden chemische Reaktionen des Pyrits, Sulfatbildung und vielfältige Reaktionen mit Eisen statt. Besonders daraus lässt sich die hohe Eisenbelastung erklären, die im nördlichen Abstrom aus Lohsa II bis an die Spree (z. B. Neustadt/Spree, Ruhlmühle) über Entfernungen von bis zu 6 km zu finden ist.

Bemerkung

Teile des Artikels wurden im Zusammenhang mit dem Projekt „VODAMIN II – Gefährdungs- und Nutzungspotenzial von Bergbauwässern zur Verbesserung des grenzüberschreitenden Gewässerschutzes in Nordböhmen und im Erzgebirge im Einzugsgebiet der Elbe“ erstellt. In diesem Projekt ist auch ein „Handbuch: Erfahrungsbericht über aktuelle Zusammenhänge zwischen Braunkohlenbergbau und Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie“ als pdf erschienen, anzufordern über u.bartholomaeus@hszg.de oder Ingrid.henze@hszg.de.

Danksagung

Das Projekt wurde umgesetzt und gefördert im Rahmen des Kooperationsprogramms Freistaat Sachsen – Tschechische Republik 2014 bis 2020 unter der Nummer 100304269.

Literaturverzeichnis

[1] LMBV: *Lohsa / Dreiweibern; Wandlungen und Perspektiven; Lausitzer Braunkohlenrevier*. August 2015. – 2. Aufl. Senftenberg : LMBV

[2] ZEDEK, L. ; KURKA, J. ; BARTHOLOMÄUS, U.: *Modellhafte orientierende Einschätzung der Böschungsstabilität auf großflächigen Gebieten (CZ: Modelové, orientační hodnocení stabilitních rizik na rozsáhlých územích).* November 2020. – Liberec : Technische Universität in Liberec

[3] SÄCHSISCHES OBERBERGAMT: *Allgemeinverfügung für Maßnahmen zur Gefahrenabwehr im Tagebau III Werminghoff / Lohsa: Innenkippe Lohsa*. – Freiberg : s.n., 03.12.2019

[4] UHLMANN, W. u. a.: *Weiterführende Untersuchungen zu denhydrochemischen und ökologischen Auswirkungender Exfiltration von eisenhaltigem, saurem Grundwasserin die Kleine Spree und in die Spree – Projektphase 2:Präzisierung der Ursachen und Quellstärkenfür die hohe Eisenbelastung des Grundwassers – Teil 1: Erkundung*. September 2012. – Institut für Wasser und Boden

Modelové, orientační hodnocení stabilitních rizik na rozsáhlých územích

Modellhafte Orientierungseinschätzung der Böschungsstabilität in großflächigen Gebieten

Lukáš Zedek[1], Jan Kurka[2], Uwe Bartholomäus[3]

Abstrakt

Článek dokumentuje přípravu dat stejně jako technická řešení a výsledky simulace orientačního hodnocení stabilitních rizik na rozsáhlém území v oblasti Lužických jezer v Sasku. Zájmové území má rozlohu 64 km čtverečních a leží v něm zatopený hnědouhelný lom Lohsa II. S ohledem na geologickou stavbu hrozí na místě sesuvy výsypkových svahů. Toto riziko vede z bezpečnostních důvodů k uzavírání okolí lomu pro veřejnost. Na základě volně dostupných dat bylo vytvořeno několik zjednodušených modelů stability svahů v dané olbasti a jejich výstupy byly srovnány s informacemi o aktuálně nebo v minulosti uzavřených územích.

Kurzfassung

In diesem Beitrag werden die Aufbereitung von Daten sowie die technischen Lösungen und Ergebnisse der Simulation einer Orientierungsauswertung der Gefahren, die mit der Böschungsstabilität in dem Gebiet der Lausitzer Seenlandschaft in Sachsen zusammenhängen, vorgestellt. Die Fläche des Projektgebietes beträgt 64 km^2. In diesem Gebiet befindet sich der geflutete Braunkohletagebau Lohsa II. Im Zusammenhang mit dem geologischen Aufbau besteht in diesem Gebiet an den Böschungen der Kippen und Halden die Gefahr von Rutschungserscheinungen. Dieses Risiko führt in der Umgebung zur Festlegung von Sperrgebieten aus Sicherheitsgründen. Auf Basis der verfügbaren Daten wurden einige vereinfachte Modelle der Böschungsstabilität für das entsprechende Gebiet entwickelt. Diese Outputs wurden mit den Informationen zu den gegenwärtigen oder in der Vergangenheit festgelegten Sperrgebieten verglichen.

[1]Technická univerzita v Liberci, Studentská 1402/2, 46117 Liberec, lukas.zedek@tul.cz
[2]AZ Consult, spol. s r.o., Klíšská 12, 40001 Ústí nad Labem
[3]Geoparkführer UNESCO Global Geopark „Muskauer Faltenbogen“

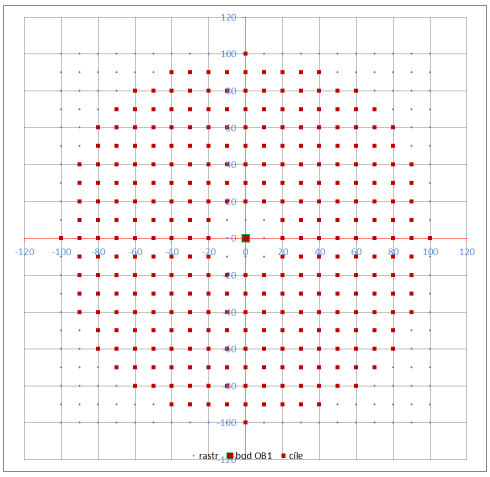
1 Úvod

V rámci projektu „Expertní systém pro monitoring, hodnocení rizik a podporu rozhodování v oblasti využití krajiny" byl vyvinut, kromě jiného, simulační nástroj pro modelování stability svahů v závislosti na jejich sklonu, délce, typech zastoupených zemin, hloubce hladiny podzemní vody, případně výšce hladiny vody nad terénem [1]. Postup a jeho implementace byly otestovány výpočty na modelech území o velikosti v řádu jednotek kilometrů čtverečních. Limitem pro hodnocení rozsáhlejších oblastí byla omezená dostupnost nebo přesnost vstupních informací, dlouhý výpočetní čas a vysoké paměťové požadavky využité metody.

Za účelem otestování proveditelnosti výpočtu stabilitních rizik na rozsáhlých územích byla upravena implementace modelu s cílem umožnit souběžné vykonávání paralelních výpočtů a zároveň byly připraveny skripty pro rozčlenění dat popisujících zájmovou oblast do menších celků.

2 Geometrická a geotechnická koncepce modelu

Model vyhodnocuje stabilitu terénu posuzované lokality v takzvaných „testovacích bodech" (TB), které jsou uzly čtvercové diskretizační sítě nejčastěji s krokem 10 m. Touto sítí je diskretizován digitální model reliéfu (DMR), hloubka hladiny podzemní vody (HPV) a klasifikace typu zemin. Testovaný bod může být buď „okrajovým bodem" (OB) smykové plochy nebo může ležet na lomené čáře spojující dva okrajové body (OB1, OB2) smykové plochy. Pro spojnici přípustných OB smykové plochy je stanovena minimální a maximální přípustná délka v rozsahu $\langle 20; 100 \rangle$ m. Úhel lomu spojnice okrajových bodů v TB musí být větší než 90°. Výše uvedenými podmínkami je určena množina uzlů sítě ze kterých je možné tvořit dvouprvkové kombinace představující potenciální okrajové body smykové plochy jež přísluší zvolenému testovanému bodu (viz Obr. 1).



Obrázek 1: Přípustné okrajové body smykové plochy (celý „červený kruh") pro případ OB1 = $[0; 0]$.

Každé z kombinací dvojic okrajových bodů smykové plochy přísluší nadmořská výška a pozice (souřadnice) v prostoru. Z těchto informací lze určit sklon a délku svahu na spojnici OB. Na stejné linii je možno zjistit druh a relativní zastoupení typů zemin, stejně jako charakteristickou hloubku (např. dolní kvartil) hladiny podzemní vody. Z tímto způsobem získaných informací jsou následně vypočítány variantní stupně stability svahu v testovaném bodě. Mezi vypočítanými hodnotami je vybrána a uložena nejméně příznivá varianta.

K výpočtu je využito vícerozměrné lineární interpolace na základě dat předpočítaných v programu GEO5 [2].

Pro podrobnější informace o koncepci modelu prosím viz [1].

3 Testovací výpočty

Pro testovací výpočty byla vybrána oblast o velikosti 8x8 km v okolí lomu Lohsa II. Krajní body zvolené čtvercové oblasti měly v souřadném systému EPSG:25833 (ETRS89 / UTM zone 33N – Projected) souřadnice: 457990,00; 56939990,0 : 466000,00; 5701990,00.

3.1 Datové vstupy a výstupy

Jako vstupní data pro hodnocení stabilitních rizik v zájmové oblasti posloužily georeferencované rasterové soubory ve formátu GeoTiff, který je možné zobrazovat a zpacovávat Geografickými Informačními Systémy (GIS), např. QGIS [3].

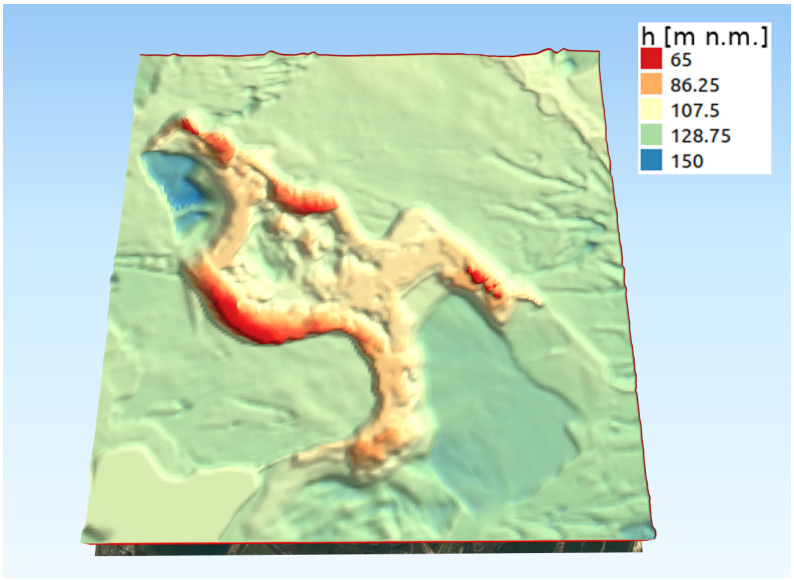
Stejný georeferencovaný formát mají také výstupy modelu.

3.1.1 Digitální model reliéfu

Základem modelu stabilitních rizik byl digitální model reliéfu (DMR) získaný z portálu [4]. Vzhledem k velikosti buněk použitého DMR-rasteru bylo třeba tato data převzorkovat, protože originál měl buňky o straně 1x1 m namísto potřebných 10x10 m.

Protože nalezená data odpovídala stavu z konce roku 2019, velká část plochy byla rovinou přesdtavující vodní hladinu v jezeře. Z tohoto důvodu bylo třeba dohledat informace o reliéfu pod vodou. Tato informace byla převzata z obrázku ve článku [5] na straně 2. Ilustrace ukazuje výsledky bathymetrického měření profilu dna jezera.

Obrázek byl převeden do odstínů šedi. Hodnoty v pixelech byly reklasifikovány. Výsledek byl georeferencován a propojen s DMR. Tím vznikl zjednodušený, nicméně kompletní a dostačující model povrchu terénu v oblasti.



Obrázek 2: Kombinace DMR a bathymetrické mapy.

3.1.2 Hladina podzemní vody

Hladiny podzemní vody byly do modelu zaneseny jako horizontální rozšíření hladiny několika zvolených výšek hladiny vody v jezeře. Konkrétně šlo o hodnoty 75,0; 85,0; 95,0; 105,0 a 115,0 m n.m. Uvedený přístup umožnil s určitou mírou nepřesnosti simulovat vliv nástupu hladiny v jezeře.

3.1.3 Typy zemin

Z hlediska typů zemin byla oblast v modelu rozčleněna na písčitou výsypku (označenou S5Y) a jílovitý písek (označený S45). podle podkladů nalezených na geoportálu [6].

Zároveň je známo, že v rámci sanace oblasti došlo ke snížení sklonu horní hrany lomu, zpevnění úpravou vzniklého pásu zeminy několika druhy hutnění v rozsahu nadmořských výšek 109,5 až 116,4 m n.m. Vliv hutnění není v modelu zohledněn a model proto popisuje hypotetickou situaci, která by nastala, kdyby k tomuto stabilizačnímu zásahu nedošlo. Tabelovaná data, předpočítaná v programu GEO5 rovněž nezohledňují takzvané ztekucení písků, které je typickým jevem pro modelovanou oblast. Z důvodu uvedených zjednodušení je třeba výstupy modelu vnímat především jako doklad technické proveditelnosti simulace stupně stability svahů na rozsáhlých územích.



Obrázek 3: Typy zemin v zájmové oblasti – S5Y (písčitá výsypka) a S45 (písčitý jíl).

3.1.4 Technické limity výpočtů

Modelové výpočty byly prováděny na počítačové sestavě s následujícími parametry:

- Intel® Core™ i7-3770K CPU; 3.50GHz $\times$ 8 (pozn.: 4 jádra $\Rightarrow$ 8 vláken),
- RAM 15,5 GiB,
- Ubuntu 18.04.4 LTS,
- Python 3.

Při testovacích výpočtech se ukázalo, že simulace stabilitních rizik v celé zájmové oblasti najednou není s využitým hardwarovým vybavením technicky realizovatelná.

Vysoká paměťová náročnost vyvolávala zhroucení výpočtu, proto bylo třeba rozdělit data popisující zájmovou oblast na menší celky. S ohledem na geometrickou koncepci modelu bylo

taky nutné aby se vstupní data modelu částečně překrývala. Bez překryvu by došlo ke ztrátě informace ve 200 m širokých pásech.

Rozdělení na podoblasti přináší možnost provádět pro jednotlivá menší území hodnocení stabilitních rizik samostatně, tj. nezávisle na sobě. Díky uvedené nezávislosti dílčích výpočtů lze model distribuovat na více jader procesoru a simulaci tím za předpokladu dostatku operační paměti urychlit úměrně jejich počtu.

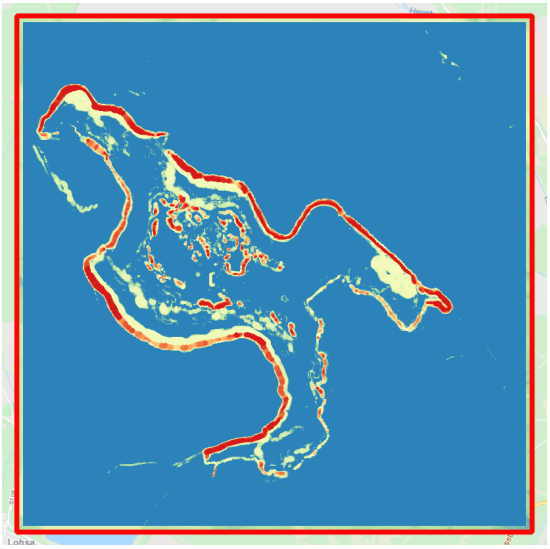
3.1.5 Výsledky modelu

Při rozdělení vstupních rasterů na podoblasti o velikosti 1500x1500 m trval výpočet pro jednu podoblast 14 minut. Využitím 4 vláken na 4 jádrech procesoru bylo za srovnatelně dlouhou dobu možné provést výpočty pro 4 podoblasti najednou.

Další zvyšování počtu vláken se neukázalo jako přínosné, protože začalo docházet k přeplnění a zpomalení komunikace s operační pamětí.

S využitím 4 jader trvá modelový výpočet pro zájmovou oblast orientačně 120 minut. Přesná délka výpočtu je odvislá od dalšího současného zatížení systému.

Výstupy modelů vymezením rizikových ploch dobře odpovídají hranicím oblastí uzavřených na základě geotechnických posudků kvůli zvýšenému riziku narušené stability svahů (viz Obrázky 4 a 5).



Obrázek 4: Stupeň stability svahů: 1-červená (vysoké riziko sesuvu); 2-modrá (nízké riziko sesuvu).



Obrázek 5: Uzavřené oblasti (oranžově) a překryv s výsledky.

Vyobrazení uzavřených oblastí odpovídá stavu z roku 2017. V závěru roku 2019 byly plocha uzavřených území rozšířena o výsypku na severozápadě oblasti. Jedná se o nejvyšší bod v okolí zachycený na Obrázku 2 modrou barvou. Přibližná hranice nové uzávěry je na Obrázku 4 patrná ve tvaru písmene L vlevo nahoře.

Závěr

Předložený článek představil nástroje, postupy a limity orientačního hodnocení stabilitních rizik na rozsáhlých oblastech. Výsledky modelu dobře odpovídají výstupům geotechnických průzkumů.

Cestou ke zpřesnění výsledků je získání a využití přesnějších vstupních dat. Možnost zrychlení simulace leží v přesnějším vymezení zájmové oblasti.

Literatura

[1] ZEDEK, L.; ŠEMBERA, J.; KURKA, J.: *Orientační hodnocení stability svahů pro větší plochy*. 2018, sborník semináře Polní geotechnické metody 2018 - 34. ročník mezinárodního semináře, ISSN 1213-1237.

[2] FINE - CIVIL ENGINEERING SOFTWARE: *GEO5 - Uživatelská příručka - Edice 2019*.
URL `https://www.fine.cz/manualy/`

[3] QGIS DEVELOPMENT TEAM: *QGIS Geographic Information System*. 2019, source Geospatial Foundation Project.
URL `http://qgis.osgeo.org/`

[4] STAATSBETRIEB GEOBASISINFORMATION UND VERMESSUNG SACHSEN: *Digitales Geländemodell 1*. 2019.
URL `https://www.geodaten.sachsen.de/`

[5] UHLMANN, W.; ZIMMERMANN, K.; MIX, S.; aj.: *A model-based study on the discharge of iron-rich groundwater into the Lusatian post-mining lake Lohsa, Germany*. 2017.

[6] SÄCHSISCHES LANDSEAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GOLOGIE: *Karten und GIS-Daten zum Fachthema Boden*. 2020.
URL `https://www.boden.sachsen.de/`

Evolúcia skládkovania

Evolution des Deponierens

Marek Hrabčák[1]

Abstrakt

Ešte na konci XX. storočia aj ekonomicky najvyspelejšie krajiny Európy väčšinu svojho odpadu skládkovali, napr. Francúzsko 113 mil. ton ročne, Anglicko 90 mil. ton, Švédsko 87 mil. ton ročne. V chudobnejších krajinách sveta predstavuje aj dnes skládka alebo smetisko jedinú koncovku v ich odpadovom hospodárstve. Oficiálne európske politiky už v rámci obehového hospodárstva so skládkami ale nepočítajú. Dopadnú skládky v XXI. storočí podobne ako úloha parných strojov v stratégií „Industrie 4.0“?

Za posledných 70 rokov došlo k významnému evolučnému rozvoju technológie skládkovania. Pokiaľ v 70. a 80. rokoch minulého storočia sa presadzovali hlavne environmentálne a bezpečnostné štandardy (multi bariérove tesnenie, zachytávanie priesakov a plynov), v ďalšom období sa riešili už viac ekonomické alebo technologické prístupy (bioreaktorové skládky, poschodové skládky či ťažba skládok). Majú teda skládky ešte nejakú perspektívu v modernom odpadovom hospodárstve?

Kurzfassung

Noch am Ende des XX. Jahrhunderts wurde auch in den entwickelten europäischen Ländern der meiste Abfall deponiert. So zum Beispiel in Frankreich 113 Mio. Tonnen jährlich, in England 90 Mio. Tonnen, Schweden 87 Mio. Tonnen jährlich. In den ärmeren Ländern stellt die Deponie oder eine Müllkippe auch heute noch den einzigen Endpunkt der Abfallwirtschaft dar. Auf Grund der EU-Richtlinien zur Kreislaufwirtschaft, rechnen die Länder offiziell nicht mehr mit der Deponierung. Werden die Deponien im XXI. Jahrhundert eine ähnliche Entwicklung nehmen, wie die Aufgabe der Dampfmaschinen im Rahmen der Strategie „Industrie 4.0“?

Die Technologie des Deponierens hat sich in den letzten 70 Jahren wesentlich entwickelt und verändert. Wenn sich in den 1970er und 1980er Jahren insbesondere ökologische und Sicherheitsstandards (Dichtung mit Multibarrieren Effekt, einfangen von Sickerwasser und Gas) durchsetzten, so befasste man sich in der Folgezeit mehr mit wirtschaftlichen bzw. technologischen Herangehensweisen (Bioreaktoren, Deponierückbau).

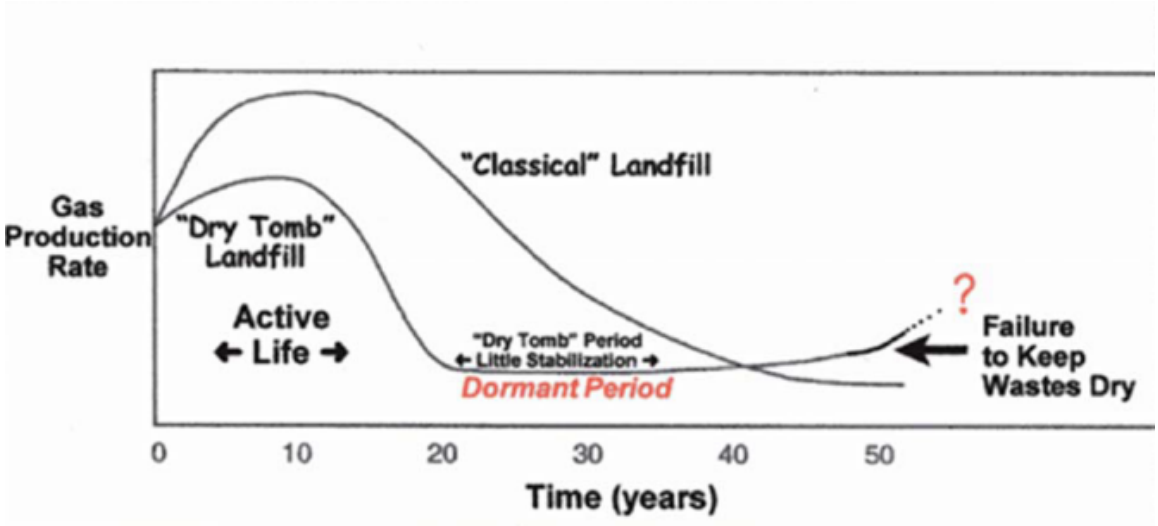
[1]Geosofting, s.r.o., Solivarská 28, Prešov, m.hrabcak61@gmail.com

1 Technologická evolúcia skládkovania

Skládkovanie odpadov bola najstaršou a najlacnejšou metódou nakladania s odpadmi už od počiatkov ľudstva. Ako to vtipne vyjadril P. H. Brunner [1] predhistorický človek produkoval v rámci svojho metabolizmu len minimálne množstvo odpadkov, ktoré končili v nejakej odpadovej jame tesne pri jeho obydlí. Vzhľadom na ťažký a náročný život v tejto dobe si vážil a vedel absolútne zužitkovať každý svoj vyrobený či používaný predmet, ktorý často mohol rozhodovať o jeho živote a smrti. Dnes sú takéto smetiská vítaným zdrojom informácií pre archeológov. S narastajúcim hmotným bohatstvom ľudstva rástla postupne aj produkcia odpadov t.j. vecí, ktoré už pre svojho majiteľa stratili hodnotu. Jeden z hlavných dôvodov súčasnej „nadprodukcie“ odpadov najmä v druhej polovici XX. storočia je často deklarovaná naša vysoká spotreba a krátka doba životnosti vyrábaných produktov. Podľa nášho názoru je však potrebné upozorniť ešte aj na ďalší fakt. Technologický pokrok, zlepšujúca sa potravinová dostupnosť a ekonomická vyspelosť významnej časti ľudstva na konci XX. storočia znížili celosvetovú biedu a chudobu. To taktiež zmenšuje počet waste pickers, t.j. tých ľudí, pre ktorých vyhodené veci ešte vždy nájdu nejaké uplatnenie a vracajú tak odpadom druhý život.

Ako uvádza G.F.Lee [2], skládkovanie odpadov sa v minulosti vždy uskutočňovalo s čo najmenšími nákladmi. Je to logické z toho dôvodu, že podľa jednej z definícií odpad predstavuje tovar zo zápornou hodnotou. Každá ďalšia operácia s odpadom len zvyšuje jeho zápornú hodnotu a teda vlastne stratu pre majiteľa. Preto sa vždy hľadali čo najjednoduchšie, najbližšie a najlacnejšie riešenia, ako sa odpadu zbaviť. Len pre zaujímavosť, existuje archívny záznam ešte z doby Karla IV. o tom, ktorý deň v týždni a akým spôsobom sa vyvážal odpad zo starého mesta Pražského. Priemyselná revolúcia v XVIII. storočí priviedla značnú časť vidieckeho obyvateľstva do miest, kde sa potom logicky zvyšuje a koncentruje produkcia odpadov. Začína tak éra waste managementu, kde je potrebné tento hromadiaci sa odpad vyvážať mimo mesto na nejaké „smetisko“. Spočiatku sa tento odpad ukladal blízko miest na pozemky, ktoré mali malú trhovú hodnotu (močiare, diery, rokliny), prípadne sa cielene vykopávali jamy pre tento účel. Sprievodným javom týchto smetísk boli požiare – odpad sa úmyselne zapaľoval, aby sa zmenšil jeho objem. Asi od 50. rokov XX. storočia sa pomaly začala presadzovať technológia prekrývania odpadu zeminou resp. jeho zasypávania, aby sa znížilo riziko zápachu a tiež prístupu hlodavcov, hmyzu a vtákov. V dnešnom ponímaní sa zrodila prvá „sanitary landfill“ t.j. skládka ktorá už nie je len nejakým smetiskom, ale má aspoň minimálny stupeň riadenia jej prevádzky. Je pochopiteľné, že aj manuál medzinárodnej odpadovej asociácie ISWA uvádza [3], že pre rozvojové krajiny s nízkou ekonomickou silou je ako prvý krok v ich odpadovom hospodárstve vždy potrebné zaviesť aspoň sanitárne skládky. V mnohých krajinách je skládka jediným dostupným riešením pre likvidáciu odpadov. Za súčasných ekonomických podmienok v týchto krajinách a pri zohľadnení nevyhnutných hygienických opatrení na ochranu ľudského zdravia sú sanitárne skládky najlepším dostupným riešením.

S pribúdajúcim množstvom a najmä rôznorodosťou skládkovaných odpadov sa začínajú objavovať problémy so znečistením povrchových alebo podzemných vôd v blízkosti skládok a tiež požiare a šíriaci sa zápach. Jedným z hlavných problémov ktoré skládkovanie komunálnych odpadov prináša je totiž tvorba priesakov a tvorba skládkového plynu. Preto sa zhruba od 70. rokov XX. storočia začínajú objavovať prvé stavebne technologické postupy pre vyššiu bezpečnosť okolitého prostredia s tým, že sa navrhujú zhutnené ílové tesnenia prípadne v kombinácií s fóliovým tesnením dna a stropu skládky. Rieši sa drenážne potrubie na dne skládky na zachytávanie a odvádzanie priesakovej kvapaliny ako aj zachytávanie skládkového plynu na vrchole skládky. Zrodila sa „engineered landfill“. Legislatívne predpisy v jednotlivých krajinách v rokoch 1970-1990 postupne sprísňujú výstavbu a prevádzku skládok, pričom sa viac menej po celom svete rozšírila jednotná koncepcia tzv. multibarierovej skládky s viacerými tesniacimi obálkami, ktoré majú vytvoriť nepriepustnú izoláciu okolo uloženého odpadu a navždy tak zabrániť jeho negatívnym vplyvom na okolie.



Obrázok 1: Porovnanie produkcie LFG pre dva rozdielne druhy skládok (zdroj Lee, G 1991).

Túto zdanlivo funkčnú a bezpečnú koncepciu ale časom začínajú nabúravať niektorí odborníci, ktorí takúto skládku pripodobňujú suchej hrobke – „dry tomb“. Postup skládkovania v takýchto skládkach totiž vedie k tomu, že odpady sú síce uzavreté od okolitého prostredia, ale klasické biodegradačné a chemické pochody, ktorí by viedli k stabilizácií uloženého odpadu tam neprebiehajú v optimálnom režime. Dochádza len k akémusi zapuzdreniu a mumifikácií odpadov. Poukázali na to v prípadoch, kedy aj po 10-15 rokoch bolo možné z takto uzavretých a „bezpečných“ skládok vytiahnuť neporušené noviny či dokonca zvyšky jedál z McDonalds. Klasickou ukážkou je obrázok od G. Lee ešte z roku 1991. Zároveň upozornili na to, že bezpečnostné obálky majú svoju technologickú životnosť, ktorá môže byť niekedy aj kratšia ako rýchlosť degradačných procesov. V mnohých krajinách sa legislatívne zakotvila povinnosť a zodpovednosť prevádzkovateľa skládky o jej kontrolu a monitoring po dobu 30 rokov od jej rekultivácie. Podľa tohto autora existuje totiž mylná predstava, že po 30. rokoch od uzavretia odpadu v takejto suchej hrobke nebude už odpad predstavovať žiadnu hrozbu. Len tí odborníci, ktorí pochopili biodegradačné a hydro-chemické procesy v telese skládky si uvedomujú, že 30 rokov je príliš krátka doba na ich priebeh a pokles až na prijateľnú úroveň rizika. Prieskum vlastnosti komunálnych odpadov v posledných rokoch jasne ukazuje, že rýchlosť rozkladu v prvom rade závisí na vlhkosti odpadu. Všetky biodegradačné procesy sú závislé na optimálnom množstve vody, ktorú potrebujú baktérie, ktoré majú rozložiť biologické zložky. Tieto poznatky priniesli ako prví už v roku 1989 autori Christensen a Kjeldsen [4]. V prípade suchej hrobky, ak je odpad uzatvorený v bariérach bez dostatočnej vlhkosti, zastavia sa aj biodegradačné procesy. Ak sa kedykoľvek v budúcnosti pri porušení bariér do odpadu dostane voda, tieto procesy sa môžu zase obnoviť za produkcie výluhov ako aj skládkového plynu.

Odpoveďou na tieto problémy bola tzv. „bioreaktorová“ skládka, kde sa riadeným režimom infiltrácie a prevzdušňovania cielene urýchľuje proces biodegradacie uložených odpadov tak, aby v čo najkratšom časovom horizonte došlo k vyčerpaniu organickej hmoty. Rozvoj tohto typu skládok nastal po roku 2000 predovšetkým s USA, ale aj v niektorých krajinách v Európe. Okolo roku 2005 až 2010 sa začína objavovať pojem sustainable landfill [5]. To však už v rámci EU28 dochádza k istým zmenám, kedy sa politická vôľa (hlasovanie EP) presadzuje aj napriek odlišným poznatkom v odborných diskusiách.



Obrázok 2: Model udržateľnej skládky (zdroj Relea, 2005).

2 Koniec doby skládkovej ?

Ešte v roku 2003 vypracovala EK pracovný materiál s názvom K tematickej stratégií prevencii a recyklácii odpadov (2003/2145/INI). V septembri toho roku pripravil Výbor pre životné prostredie pri EP z tohto materiálu správu ako podklad pre návrh uznesenia EP. V tomto uznesení EP zo dňa 20.IV.2004 [6] môžeme nájsť veľmi zaujímavý článok 20. ktorý doslovne znie:

„20. ...optimálna stratégia nakladania s odpadmi je kombinácia potenciálu prevencie, opakovaného použitia produktov alebo komponentov, recyklácie materiálov, energetického využitia a odstraňovania odpadov spôsobom šetrným k životnému prostrediu.“

Hlasovaním v EP však došlo k zmene textu tohto návrhu a výsledkom je všetkým dobre známy článok 4 smernice o odpadoch 2008/98/ES so zakotvením HIERARCHIE namiesto pôvodne navrhovanej KOMBINACIE. Akokoľvek sa to mladšej generácií bude zdať pritiahnuté za vlasy, ale naša staršia generácia ktorá prežila časť života v podmienkach reálneho socializmu si veľmi dobre pamätá, čo bol článok 4 o vedúcej úlohe Komunistickej strany v štáte a spoločnosti. Aj tento článok bol voleným parlamentom zakotvený dňa 11.7.1960 až do Ústavy ČSSR, pričom v danej dobe akákoľvek diskusia o nezmyselnosti takéhoto usporiadania bola neprípustná. Podľa nášho osobného názoru skĺzla debata o smerovaní odpadového hospodárstva v rámci EU do politickej (často až ideologickej) roviny, ktorá však nemá vonkoncom nič spoločné s vedeckým resp. odborným poznávaním skutočnosti podľa zakladateľa kritického racionalizmu Karla Poppera. Podobne ako si Cirkev v rannom stredoveku privlastnila patent na vysvetľovanie stvorenia sveta, čo jej absolútne neprislúchalo. Výsledkom bol potom nástup osvietenstva, darwinizmu a sekularizácia spoločnosti. Nie náhodou sa súčasný šéf ISWA A. Mavropoulos nedávno vyjadril, že recyklácia nemá byť pre nás zase akýmsi novým náboženstvom. [7]

V rôznych krajinách po celom svete, ale predovšetkým v rámci EU sa politiky odpadového hospodárstva stále viac zameriavajú na tzv. nulový odpad, na efektívne využívanie zdrojov či tzv. cirkulárnu ekonomiku [8]. Cieľom obehového hospodárstva je zvýšiť konkurencieschopnosť EU prostredníctvom záchrany priemyslu pred nedostatkom zdrojov a nestálymi cenami. Politické rámce ako aj akčný plán pre obehové hospodárstvo EK sa zameriava na iniciovanie ekologických inovácií, ktoré by splnili tieto ambiciózne ciele (EK, 2015). Zhruba dvadsať rokov po poslednom hite (EMAS a ISO 14 000) si zeleno-biele goliere v rámci EU našli novú modlu: CIRCULAR ECONOMY. Len tak mimochodom - ani zavedenie a certifikovanie environ-

mentálnych noriem podľa EMS pred dvadsiatimi rokmi nezabránilo najväčšiemu ekologickému škandálu posledných rokov v istej automobilke. A zatiaľ sledujeme, ako celé OH v rámci EU akosi zaspalo. V mnohých krajinách EU sa po zavedení separovaného zberu, stúpajúcej recyklácií a „bezpečnom“ odstraňovaní pomocou engineered landfill považoval problém odpadov za vyriešený. Ako poukázal [8] na štúdií o patentových prihláškach za posledných 25 rokov, odbor odpadov v podstate od roku 2000 v EU stagnuje, dokonca v niektorých rokoch počet podaných patentov v oblasti odpadov klesá na rozdiel od ostatných odvetví, kde je rast za posledné roky neustály a dynamický.

A tak aj akčný program EK pre životné prostredie do roku 2020, ktorý bol publikovaný v roku 2012, stanovuje v rozpore s objektívnymi skutočnosťami niektoré ideologické ciele. Podľa [3] bolo jedným z cieľov odpadového hospodárstva v tomto programe „prakticky vylúčiť skládkovanie do roku 2020.“ Toto je oveľa prísnejšia stratégia presmerovania skládok, ako boli ešte staršie ciele zakotvené v smernici o skládkach 1999/31/ES.

Stále častejšie potom sledujeme ako sa v mainstreame pomaly presadzuje názor o nepotrebnosti či dokonca škodlivosti skládok a v širšom chápaní dokonca celého ťažobného, hutníckeho či chemického priemyslu v EU27. Environmentálny naivizmus vyjadril nedávno istý euro poslanec nesystémovej strany vo svojom vyjadrení:

„Starý ťažký priemysel zastaráva deň za dňom viac a viac. Uhoľná elektrina už nie je konkurencie schopná. Je potrebné konečne modernizovať celý priemysel. Nemôžeme sa zaseknúť vo veku pary, uhlia a znečistenia.“

Nuž je pravda, že staré parné lokomotívy už dnes dávno nahradili moderné elektrické TGV. Len akosi sa zabúda, že aj tie najmodernejšie elektrovlaky potrebujú pri výrobe železo a oceľ a pri prevádzke elektrinu. Tú elektrinu, ktorá sa stále vo svete zo 38 % vyrába v tepelných elektrárňach závislých na uhlí a ktoré sú v podstate len technologicky vylepšenými parnými strojmi. „Uhlie zostáva hlavnou súčasťou globálnych dodávok paliva. Predstavuje skoro 27% všetkej energie použitej po celom svete a tvorí až 38% pri výrobe elektriny. Zohráva rozhodujúcu úlohu v niektorých priemyselných odvetviach ako je výroba železa a ocele.“ (zdroj IEA, 2020)

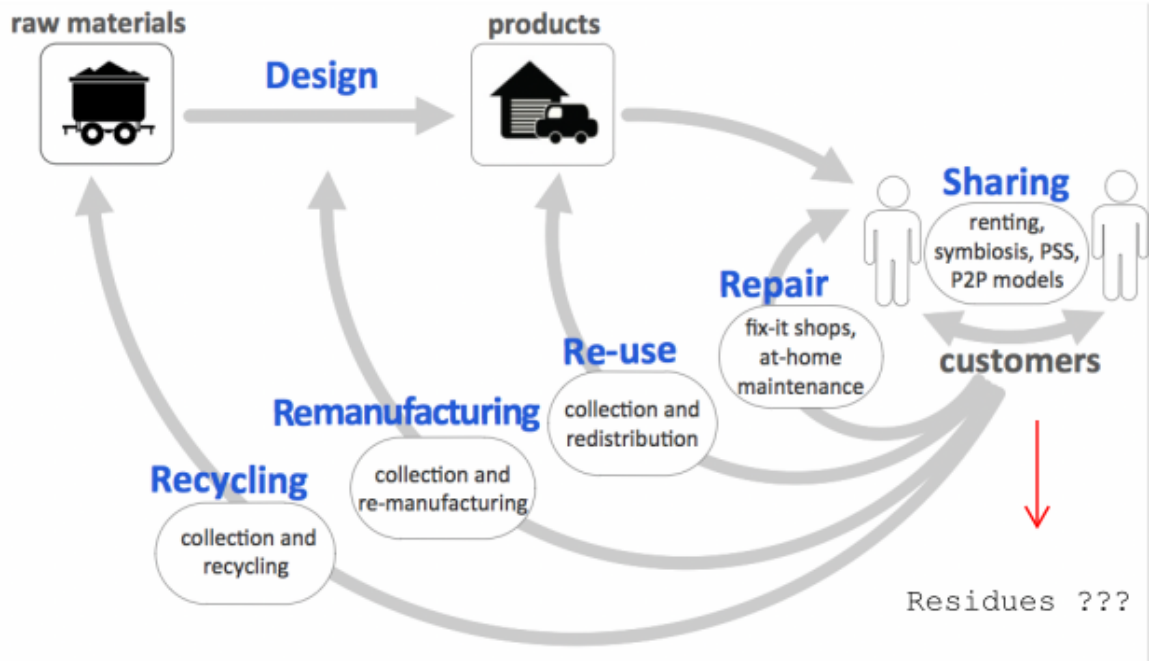
3 A čo zvyšky (residua) a limity recyklácie ?

A tak na rozdiel od aktivistických prehlásení niektorých politikov či dokonca až ministrov ž.p. o nepotrebnosti skládok v odpadovom hospodárstve, skutoční odborníci v OH majú v tom jasno. Stačí spomenúť len úvodné plenárne príspevky z konferencie v Nemecku v októbri 2012 „o budúcej úlohe skládok v OH Nemecka ... Švajčiarska ... Rakúska“ - (Biedermann K. [9], Huber-Humer [10], Schenk [11]). Teda aj skládky resp. „final sink“. Bez konečného riešenia niektorých zvyškov to v odpadovom hospodárstve proste nejde. Osobne si myslíme, že k optimálnemu a vyváženému chodu odpadového hospodárstva potrebujeme (ako v tej rozprávke) - „Ešte soľ ! Bez soli sa nedá...“

Napokon aj v smernici európskej únie 2008/98/ES o odpade sa jasne a doslovne uvádza, že „Primárnym cieľom akejkoľvek politiky v oblasti odpadového hospodárstva by mala byť minimalizácia negatívnych účinkov z tvorby a nakladania s odpadmi na ľudské zdravie a životné prostredie.“ [3]. V súčasnosti pri širokej škále využívaných prírodných látok aj umelo vyrobených produktov sa stále viac rôznych prvkov a zlúčenín objavuje aj vo výsledných produktoch pričom sa následne kumuluje v odpadoch. Podľa niektorých štúdií, ešte pred sto rokmi ľudstvo pravidelne využívalo len niekoľko základných prvkov z Mendelejevovej chemickej tabuľky. Dnes sme v podstate závislí skoro na všetkých prvkoch tejto tabuľky, bez ktorých by dnešné moderné technológie nedokázali fungovať (napr. REE).

V súčasnom modernom svete sa na trh uvádzajú mnohé výrobky, ktoré obsahujú rôzne potenciálne nebezpečné látky. Tie sú síce vo fáze spotreby bezpečne „zamknuté“ (napr. chróm v oceli), avšak po skončení životnosti už ako odpady predstavujú hrozbu pre zdravie alebo

životné prostredie, ako uvádzajú niektoré štúdie ([12], [13]. Typickým príkladom je azbest v stavebných výrobkoch alebo PCB v náteroch či olejoch. V poslednej dobe sa objavilo viacero správ, že ani zdanlivo bezpečné potravinárske obaly nie sú až tak neškodné. Napríklad nádoby na potraviny či nápoje s plastifikátormi alebo polyfluórovanými zlúčeninami sú síce pri primárnej spotrebe neškodné, ale pri následnej materiálovej recyklácií môže dochádzať ku kumulácií škodlivín, ktoré potom v ďalšom recyklovanom výrobku prekračujú povolené limity. Problematike kontaminácie potravín (čokoláda, ryža, cereálie) zrejme z recyklovaných papierových obalov sa venoval Biedermann & Uematsu [14] a tiež časopis RECYCLINGmagazín.de XII/2012. Na problematiku kontaminácie plastových výrobkov z recyklovaných plastov upozornila nedávno na svojom webe (X/2018) napr. ARNIKA.cz. Požiadavky na potravinárske obaly z recyklovaných plastov, ktoré sa v EU riadia nariadením EK č. 282/2008 resp. č. 10/2011 sú veľmi prísne. Ako uvádza Sosnovcová [15] vstupný materiál k recyklácií v prípade opakovaného použitia pre výrobu plastov vhodných pre styk s potravinami nesmie obsahovať viac ako 5% nečistôt. Z tohto vyplýva, že plastový odpad (napr. PET) zbieraný v žltých kontajneroch nemôže prísne požiadavky predpisov EU na recykláty pre styk s potravinami splniť. Tento materiál by musel byť následne dokonale roztriedený, čo súčasne používané technológie v ČR nie sú schopné zaručiť.



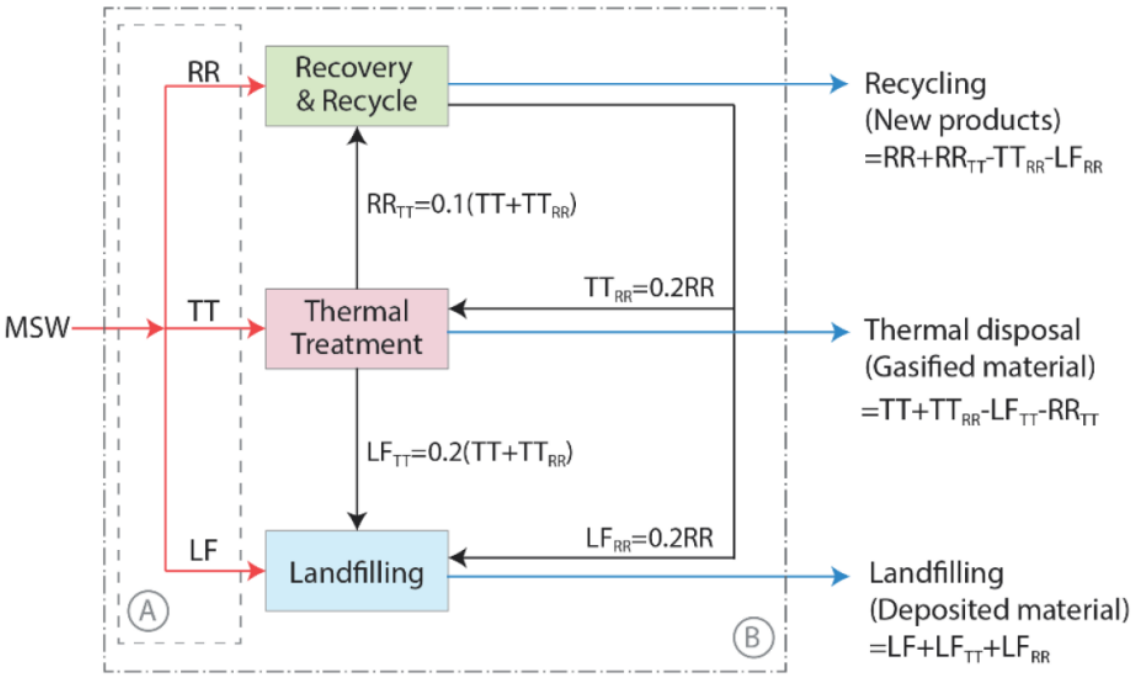
Obrázok 3: Zjednodušená schéma cirkulárnej ekonomiky (zdroj Cicerone, 2019).

Je pozoruhodné, že odborníci [3] už v roku 2014 upozornili, že každý proces výroby alebo úpravy, teda aj recyklácia produkuje nejaké zvyšky = residua. Ako poukázal [16] tieto zvyšky je možné v zásade buď rozptyľovať (typicky komín) alebo koncentrovať (klasická skládka). Aby sa nerozptyľovali nebezpečné látky do životného prostredia, musia sa zničiť alebo zneškodniť v nejakom zariadení – „final sink“ [17].

Druhým závažným argumentom pre existenciu skládok sú limity recyklácie. V nedávnom príspevku [18] poukázal na úlohu skládok v cirkulárnej ekonomike. Množstvá odpadov ktoré vznikajú v jednotlivých krajinách a spôsoby ich zhodnocovania a zneškodňovania sú zrejmé z oficiálnych štatistických údajov o nakladaní s odpadom (EUROSTAT, World Bank). Údaje, ktoré sa bežne oznamujú, sa v skutočnosti týkajú množstiev a percentuálneho podielu odpadov, ktoré sa po zbere rozdelia do troch hlavných spôsobov nakladania: recyklácia (RR), termické zhodnotenie (TT) a skládkovanie (LF), pričom sa už ďalej nezohľadňujú ďalšie toky upravovaného

odpadu a procesné straty. Je to však zavádzajúce, pretože to zakrýva efektívne využívanie skládok aj spaľovní. Napríklad na základe dostupných štatistických údajov sa zdá, že krajiny ako Nemecko, Holandsko, Dánsko a Japonsko už viac-menej eliminovali využívanie skládok odpadov. Podľa oficiálnych štatistických údajov totiž skládkujú menej ako 2 až 3% MSW. Tým sa v laickej verejnosti v niektorých krajinách navodila myšlienka, že skládkovanie odpadov je dnes už v skutočnosti zbytočné. Dlhodobé poznatky z nakladania s komunálnymi odpadmi (MSW) vo svete ako aj fyzikálne zákonitosti možnosti úpravy a materiálových tokov nám prinášajú tieto základné poznatky:

- iba 60% z materiálovo zhodnocovaných frakcií odpadu sa stane opäť novými produktmi (priemerne)
- najmenej 20% zvyškov z materiálovo zhodnotených frakcií odpadu sa ďalej odosiela ešte na termické zhodnotenie
- asi 20% zvyškov materiálovo zhodnotených frakcií končí uložením na skládky
- celkové množstvo pevných zvyškov z energetického zhodnotenia sa pohybuje okolo 30%, pričom asi 1/3 tohto množstva sa ešte materiálovo zhodnotí a asi 2/3 z celkového množstva energeticky zhodnoteného odpadu sa nakoniec taktiež uloží na skládky
- z celkového množstva odpadu odoslaného na skládky už neodpočítavame žiadne využitie, hoci aj tu by sme mohli započítať nejaké percentá pre tzv. ”landfill mining”resp. započítať aj energetické využitie skládkového plynu.

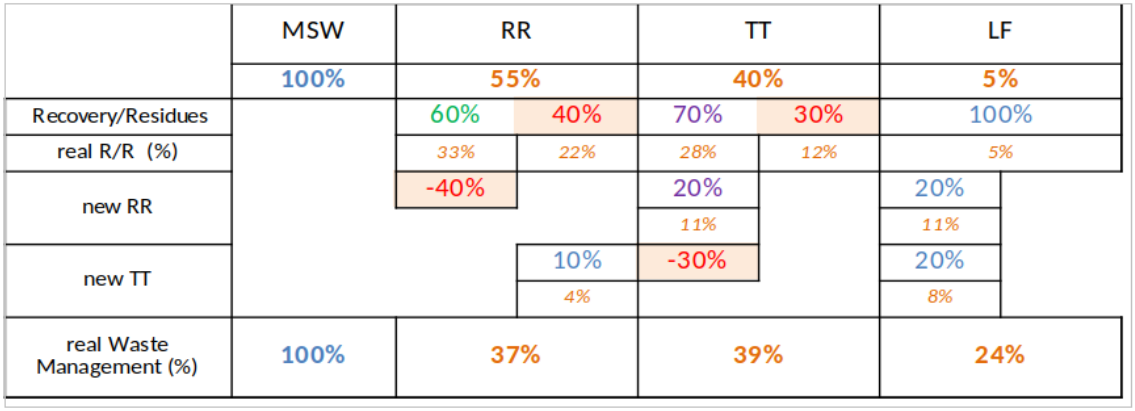


Obrázok 4: Hmotnostná bilancia odpadových tokov pre komunálne odpady. Okruh A predstavuje rámec oficiálne proklamovaných tokov, okruh B popisuje skutočnú hmotnostnú bilanciu vrátane procesných strát. (zdroj Cossu, 2020).

4 Úloha skládok v XXI. storočí

Hneď na úvod tejto kapitoly je potrebné poznamenať, že keď K. Čapek v roku 1921 prvý krát použil slovo ROBOT, netušil kam vývoj týchto zariadení za sto rokov dospeje. Akokoľvek

význam tohto slova podnes ostal ten istý, dnešné roboty majú zrejme s prvotnými predstavami len veľmi málo spoločné. Podobne ako parné kotly súčasných tepelných elektrárni s prvotnými parnými strojmi. Preto by sme mali akceptovať, že aj moderné odpadové hospodárstvo prešlo za posledných 70 rokov (ak za rok nula zoberieme nástup sanitary landfill v roku 1950) významným technologickým pokrokom. A že často klasické slová nepostačujú resp. nevystihujú funkciu či pomenovanie veci alebo činnosti. V nových podmienkach potrebujeme už nejaký newspeak. Niektoré pojmy vznikli ako nové – computer, web, niektoré len zmenili svoj význam – cloud. Aj v modernom odpadovom hospodárstve by sme zrejme potrebovali niektoré nové pojmy, keďže napr. WtE nie je doslova „spaľovňa“ a „sustainable landfill“ nie je žiadne smetisko. Opakovane sa vo viacerých odborných diskusiách a príspevkoch objavuje potreba na definovanie nových odpadových pojmov a termínov. Napríklad nahradiť pôvodné slovo LANDFILL novým slovom STORAGE, keďže sa aj významovo mení úloha resp. význam týchto zariadení pre nakladanie s odpadmi. Namiesto konečného a trvalého zneškodnenia odpadov (v zemi) na jeho dočasné (aj keď možno časovo dlhé obdobie) uloženie (do zeme) pre jeho budúce využitie pri lepšom technologickom vybavení spoločnosti. Existujú rôzne materiály (zvyšky/odpady), pre ktoré v súčasnosti neexistuje žiadna ekonomicky prijateľná alebo technologicky uskutočniteľná možnosť recyklácie. Ale rastúca spotreba týchto materiálov signalizuje budúci nedostatok. Typickým príkladom sú niektoré zvláštne kovy a prvky vzácnych zemín, ktoré sa v elektronickom odpade koncentrujú niekoľkonásobne viac, ako v primárnych surovinách. Klasickým príkladom je zlato v mobiloch: až 300g/t, pričom dnes sa ťažia prírodné ložiska len s 5 až 15 g/t.



Obrázok 5: Prepočet skutočných percentuálnych pomerov materiálových tokov pri zhodnocovaní MSW podľa hmotnostnej bilancie na obr.4. Z pôvodne proklamovaných len 5% skládkovaných odpadov sa v skutočnosti zneškodní až 24% (vrátane residuii z materiálového a termického zhodnotenia).

Cieľom moderného managementu odpadového hospodárstva by malo byť strategické skladovanie týchto zvyškov tak, aby sa v budúcnosti čo najjednoduchšie mohla realizovať ich recyklácia. Takéto monodruhové skladovanie bude mať oveľa menšiu environmentálnu stopu ako klasické skládkovanie. Rámcová smernica o odpade (2008/98/ES) síce špecifikuje skladovanie odpadu pred akýmkoľvek iným spôsobom zhodnocovania, avšak nijako bližšie nepopisuje tento spôsob nakladania s odpadom. V tejto súvislosti je potrebné spomenúť aj ďalší nový fenomén v odpadovom hospodárstve – landfill mining, ktorý sa v poslednom desaťročí stále častejšie skloňuje. Aj keď je ešte ťažba starých skládok primárne realizovaná nie pre materiálovú recykláciu uložených odpadov, ale skôr z iných dôvodov - sanácia pôdy alebo vody, stavebné projekty resp. energetické zhodnotenie vhodnej frakcie odpadov.

Ako sa v závere dokumentu [3], aj v blízkej budúcnosti budú skládky ako „final sink“ pre záchyt nebezpečných látok absolútne nevyhnutné v súlade s primárnym cieľom odpadovej politiky. Z dôvodu ochrany zdravia ľudí a životného prostredia je potrebné z materiálových cyk-

lov odstraňovať kumulujúce sa nebezpečné látky. Pre niektoré z týchto nebezpečných látok je skládka v súčasnosti jediným rozumným riešením. Monodruhové skládky (uložiská) by mohli fungovať ako strategické sklady materiálov, pre ktoré v súčasnosti neexistuje prijateľný spôsob recyklácie, ale ktorých trhová hodnota alebo nedostatok signalizujú budúce využitie. Predovšetkým je ale potrebné vypracovať NOVE STRATEGIE pre návrh a prevádzku takýchto úložísk a zakotviť ich aj v legislatívnom rámci.

5 Kriesenie mŕtveho muža?

V súčasnej hierarchií odpadového hospodárstva v EU27 sa zvýrazňuje prevencia, opätovné použitie a recyklácia pred spaľovaním a skládkovaním. Smernica o skládkach z roku 1999 obsahuje požiadavky na znižovanie množstva odpadov ukladaných na skládky. Odpad by sa mal ukladať na skládku len ak neexistujú iné možnosti s jeho nakladaním. „Bez ohľadu na to, aké preventívne opatrenia na predchádzanie vzniku, opätovné použitie alebo recykláciu sa v spoločnosti realizujú, v systéme odpadového hospodárstva budú vždy mať svoju úlohu aj skládky.“ [19]

Najrukolapnejšie podal toto vysvetlenie už v roku 2012 K. Biedermann z Bundesministerium für Umwelt - Bonn, ktorý vo svojom príspevku [20] v nemeckom odpadovom časopise Müll und Abfall doslova uviedol: „Realizácia vízie spoločnosti s nulovým odpadom, kde žiadny odpad nebude zneškodňovaný, ale bude na 100% recyklovaný, je nemožná.“ S ohľadom na druhý termodynamický zákon pri každom recyklačnom spôsobe vždy dôjde k strate kvality a budú vznikať nejaké zvyšky. Úplné uzavretie cirkulárnej slučky je z hľadiska termodynamického zákona nemožné. Ako na záver uvádza, hoci sa skládkami často pohŕda, sú podstatným prvkom ako záchytné miesto pre nebezpečné látky, ktoré sa kumulujú pri materiálovom cykle.

K podobnému záveru dospela vo svojej rešerši o skládkach aj M. Vaverková, ktorá v záverečnom zhrnutí doslova uvádza: „Zatiaľ sa zdá, že vzhľadom na súčasnú situáciu a bohatý životný štýl preferovaný v priemyselne vyspelých krajinách, myšlienka fungovania systémov nakladania s odpadmi bez skládok je prinajmenšom v časovom horizonte budúcej generácie trochu utopická. Aj keď sa zvýši predchádzanie vzniku odpadov a dosiahne vysoká úroveň recyklácie, niektoré odpadové materiály bude vždy potrebné odovzdať na zneškodnenie. Preto by sa mala implementovať koncepcia udržateľného skládkovania.“ [19]. Taktiež R. Cossu v závere svojho príspevku uvádza: „Skládkovanie zohráva v stratégii odpadového hospodárstva oveľa dôležitejšiu úlohu, ako všeobecne uznávajú oficiálne orgány EU. Tzv. „nulový odpad“ (Zero Waste) sa vo svetle týchto faktov javí ako ešte nereálnejšia cesta a možno ho považovať skutočne iba za koncepčný model (resp. utópiu). Je potrebné znovu definovať terminológiu skládkovania s cieľom rozlíšiť široké spektrum súčasných technologických postupov a možnosti, ako aj rozdielnu kvalitu prijímaného odpadu na skládky.“ [18]

Nezáujem oficiálnych politík o skládky si všíma aj príspevok [21], ktorý konštatuje, že v posledných rokoch sa v rámci EU stalo obehové hospodárstvo kľúčovým pilierom odpadového hospodárstva. Dôraz kladený na recykláciu však viedol na jednej strane k podceneniu kritických problémov, ktoré sa v súčasnosti prejavujú tak dramaticky: obmedzenie dovozu do ázijských krajín, nestabilita trhov s druhotnými surovinami, nedostatočná kapacita recyklačných zariadení v EU, fyzikálne obmedzená recyklovateľnosť väčšiny materiálov a tiež akumulácia kontaminantov prítomných v recyklovaných výrobkoch. Na druhej strane sa až príliš začala zanedbávať nevyhnutná úloha skládok v odpadovom hospodárstve. V mnohých prípadoch sa skládky považujú za primitívny, lacný a škodlivý spôsob zneškodňovania odpadu. Z politického, legislatívneho a technologického hľadiska sa im často upiera pozornosť venovaná iným zariadeniam. Následne potom chýbajú adekvátne finančné prostriedky na pokrytie nákladov potrebných na výskum nových technológií skládkovania a zabezpečenie udržateľného systému skládkovania.

6 Záver

Významný medicínsky časopis Lancet priniesol 3.X.2020 veľmi zaujímavý pohľad na aktuálny vývoj pandémie COVID-19. Podľa [22] sme sa totiž dostali do najnebezpečnejšej fázy – fázy rozpadu dôvery. Nielen medzi politikmi a verejnosťou. Ale tiež medzi politikmi a verejnosťou s vedou a vedcami. Toto porušenie dôvery vo vedu je totiž hrozivejšie. Verejnosť totiž prestáva veriť a dôverovať vede a vedcom. A vedci sa pomaly začínajú stávať terčom kritiky a verejnej hanby. Zapríčinili si to však sami ! Keď sa po prepuknutí krízy začali trieštiť na frakcie, každá predkladala iné riešenie a ešte sa nevyberavo priamo pred verejnosťou hašterili a napádali. Bohužiaľ často aj zo zištných dôvodov, keď novinári zistili niektoré prepojenia a finančné väzby na farmafirmy. Čo majú politici a verejnosť robiť, keď vidia, že ani vedci sa medzi sebou nezhodnú ? Budú zmätení a čoskoro prestanú dôverovať akýmkoľvek odborným odporúčaniam či postupom. Z toľko v súčasnosti proklamovanej a vyzdvihovanej „European knowledge society“ sa razom stane obyčajný dav. Ideálna hmota pre populistov, šarlatánov alebo diktátorov. Aké riešenie potom Horton navrhuje ? Za prvé – nie je vôbec konštruktívne, aby vedci, ktorí sa zapoja do diskusie verejne hanobili kolegov s ktorých názormi nesúhlasia. A hlavne – pokiaľ sa objavia spory v dôkazoch, mali by vedci urobiť viac pre vysvetlenie, prečo tieto nezhody v dôkazoch existujú. T. Todorov vo svojej knihe Na obranu osvietenstva (2006) má pravdu keď píše, že našu modernú dobu viac charakterizuje diskusia ako konsenzus.

Podľa nášho názoru tieto slová doslovne platia aj pre oblasť odpadového hospodárstva. Jednotlivé „lobby“ v rámci waste managementu tak dlho viedli hašterivú kampaň medzi sebou o svoj podiel z odpadového koláča, až sa úlohy kapitánov tohto priemyselného odvetvia chopili ekoaktivisti a homeopatickí vizionári. A tí poznajú len jednu mantru: Recyklácia a Circular Economy. A tak v EU plávame neustále v kruhu. Bolo by načase, aby túto úlohu prevzali opäť odborníci.

Literatúra

[1] BRUNNER, P. H.: *Goal oriented waste management: why and how ?* 2009, novi Sad: Institute for Water Quality, Resources and Waste Management.

[2] LEE, G. F.: *Flawed Technology of Subtitle D Landfilling of Municipal Solid Waste*. 2015, el Macero, CA 95618 : G.Fred.Lee Associates.

[3] ISWA: *The Role of Landfills in the Transition towats Resource Management*. 2014, 1080 Vienna, Austria: International Solid Waste Association, ISWA General Secretariat.

[4] CHRISTENSEN, K. H.; KJELDSEN, P.: *Basic Biochemical Processes in Landfills*. 1989, san Diego, USA: Academic Press.

[5] LAGERKVIST, A.: *Integrated discussion on landfill stabilisation and sustainable landfill*. 2006, 4th Intercontinental Landfill Research Symposium, June (s. 242). Gällivare, Sweden. : Luleå University of Technology.

[6] EP.: *Waste prevention and recycling: European Parliament resolution on the communication from the Commission: Towards a thematic.* 2004, official Journal of the European Union.

[7] MAVROPOULOS, A.: *Circular Economy and Zero Waste: Myths, realites and the role of Waste to Energy*. 2015, tel Aviv.

[8] CICERONE: *Overview report on definition and concept of the Circular Economy in a European Perspective*. 2019, wuppertal Institute: European Union's Horizon 2020 research and innovation programme.

[9] BIEDERMANN, K.: *Die Weiterentwicklung der Deponieverordnung / die Zukunft der Deponie in der Kreislaufwirtschaft*. 2012, aBSCHLUSS UND REKULTIVIERUNG VON DEPONIEN UND ALTLASTEN . Karlsruhe : 22. Karlsruher Deponie- und Altlastenseminar 2012.

[10] HUBER-HUMER, M.: *Die zukünftige Rolle der Deponie in der Abfallwirtschaft Österreichs*. 2012, aBSCHLUSS UND REKULTIVIERUNG VON DEPONIEN UND ALTLASTEN . Karslruhe: 22. Karlsruher Deponie- und Altlastenseminar 2012.

[11] SCHENK, K.: *Die zukünftige Rolle der Deponie in der Technischen Verordnung über Abfälle (TVA) der Schweiz*. 2012, aBSCHLUSS UND REKULTIVIERUNG VON DEPONIEN UND ALTLASTEN . Karlsruhe: 22. Karlsruher Deponie- und Altlastenseminar 2012.

[12] BACCINI, P.; BRUNNER, P. H.: *Metabolism of the Anthroposphere*. 2012, cambridge: The MIT Press, 55 Hayward Street.

[13] BILITEWSKI, B.: *The Circular Economy and its Risks*. 2012, waste Management 32 , Editorial pp 1-2.

[14] BIEDERMANN, K.; UEMATSU, Y.: *Mineral Oil Contents in Paper and Board Recycled to*. 2011, packaging Technology & Science , 24(2): p. 61-73.

[15] SOSNOVCOVÁ, J.: *Jsou PET lahve vyrobené z recyklátu zdravotně bezpečné?* 2020, odpadové forum, ročník 21 číslo6 , 8.

[16] LAGERKVIST, A.: *Waste generation – Not as it appears*. 2018, luleå Technical University: Teaching material for the waste.

[17] COSSU, R.: *Back to Earth Sites: From "nasty and unsightly" landfilling to final sink and geological repository*. 2016, waste Management 55 , pp 1-2.

[18] COSSU, R.: *WHAT ABOUT RESIDUES FROM CIRCULAR ECONOMY AND ROLE OF LANDFILLING?* 2020, dETRITUS, Detritus / Volume 09 - 2020 / pages 1-3.

[19] VAVERKOVÁ, M. D.: *Landfill Impacts on the Environment—Review*. 2019, geosciences , Geosciences 2019, 9, 431.

[20] BIEDERMANN, K.: *Deponien haben Zukunft*. 2012, müll und Abfall , 01.12, p. 1.

[21] GROSSULE, V.; STEGMANN, R.: *PROBLEMS IN TRADITIONAL LANDFILLING AND PROPOSALS FOR SOLUTIONS BASED ON SUSTAINABILITY*. 2020, . Detritus , Detritus / Volume 12 - 2020 / pages 78-91.

[22] HORTON, R.: *Offline: Science and the breakdown of trust*. 2020, dostupné na Internete: LANCET: www.thelancet.com.

Odpady ve zdravotnictví

Abfall im Gesundheitswesen

Problematika nakládání s odpady ze zdravotnických zařízení z pohledu orgánu ochrany veřejného zdraví

Behandlung der Abfälle aus Einrichtungen des Gesundheitswesens aus der Sicht des behördlichen Gesundheitsschutzes

Jana Loosová[1]

Abstrakt

Příspěvek řeší problematiku nakládání s odpady ve zdravotnických zařízeních z pohledu orgánů ochrany veřejného zdraví. Cílem je i stručně naznačit postup hodnocení rizik spojených s tímto druhem odpadu ve zdravotnických zařízeních a sdílet zkušenosti z kontrol v praxi.

Kurzfassung

In dem Beitrag wird die Problematik der Behandlung der Abfälle aus Einrichtungen des Gesundheitswesens aus der Sicht des behördlichen Gesundheitsschutzes vorgestellt. Das Ziel ist ein kurzer Umriss der Auswertung der mit dieser Art von Abfällen aus den Einrichtungen des Gesundheitswesens verbundenen Gefahren und das Teilen von Erfahrungen aus praktischer Kontrolltätigkeit.

1 Zdravotní rizika

Zdravotnický odpad je příčinou následujících zdravotních rizik:

- Expozice infekčnímu agens (např. odpad znečištěný krví a jinými tělními tekutinami; laboratorní kultury; odpad včetně exkrementů a dalších materiálů, které byly v kontaktu s infikovanými pacienty)
- Expozice genotoxickým nebo cytotoxickým látkám (např. odpad obsahující cytostatika –z léčby rakoviny; genotoxické chemikálie)
- Expozice toxickým látkám (např. odpad obsahující chemické látky -laboratorní činidla, filmový vývojář; dezinfekční prostředky, rozpouštědla; baterie; rozbité teploměry, tlakoměry)
- Expozice radioaktivnímu záření (odpadz radioterapií nebo laboratorního výzkumu - kontaminované sklo, moč a výkaly od pacientů léčených nebo testovaných s otevřenými radionuklidy atd.)
- Manipulace s ostrým odpadem (například jehly; infuzní sety; skalpely; pipety; nože; rozbité sklo atd.)

[1]Krajská hygienická stanice Libereckého kraje se sídlem v Liberci, Husova 64, 46031 Liberec, jana.loosova@khslbc.cz

Dalšími riziky spojenými s nakládáním se zdravotnickými odpady mohou být:

- Rezistentní bakterie mohou v důsledku nesprávného nakládání s odpady se dostávat do životního prostředí (E. coli, MDR-TB, MRSA)
- Nesprávně implementované metody odstraňování odpadů mohou představovat rizika pro pracovníky nakládající s odpady (popáleniny, inhalace emisí ze spaloven, vystavení patogenním aerosolům)
- Zranění při nesprávném provozu drtičů, autoklávů atd.

V rámci zdravotnických zařízení jsou vystaveny odpadům následující skupiny:

- Lékaři, sestry, ošetřovatelé a další nemocniční personál
- Pacienti v lékařských zařízeních i v domácí péči
- Návštěvy pacientů
- Pracovníci v dalších provozech, kteří manipulují s odpadem
- Přepravci odpadů [1]

2 Legislativní zakotvení odpadů v souvislosti s ochranou veřejného zdraví

Krajská hygienická stanice je orgánem ochrany veřejného zdraví. Pod ochranou veřejného zdraví si lze představit souhrn činností a opatření vedoucích k vytváření a ochraně zdravých životních a pracovních podmínek a zabránění šíření infekčních a hromadně se vyskytujících onemocnění, ohrožení zdraví v souvislosti s vykonávanou prací, vzniku nemocí souvisejících s prací a jiných významných poruch zdraví a dozoru nad jejich zachováním. [2]

V rámci zdravotnických zařízení je tato problematika řešena provozními řády zdravotnických zařízení, ústavů sociální péče, zařízení, v nichž jsou poskytovány zdravotní služby. Tuto oblast z právních předpisů v České republice pokrývá zákon č. 258/2000 Sb., o ochraně veřejného zdraví a změně některých souvisejících zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a vyhláška č. 306/2012 Sb., o podmínkách předcházení vzniku a šíření infekčních onemocnění a o hygienických požadavcích na provoz zdravotnických zařízení a ústavů sociální péče. Zde je zakotvena povinnost návrh provozních řádů nebo jeho změny předkládat ke schválení orgánu ochrany veřejného zdraví. Součástí provozních řádů musí být i kapitola obsahující podrobné podmínky pro nakládání s odpady. Detaily ohledně nakládání s odpady ve zdravotnických zařízeních kromě výše citované vyhlášky č. 306/2012 Sb. řeší zejména Metodika pro nakládání s odpady ze zdravotnických, veterinárních a jim podobných zařízení.

V zákoně č. 185/2001 Sb., o odpadech jsou pravomoci orgánům ochrany veřejného zdraví svěřeny konkrétně v § 75 následujícím způsobem. Orgány ochrany veřejného zdraví jsou dotčeným správním úřadem při rozhodování ve věcech, které se dotýkají zájmů chráněných zákonem o odpadech v oblasti ochrany lidského zdraví, hodnotí a řídí zdravotní rizika a vydávajíz hlediska ochrany zdraví lidí odborné stanovisko k návrhům při nakládání s odpady, zejména k jejich využívání, úpravě a odstranění, spolupracují s ostatními správními úřady v oblasti ochrany zdraví lidí při nakládání s odpady, vyjadřují se k provozním řádům zařízení k využívání, odstraňování, sběru a výkupu odpadů.

V zákoně o odpadech zmiňovanou metodu hodnocení zdravotních rizik orgány ochrany veřejného zdraví využívají právě při posuzování nejen provozních řádů, ale i v rámci prováděných kontrol. Hodnocením zdravotních rizik je posouzení míry závažnosti zátěže populace vystavené

rizikovým faktorům životních a pracovních podmínek a způsobu života. Podkladem pro hodnocení zdravotního rizika je kvalitativní a kvantitativní odhad rizika. Výsledek hodnocení zdravotního rizika je podkladem pro řízení zdravotních rizik, čímž se rozumí rozhodovací proces s cílem snížit zdravotní rizika. [2]

Hodnocení zdravotních rizik zahrnuje identifikaci rizika, posouzení možnosti expozice a v případě řízení rizika pak i posouzení různých opatření k minimalizaci rizik v oblasti pracovního a komunálního prostředí ve spojitosti se zdravotnickými odpady.

Orgány ochrany veřejného zdraví se snaží nezůstávat jenom u těchto nástrojů, ale i působit edukačně například vydáváním letáků nebo prezentováním informací na webové stránce.

Literatura

[1] WHO: *Safe management of wastes from health-care activities*. 2014, Malta.

[2] *Zákon č. 258/2000 Sb., o ochraně veřejného zdraví a o změně některých souvisejících zákonů*. Ve znění pozdějších předpisů, částka č. 74/2000 Sbírky zákonů, str. 3622.

Bezpečnost pro zdraví a environmentální odpovědnost v nakládání se zdravotnickými odpady a praktické vedení k přechodu na udržitelné zdravotnictví

Sicherheit für die Gesundheit und Umweltverantwortung im Umgang mit Gesundheitsabfällen sowie ein praktischer Übergang zu einem nachhaltigen Gesundheitswesen

Julie Mokrá[1]

Abstrakt

Přechod na cirkulární ekonomiku a důraz na udržitelnost systému zdravotní péče přinesl výzvy do odpadového hospodářství ve zdravotnictví. Tento často veřejně financovaný sektor je typický velkým počtem zájmových skupin s často protichůdnými požadavky, konzervativními organizačními zvyklostmi a s chronickým přetížením středního zdravotnického personálu. V tomto komplexním a silně regulovaném prostředí tak vznikla potřeba podrobnějšího metodického vedení procesů nakládání s odpady, tak aby byly podchyceny aktuální nedostatky i dlouhodobě neudržitelné procesy z pohledu ochrany zdraví, environmentální udržitelnosti a to vše při zachování ekonomické přijatelnosti. Níže popsaná východiska sledují aktuální trendy v organizaci zdravotnických odpadů v širším mezinárodním kontextu i v prostředí ČR a blíže jsou popsány a zdůvodněný návrhy vhodných přístupů pro metodická vedení trvalých procesních změn v materiálových tocích ve zdravotnických zařízeních.

Kurzfassung

Der Übergang zur Kreislaufwirtschaft und die Betonung eines nachhaltigen Systems der Gesundheitsversorgung brachte in der Abfallwirtschaft, im Bereich des Gesundheitswesens, neue Herausforderungen. Dieser in vielen Fällen aus öffentlicher Hand finanzierter Bereich wird durch eine hohe Anzahl an Interessengruppen mit oftmals gegensätzlichen Anforderungen, konservativen Angewohnheiten im Bereich der Organisation und einer chronischen Überlastung des mittleren Personals geprägt. In dieser komplexen und stark regulierten Umgebung entstand der Bedarf einer detaillierteren methodischen Steuerung des Prozesses der Abfallbehandlung, um so die aktuellen Mängel sowie langfristig unhaltbare Prozesse aus der Sicht des Schutzes der Gesundheit und der ökologischen Nachhaltigkeit unter Beibehaltung einer wirtschaftlichen Vertretbarkeit zu erfassen. Die dargestellten Ausgangspunkte verfolgen die aktuellen Trends in der Organisation der Gesundheitsabfälle in einem breiteren internationalen Kontext sowie in den Bedingungen der Tschechischen Republik. Es werden näher Vorschläge geeigneter Herangehensweisen für eine methodische Steuerung dauerhafter Veränderungen von Prozessen in den Materialflüssen in den Einrichtungen des Gesundheitswesen beschrieben und begründet.

[1]Fakulta mechatroniky, informatiky a mezioborových studií, Technická univerzita v Liberci, Studentská 1402/2, 46117 Liberec, Česká republika, julie.mokra@tul.cz

1 Úvod

Stupňující se nároky na management všech úrovní zdravotnických zařízení (dále jen ZZ) přirozeně vede k nutnosti standardizovat procesy a to nejen na klinické úrovni, ale i na provozní úrovni. Při zavádění procesních standardů do organizace ZZ tak dochází ke konkurenci požadavků zúčastněných stran a hrozí prosazení dominantního, pro ŽP a ochranu zdraví ne zcela optimálního řešení. Ve stávající praxi ZZ je nejsilnější tlak ekonomický, konkrétně u nakládání s odpady výhradně na hledání aktuálně minimálních nákladů pro konec procesu tvorby odpadu v zařízení při splnění stávajících legislativních požadavků. Taková praxe značně snižuje možnosti nastavení dlouhodobě efektivního procesu a upozaďuje složku ochrany environmentálního i veřejného zdraví. Tento trend není pouze výhradou chronicky podfinancovaných zdravotních systémů rozvojových zemí, ale lze pozorovat i v evropských systémech vyspělých ekonomik. Zde má zdravotní péče své primární klinické cíle a tvoří významnou součást veřejného rozpočtu a proto je nutné redukovat nesystematickou ad hoc potřebu úspory finančních zdrojů na již pouze zdánlivě oddělené odpadové hospodářství a provázat jej v jednotnou kontrolu materiálových toků. Nakládání s odpady je tak nutné postupně optimalizovat pro střednědobé a dlouhodobé cíle směrem k bezpečnosti obyvatel a životního prostředí.

2 Východiska pro změnu v nastavení procesů v nakládání se zdravotnickými odpady

Hierarchie nakládání s odpady ve zdravotnictví má svá specifika, mezi které řadíme striktní oddělování procesů ve zdravotnictví samotným pojmem „odpad“. Zatímco v anglosaském prostředí je optimalizace nakládání s odpady ve zdravotnictví lukrativním tématem i pro komerční konzultantské společnosti, v prostředí ČR představuje oblast pro outsourcing a samotná prevence vzniku odpadu je naprosto mimo priority organizace a zařízení. Stejně tak jakékoliv snižování množství odpadů nepatří v ČR mezi dlouhodobé cíle poskytovatelů zdravotní péče. Nicméně vzhledem k závazkům, které pro ČR vyplývají ze Směrnice 2018/851/EU je v následujícím období cílem ve všech oblastech odpadového hospodářství smazání rozdílu mezi využitelným materiálem a odpadem a za obzvláště ve zdravotnictví se za přísných podmínek snažit adaptovat na oběhové hospodářství. Ve zdravotnictví tak musí nutně dojít k prolnutí provozně-ekonomických zvyklostí až na úroveň procesů nakládání s odpady, protože složení a množství odpadu se odvíjí již od nákupních zvyklostí a kvalita třídění determinuje možnosti opětovného využití a recyklace materiálu v oběhovém cyklu.

Důraz na prevenci vzniku odpadu jako nedílnou součástí strategie trvalé udržitelnosti zdravotních systému se prolíná zdravotnickou komunitou na nejvyšší úrovni ať už skrze strategické dokumenty samotné WHO [1], nebo iniciativu samotného Cochrane [2], která si klade za cíl identifikovat a předcházet jakémukoliv plýtvání ve zdravotnictví. Porovnávání BAT technologií je taktéž neustále revidováno [3, 4].

Na národních úrovních vyspělých zemí jsou již tyto strategické cíle v různém stádiu implementace a prakticky již probíhá celá řada projektů pod záštitou příslušných úřadů, případně skrze mezisektorové platformy spolupráce. Jako příklad lze jmenovat Nordické centrum pro udržitelné zdravotnictví a jeho aktivity, kompletní management přechodu k trvale udržitelnému zdravotnictví od Sustainable Development Unit při NHS ve Velké Británii, nebo například irský Green Healthcare jako součást Národního programu prevence odpadů.

I přes všeobecný respekt primárních klinických cílů zdravotnických zařízení je v současnosti kladen důraz na přesah ve vnímání vlivu původce na množství a skladbu generovaného zdravotnického odpadu a tím i druhotného vlivu na životní prostředí a zdraví obyvatelstva.

Základními principy, které se prolínají v udržitelném zdravotnictví je tedy bezpečnost pro společnost, environmentální a ekonomická udržitelnost. Tyto principy nezávisle na sobě sledují a hodnotí klíčové zainteresované subjekty, tzv. „stakeholders“.

3 Současná situace v ČR

Ze závěrů Analýz Ministerstva životního prostředí z roku 2016 [5] zabývajících se nakládáním se zdravotnickými odpady vyplývá několik skutečností, které z krátkodobého hlediska mohou deklarovat celkově uspokojivý stav, nicméně v dlouhém období již současný stav nesplňuje kritéria udržitelnosti environmentální ani ekonomické.

Pro všechna zdravotnická zařízení je závazná Certifikovaná metodika pro nakládání s odpady ve zdravotnictví z roku 2016 od Státního zdravotního ústavu, jež vychází z platné legislativy a má v sobě zahrnuty všechny klíčové principy [6]. Jak však ukazuje praxe, celá řada zdravotnických zařízení a dalších zainteresovaných skupin čelí specifickým situacím, které jsou řešeny ne vždy optimálně a které vyžadují podrobnější metodické vedení.

3.1 Specifika v chování jednotlivých typů poskytovatelů zdravotní péče

Z analýz MŽP [5] lze jednoznačně identifikovat skupiny, které mají společné vlastnosti odpadu a celkový přístup k organizaci a nakládání s odpady. Jedná se velká zdravotnická zařízení, malá zdravotnická zařízení, ambulance, domovy důchodců a obdobná zařízení typu LDN, kosmetické salony a nutno zmínit také domácí péči a samoléčení.

Velká zdravotnická zařízení mají celkově největší podíl na produkci odpadu a také největší potenciál pro snižování množství nebezpečného odpadu. Malá zdravotnická zařízení mají velmi rozdílné zázemí, personální zajištění i omezenou orientaci v problematice. Liší se také ve složení i množství produkce odpadů a outsourcing je pro ně nejsnazší cestou. Schopnost posoudit kvalitu takových outsourcovaných služeb představuje nutné minimum pro trvale udržitelné nastavení procesů nakládání s odpady. V případě domovů důchodců je výzvou nárůst v používání jednorázových zdravotnických potřeb, zejména inkontinenčních pomůcek a posuzování jejich infekčnosti (noroviry). Přesun následné péče do tzv. domácí péče bude vyžadovat podrobnější metodické vedení osob poskytující tento druh služeb a téměř zcela nově bude třeba podchytit metodické vedení nakládání s odpady v případě samoléčení.

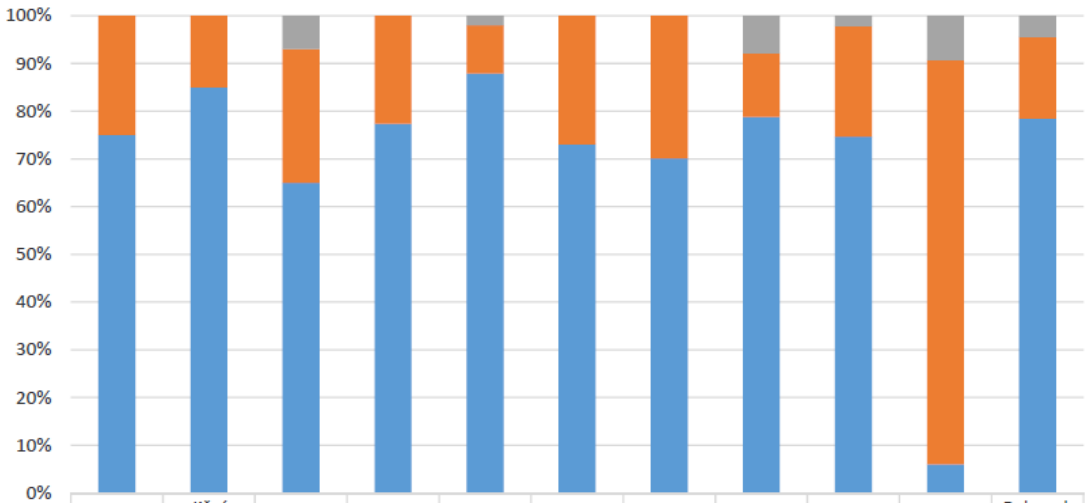
3.2 Velká zdravotnická zařízení a vliv trhu s nebezpečnými odpady

Za největší producenty zdravotnických odpadů lze jednoznačně považovat velká zdravotnická zařízení, která zároveň nejvíce racionalizují své chování s ohledem na povinnosti vyplývající z legislativy a vzhledem k situaci na trhu s nebezpečnými odpady ze zdravotnictví.

V ČR je dlouhodobě vykazováno atypické složení odpadů ze zdravotní péče. Na rozdíl od studií z celého světa prováděné WHO je v ČR poměr nebezpečných a ostatních odpadů opačný. Srovnání je patrné na obrázku 1 [5, 6].

Vzniklá situace je výsledkem celkové adaptace odpadového hospodářství zdravotnických zařízení na specificky nastavený trh s nebezpečnými odpady ze zdravotnictví, kde se dosahuje oproti zahraničí malých rozdílů v ceně za likvidaci nebezpečného a ostatního zdravotnického odpadu. Odpad ve stanovených lhůtách přebírají oprávněné osoby, provozující tzv. mobilní zařízení, jejichž faktická kvalita je ale v celé řadě případů diskutabilní a kde koncová zařízení dokáží nabízet v mezinárodním srovnání velmi nízké ceny za likvidaci. Z pohledu platné legislativy je vše v pořádku, ale z pohledu hierarchie nakládání s odpady ve smyslu 2018/851/EU patří stávající situace mezi téměř nejméně preferované.

Tímto lze odůvodnit i nízkou motivaci pro pečlivé třídění odpadů a převažující přístup preventivní opatrnosti při manipulaci se zdánlivě spornými typy odpadů.



	Brazilie	Jižní Brazilie	Turecko	Řecko	Vietnam	Laos	Iran	Čína	KZ	Česko	Rakousko
Nebezpečný	0%	0%	7%	0%	2%	0%	0%	7,9%	2%	9%	5%
Infekční+Biolog	25%	15%	28%	22,6%	10,1%	27%	29,9%	13,3%	23,1%	84,7%	17,0%
Bezpečný	75%	85%	65%	77,4%	87,9%	73%	70,1%	78,8%	74,7%	6,0%	78,5%

Obrázek 1: Porovnání podílů odpadů ze ZZ ve vybraných státech světa za rok 2015, zdroj [6].

3.3 Strategický rámec Zdraví 2030 a jeho vliv na odpadové hospodářství v ZZ

Všechny specifické cíle výše zmíněné Strategie budou mít přímý i nepřímý vliv na nakládání se zdravotnickými odpady zejména mimo zdravotnická zařízení. Demografický vývoj a celková racionalizace systému úhrad povede k nárůstu zdravotní péče poskytované ve vlastním sociálním prostředí pacienta (tzv. domácí péče), případně k samoléčení a tím ke generování zdravotnických odpadů mimo zdravotnická zařízení. To představuje nové výzvy v oblasti metodického vedení širší veřejnosti k zvyšování zdravotní gramotnosti a odpovědnosti občanů za vlastní zdraví, ale i za zdraví veřejné s přihlédnutím k environmentální bezpečnosti.

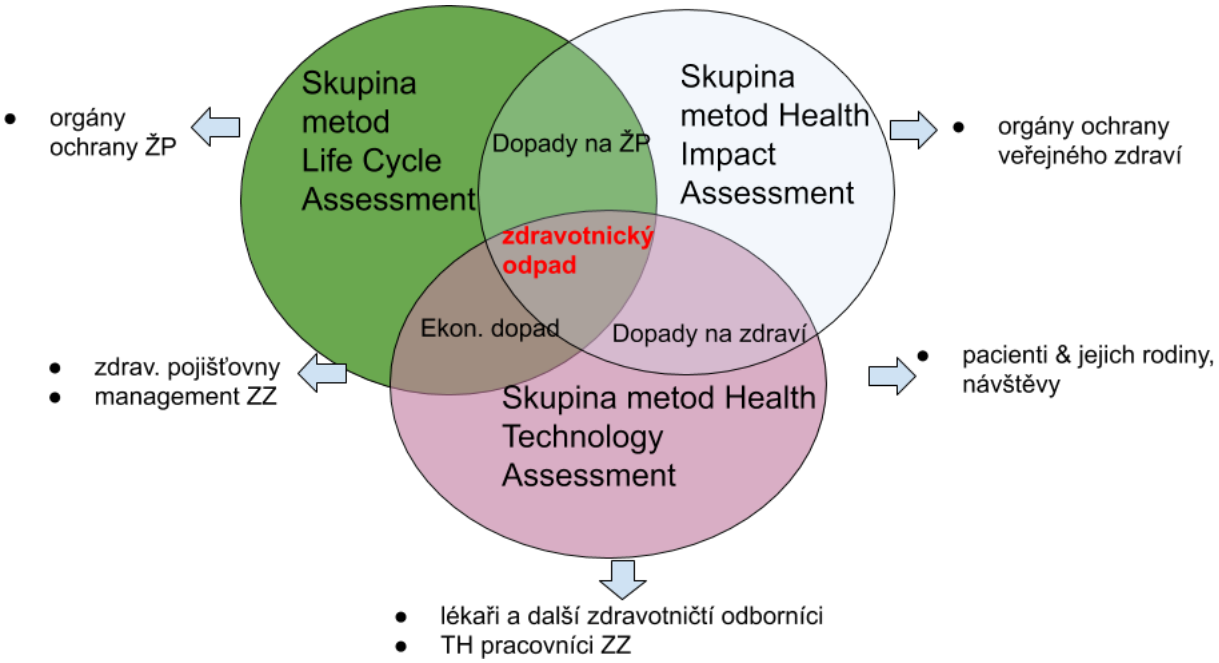
3.4 Infekční choroby, bakteriální resistence a veřejné zdraví

Dlouhodobý negativní trend nárůstu rezistence některých původců infekčních chorob a celkový trend v oblasti nozokomiálních nákaz se bude klást důraz na zodpovědné a ohleduplné hygienické chování v soukromí i na veřejnosti. Pandemie typu COVID 19 jsou již pouze urychlujícím impulsem pro vzdělávání veřejnosti ve záležitosti nakládání s infekčními odpady v případě domácí péče a dodržování adekvátních hygienických standardů ve veřejném prostoru.

4 Přechod k udržitelnému procesu nakládání s odpady - propojení znalostí zainteresovaných stran v podrobnějším metodickém vedení

Předpokladem pro postupné převzetí a začlenění principů udržitelnosti do organizace nakládání se zdravotnickými odpady je rovnoměrné zapojení všech hlavních dotčených skupin a jejich podrobnější metodické vedení. V prostředí zdravotnictví musí jít o takový mix metod, který není jednoúčelový a který staví na osvědčených postupech daných odborností.

4.1 Zúčastněné subjekty, jejich zájmy a metody hodnocení



Obrázek 2: Komplementarita strategických metod pro řešení stanovených dopadů a provázanost na související zájmové skupiny. Zdroj vlastní.

V celém procesu hledání optima pro udržitelné zdravotnictví se prolínají zájmy mnoha skupin. Mezi hlavní skupiny, které jsou zahrnuty do projektu tvorby podrobnějších metodických materiálů jsou orgány ochrany veřejného zdraví, orgány ochrany životního prostředí, management ZZ, lékaři a další zdravotničtí odborníci, odpadoví hospodáři a další zaměstnanci ZZ z oblasti zdravotnických odpadů a v neposlední řadě také pacienti a návštěvy v ZZ. Pro začlenění rozšířeného odpadového cyklu do stávajících procesů ve zdravotnictví je nutné nastavit takové konkrétní metodické vedení, které v maximální míře již využívá stávající nástroje pro hodnocení uplatňované v rámci jednotlivých zájmových skupin a vytváří tak podklady využitelné pro další strategické cíle jednotlivých skupin i celé organizace. Na obrázku 2 schéma jsou naznačeny tyto hlavní skupiny. Další zájmové skupiny, které jsou napojeny na odpadový cyklus a nejsou navázány na veřejné zdroje, případně nemají-li paralelu ve veřejně financovaném sektoru, nebudou dále metodicky sledovány.

Pro nalezení trvale udržitelného řešení lze uplatnit stávající metody hodnocení, které jsou navrženy tak, aby komplementárně pokryly zájmy všech stran. Metodické vedení tak ideálně využívá již existující nástroje využívané v rámci odbornosti zainteresovaných skupin. Výstupy těchto metod jsou konkrétní, víceúčelové a jejich řešení nadčasové. Zvolené metody již slouží existujícím skupinám pro řešení strategických otázek v rámci kompetencí v dané oblasti zájmu. Výstupy metod jsou zároveň použitelné pro další rozvojové aktivity ZZ nad rámec řešení odpadového cyklu. Konkrétním příkladem již existujícího metodického vedení, které umožní začlenění rozšířeného odpadového cyklu do stávajících procesů je akreditace dle SAK (Sdružená akreditační komise) nebo případně standardizace postupů nakládání s odpady po vzoru průmyslu (EMAS, skupiny z rodiny ISO 14000). Tímto lze zajistit dlouhodobou procesní udržitelnost a neustálou aktualizaci procesu.

4.2 Stručné představení vstupujících metod jednotlivých zájmových skupin

Prolínání zájmů zúčastněných skupin v návaznosti na vstupující metody je graficky znázorněn na Obr. 2.

4.2.1 LCA Life Cycle Assessment a environmentální udržitelnost

Metoda LCA, resp. metody z ní odvozené jsou výsledkem současného zájmu společnosti o nástroje a pro celkové hodnocení udržitelnosti v cirkulární ekonomice se snaží etablovat rozvinuté varianty integrující více aspektů hodnocení. O takové provázání výstupů environmentální roviny LCA s ekonomickou LCC (Life Cycle Costing) a společenskou rovinou SLCA (Social LCA) se v současné době pokouší LCSA - Life Cycle Sustainability Assessment [7]. Metodicky ještě není tento komplexní hodnotící nástroj stabilizovaný, a proto jsou zde pro specifické prostředí zdravotnictví navrhovány komplementární metody.

Metoda zhodnotí stávající rozšířený odpadový cyklus a identifikuje kritická místa nebo slabá řešení. Výstupy tak nasměrují k řešení akutních stavů a zároveň vytváří podklady pro dlouhodobá řešení preferované formy standardizace procesu skrze preferované certifikace nebo akreditace (např. SAK). Přirozeným vedlejším efektem trvalého udržování těchto globálních certifikací/akreditací je kontinuální přehodnocování a aktualizace začleněných procesů.

4.2.2 HTA Health Technology Assessment

Metoda systematicky sleduje v komplexním hodnocení vlastnosti, účinek a důsledky zdravotnických technologií, mezi které řadíme nejen léky a lékařské přístroje, ale i organizaci zdravotnictví nebo preventivní programy. Nově je pro praktické využívání navržena metoda HB-HTA (Hospital-Based HTA), která si klade za cíl přizpůsobit a konkretizovat postupy hodnocení pro úroveň jednotlivých zdravotnických zařízení. Pro tuto lokální úroveň je HB-HTA vhodná pro řešení obecných organizačních otázek zdravotnického zařízení nebo také pro pořizování nákladné zdravotnické techniky.

Z hlediska organizace udržitelného odpadového hospodářství bude předmětem zájmu nákladová efektivita ve spojení s bezpečnostní a sociální doména hodnocení celého procesu nebo i jednotlivých vstupujících technologií [8].

Výstupy této metody tak tvoří vhodný komplement/zdroj při rozhodování o nákupu nové technologie nebo služby bez nutnosti náročných duplicitních studií.

4.2.3 HIA Health Impact Assessment

Metoda „Hodnocení vlivů na zdraví“ si klade za cíl najít, prohloubit pozitivní a vyloučit nebo alespoň zmírnit negativní dopady na zdraví obyvatel. Nedílnou součástí metody je i hodnocení zdravotních rizik, jež je běžné používané v rámci práce orgánu ochrany veřejného zdraví [9]. Postupné hodnocení rizika od jeho identifikace, přes posouzení expozice až po řízení konkrétního rizika posuzuje ze skutečných nebezpečných vlastností odpadů a při nakládání s odpady. Zvlášť se zaměřuje na expozice a řízení rizik v pracovním prostředí a ve venkovním prostředí z pohledu kontaminace jednotlivých složek životního prostředí [10].

Volba výše uvedených metod respektuje oborové trendy a dílčí výstupy korespondují s požadavky na výkony v rámci vlastní odbornosti. Například HTA pro nákup zdravotnických přístrojů, HIA pro sestavování provozních řádů a pro potřeby akreditace zdravotnického zařízení, LCA pro certifikaci EMS. Metody jsou v principu u odborné veřejnosti známé, ale jejich využití je zatím na úrovni zdravotnických zařízení minimální.

Výše popsaná komplementarita a částečná zastupitelnost a víceúčelovost metod bude vytvářet srozumitelný podklad v podrobnějším metodickém vedení a tím přirozeně zapojí hlavní zúčastněné subjekty do postupné přeměny vnímání odpadového cyklu ve zdravotnictví.

5 Závěr

Změna vnímání pojmu „odpad“ vede k nutnosti integrovat odpadové hospodářství ve zdravotnictví do tzv. rozšířeného odpadového cyklu a na původce odpadů je tak vyvíjen tlak v podobě vyšší míry opodvědnosti za bezpečnost pro zdraví a životní prostředí v širším slova smyslu. S tímto novým nastavením procesů nakládání s odpady je vhodnější vypořádat se postupným a koncepčním začleňováním uvedených principů udržitelnosti, bez ohledu na atypicky nastavený trh s nebezpečnými odpady v ČR. S postupnou implementací závazků vyplývajících ze směrnice 2018/851/EU lze očekávat silnější tlak na rychlost řešení a pro trvale přetížené zdravotnictví s omezeným rozpočtem bude čím dál tím obtížnější situaci efektivně zvládnout. Plánované podrobnější metodické vedení bude zapojovat všechny zainteresované strany, respektovat specifika jednotlivých typů ZZ a dalších subjektů, využívat jejich stávající kapacity a propojovat již existující metody a postupy do trvale udržitelného procesu nakládání s odpady ve zdravotnictví.

Poděkování

Tento článek vznikl za finanční podpory projektu Technologické agentury České republiky č. SS01010276 „Minimalizace dopadů nakládání se zdravotnickými odpady na zdraví a životní prostředí při zachování ekonomické udržitelnosti“, který je řešen v rámci programu Prostředí pro život.

Literatura

[1] WHO: Safe management of wastes from health-care activities: A summary. 2017.
URL https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/259491/WHO-FWC-WSH-17.05-eng.pdf?sequence=1

[2] JOHABSSON, M.; BERO, L.; BONFILL, X.; aj.: Cochrane Sustainable Healthcare: evidence for action on too much medicine. *Cochrane Database of Systematic Reviews*, Prosinec 2019, ISSN 14651858, doi:10.1002/14651858.ED000143.
URL http://doi.wiley.com/10.1002/14651858.ED000143

[3] EMMANUEL, J.: Compendium of Technologies for Treatment/Destruction of Healthcare Waste. 2012.
URL https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/8628/IETC_Compendium_Technologies_Treatment_Destruction_Healthcare_Waste.pdf

[4] PIEPER, U.; HAYTER, A.; GORDON, B.: WHO | Overview of technologies for the treatment of infectious and sharp waste from health care facilities. 2019, library Catalog: www.who.int Publisher: World Health Organization.
URL http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/technologies-for-the-treatment-of-infectious-and-sharp-waste/en/

[5] Analýza současného systému shromažďování a skladování nebezpečných odpadů a odpadů ze zdravotnictví. Technická zpráva 3.7, Ministerstvo životního prostředí, Praha, Srpen 2016.
URL https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/projekty_po8_opzp_2007_2013/$FILE/OODP-3_7_2_MZP_FIN-20160810.pdf

[6] ZIMOVÁ, M.: Nakládání s infekčními odpady ze zdravotnické péče. Listopad 2017.
URL https://www.mzcr.cz/wp-content/uploads/wepub/14519/31710/6.%20SZ%C3%9A-MUDr.%20Zimov%C3%A1-Semin%C3%A1%C5%99%20VNN-zdravotnictv%C3%AD-infek%C4%8Dn%C3%AD%20odpady.pdf

[7] ONAT, N. C.; KUCUKVAR, M.; HALOG, A.; aj.: Systems Thinking for Life Cycle Sustainability Assessment: A Review of Recent Developments, Applications, and Future Perspectives. *Sustainability*, ročník 9, č. 5, Květen 2017: str. 706, doi:10.3390/su9050706, number: 5 Publisher: Multidisciplinary Digital Publishing Institute.
URL https://www.mdpi.com/2071-1050/9/5/706

[8] KARLSSON, M.; PIGRETTI ÖHMAN, D.: Material consumption in the healthcare sector: Strategies to reduce its impact on climate change—The case of Region Scania in South Sweden. *Journal of Cleaner Production*, ročník 13, č. 10-11, Srpen 2005: s. 1071–1081, ISSN 09596526, doi:10.1016/j.jclepro.2004.12.012.
URL https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0959652604002689

[9] Population health and waste management: scientific data and policy options. Report of a WHO workshop E91021, WHO Regional Office cfor Europe, 2007.
URL https://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0012/91101/E91021.pdf

[10] GIUSTI, L.: A review of waste management practices and their impact on human health. *Waste Management*, ročník 29, č. 8, Srpen 2009: s. 2227–2239, ISSN 0956053X, doi: 10.1016/j.wasman.2009.03.028.
URL https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X09001275

Skládky a úložiště

Deponien und Ablagerungen

Spolkovým standardům kvality odpovídající optimalizace vodní bilance někdejší podnikové skládky „Maiwald“ v Eschdorfu

BQS-konforme wasserhaushaltliche Optimierung der ehemaligen Betriebsdeponie „Maiwald“ in Eschdorf

Volkmar Dunger[1]; Uta Bolduan[2]; Alexander Düntsch; Jörg Liebelt[3]; Nils Baehring-Schimmer[4]

Abstrakt

Bývalá podniková skládka „Maiwald“ v Eschdorfu je starou skládkou, která je podle stupně rizika odpovídajícího přepracované metodice ukončování provozu starých skládek řazena do kategorie KII (střední potenciál ohrožení). V důsledku toho se má v rámci prevence minimalizovat množství průsakových vod protékajících vlivem srážek tělesem skládky. Toto je dosažitelné kvalifikovaným povrchovým utěsněním, ve kterém je integrována vrstva upravující vodní bilanci.

Pokud člověk něco takového zamýšlí, tak je v předpolí nutné provést odpovídající průzkumy vodní bilance, které poslouží jako podklad pro rozhodování o plánech a konečně také o realizaci s ohledem na možné varianty odpovídající typů půdy a porostu.

Příspěvek se bude zabývat tím, jak může být stará skládka typu KII z pohledu vodní bilance uchráněna za zohlednění kritérií standardu kvality BQS 7-2 platného společně pro spolkové země, jak by měl při tom člověk metodicky postupovat, jaké výsledky jsou dosažitelné a jak jsou prosaditelné teoreticky zpracované koncepce.

Kurzfassung

Die ehemalige Betriebsdeponie „Maiwald“ in Eschdorf ist eine Altdeponie, die hinsichtlich des Gefährdungsgrades entsprechend überarbeiteter Stilllegungsmethodik Alt-Deponien der Kategorie KII (mittleres Gefährdungspotenzial) zuzuordnen ist. In Konsequenz dessen sind unter dem Aspekt der Vorsorge die Sickerwassermengen in den Deponiekörper infolge von Niederschlagswässern zu minimieren. Erreichbar ist dies durch eine qualifizierte Oberflächenabdeckung, in die eine Wasserhaushaltsschicht integriert ist.

Hat man so etwas vor, so sind im Vorfeld entsprechende wasserhaushaltliche Untersuchungen notwendig, die als Entscheidungsgrundlage für die weitere Planung und letztendlich die Ausführung im Hinblick auf mögliche Varianten, den Bewuchs und das Bodenmaterial betreffend, dienen.

Der Beitrag wird sich damit beschäftigen, wie eine K-II-Altdeponie unter Berücksichtigung der Kriterien des Bundeseinheitlichen Qualitätsstandard BQS 7-2 wasserhaushaltlich ertüchtigt werden kann, wie man dabei methodisch vorgehen sollte, welche Ergebnisse erzielbar sind und wie die theoretisch erarbeitete Konzeption in die Praxis umsetzbar ist.

[1]Technische Universität Bergakademie Freiberg, Institut für Geologie, Gustav-Zeuner-Straße 12, D-09596 Freiberg, dungerv@geo.tu-freiberg.de

[2]Ingenieurbüro R.W. Ashauer und Partner GmbH, Am Handwerkerzentrum 1, 04451 Borsdorf/OT Panitzsch, info@ashauer-ingenieure.de

[3]KS+P Engineering GmbH, Büro Kesselsdorf, Zum Sportplatz 26, 01723 Kesselsdorf, duentsch@ksp-engineering.de, liebelt@ksp-engineering.de

[4]Landeshauptstadt Dresden, Umweltamt – Kommunaler Umweltschutz, Grunaer Str.2, 01069 Dresden, NBaehring@dresden.de

1 Gesetzgeberische Randbedingungen

Alt-Deponien sind im Sinne der überarbeiteten sächsischen „Stilllegungsmethodik Alt-Deponien“ [1] Abfallbeseitigungsanlagen, die vom Geltungsbereich der Deponieverordnung [2], § 1 Abs. 3 Nr. 4, ausgenommen sind. Für Alt-Deponien besteht die Möglichkeit einer Prüfung, in wie weit die Schutzziele auch mit anderen Maßnahmen als den vorgegebenen Regelsystemen zu erreichen sind [1].

Entsprechend „Stilllegungsmethodik Alt-Deponien“ sind in Abhängigkeit vom Gefährdungspotenzial die notwendigen Sicherungs- und Rekultivierungsmaßnahmen sind so auszuwählen, dass Gefahren abgewehrt werden und Vorsorge gegen schädliche Bodenveränderungen getroffen wird [1]. Hinsichtlich des Gefährdungspotenzials werden drei Kategorien unterschieden:

- geringes Gefährdungspotenzial mit folglich geringem Handlungsbedarf (K I)
- mittleres Gefährdungspotenzial und folglich mittlerer Handlungsbedarf (K II) sowie
- hohes Gefährdungspotenzial und deshalb umfangreicher Handlungsbedarf (K III).

Die ehemalige Betriebsdeponie „Maiwald“ in Eschdorf ist der Kategorie K II (mittleres Gefährdungspotenzial) zuzuordnen. Der hierfür anzusetzende Regelaufbau der Oberflächensicherung umfasst die folgenden Schichten (von oben nach unten, [1]):

- Rekultivierungsschicht,
- Entwässerungsschicht,
- Dichtungsschicht und
- Ausgleichsschicht, die ggf. als Gasdrainschicht dient.

Die Dichtungsschicht kann unter der Voraussetzung, dass keine relevanten Austritte von Deponiegas erfolgen, durch eine „qualifizierte Oberflächenabdeckung“ (Wasserhaushaltsschicht) ersetzt werden, deren Gleichwertigkeit z. B. durch eine Wasserhaushaltsmodellierung nachzuweisen ist [1]. Entsprechende Lösungen sind folglich unter Berücksichtigung der konkreten Standortbedingungen zu erarbeiten.

Ziel der wasserhaushaltlichen Untersuchungen ist es im konkreten Anwendungsfall, mittels Modellrechnungen zu prüfen, durch welche Rekultivierungssubstrate in Kombination mit dem Bewuchs eine möglichst weitreichende Minimierung der in den Deponiekörper einsickernden Niederschlagswässer unter Verwendung einer Wasserhaushaltsschicht möglich ist.

2 Methodische Herangehensweise

Es ist gängige Praxis, das wasserhaushaltliche Verhalten von Oberflächensicherungen und die in ihnen ablaufenden hydrologischen Prozesse durch die Anwendung geeigneter Modelle zu beschreiben und zu bilanzieren. Prinzipiell bieten sich hierfür die Deponiewasserhaushaltsmodelle HELP [3] bzw. BOWAHALD [4] an. Für den konkreten Anwendungsfall wurde das Modell BOWAHALD verwendet, weil es bezüglich der Parametrisierung von höherem Bewuchs (Sträucher, Bäume) gegenüber dem HELP-Modell, das lediglich für Grasbewuchs validiert ist, Vorteile bietet.

Auch wenn für Alt-Deponien nicht die Deponieverordnung und damit die im Zusammenhang stehenden technischen Regelwerke, Qualitätsstandards und Empfehlungen relevant sind, so ist man dennoch gut beraten, sich bezüglich der Materialauswahl und der Gestaltung des Bewuchses an den wesentlichen Qualitätsstandards (hier: Bundeseinheitlicher Qualitätsstandard 7-2 – Wasserhaushaltsschichten in Deponieoberflächenabdichtungssystemen vom 13.04. 2016, [5])

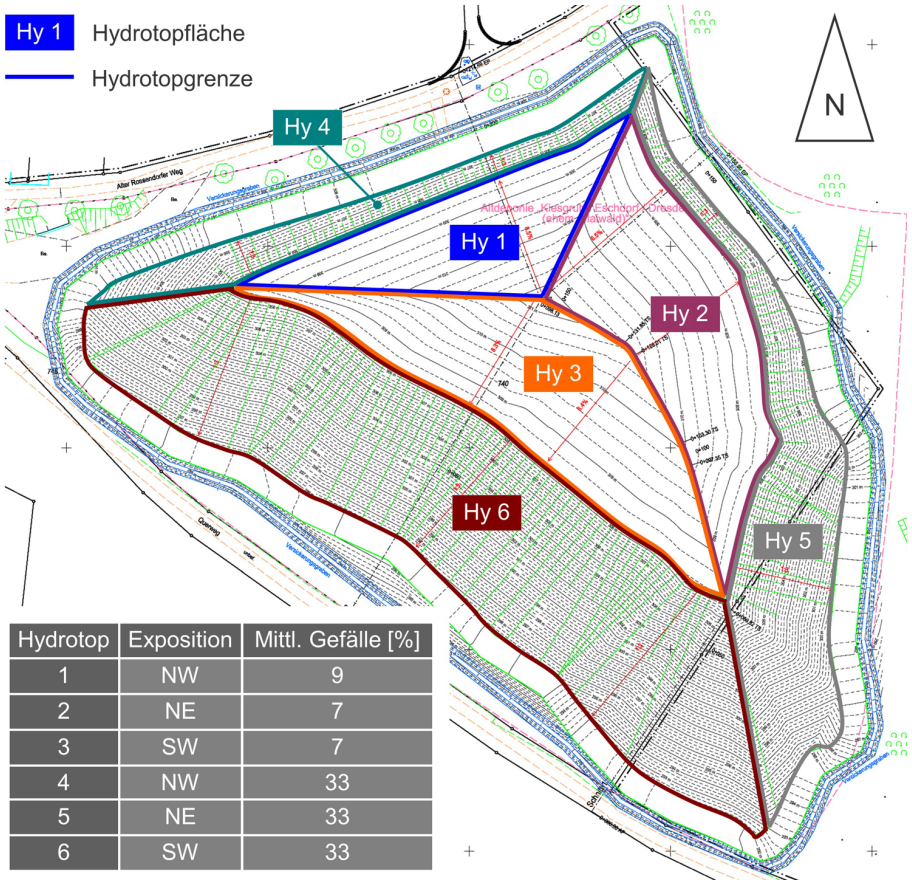
und Empfehlungen (hier: GDA-Empfehlung E2-32: Gestaltung des Bewuchses auf Abfalldeponien, [6]) zu orientieren.

Der Bundeseinheitliche Qualitätsstandard BQS 7-2 [5] regelt, welche wasserhaushaltlichen Untersuchungen im Zuge der Prüfung der Schutzfunktionen von Wasserhaushaltsschichten angeraten sind:

- Betrachtung von Durchschnitts- und Extremjahren, wesentlich bezüglich der langjährigen Mittelwerte der Wasserhaushaltsgrößen (insbesondere der Verdunstung und der die Restdurchsickerung) sowie der Schwankungsbreiten in Nass- und Trockenjahre, wobei hier vor allem das Maximum in Nassjahren von Interesse ist sowie
- der Wasserverbrauch durch die Vegetation betrachtet über deren Entwicklungsstadien bis hin zum Zielzustand, betrifft die Höhe der realen Verdunstung im langjährigen Mittel sowie das Schwankungsverhalten in Nass- und besonders in Trockenjahren und damit im Zusammenhang stehend der Grad der Austrocknung der Wasserhaushaltsschicht in Trockenjahren sowie die damit verbundene Häufigkeit von Austrocknungsbeträgen, die als trockenstressrelevant für den Bewuchs angesehen werden können.

3 Aufbau des Deponiewasserhaushaltsmodells hinsichtlich Horizontal- und Vertikaldiskretisierung

Für eine verlässliche Deponiewasserhaushaltsmodellierung ist eine Horizontaldiskretisierung in Hydrotope (Flächen mit gleichen hydrologischen Eigenschaften) notwendig. Für den konkreten Anwendungsfall ist eine Untergliederung in insgesamt 6 Hydrotope erfolgt (s. Abbildung 1).



Hydrotop	Exposition	Mittl. Gefälle [%]
1	NW	9
2	NE	7
3	SW	7
4	NW	33
5	NE	33
6	SW	33

Abbildung 1: Horizontaldiskretisierung der Alt-Deponie „Maiwald“ in Eschdorf.

Die Vertikaldiskretisierung resultiert aus der vertikalen Schichtenabfolge der qualifizierten Oberflächenabdeckung, die im Zuge der Grundlagenermittlung/Vorplanung erarbeitet wurde (s. Tabelle 1).

Tabelle 1: Schichtenabfolge und Schichtmächtigkeiten der qualifizierten Oberflächenabdeckung.

Abdeckschicht	Plateau (Hydrotope 1 – 3)	Böschung (Hydrotope 4 – 6)
Humoser Oberboden	–	0,30 m
Kulturfähiger Unterboden	1,70 m	1,70 m
Obere Ausgleichsschicht	0,50 m	0,50 m
Untere Ausgleichsschicht	0,75 m	–
Abdeckung insgesamt	2,95 m	2,50 m

4 Auswahl BQS- bzw. GDA-konformer Rekultivierungssubstrate und Bewuchsarten zur Modellparametrisierung

Für die untere und obere Ausgleichsschicht waren entsprechend Grundlagenermittlung/Vorplanung die Bodengruppen 3, 5 und 7 nach DIN 18915 [7] vorgesehen (nicht bindige, schwach bindige bzw. bindige Substrate mit einem gewissen Steinanteil). Mit Hinblick darauf, dass ein verdichteter Einbau geplant war und auf Basis der Tatsache, dass von einem gewissen Steinanteil ausgegangen werden konnte, sind die BOWAHALD-relevanten Wasserspeicherparameter nutzbare Feldkapazität nFK und Luftkapazität LK konservativ, d. h. von ihren Werten her klein angenommen worden (Stufe 2 = geringe Wasserbindungskapazität entsprechend Bodenkundlicher Kartieranleitung BKA 5, Tabelle 74 [8]):

- nFK = 6 . . . ¡ 14 Vol.-% (im Modell angesetzt: 10 Vol.-%) sowie
- LK = 2 . . . ¡ 5 Vol.-% (im Modell angesetzt: 3 Vol.-%).

Analog ist bezüglich des kf-Wertes vorgegangen worden. Wegen des hohen Verdichtungsgrades wurde von einer geringen hydraulischen Leitfähigkeit ausgegangen (Stufe 2 nach [8]: $1,2 \cdot 10^{-7}\mathrm{m/s} \ldots 1,2 \cdot 10^{-6}\mathrm{m/s}$). Für die Modellrechnungen wurde ein $k_f - \mathrm{Wert}$ mit $1 \cdot 10^{-6}\mathrm{m/s}$, also an der Bereichsobergrenze angesetzt. Damit wird erreicht, dass die Ausgleichsschicht keine wasserstauende Funktion etwa im Sinne einer Hemm- bzw. Dichtungsschicht hat.

Zum Aufbau des kulturfähigen Unterbodens waren entsprechend der Vorplanung die Bodengruppen 4 und 6 nach DIN 18915 [7] vorgesehen:

- Bodengruppe 4: schwach bindige Böden (anlehmiger Sand, Sandlöss, Löss) bzw.
- Bodengruppe 6: bindige Böden (lehmiger Sand, sandiger Lehm).

Die konkreten Bodenarten, die den beiden Bodengruppen zugeordnet werden können, sind in guter Näherung mit denen identisch, die unter Zuhilfenahme des im BQS 7-2 [5] enthaltenen Bodendreiecks (vgl. Abbildung 2) als wasserhaushaltlich unproblematisch angesehen werden können (grünes Feld mit Bodenarten A in der Abbildung 2).

Die nutzbare Feldkapazität ist entsprechend der Vorplanung mit minimal 14 Vol.-% vorgegeben. Dieser Wert entspricht genau der Minimalanforderung nach Deponieverordnung [2] und Bundeseinheitlichem Qualitätsstandard BQS 7-2 [5]. Es ist kein Zufall, dass der Wert von 14

Vol.-% auch den unteren Grenzwert der Stufe 3 (mittlere nFK) nach BKA 5 [8] darstellt. Die Obergrenze der Stufe 3 wird in der BKA 5 mit 22 Vol.-% angeben.

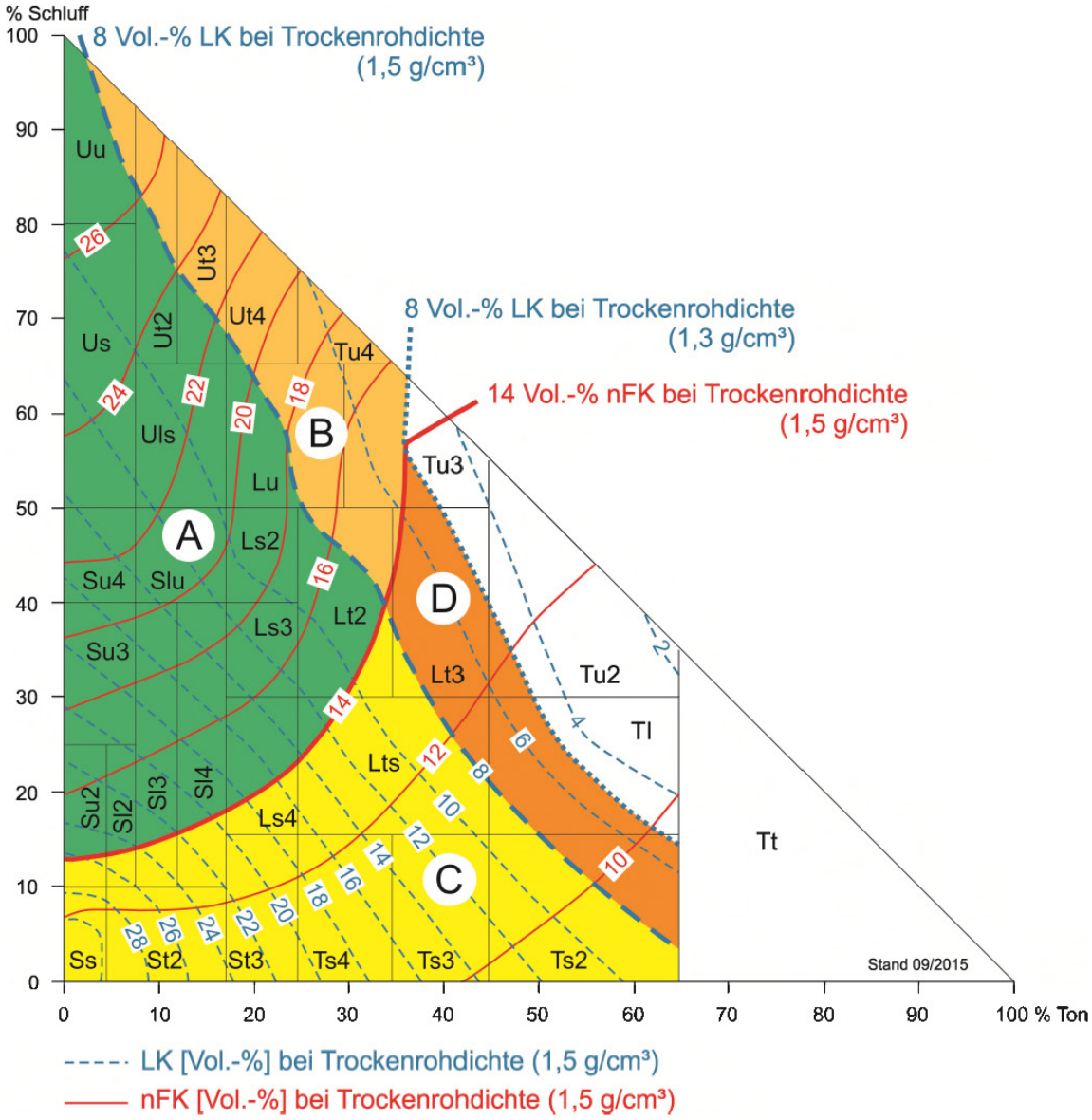


Abbildung 2: Orientierung für die Auswahl von Böden als Rekultivierungsmaterial auf der Basis bundesweiter Werte für die nutzbare Feldkapazität und die Luftkapazität (nach [9]).

Diese beiden Grenzwerte wurden als obere und untere Stützstellen für die Modellierung angesehen. Ferner wurde die Mitte des Bereichs (18 Vol.-%) modellseitig betrachtet. Es sind bewusst keine Substrate über 22 Vol.-%, die nach BKA 5 den Stufen 4 (hoch) bzw. 5 (sehr hoch) entsprechen würden, modelliert worden, weil die in der BKA 5 angegebenen Werte ja für normal gewachsene Böden und nicht für technogen veränderte Böden gelten. Bei einem Rekultivierungssubstrat handelt es sich aber zwangsläufig um einen technogen veränderten Boden, denn er wurde gewonnen, transportiert, ggf. zwischengelagert und wieder eingebaut. In [10] wird in diesem Zusammenhang darauf hingewiesen, dass sich infolge der verändernden Gefügestruktur die wasserhaushaltlich relevanten Wasserspeicherparameter nFK und LK verringern.

Die Luftkapazität LK wurde entsprechend BQS 7-2 im Modell mit 8 Vol.-% angesetzt (Minimalanforderung nach BQS 7-2). Der kf-Wert wurde mit $5 \cdot 10^{-6} \mathrm{m/s}$ angenommen. Dies ent-

spricht nach BKA 5 einer mittleren bis hohen Wassertransportfähigkeit und hat zur Folge, dass Niederschlags- bzw. Schneeschmelzwasser gut in die Abdeckung infiltrieren und versickern können. Die Annahme einer mittleren bis hohen Wassertransportfähigkeit ist folglich auch deponieverordnungsfonform.

Die Vorplanung sah vor, einen humosen Oberboden ausschließlich in den Böschungsbereichen zu verbauen. In der Ausführungsplanung, in die die Ergebnisse der wasserhaushaltlichen Untersuchungen eingeflossen sind, ist ein humoser Oberboden für alle Deponiebereiche verankert. Hinsichtlich der Materialanforderung entspricht der humose Oberboden dem kulturfähigen Unterboden. Der einzige Unterschied besteht darin, dass ein gewisser Humusgehalt vorhanden sein kann. Bei der Parametrisierung ist von einem Humusgehalt von 1 – 2 Masse-% (schwach humos, konform mit BQS 7-2) ausgegangen worden. Die nFK- und LK-Werte sind in Konsequenz dieser Annahme in Anlehnung an Tabelle 72 der BKA 5 um jeweils 2 Vol.-% erhöht worden. Alle anderen wasserhaushaltlich relevanten pedologischen Parameter blieben gegenüber dem kulturfähigen Unterboden unverändert.
Bezüglich des Bewuchses wurden drei Bewuchsarten betrachtet:

- Gras-/Krautbewuchs (vergleichsweise geringe Verdunstungsleistung),
- Sträucher (mittlere Verdunstungsleistung) und
- Bäume (Laubbäume im Wuchsstadium Altholz, d. h. mit maximaler Verdunstungsleistung).

Im Zusammenhang mit den unterschiedlichen Verdunstungsleistungen der eben genannten Bewuchsarten sollte untersucht werden, welche Auswirkungen sich infolge unterschiedlicher Anordnungen des Bewuchses ergeben:

- Deponiebegrünung ausschließlich mittels Rasenansaat,
- Deponiebegrünung ausschließlich mittels Gehölzen (Büsche bzw. Laubbäume),
- Deponiebegrünung mittels Rasenansaat (Deponieplateau) und Gehölzen (umlaufende Deponieböschung) sowie
- Deponiebegrünung mittels Rasenansaat (umlaufende Deponieböschung) und Gehölzen (Deponieplateau).

Daraus ergeben sich die folgenden Szenarien:

- Szenario 1: Gras flächendeckend,
- Szenario 2 (a): Gehölze (Sträucher) flächendeckend,
- Szenario 2 (b): Gehölze (Laubbäume, Altholz) flächendeckend,
- Szenario 3 (a): Gras auf dem Plateau und Sträucher auf den Böschungen,
- Szenario 3 (b): Gras auf dem Plateau und Laubbäume auf den Böschungen,
- Szenario 4 (a): Gras auf den Böschungen und Sträucher auf dem Plateau sowie
- Szenario 4 (b): Gras auf den Böschungen und Laubbäume auf dem Plateau.

Die für die Modellrechnungen notwendigen meteorologischen Daten stammen von der ca. 16 km westlich des Untersuchungsstandortes entfernt gelegenen DWD-Station Dresden-Klotzsche. Der Modellierungszeitraum umfasste die Jahre 1981 – 2010. Seitens des Deutschen

Wetterdienstes DWD wird im Hinblick auf die Vergleichbarkeit der Ergebnisse von Wasserhaushaltsuntersuchungen die Bezugsperiode 1981 – 2010 vorgeschlagen. Ein 30-jähriger Zeitraum, der so aktuell wie möglich sein sollte, wird auch entsprechend BQS 7-2 [5] gefordert.

Nach BQS 7-2 soll die Wasserhaushaltsbilanzierung Extrema (Nass- und Trockenjahre) einschließen. In Bezug auf die Modellierung des Wasserhaushaltes für Nass- und Trockenjahre ist zu beachten, dass Nassjahr nicht gleich Nassjahr ist und Trockenjahr nicht gleich Trockenjahr. So ist zum einen neben dem Niederschlag wichtig, wie sich die Verdunstung in den jeweiligen Jahren gestaltet. Aus diesem Grund wird im BQS 7-2 empfohlen, in diesem Zusammenhang auch die klimatische Wasserbilanz (Differenz aus Niederschlag und potenzieller Verdunstung) in die Betrachtungen einzubeziehen. Zum anderen ist entscheidend, für welches Wiederkehrsintervall die Untersuchungen durchgeführt werden, d. h. ob für ein normales (statistisch relativ häufig auftretendes) Trocken- bzw. Nassjahr oder für ein extremes (sehr selten auftretendes) Trocken- bzw. Nassjahr. Für das zu betrachtende Untersuchungsobjekt wurden 2 Wiederkehrsintervalle T gewählt: T = 5 a (normales Nass- bzw. Trockenjahr) und T = 50 a (extremes Nass- bzw. Trockenjahr).

Mit Hinblick auf das Herausfiltern solcher Jahre aus der o. g. 30-jährigen Messreihe sind extremwertstatistische Untersuchungen durchgeführt worden, wobei die am Standort vorhandene klimatische Wasserbilanz einbezogen worden ist.

5 Modellergebnisse

5.1 Langjähriges wasserhaushaltliches Verhalten (Mittel und Extrema)

Die Abbildung 3 enthält eine Übersicht bezüglich der langjährig mittleren Verdunstung für die im vorangegangenen Kapitel charakterisierten Szenarien.

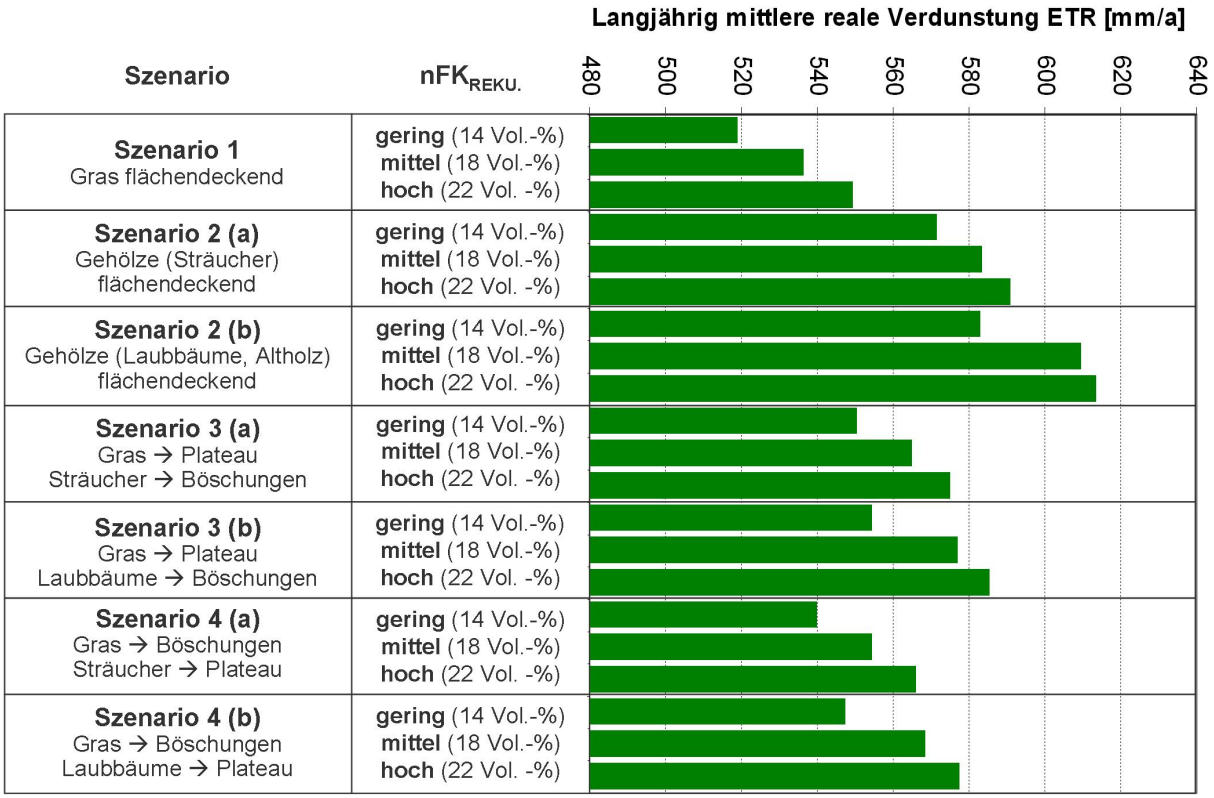


Abbildung 3: Langjährige Mittelwerte der jährlichen realen Jahresverdunstung für die betrachteten Szenarien.

Wie aus der Abbildung 3 hervorgeht, sind die Unterschiede hinsichtlich der realen Verdunstung mit etwa 100 mm/a beachtlich. So ist ein Grasbewuchs (Szenario 1) in der Lage, etwa 520 – 550 mm/a zu verdunsten. Der kleinere Wert bezieht sich dabei auf ein geringes Wasserspeichervermögen des Rekultivierungssubstrats (nFK = 14 Vol.-%), der höhere auf ein hohes Speichervermögen (nFK = 22 Vol.-%). Für ein mittleres Speichervermögen des Rekultivierungssubstrats (nFK = 18 Vol.-%) werden etwa 540 mm/a modelliert.

Ein flächendeckend auf der Alt-Deponie vorhandener Strauchbewuchs (Szenario 2 a) kann je nach Speichervermögen des Rekultivierungssubstrats etwa 570 – 590 mm/a verdunsten.

Die höchsten Verdunstungsleistungen werden erwartungsgemäß für den Fall modelliert, dass Laubbäume auf der gesamten Alt-Deponie wachsen (Szenario 2 b). Für das hier betrachtete Wuchsstadium Altholz, welches das verdunstungsaktivste Wuchsstadium darstellt, werden Verdunstungsmengen modelliert, die je nach Wasserspeichervermögen des Rekultivierungssubstrats etwa 580 mm/a bis knapp 620 mm/a betragen. Stellt man in Rechnung, dass die potenzielle, d. h. maximal mögliche Verdunstung bei etwas über 650 mm/a liegt, so kann festgestellt werden, dass ein Laubbaumbestand in der Lage ist, nahezu den gesamten verfügbaren Wasservorrat auszuschöpfen. Dies wird vor allem durch die große Mächtigkeit der Wasserhaushaltsschicht in Kombination mit den tief reichenden Baumwurzeln möglich.

In Nassjahren vergrößern sich die realen Verdunstungsmengen wegen des erhöhten Wasserdargebots gegenüber dem langjährigen Mittel. Für den Grasbewuchs beträgt die Erhöhung etwa 20 mm/a, für den Strauchbewuchs etwa 30 – 60 mm/a und für den Laubbaumbewuchs etwa 40 – 80 mm/a. Die jeweils größeren Zuwächse beziehen sich dabei auf eine gut wasserspeicherfähige Wasserhaushaltsschicht. In Trockenjahren gehen die jährlichen Verdunstungswerte wegen des geringen Wasserdargebots nahezu unabhängig vom betrachteten Szenario auf Werte zurück, die bei etwa 500 mm/a liegen.

Sind die beiden Deponiebereiche Plateau und umlaufende Böschung unterschiedlich begrünt, so beeinflusst das Flächenverhältnis Plateau zu Böschung, das bei etwa 40 % zu 60 % liegt, das Modellergebnis.

Analog zur Abbildung 3 enthält die Abbildung 4 die langjährig mittleren Sickerwassermengen, die an der Basis der Wasserhaushaltsschicht ankommen. Die Sickerwassermengen sind im engen Zusammenspiel mit den gerade eben diskutierten realen Verdunstungswerten zu betrachten. Die Sickerwassermengen fallen umso höher aus, je geringer die Verdunstungsbeträge sind. Insgesamt betrachtet beträgt die Spannweite der langjährlich mittleren Jahressickerwassermenge analog zur Spannweite der realen Verdunstung knapp 100 mm/a.

Für den Fall der kompletten Begrünung mit einem Grasbewuchs (Szenario 1) liegen die langjährig mittleren jährlichen Sickerwassermengen zwischen etwa 100 und 130 mm/a. Wird ein Rekultivierungssubstrat mit geringem Wasserspeichervermögen (nFK = 14 Vol.-%) verwendet, so wird der Maximalwert aller Varianten von ca. 130 mm/a berechnet.

Für einen flächendeckend auf der Alt-Deponie vorhandenen Strauchbewuchs ergeben sich Sickerwassermengen, die zwischen ca. 60 und 90 mm/a liegen. Wiederum wird der größere Wert für ein geringes Speichervermögen der Wasserhaushaltsschicht (nFK = 14 Vol.-%) modelliert, der kleinere für ein hohes Speichervermögen (nFK = 22 Vol.-%).

Für den Fall, dass die Alt-Deponie flächendeckend mit Laubbäumen (Wuchsstadium Altholz) begrünt ist, ergeben sich Sickerwassermengen, die je nach Wasserspeichervermögen des Rekultivierungssubstrats bei ca. 40 – 70 mm/a liegen: gut 70 mm/a bei einer nFK von 14 Vol.-%, etwa 50 mm/a bei einer nFK von 18 Vol.-% bzw. gut 40 mm/a bei einer nFK von 22 Vol.-%.

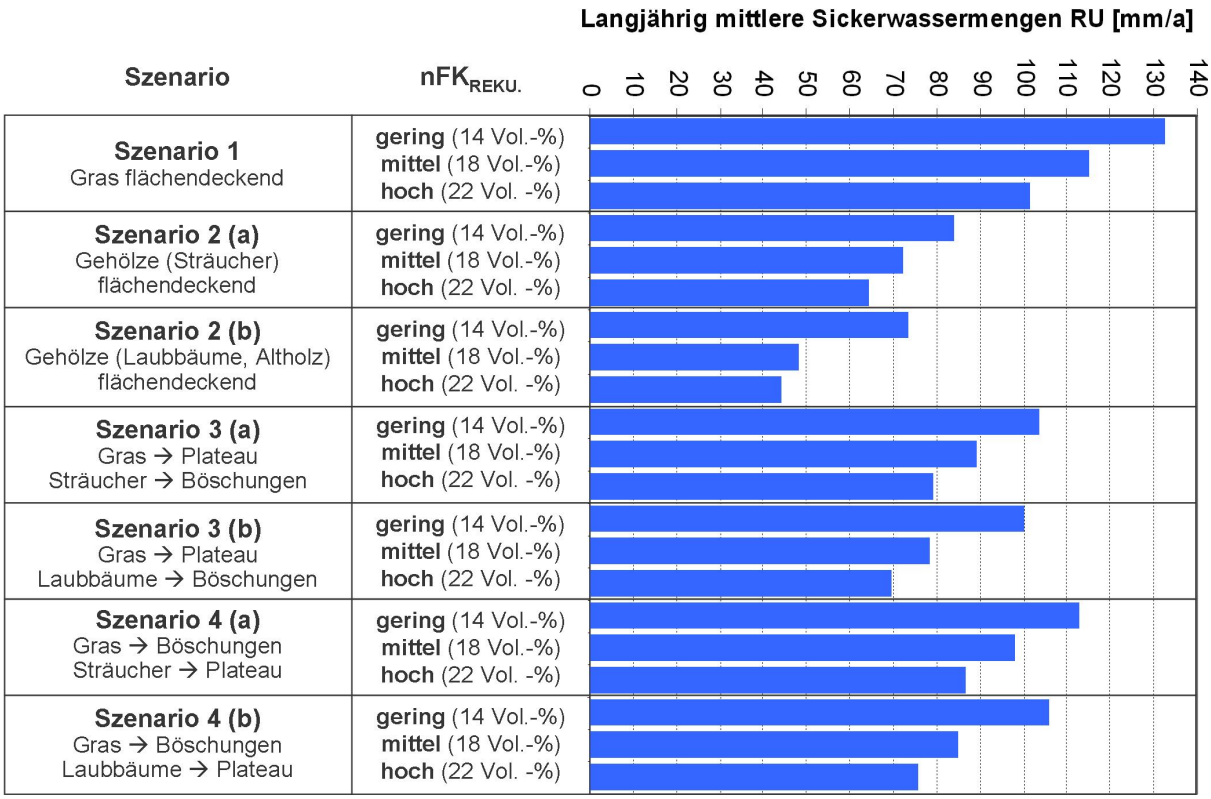


Abbildung 4: Langjährige Mittelwerte der jährlichen Sickerwassermengen an der Basis der Wasserhaushaltsschicht.

Unter 40 mm/a sind die Sickerwassermengen unter den konkreten Standortbedingungen nicht zu drücken. Auch muss beachtet werden, dass das angenommene Wuchsstadium Altholz erst nach vielen Jahrzehnten erreicht wird. Praktisch bedeutet dies, dass zeitnah, z. B. durch die Etablierung eines Strauchbewuchses, Sickerwassermengen von 60 – 70 mm/a erreichbar sind, wenn ein Rekultivierungssubstrat mit mindestens 18 Vol.-% nutzbarer Feldkapazität verbaut wird.

In Nassjahren erhöhen sich die Sickerwassermengen wegen des Fehlens eines dichtenden Elements auf Werte, die im Fall des Szenarios 1 (flächendeckender Grasbewuchs) Spitzenwerte von 400 mm/a erreichen können. Dafür wird in Trockenjahren praktisch kein Sickerwasser gebildet. Bei unterschiedlicher Begrünung von Plateau und Böschung schneidet das Szenario 3 bezüglich der Sickerwassermengen analog zu den realen Verdunstungsmengen etwas besser ab.

5.2 Austrocknung der Wasserhaushaltsschicht und Chancen bezüglich einer guten Bewuchsentwicklung aus wasserhaushaltlicher Sicht

Vor allem durch Trockenstress bedingt kann es zu einer Schädigung des Bewuchses kommen. Eine Folge davon ist, dass der Bewuchs die Verdunstungsleistungen, die er normalerweise erbringen würde (und die das Modell auf Basis der angenommenen guten Bewuchsentwicklung berechnet), nicht erbringen kann. Eine Analyse der modellierten Bodenfeuchteentwicklung in der Wasserhaushaltsschicht während sommerlicher Trockenperioden gestattet eine Abschätzung, in wie weit die Vegetation in Stresssituationen gerät.

Nach [11] können Bodenfeuchtewerte über 30 % nFK als ausreichend für eine gute Bewuchsentwicklung angesehen werden. Trockenstress spielt bei Bodenfeuchtewerten unterhalb von 30 % nFK eine zunehmende Rolle. Bei Wassergehalten unter 10 % nFK kann von akutem Trockenstress ausgegangen werden. Solch geringe Bodenfeuchtewerte beeinträchtigen das

Pflanzenwachstum immens und sollten bei Busch- oder Baumbewuchs nicht oder nur sehr selten auftreten. Ein häufigeres Auftreten signalisiert, dass irreversible Schädigungen der Büsche oder Bäume sehr wahrscheinlich sind.

In der Abbildung 5 sind die Bodenfeuchteverteilungen für die drei austrocknungsrelevanten Bewuchstypen (Szenario 1: Grasbewuchs, Szenario 2 a: Strauchbewuchs und Szenario 2 b: Baumbewuchs) gegenübergestellt, die sich für die durchwurzelte Zone der Wasserhaushaltsschicht ergeben. Untersucht wurde ausschließlich das nach Südwest geneigte Böschungshydrotop 6, weil dieses Hydrotop am meisten von Austrocknung betroffen ist. Die Austrocknungshäufigkeiten beziehen sich auf das hydrologische Sommerhalbjahr (Mai bis Oktober).

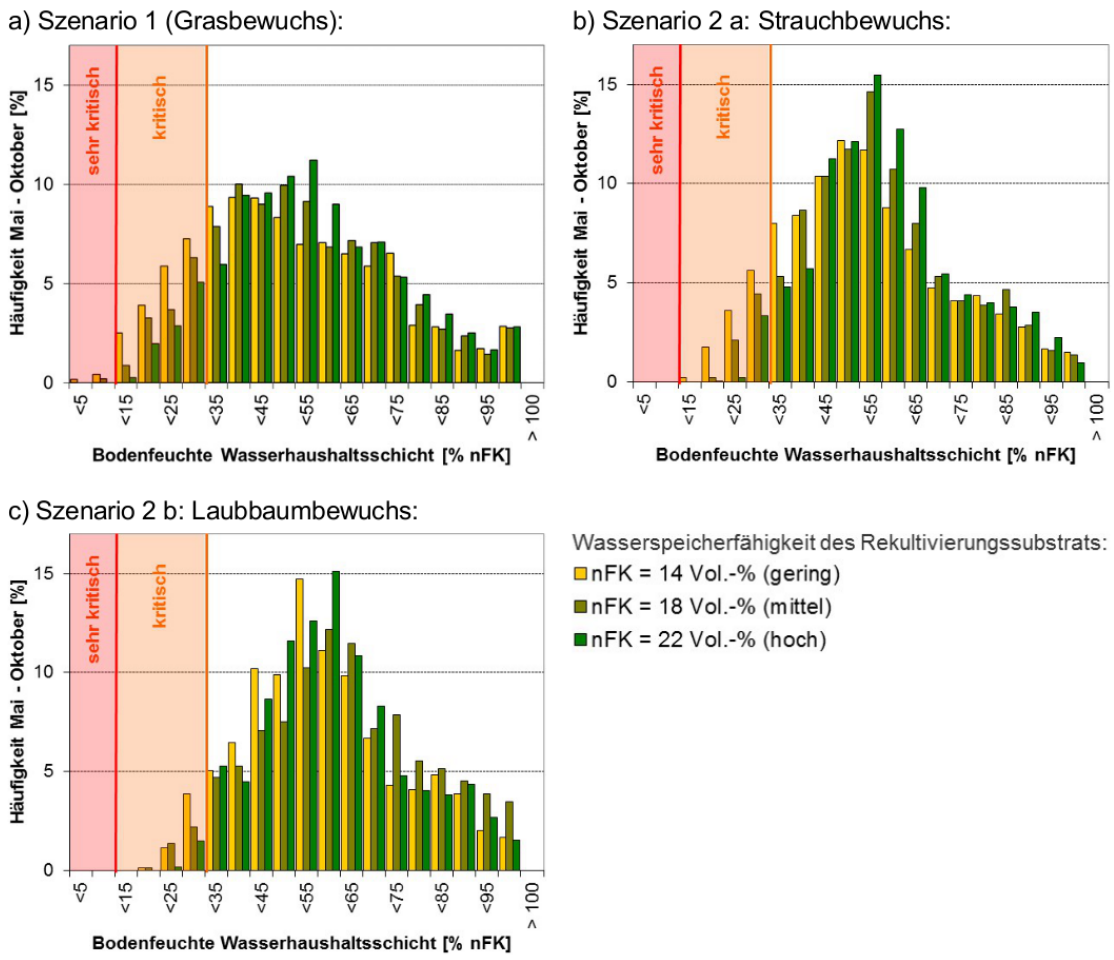


Abbildung 5: Verteilung der Bodenfeuchtewerte in der durch-wurzelten Zone der Wasserhaushaltsschicht in Abhängigkeit vom Bewuchs und von der Wasserspeicherfähigkeit des Rekultivierungssubstrats für die Südwestböschung (Hydrotop 6).

Der Grad der Austrocknung ist maßgeblich vom Bewuchs und der damit im Zusammenhang stehenden Durchwurzlungstiefe sowie vom Wasserspeichervermögen der Wasserhaushaltsschicht abhängig. Letzteres zeigt sich deutlich dadurch, dass für ein geringes Speichervermögen des Rekultivierungssubstrats höhere Austrocknungshäufigkeiten modelliert werden, die als kritisch zu bewerten sind. Der Grasbewuchs gerät wegen der vergleichsweise geringen Durchwurzlungstiefe am häufigsten und am stärksten in Trockenstresssituationen, die in Ausnahmefällen bis in den sehr kritischen Bereich ($<$ 10 % nFK) hineinreichen. Dazu ist jedoch anzumerken, dass Gräser auf Grund ihrer Überlebensstrategie, die darauf basiert, möglichst noch im Frühjahr Samen zu verbreiten, recht gut mit sommerlichen Trockenperioden zurecht-

kommen. In Trockenzeiten kommt es zu einem vorübergehenden Absterben der Gräser.

Der Busch- bzw. Baumbewuchs gerät im Vergleich zum Grasbewuchs weniger häufig in Trockenstresssituationen. Dennoch treten auch für die Bewuchsfälle Sträucher und Bäume Bodenfeuchtewerte auf, die ein Stresspotenzial anzeigen. Alles in allem sind solche Zustände jedoch eher selten, vor allem für den Fall, dass ein Rekultivierungssubstrat verwendet wird, das gut bzw. sehr gut wasserspeicherfähig (nFK $>=$ 18 Vol.-%) ist. Resümierend kann festgestellt werden, dass alle untersuchten Bewuchsarten gute Bewuchsbedingungen vorfinden, was vor allem der hohen Mächtigkeit der Wasserhaushaltsschicht zuzuschreiben ist.

Bei der Auswahl geeigneter Gehölze ist dieser Umstand dahingehend zu berücksichtigen, dass solche Arten zur Begrünung verwendet werden, die sporadisch auftretende Trockenperioden schadlos überstehen.

Schlussbemerkung: Auf Basis der Wasserhaushaltsuntersuchungen wird das Szenario 2 b (flächendeckenden Begrünung mittels Laubbäumen) gegenwärtig umgesetzt.

Literaturverzeichnis

[1] RILKE, D. ; NOWAK, E.: *Überarbeitete Stilllegungsmethodik Alt-Deponien – Empfehlungen für die Auswahl und Bewertung von Schutz- und Rekultivierungsmaßnahmen bei der Stilllegung von Alt-Deponien*. 2003. – LfULG Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Artikel-Nr.: LIII-4/4-1

[2] DEPV DEPONIEVERORDNUNG: *Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung – DepV) vom 27.04.2009*. 2009. – Erlass der Bundesregierung und des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherhei

[3] BERGER, K. ; SCHROEDER, P. R.: *Das Hydrologic Evaluation of Landfill Performance HELP Modell*. 2013. – Benutzerhandbuch für HELP-D (Version 3.95 D), 6. überarbeitete Auflage. Institut für Bodenkunde, Universität Hamburg

[4] DUNGER, V.: *Dokumentation der Modelle BOWAM und BOWAHALD zur Simulation des Wasserhaushaltes von Böden sowie Oberflächensicherungssystemen von Halden und Deponien*. 2017. – Nutzerhandbuch, Version 06/2017

[5] LAGA: *Bundeseinheitlicher Qualitätsstandard 7-2 „Wasserhauhaltsschichten in Deponieoberflächenabdichtungssystemen“ vom 13.04.2016*. 2016. – LAGA Ad-hoc-AG „Deponietechnik“

[6] GDA E2-32: *Gestaltung des Bewuchses auf Deponien. DGGT Deutsche Gesellschaft für Geotechnik, AK 6.1: Geotechnik der Deponiebauwerke, UG 7: Oberflächenabdichtungssysteme.* 2010. – Im Internet verfügbar unter http://www.gdaonline.de/downloads.htm (Stand: Januar 2010).

[7] DIN 18915: *Vegetationstechnik im Landschaftsbau – Bodenarbeiten*. 2018. – Beuth-Verlag

[8] AG BODEN: *Bodenkundliche Kartieranleitung*. 2005. – 5. Auflage. Herausgeber: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover

[9] DEHNER, U. ; MAIER-HARTH, U.: *Vereinfachte bodenkundliche Beurteilung von Substraten für Deponierekultivierungsschichten*. 2016. – 12. Leipziger Deponiefachtagung, Tagungs-band, S. 105 – 116, Leipzig

[10] KÜNZEL, O.: *Nutzbare Feldkapazität und Rekultivierungs- und Wasserhaushaltsschichten. Zeitschrift Müll und Abfall*. 2009. – Heft 2, 2009, S. 55 – 57

[11] NATUR, Hrsg. LANUV NRW Landesamt f. Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen: *Technische Anforderungen und Empfehlungen für Deponieabdichtungssysteme – Konkretisierungen und Empfehlungen zur Deponieverordnung*. 2010. – LANUV Arbeitsblatt 13, Eigenverlag, Recklinghausen

Hodnocení použití jiných než báňských odpadů pro rekultivaci zbytkových jam hnědouhelné těžby

Bewertung des Einbaus bergbaufremder Abfälle zur Rekultivierung von Tagebaurestlöchern im Braunkohlenbergbau

Karsten Menschner[1], Gabriele Zech[1], Anett Thomas[2]

Abstrakt

Pro komplexní vyhodnocení využití jiných než báňských, pro toto využití hornoprávně povolených odpadů při rekultivaci zbytkových jam byla vypracována nová metodika, která byla exemplárně aplikována za specifických místních podmínek na místě dvou bývalých hnědouhelných lomů.

Kurzfassung

Für eine Komplexbewertung der bergrechtlich zur Verwertung bei der Wiedernutzbarmachung der Tagebaurestlöcher zugelassenen bergbaufremden Abfälle wurde eine neue Methodik entwickelt und unter den spezifischen Standortbedingungen im Bereich zweier ehemaliger Braunkohlentagebaue exemplarisch angewendet.

1 Aufgabenstellung

Aufgabenstellung war die umfassende Bewertung der einzelnen bergrechtlich zur Verwertung zugelassenen bergbaufremden Abfälle hinsichtlich Eignung, Zweckbestimmung zur Erreichung des Sanierungsziels und Wirkung auf die bodenschutzfachlichen Schutzgüter unter den spezifischen Standortbedingungen.

Im Ergebnis einer objektiven Bewertung aller bergbaulichen, standortspezifischen und abfallspezifischen Faktoren sowie der regionalen Gegebenheiten sollte eine komplexe Gesamtbewertung der umweltrelevanten Vertretbarkeit und gegebenenfalls notwendiger Änderungen der Abfallverwertung für die zugelassenen Abfallarten stehen. Unter Berücksichtigung der wirtschaftlichen Auswirkungen bezüglich der Rekultivierung waren Vorschläge zur umweltverträglichen Weiterführung der Arbeiten im Rahmen der bergrechtlichen Wiedernutzbarmachung abzuleiten.

Zu berücksichtigen waren die entsprechenden Regelungen von BBergG, ABBergV, MarkSch BergV sowie die Bestimmungen der Betriebspläne der LMBV, des Weiteren die einschlägigen abfall- und umweltrelevanten Regelungen auf dem aktuellen Stand.

2 Standortbezogene Grundlagen und Planungsvorgaben

Als Planungsvorgaben zur Rekultivierung waren u.a. einzubeziehen:

- Territoriale und regionale Entwicklungspläne wie der
- Braunkohlenplan als Sanierungsrahmenplan Tagebau mit seinen Zielen hinsichtlich der Rekultivierung und Wiedernutzbarmachung des Tagebaurestloches
- Abschlussbetriebspläne der einzelnen Tagebaue mit konkreten Einbauzulassungen
- Baugenehmigungen z.B. für Landschaftsbauten mit Auflagen

[1]CDM Smith Consult GmbH, Niederlassung Leipzig; Weißenfelser Str. 65H; 04229 Leipzig; karsten.menschner@cdmsmith.com

[2]LMBV Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbauverwaltungsgesellschaft mbH, Betrieb Mitteldeutschland; Walter-Köhn-Str. 2, 04356 Leipzig

Auf der Basis der standortbezogenen Grundlagen und der Planungsvorgaben zur Rekultivierung der beiden untersuchten ehemaligen Braunkohlentagebaue ließ sich fachlich begründet einschätzen, dass die Eignung und Zweckbestimmung der zugelassenen bergbaufremden Abfälle in Hinsicht auf Erreichen des Sanierungsziels nachgewiesen und gegeben war.

3 Standortbezogene Grundlagen

Zur Charakterisierung der Standortsituation wurden u.a. betrachtet

- Lagebeschreibung und naturräumliche Einordnung mit Schutzgebietsbezügen
- Geologische, hydrogeologische, hydrochemische und hydrologische Verhältnisse (z.B. montanhydrologisches Monitoring mit GW-Wiederanstiegsprognosen)
- Bergbauliche Entwicklung, Standsicherheit und Tragfähigkeit
- Entwicklung der Abfallverwertung und Wiedernutzbarmachung

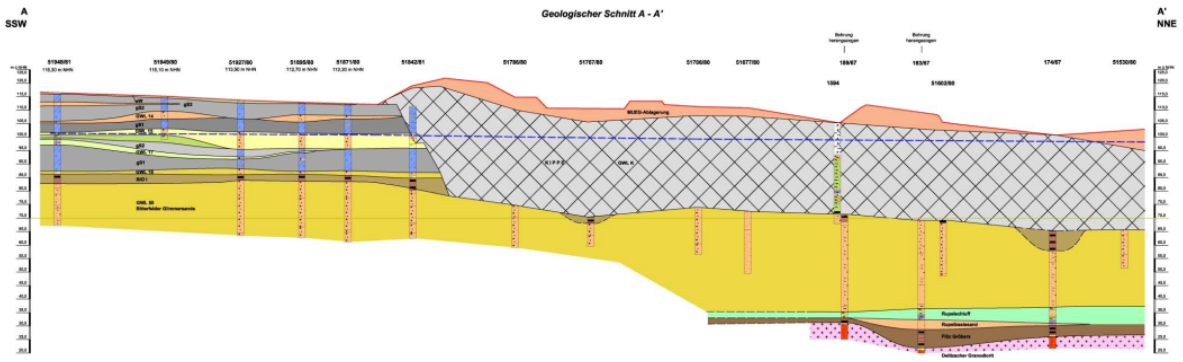


Abbildung 1: Beispiel für Standortsituation (Geologischer Schnitt).

4 Abfallspezifische Charakterisierung

Für alle zugelassenen Abfallarten wurde die Abfallverwertung unter den gegebenen Annahme- und Einbaubedingungen sowie den Rekultivierungsverpflichtungen insgesamt als umweltverträglich bewertet, auf Basis der analytischen Nachweise durch die Eigenüberwachung (EÜ).

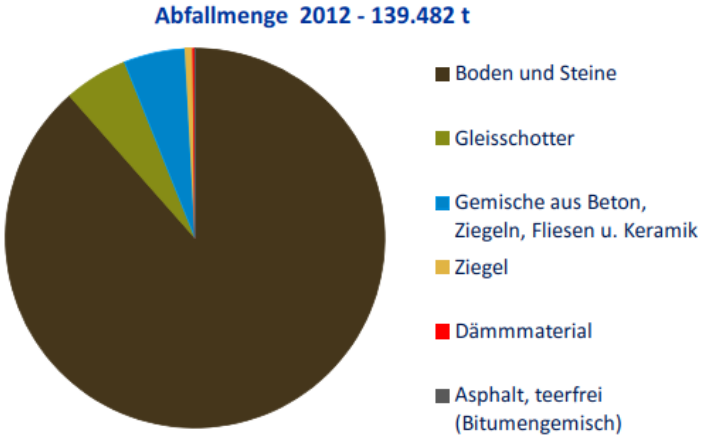


Abbildung 2: Beispiel für bergbaufremde Einbaumaterialien.

Dazu wurden die Einbaumengen in Einbaurastern den Deklarationsanalysen zugeordnet und daraus Parametermengenbelastungen berechnet und u.a. mit den einschlägigen LAGA-Zuordnungswerten abgeglichen.

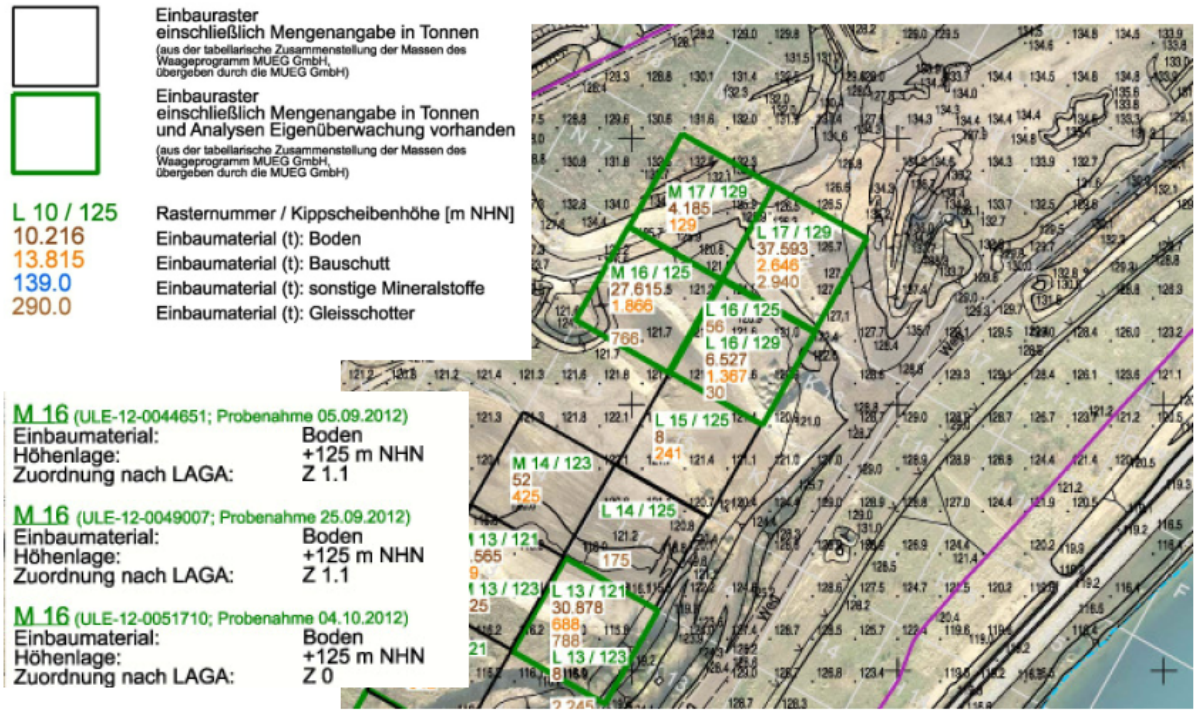


Abbildung 3: Beispiel für Einbauraster mit Einbaumengen zur EÜ-Kontrolle.

5 Geogene und anthropogene Einflüsse

Insgesamt wurden die Schwermetallgehalte am Beispiel des Einbaumaterials von 2012 als im Bereich der geogenen Grundgehalte liegend eingestuft. Die lokale Anwendbarkeit von Ausnahmeregelungen nach §12 (10) BBodSchV wurde geprüft, aber nicht als gegeben angesehen, da keine als naturbedingt oder großflächig siedlungsbedingt erhöht zu wertenden Schadstoffgehalte der Böden in der Umgebung bekannt sind.

6 Exposition und Gefährdungsbeurteilung

Die entwickelte komplexe Bewertungsmethodik umfasste u.a. Stoffmengenberechnungen, Abschätzungen der Exposition und Gefährdungsbeurteilungen, speziell für das Schutzgut Grundwasser unter Berücksichtigung des Grundwasseranstiegs, mit Frachtberechnungen sowie den Abgleich mit verschiedenen Bewertungsmaßstäben.

Die mittels vieler EÜ-Analysen von rasterförmigen Beprobungen in Einbau-Jahresscheiben statistisch berechneten repräsentativen Mittelwerte lagen unterhalb der jeweiligen LAGA-Z0*-Werte. Die Schwermetallgehalte lagen im Bereich der geogenen Grundgehalte.

Die Frachtberechnungen (Ermittlung der Emissionsstärke als flächenbezogene Fracht) ergaben geringfügige Sickerwasserfrachten.

Nr.	Schadherd	Transportmedium	Kontaktmedium	Schutzgut
1	ungesättigte Bodenzone		Direktkontakt Boden	Mensch
2	ungesättigte Bodenzone	Sickerwasser	Sickerwasser	Grundwasser
3	ungesättigte Bodenzone	Bodenluft	Raumluft / Außenluft	Mensch
4	Gesättigte Bodenzone, Grundwasser	Grundwasser	gehobenes Grundwasser	Mensch
5	gesättigte Bodenzone Grundwasser (primär)	Grundwasser	Grundwasser	Grundwasser (sekundär)
6	Boden	Sickerwasser	Sickerwasser / Grundwasser	Oberflächenwasser

Abbildung 4: Betrachtete Wirkungspfade und Schutzgüter.

Relevante negative Auswirkungen auf die bodenschutzfachlichen Schutzgüter (primär Schutzgut Grundwasser) wurden nach Expositionsbetrachtung (Wirkungspfade, Transportmedien, Kontaktmedien, Schutzgüter) und Gefährdungsabschätzung (Schadstoffpotential und -prognose) unter Beachtung aller genannten Randbedingungen nicht ermittelt.

Tabelle 1: Beispiel für Parametervergleich Einbaumaterial mit relevanten Orientierungswerten.

Parameter	Einheit	Mittelwert 2012	Grenzwerte DWU	Grenzwerte Baugenehmigung		Grenzwerte 12. Erg. ABP	Prüfwerte BBodSchV
				Feststoff	Eluat		
Eluat							
pH-Wert		**8,684**	5,5 - 13		6,5 - 9	5 - 10	
elektr. Leitfähigkeit bei 25°C	µS/cm	362,205	5.000		500	2.000	
Chlorid	mg/l	8,239			250	50	
Sulfat	mg/l	112,541			240	200	
Cyanid, gesamt	µg/l	0,136	200		10	50	50
Phenol-Index	µg/l	<10	50		20		
Arsen	µg/l	4,170	50		10	20	10
Blei	µg/l	2,923	200		10	50	25
Cadmium	µg/l	0,011	10		1	5	5
Chrom(Gesamt)	µg/l	4,891	200		10	50	50
Kupfer	µg/l	7,009	200		20	100	50
Nickel	µg/l	3,898	200		20	50	50
Quecksilber	µg/l	0,027	3		0,2	1	1
Thallium	µg/l	<0,1			1		
Zink	µg/l	43,002	800		400	100	500

7 Betriebswirtschaftliche Belange

Des Weiteren erfolgte eine Prüfung betriebswirtschaftlicher Belange (zu Rückstellungen).

8 Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Methodik der Komplexbewertung für den umweltverträglichen Einbau von Fremdstoffen zur Wiedernutzbarmachung / Rekultivierung von ehemaligen Tagebauen kann auf ähnliche Fragestellungen adaptiert werden und so zur Lösung eines erheblichen ökologischen und ökonomischen Nachsorgeproblems für ehemalige Abbaugebiete beitragen. Für den verträglichen Fremdstoffeinbau können immer spezifische Empfehlungen abgeleitet werden.

Staré zátěže a kontaminace podzemní vody

Altlasten und Grundwasserkontamination

Staré ekologické zátěže a jiné znečištění vod, případně horninového prostředí

Ökologische Altlasten und sonstige Wasser- und Gesteinsverunreinigung

Josef Gruber[1]

Abstrakt

Starou ekologickou zátěží (dále také „SEZ“) v podmínkách České republiky rozumíme znečištění horninového prostředí nebo podzemních, příp. povrchových vod způsobené právními předchůdci (státní podniky) dnešních vlastníků. Na území libereckého kraje jsou převažujícími kontaminanty směsi chlorovaných uhlovodíků v dřívějších dobách používané k odmašťování povrchů a ropné uhlovodíky; v menší míře tato dominantní znečištění doprovázejí těžké kovy, polyaromatické uhlovodíky, kyanidy, . . .

Přednáška seznámí posluchače obecně s lokalitami zasaženými dřívější průmyslovou činností a především je bude informovat o fungování systému na odstraňování SEZ, který byl nastaven v naší zemi zákonnými normami především v souvislosti s přijatými privatizačními zákony.

Budou představeny zdroje, ze kterých jsou hrazené náklady na sanaci, a především celý proces odstraňování kontaminace životního prostředí – od zjištění přítomnosti znečištění (zpravidla v rámci provedeného ekologického auditu) až po dosažení tzv. cílových limitů sanace (zbytková množství znečišťujících látek ve vodách či v půdě, která již nepředstavují rizika pro lidi, životní prostředí, ani zvířata).

Kurzfassung

In den Bedingungen der Tschechischen Republik wird unter dem Begriff der ökologischen Altlasten eine Verschmutzung des Gesteins oder des Grund- bzw. Oberflächenwassers verstanden, die durch die juristischen Vorgänger (Staatsbetriebe) der heutigen Eigentümer verursacht wurden. Die überwiegende Belastung stellen in dem Gebiet des Liberecký kraj Gemengen der Chlorkohlenwasserstoffe dar, die in den früheren Zeiten für die Entfettung von Oberflächen verwendet wurden und Mineralölkohlenwasserstoffe. Diese Verunreinigungen werden in einem geringeren Ausmaß durch Schwermetalle, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, Cyanide etc. begleitet.

In dem Vortrag werden auf eine allgemeine Art und Weise Standorte, die durch die frühere Industrietätigkeit betroffen wurden sowie das System der Beseitigung dieser ökologischen Altlasten vorgestellt, der in der Tschechischen Republik auf Basis von Rechtsvorschriften insbesondere im Zusammenhang mit den beschlossenen Privatisierungsgesetzten eingeführt wurde.

Es werden die Finanzierungsquellen vorgestellt, die zur Deckung der Kosten der Sanierungen dienen sowie der gesamte Prozess der Beseitigung der Umweltverunreinigung ab der Feststellung einer Verunreinigung (in der Regel im Rahmen eines Ökoaudits) bis zur Erreichung der Zielwerte der Sanierung (Restmengen der Schadstoffe in Gewässern oder im Boden, die für Menschen, Umwelt sowie Tiere keine Gefahr mehr darstellen).

[1]Česká inspekce životního prostředí, Oblastní inspektorát Liberec, Oddělení ochrany vod, Třída 1. máje 858/26, 460 01 Liberec, josef.gruber@cizp.cz

1 Úvod

Před zhruba 30 lety v rámci privatizace státních podniků vyšly najevo skutečnosti, které zásadním způsobem ovlivnily tento proces. Celá řada průmyslových podniků (od drobných po největší v zemi) měla a často stále ještě má na svých pozemcích, stavbách a také v podzemních vodách kontaminaci různými látkami s různou mírou škodlivosti a rizikovosti pro všechny složky životního prostředí. V ojedinělých případech se vyskytovaly skládky odpadů, které nebyly dostatečně stavebně technicky zabezpečené, čímž byly hrozbou pro životní prostředí.

Nutno dodat, že náš stát si tuto situaci plně uvědomil a přijal postupně potřebnou legislativu, s jejíž pomocí má být neuspokojivý stav vyřešen. V rámci přípravy privatizace státních podniků byl Sněmovnou schválen zákon č. 92/1991 Sb., o podmínkách převodu majetku státu na jiné osoby, ve znění pozdějších změn a doplňků (dle § 15 přešly na nové vlastníky také jiná práva a závazky související s privatizovaným majetkem a dle § 6a byla zakotvena povinnost zpracování vyhodnocení závazků podniku z hlediska ochrany životního prostředí); byl zřízen Fond národního majetku (po jeho zrušení byla činnost převedena na Ministerstvo financí ČR (dále jen „MF“); Vláda ČR přijala usnesení o Zásadách vypořádání ekologických závazků vzniklých před privatizací; na úrovni Ministerstva životního prostředí ČR (dále jen „MŽP“) byly přijaty směrnice a metodické pokyny upravující praktické postupy pro provádění potřebných sanací průmyslových areálů zatížených činností státních podniků před jejich privatizací – od toho již bylo velmi blízko k označení takové stavu jako stará ekologická zátěž.

2 Průběh likvidace staré ekologické zátěže

Na území našeho kraje jsou převažujícími kontaminanty směsi chlorovaných uhlovodíků (dříve hojně využívané k odmašťování výrobků) – řádnou likvidací takto vzniklých odpadů se v dřívějších dobách příliš nezabývali; mnohdy použité odmašťovadlo vylévali za dílnu… Velmi často jsou znečišťující látkou ropné uhlovodíky (především oleje, ale také motorová nafta a benzín). Tyto dominantní kontaminanty v menší míře doprovázejí těžké kovy, polyaromatické uhlovodíky, kyanidy a další znečišťující látky.

V praxi rozlišujeme tři velké skupiny případů v závislosti na způsobu financování nezbytných sanačních prací – SEZ, dlouhodobé havárie na podzemních vodách a znečištění odstraňované s pomocí dotace.

- Vzhledem k zapojení ČIŽP do procesu odstraňování SEZ bude přednáška věnována převážně těmto případům. V úvodu je třeba uvést, že se jedná o lokality, k jejichž vyčištění se zavázal stát a to uzavřením tzv. ekologické smlouvy mezi ním a nabyvatelem, tj. subjekt, který původní státní podnik zprivatizoval – vznikl tak nový právní subjekt, který znečištění nezpůsobil, nicméně bylo (a je do současné doby) mu ukládáno Českou inspekcí životního prostředí (dále jen „ČIŽP“), aby SEZ nechal odstranit. Finanční prostředky, které nabyvateli stát poskytuje, přitom pochází z výtěžku tzv. malé privatizace, a jejich vynaložení musí být účelné.

- Ve druhém případě byla v rámci privatizace státního majetku novému vlastníkovi snížena kupní cena o předpokládané náklady na provedení vyčištění saturované i nesaturované zóny. Nový majitel se současně zavázal k provedení nezbytných sanačních prací tak, aby jeho areál v budoucnu nepředstavoval rizika pro lidi, zvířata, ani pro složky životního prostředí.

- Třetí způsob financování se vlastníkům kontaminovaných lokalit naskytl poměrně nedávno. Jedná se o možnost získání dotace z Operačního programu životního prostředí – prioritní osa 3: Odpady a materiálové toky, ekologické zátěže a rizika; finanční prostředky z tohoto programu lze čerpat nejen na vlastní sanaci, ale také na práce, které jí předcházejí – tedy různé průzkumy a zpracování analýzy rizik.

V dalším textu je třeba zmínit, jak celý proces likvidace SEZ probíhá. Sled jednotlivých kroků je následující:

1. Prvotní průzkum znečištění, tzv. ekologický audit – obsahuje údaje o ekologických závazcích (zjištěná znečištění) v důsledku bývalé činnosti státního podniku. Tento audit byl zpravidla součástí privatizačního projektu daného podniku. Vypracované ekologické audity byly předkládány ČIŽP k vyjádření.

   Pro účely vyhodnocení získaných údajů MŽP stanovilo následující kritéria znečištění zemin a podzemní vody:

   - Kritéria A
     – odpovídají přirozeným obsahům sledovaných látek
   - Kritéria B
     – uměle stanovená hodnota; její překročení se považuje za znečištění, které může mít vliv na zdraví člověka a na jednotlivé složky životního prostředí – znečištění je třeba se dále zabývat (zjistit zdroj a příčinu kontaminace, předběžně stanovit všechna rizika a potom rozhodnout o dalším postupu)
   - Kritéria C
     – jejich překročení může znamenat výrazné riziko ohrožení zdraví člověka a složek životního prostředí; závažnost rizika musí být posouzena jeho analýzou – tzv. analýza rizik.

2. Analýza rizik (dále jen „AR“) - v případě ověření, že lokalita je kontaminována nad přijatelnou úroveň, musí být zpracována AR; to zahrnuje především podrobné prozkoumání předmětného areálu. Kromě zjištění druhu a míry znečištění se při vypracování AR souhrnně vyhodnocují všechna nebezpečí a rizika pro člověka, další živé organizmy a složky životního prostředí. Náležitosti AR jsou upraveny metodickým pokynem MŽP. V závislosti na výsledku (množství znečištění a s tím spojená rizika) navrhuje zpracovatel AR také provedení potřebných opatření k nápravě závadného stavu; pokud je nutný sanační zásah – odtěžba kontaminovaných zemin a stavebních konstrukcí + čerpání a čištění podzemních vod, jsou součástí AR tzv. cílové limity (tj. zbytková koncentrace znečišťujících látek) a návrh sledování míry znečištění povrchových i podzemních vod (tzv. postsanační monitoring). Následně AR prochází tzv. oponentním řízením, během něhož dotčené orgány státní správy (ČIŽP, MŽP a MF) + nezávislý oponent připomínkují zpracovaný dokument.

3. Správní řízení v případě SEZ provádí ČIŽP na základě žádosti nabyvatele. Výsledkem tohoto procesu je rozhodnutí (nezbytná podmínka k úhradě nákladů na odstranění ekologických závad státem), kterým se nabyvateli ukládá zajistit provedení sanace prostřednictvím oprávněné osoby a zpravidla v rozsahu navrženém AR, tzn. včetně postsanačního monitoringu. Rozhodnutí dále obsahuje konkrétní termíny (nutno plnit) – od jednotlivých dílčích kroků až po úplný závěr všech prací spojených se sanací.

4. Výběrové řízení na zhotovitele provádí MF bez účasti ČIŽP.

5. Vybraný zhotovitel v souladu s podmínkami vydaného rozhodnutí (viz výše) zpracovává prováděcí projekt sanačních prací – další dokument, který se připomínkuje dotčenými orgány státní správy. V této souvislosti je třeba poznamenat, že například ze strany ČIŽP je předložený dokument zkoumán ve vztahu k vydanému rozhodnutí. V rámci tohoto úkonu není posuzována vhodnost zvolené sanační technologie. Tato záležitost jde plně na vrub zhotovitele.

6. Vlastní sanace - postup prací je pravidelně a průběžně kontrolován. K tomuto účelu nabyvatel svolává jednání všech zainteresovaných na kontrolních dnech. V rámci těchto

jednání jsou zpravidla předkládány dílčí či etapové zprávy o průběhu sanačních prací. ČIŽP v této části kontroluje především, zda jsou realizovaná opatření v souladu s vydaným rozhodnutím a zda směřují k jeho splnění.

7. Ukončení sanačního zásahu předchází závěrečná zpráva. Ta obsahuje jak souhrn všech provedených prací, tak vyhodnocení postsanačního monitoringu. Následně ČIŽP provede na lokalitě závěrečnou kontrolu. V rámci této prověrky ČIŽP zkoumá, zda byly splněny všechny podmínky vydaného rozhodnutí; v kladném případě je vyhotoven protokol o splnění uložených opatření k nápravě. V této souvislosti se rovněž ověřuje, zda v areálu nedochází k dalšímu (novému) znečišťování životního prostředí.

8. Ukončení ekologické smlouvy provádí smluvní strany; nezbytným předpokladem je protokol o kontrole nápravných opatření vypracovaný na základě kontroly ČIŽP.

3 Možné komplikace a překážky

Z dlouholeté praxe již víme, že takto ideálně práce vždy nepostupují – např. se stává, že i přes prováděná opatření se nedaří dosáhnout stanovených cílových limitů. Tehdy, po dohodě všech zúčastněných stran, nastává čas pro aktualizaci AR. Zpravidla k tomu dochází po 5 až 10-ti i více létech; to znamená, že zpracovatel má k dispozici mnohem více poznatků a informací, než tomu bylo na samém začátku. Kromě toho s postupujícím poznáním a technickým i SW vybavením (např. matematické modely vývoje koncentrací a migrace znečištění) mohou mít ve výsledku zjištění, že cílové limity mohou být i vyšší, než ty původně stanovené, přičemž rizika s tím spojená budou stejná nebo dokonce ještě nižší.

Nabyvatelé s ekologickou smlouvou nemají vždy jistotu hladkého průběhu sanace – v minulosti nezřídka docházelo ke zdržení při výběru zhotovitele sanačních prací (výběrová řízení provádí MF). ČIŽP v takových případech pak byla nucena trestat nabyvatele, neboť tento subjekt neplnil podmínky (stanovené termíny) pravomocného rozhodnutí.

Samostatnou kapitolou je možnost, kdy se v průběhu provádění sanačních prací ukáže, že kontaminace lokality je většího rozsahu. V takovém případě pak nastane situace, že jsou vyčerpány finanční prostředky určené k úhradě sanace (tzv. garance); v takovém případě by měl nabyvatel pokračovat v započatých pracích a náklady s nimi spojené hradit z vlastních zdrojů. Alespoň tak to vidí MF; nutno dodat, že takový případ aktuálně probíhá, a je předmětem několikaletého soudního sporu, zatím bez pravomocného rozhodnutí.

Pokud hovoříme o dlouhodobé havárii na podzemních vodách, je postup o něco jednodušší, zato však plně závislý na ekonomické síle majitele dotčeného areálu. V praxi to znamení, že řada lokalit je sanována dlouhou dobu a dosažení cíle je stále v nedohlednu.

4 Úspěšně zvládnuté sanační práce

Nejrozsáhlejším znečištěním průmyslového areálu, na jehož sanaci se ČIŽP, oblastní inspektorát Liberec podílela, je základní závod společnosti ŠKODA AUTO a. s. v Mladé Boleslavi. Sanační práce v největších ohniscích nesaturované zóny jsou prakticky ukončené. Dále uvádím pro ilustraci několik fotografií, které dokumentují stav na předmětné lokalitě.



Obrázek 1: Hala M1 vybourané kontaminované materiály, zdroj: Václav Tima (ŠKODA AUTO a. s.).



Obrázek 2: Hala M1 nová podlaha, zdroj: Václav Tima (ŠKODA AUTO a. s.).



Obrázek 3: Hala M4 stav před sanací, zdroj: Václav Tima (ŠKODA AUTO a. s.).



Obrázek 4: Hala M4 nová podlaha, zdroj: Václav Tima (ŠKODA AUTO a. s.).

5 Závěr

V uplynulých bezmála 30-ti letech bylo vynaloženo značné úsilí a také mnoho finančních prostředků s cílem odstranit známé znečištění v průmyslových areálech, které vzniklo činností bývalých státních podniků. Máme za sebou řadu úspěšných (a dokončených) sanačních prací, díky kterým jsme společně zabránili dalším, mnohdy až nevratným škodám (např. pokud by došlo ke znečištění prameniště pro hromadné zásobování obyvatel pitnou vodou). Na druhou stranu nás ještě čeká hodně práce na případech, kde práce probíhají či se začínají připravovat.

Projekt sanace areálu Schwarze Pumpe, kde minulost zanechala své stopy

Sanierungsprojekt Schwarze Pumpe - Die Vergangenheit hat ihre Spuren hinterlassen

Holm Uhlig[1]

Abstrakt

Bývalý plynárenský kombinát v areálu průmyslového parku Schwarze Pumpe na zemské hranici mezi Braniborskem a Saskem se skládal z několika vzájemně propojených plynáren, koksoven a briketáren, které byly zdrojem významného znečištění. Zátěž podzemní vody a půdy nejrůznějšími látkami přetrvává do dnešních dní. Komplexní sanaci půdy v průmyslovém areálu Schwarze Pumpe je od roku 2017 realizována společnostmi BAUER Resources GmbH s r.o. a BAUER Spezialtiefbau GmbH s r.o. s partnerem. Cílem je snížení imisí škodlivin do podzemní vody.

Tento úkol je gigantický: V šesti etapách jsou až do hloubky 20 m zapouštěny primární štětové stěny. Dále bylo pomocí speciálního bagru vyhloubeno 147 jednotlivých jam, zajištěných štětovými stěnami s rozměry 10 x 11 m a s hloubkou 14 m. Při výměně půdy byly kladeny vysoké požadavky na bezpečnost práce a ochranu životního prostředí. Vystupující plyny jsou zachytávány pomocí dvou mobilních zařízení pro odsávání vzduchu a několika mlžných děl. Kromě toho jsou neustále měřeny a zaznamenávány emise uvnitř i mimo staveniště.

Po vytěžení je kontaminovaná zemina odvážena uzavřenými nákladními vozidly k čištění do vakuového termického zařízení, vybudovaného speciálně pro tyto účely přímo v areálu. V tomto zařízení jsou z vytěžené zeminy vydestilovány veškeré nebezpečné látky. Vyčištěná půda společně s nezatíženou zeminou z předkopových prací je následně využita v jednotlivých etapách jako výplň.

Do konce celého projektu v roce 2022 bude celkově přemístěno a vyčištěno 286 000 t zeminy. Po vyčištění může být plocha opět využívána průmyslovými podniky.

Detaily budou po krátkém úvodu vysvětleny ve videu.

Kurzfassung

Das ehemalige Gaskombinat auf dem Areal des Industrieparks Schwarze Pumpe auf der Landesgrenze zwischen Brandenburg und Sachsen bei Spremberg bestand früher aus mehreren vernetzten Gaswerken, Kokereien und Brikettfabriken, von denen eine erhebliche Verunreinigung ausging. Als Folge sind Grundwasser und Boden durch diverse Stoffe immer noch schwer belastet. Seit 2017 führen nun die BAUER Resources GmbH und BAUER Spezialtiefbau GmbH mit einem Partner umfangreiche Bodensanierungsarbeiten im Industriepark Schwarze Pumpe durch. Das Ziel: den Schadstoffeintrag in das Grundwasser zu reduzieren.

Die Aufgabenstellung ist gigantisch: So werden sechs Bauabschnitte mit ca.1,3 km Primärspundwänden bis in eine Tiefe von 20 m eingekapselt. Weitere 147 Einzelspundwandkästen mit einer Grundfläche von 10 x 11 m werden errichtet, der Aushub erfolgt mit einem Spezialbagger bis in eine Tiefe von 14 m. Während des Bodenaustausches werden sehr hohe Anforderungen an den Arbeits- und Umweltschutz gestellt. Mittels zweier mobiler Luftabsauganlagen und mehrerer Nebelkanonen werden die Ausgasungen abgefangen. Zudem werden die Emissionen permanent innerhalb und außerhalb der Baustelle gemessen und aufgezeichnet.

Nach dem Aushub wird der kontaminierte Boden mittels verschließbarer LKWs abtransportiert und zur Reinigung in die speziell errichtete vakuum-thermische Anlage auf dem Werksgelände gebracht. Dort werden alle gefährlichen Stoffe aus dem ausgehobenen Boden herausdestilliert. Anschließend wird der gereinigte Boden zusammen mit dem unbelasteten Voraushub zur Verfüllung der Bauabschnitte genutzt.

Bis zum Projektende in 2022 werden insgesamt über 286.000 t Erdreich bewegt und gereinigt werden. Nach Projektabschluss kann die Fläche wieder von Industrie und Gewerbe genutzt werden.

Die Details werden nach einer kurzen Einführung in einem Video erläutert.

[1]Projektleiter in Schwarze Pumpe. BAUER Resources GmbH, Bauer-Str. 1, 86529 Schrobenhausen. holm.uhlig@bauer.de

Oběhové hospodářství

Kreislaufwirtschaft

Stav recyklace lithium-iontových baterií

Stand des Recyclings von Lithium-Ionen-Batterien

Lutz Wuschke[1], Hans-Georg Jäckel[2]

Abstrakt

Díky svým vynikajícím vlastnostem, jako hustota energie a životnost, nahrazují lithium-iontové baterie dosavadní bateriové systémy na bázi například olova a kyseliny nebo niklu a kadmia. Zatímco v případě stávajících systémů je jejich zpětný odběr zajištěn například pomocí zálohových systémů a postupy jejich recyklace jsou technologicky zavedené, existuje v případě lithium-iontových baterií ještě řada problémů, které je třeba do budoucna vyřešit.

Pro pochopení mechanického zpracování tohoto komplexního výrobku bude v příspěvku vysvětlena konstrukce lithium-iontových baterií a představen vývoj jejich množství a to především v oblasti elektromobility. Přednáška poskytuje přehled o aktuálním stavu technologií a o pyromechanických a hydrometalurgických a mechanických zařízeních pro zpracování těchto baterií, které jsou na středoevropském trhu dostupné. Známými slabými místy jsou bezpečnost, kvalita výrobku nebo dosahovaná míra recyklace. Z toho vyplývají požadavky na budoucí zařízení a jejich kapacity.

Kurzfassung

Lithium-Ionen-Batterien ersetzen aufgrund ihrer hervorragenden Eigenschaften wie Energiedichte und Lebensdauer, in vielen Bereichen die herkömmlichen Batterie – Systeme z. B. auf Blei-Säure- oder Nickel-Cadmium-Basis. Während für die existierenden Systeme die Rücknahme beispielsweise durch Pfandsysteme weitestgehend gesichert ist und die Recyclingverfahren technologisch etabliert sind, bestehen für die Batterien auf Lithium-Ionen-Basis noch etliche Probleme, die zukünftig geklärt werden müssen.

Zum Verständnis der zur Aufbereitung dieses komplexen Verbundes erforderlichen mechanischen Prozesse, wird der typische Aufbau einer Li-Ionen-Batterie erläutert, sowie die Mengenentwicklung speziell für den Bereich der Elektromobilität aufgezeigt. Der Vortrag gibt einen Überblick über den aktuellen Stand der Technik und die auf dem mitteleuropäischen Markt existierenden pyro- und hydrometallurgischen sowie mechanischen Anlagen zur Aufbereitung von Li-Ionen-Batterien. Bekannte Schwachstellen wie die Sicherheit, die Produktqualität oder die erreichbare Recyclingquote werden aufgezeigt. Daraus leiten sich die Anforderungen an zukünftige Anlagen und deren Kapazitäten ab.

1 Einleitung und Hintergrund

Lithium-Ionen-Batterien ersetzen aufgrund ihrer hervorragenden Eigenschaften wie Energiedichte und Lebensdauer, in vielen Bereichen die herkömmlichen Batterie –Systeme z. B. auf Blei-Säure- oder Nickel-Cadmium-Basis. Der Siegeszug der Li-Ionen-Batterie begann vor ca. 35 Jahren, wobei über 15 Jahre von den ersten Entwicklungen bis zur Serienreife und Massenproduktion vergingen [1]. Anfangs wurden die Batterien in mobilen elektronischen Geräten wie Telefonen oder Laptops genutzt, später kamen kabellose Anwendungen in Haushaltgeräten

[1]Scholz Recycling GmbH Espenhain, Berndt-Ulrich-Scholz-Straße 1, 04571 Rötha; lutz.wuschke@Scholz-Recycling.de

[2]Technische Universität Bergakademie Freiberg, Lampadiusstraße 4, D-09596 Freiberg, hjaeckel@iam.tu-freiberg.de

(Akkuschrauber, Bohrmaschinen, Staubsauger, Rasenmäher etc.) dazu. Seit etwa 2010 werden die Li-Ionen-Batterien auch im Bereich der Elektromobilität als Traktionsbatterien eingesetzt für E-Autos, E-Bikes und E-Scooter. In letzter Zeit verstärkt sich auch der Einsatz als Starter- und Bordnetzbatterie in Fahrzeugen mit Verbrennungsantrieb, sowie als stationärer Energiespeicher.

Li-Ionen-Batterien haben im Vergleich zu anderen Batteriesystemen eine längere Lebensdauer, aber je nach Umgebungsbedingungen, Anzahl der Ladezyklen und Betriebszuständen erreicht auch dieser Batterietyp nach etwa 14 Jahren sein Lebensende und muss dem Recycling zugeführt werden, wie Abbildung 1 verdeutlicht.

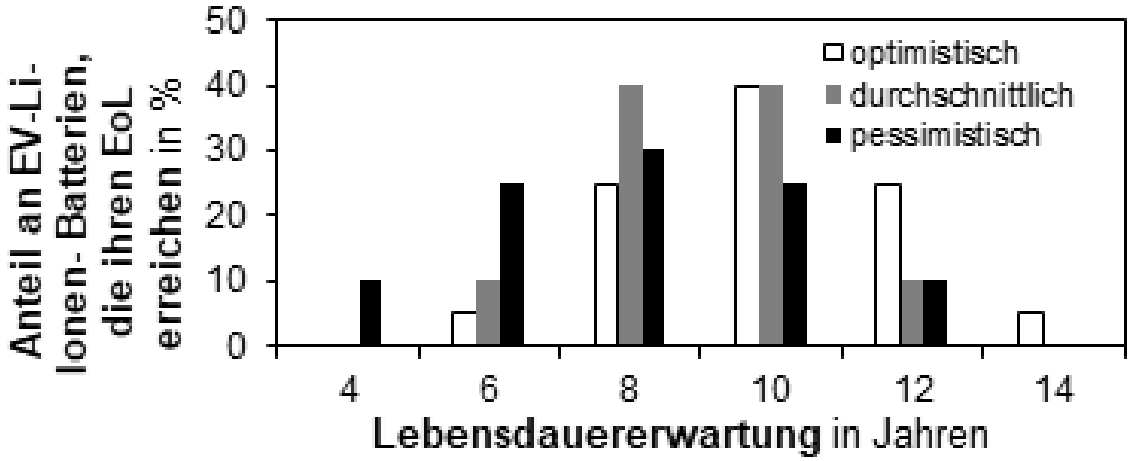


Abbildung 1: Lebenserwartung von Li-Ionen-Batterien nach Richa [2].

Während für die existierenden Systeme die Rücknahme beispielsweise durch Pfandsysteme weitestgehend gesichert ist und die Recyclingverfahren technologisch etabliert sind, bestehen für die Batterien auf Lithium-Ionen-Basis noch etliche Probleme, die zukünftig geklärt werden müssen, wenn verstärkte Mengen auf das Recycling zukommen werden. In Abbildung 2 ist das geschätzte Recyclingpotential für LIB's am Beispiel der VR China dargestellt, das zeigt, das in ca. 4 Jahren, in Europa wahrscheinlich etwas später, relevante Mengen verarbeitet werden müssen.

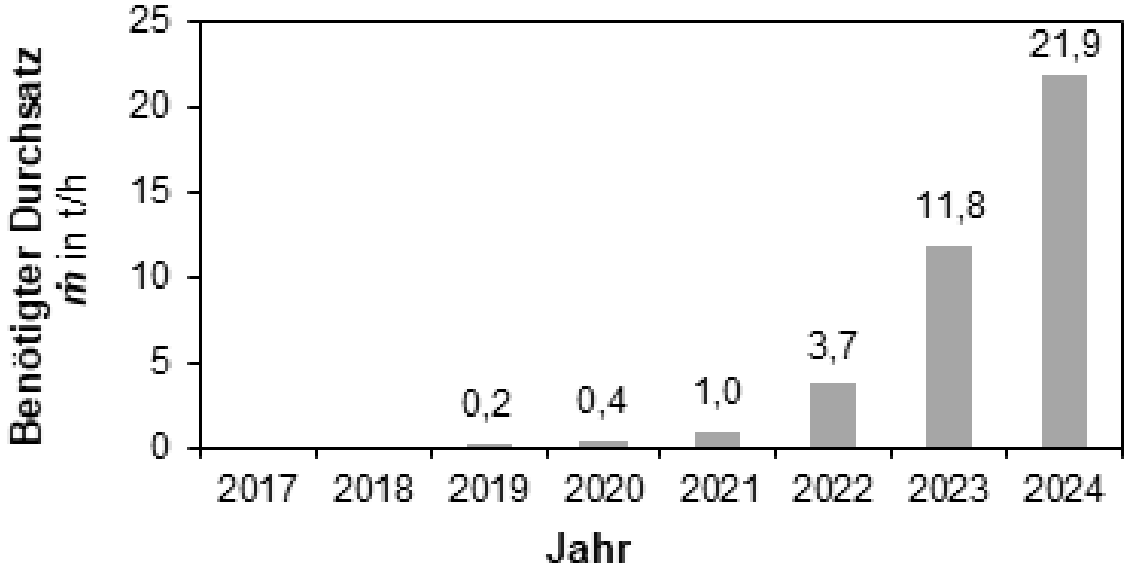


Abbildung 2: Abgeschätztes Recyclingpotential für Li-Ionen-Batterien in China [3].

2 Aufbau und Zusammensetzung von Li-Ionen-Batterien

2.1 Typischer Aufbau einer Traktionsbatterie

Am Beispiel einer Traktionsbatterie aus dem Automobilbereich (siehe Abbildung 3) soll der komplizierte Aufbau einer Li-Ionen-Batterie verdeutlicht werden. Grundsätzlich besteht eine komplette Batterie aus zumeist mehreren Modulen, die wiederum ihrerseits aus einzelnen Batteriezellen zusammengesetzt sind.

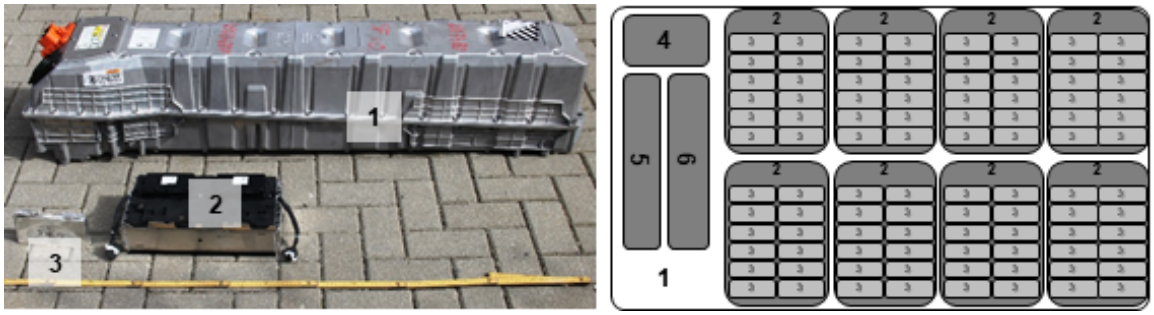


Abbildung 3: Traktionsbatterie Typ V:1) Li-Ionen-Traktionsbatterie; 2) Modul; 3) Batteriezelle; 4) Kühlung; 5) Batteriemanagementsystem; 6) Steuergerät [3].

Der Masseanteil an Zellen, also dem eigentlichen „aktiven Bestandteil“ einer Batterie, steigt stetig, um die Anforderungen an höhere Energiedichten zu erfüllen. Begrenzt wird dieser Trend lediglich, durch die Sicherheit, die im Falle eines Unfalls durch ein robustes Gehäuse der Zellen, Module und der Batterie gewährleistet wird.

2.2 Stoffliche Zusammensetzung einer Li-Ionen-Batteriezelle

Eine Li-Ionen-Batteriezelle besteht grundsätzlich aus den fünf Komponenten Gehäuse, Anodenfolie, Kathodenfolie, Separatorfolie und Elektrolyt. Die konkreten Masseanteile variieren je nach Typ, Chemismus und Verwendungszweck. Tabelle 1 gibt einen Überblick über die Inhaltsstoffe und typische Zusammensetzungen.

Tabelle 1: Übersicht über die in einer Li-Ionen-Batterie enthaltenen Materialien [4].

Komponente		Material	Masseanteil μ_i in %
Gehäuse		Aluminium, Cr-Ni-Stahl	14-24
Anode	Folie	Kupfer	8-10
	Beschichtung	Graphit + Binder	16-20
Kathode	Folie	Aluminum	3-4
	Beschichtung	$LiMO_2$ + Binder + Ruß	30-35
Elektrolyt		Organische Lösemittel	10-15
		Leitsalz ($LiPF_6$),	1-3
		Additive	1-3

3 Übersicht der „Klassischen Aufbereitungsverfahren“

In der Richtlinie 2006/66/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates [5] werden Recyclingquoten für Batterien festgelegt. Die für Li-Ionen Batterien liegt gegenwärtig bei $>$ 50 % stoffliche Rückgewinnung. Dieser im Vergleich zu anderen Batteriesystemen niedrigere Wert ist mit dem komplexen Aufbau der Batterien und dem damit aufwendigeren Recyclingverfahren zu begründen. Während die Metalle der Stromleiterfolien mit einfachen mechanischen Verfahren zurückgewonnen werden können, müssen für die Rückgewinnung von Elementen wie Kobalt und Nickel pyrometallurgische und für z. B. das Lithium hydrometallurgische Verfahren eingesetzt werden. Abbildung 4 verdeutlicht die möglichen Kombinationen der Verfahren. Die Schwachstellen der pyrometallurgischen Verfahren liegen im hohen Energiebedarf und in der Verschlackung weniger werthaltiger Materialien wie Mangan oder Aluminium, während die mechanischen Aufbereitungsverfahren mit einem hohen Gefährdungspotential (Brandgefahr durch chemische Inhaltsstoffe und gespeicherte Restladungen) speziell bei der Aufschlusszerkleinerung konfrontiert werden [6]. Auch die Produktqualität der mechanischen Aufbereitungsprozesse ist verbesserungsfähig, da oft noch Mischungen (Graphit und NMC oder Aluminium- und Kupferfolien) vorliegen, bei denen die mechanischen Aufbereitungsprozesse an Ihre physikalischen Grenzen stoßen.

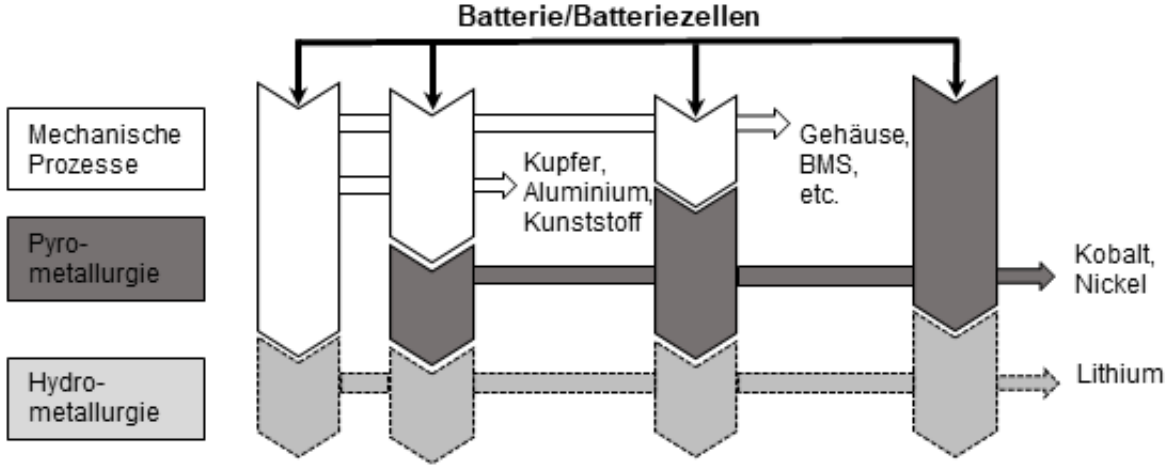


Abbildung 4: Übersicht der Verfahren für das Recycling von Li-Ionen-Batterien nach Kwade [7].

4 Innovative Aufbereitungsverfahren

Aus den bereits im vorherigen Kapitel beschrieben Gründen wird ersichtlich, dass keine einfache Lösung für das Problem des Recyclings- von Li-Ionen Batterien existiert und das eine geeignete Kombination der verschiedenen Verfahren sinnvoll erscheint, um möglichst alle Vorteile zu nutzen und die Schwachstellen und Flaschenhälse zu reduzieren.

Einen Ansatz für ein innovatives Verfahren bietet die Fa. Duesenfeld in Braunschweig, die ein dezentrales Batterierecycling mit einem Containerkonzept realisieren will. Dadurch sollen Transport- und Verpackungskosten deutlich reduziert werden. Die Grundlagen für dieses Verfahren wurden während der LithoRec Projekte [8] im Zeitraum von 2009 bis 2016 entwickelt und in der Zwischenzeit zumindest in einer Anlage in Wendeburg bei Braunschweig umgesetzt. Allerdings existieren auch bei diesem Verfahren die bekannten Sicherheitsprobleme, was sich durch drei Brände in den letzten 2 Jahren belegen lässt.

Eine weitere Herausforderung, der sich die Recyclingindustrie stellen muss, ist die Aufbereitung von Li-Ionen-Batterien auf Eisenphosphat –Basis, für die derzeitig noch kein technologisch und ökonomisch funktionierendes Verfahren existiert. Die TU Bergakademie Freiberg und die Scholz Recycling GmbH arbeiten deshalb gemeinsam mit weiteren sächsischen Partnern an

einem Forschungsprojekt, in dem bis 2022 die Lösung für dieses Problem entwickelt werden soll.

5 Umweltnutzen, Recyclingquote und Ökonomie

Neben der prinzipiellen technologischen Machbarkeit einer Aufbereitungsanlage für Li-Ionen-Batterien stellt sich natürlich auch die Frage nach den entstehenden Kosten für ebendiese Aufbereitung. Dabei muss festgestellt werden, dass es zu einem Zielkonflikt zwischen dem angestrebten Nutzen für die Umwelt und den Kosten für die Aufbereitung kommt. Schnell [9] skizziert diesen Zusammenhang recht deutlich in Abbildung 5. Es wird erkennbar, dass mit höherer Recyclingeffizienz die Aufbereitungskosten nahezu exponentiell steigen. Da derzeitig diese Kosten durch die Wertinhalte der Batterien nur zum Teil gedeckt werden können, ist eine Zuzahlung zur Erreichung hoher Recyclingquoten unumgänglich.

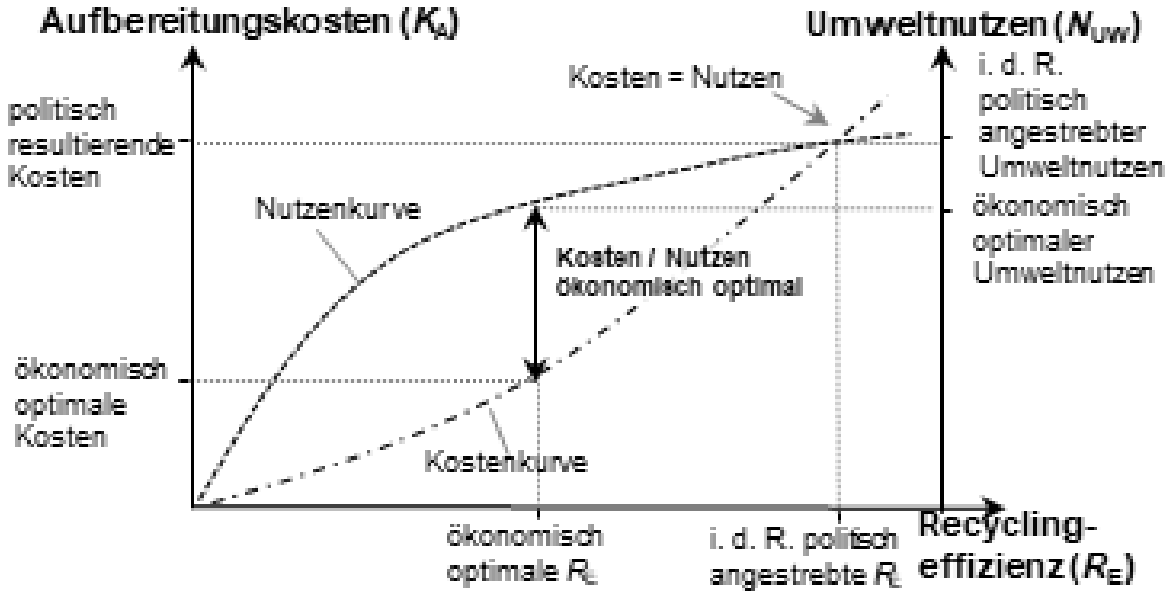


Abbildung 5: Herleitung der optimalen Recyclingeffizienz nach Schnell [9].

6 Zusammenfassung und Ausblick

Eine Kombination der derzeit auf dem Markt existierenden Verfahren zur Reduzierung des Energiebedarfs für das Recycling von Li-Ionen-Batterien ist sinnvoll, um die Vorteile der Technologien nutzen zu können.

Durch eine Weiterentwicklung der mechanischen Aufbereitungsprozesse ist auch eine stoffliche Rückgewinnung des in den Batterien enthaltenen Aluminiums möglich. Klare gesetzliche Vorgaben zu einem Rückgabesystem, zu Transport- und zu Logistikkonzepten sind erforderlich, um die Technologie weiterentwickeln zu können.

Bei der zukünftigen Festlegung der Recyclingeffizienz müssen sowohl der Umweltnutzen als auch die Aufbereitungskosten berücksichtigt werden. Für die Herstellung neuer Batterien ist die Akzeptanz von Recyclingmaterial zu erhöhen, um einen Markt für die Produkte der Aufbereitungsanlagen zu schaffen. Für nicht kobalthaltige Batterien (LFP) sind technologisch und ökonomisch funktionierende Konzepte zu entwickeln.

Literaturverzeichnis

[1] GOODENOUGH, J. B. ; PARK, K.-S.: *The Li-Ion Rechargeable Battery: A Perspective*. – J. Am. Chem. Soc., Bd. 135, Nr. 4, S. 1167-1176, doi: 10.1021/ja3091438

[2] RICHA, K. ; BABBITT, C. W. ; GAUSTAD, G. ; WANG, X.: *A future perspective on lithium-ion battery waste flows from electric vehicles*. – Resour. Conserv. Recycl., Bd. 83, S. 63-76, doi: 10.1016/j.resconrec.2013.11.008

[3] WUSCHKE, L.: *Mechanische Aufbereitung von Lithium-Ionen-Batteriezellen*. 2018. – Technische Universität Bergakademie Freiberg, Freiberg

[4] GELLNER, M. ; WUSCHKE, L. ; JÄCKEL, H.-G. ; PEUKER, U. A.: *Akkus mechanisch aufbereiten*. 2015. – Recycl. Mag., Bd. 16, S. 26–29

[5] *Richtlinie 2006/66/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über Batterien und Akkumulatoren sowie Altbatterien und Altakkumulatoren*. 2006

[6] WUSCHKE, L. ; JÄCKEL, H.-G. ; LEISSNER, T. ; PEUKER, U. A.: *Crushing of large Li-ion battery cells*. – Waste Manag., Bd. 85, S. 317-326, doi: 10.1016/j.wasman.2018.12.042

[7] KWADE, A. ; DIEKMANN, J.: *Recycling of Lithium-Ion Batteries*. 2018. – Springer International Publishing

[8] HANISCH, C. ; LOELLHOEFFEL, T. ; DIEKMANN, J. ; MARKLEY, K. J. ; HASELRIEDER, W. ; KWADE, A.: *Recycling of lithium-ion batteries: a novel method to separate coating and foil of electrodes*. – J. Clean. Prod., Bd. 108, S. 301–311, doi: 10.1016/j.jclepro.2015.08.026

[9] SCHNELL, F.: *Ökonomik von Entsorgung und Recycling - Eine Analyse mit Fokus auf die Schweiz*. Juni 2017. – Avenir Suisse

Cirkulární odpadové hospodářství: inovativní přístup odklánění odpadů ze skládek – odpadové tržiště Cyrkl.com

Kreislaufwirtschaft: Eine innovative Herangehensweise bei der Vermeidung von Abfalldeponierung – Abfallmarkt Cyrkl.com

Vojtěch Pilnáček[1]

Abstrakt

V roce 2018 bylo na skládky v České republice uloženo přes 3,5 milionu tun odpadů. Jedná se o cca 10% všech odpadů, které byly v České republice vyprodukovány. Značnou část takto uložených odpadů tvoří směsný komunální odpad. Kromě něho se ale skládkuje i velké množství dalších odpadů, ať už se jedná o výměty z dotřiďovacích linek pro komunální odpady anebo i odpady z výrobních firem. Důvodem toho, že odpady končí na skládkách je obvykle ekonomická stránka věci – skládkování je v mnoha případech levnější než jiné způsoby nakládání s odpady. Toto téma je ale ve spoustě případů propojeno s tím, že se pro odpad nenajde jiné environmentálně a ekonomicky smyslupné využití. S cílem takové využití najít byla před dvěma lety založena společnost Cyrkl zdrojová platforma. Jde o projekt on-line odpadového tržiště na kterém jsou propojováni původci odpadů, recyklátoři a finální výrobci recyklovaných výrobků. Od momentu založení se na Cyrkl registrovalo již přes 2000 subjektů z řad výše zmíněných subjektů. Díky 950 provedeným transakcím bylo ušetřeno 70 000 t CO_2.

Kurzfassung

Im Jahre 2018 wurden auf Deponien in der Tschechischen Republik mehr als 3,5 Mio. Tonnen Abfälle deponiert. Das sind etwa 10% sämtlicher Abfälle, die in der Tschechischen Republik entstanden sind. Ein Großteil dieser deponierten Abfälle entfällt auf gemischten Siedlungsabfall. Daneben werden auch große Mengen sonstiger Abfälle deponiert, sei es Abfall aus Sortieranlagen der kommunalen Abfälle oder Produktionsabfälle. Der Grund, warum die Abfälle auf Deponien landen, hängt meistens mit der Wirtschaftlichkeit zusammen – in vielen Fällen ist das Deponieren billiger, als andere Arten der Abfallbehandlung. In vielen Fällen hängt das Thema damit zusammen, dass man für den Abfall keine andere, aus der Sicht der Umwelt und der Wirtschaftlichkeit sinnvolle, Nutzung finden kann. Mit dem Ziel eine solche Abfallnutzung zu finden, wurde vor zwei Jahren die Gesellschaft Cyrkl zdrojová platforma (Kreislauf – Ressourcenplattform) gegründet. Es handelt sich um ein Projekt eines on-line Marktes mit Abfällen, in dem die Abfallverursacher, Recyclingunternehmen und Produzenten von recycelten Produkten vernetzt werden. Seit der Gründung konnten mehr als 2000 dieser Einrichtungen registriert werden. Dank 950 durchgeführten Transaktionen konnten 70 000 t CO_2 eingespart werden.

[1]CYRKL Zdrojová platforma, s.r.o., Bolzanova 1615/1, Praha 1 - Nové Město, 101 00, vojtech.pilnacek@cyrkl.com

Recyklace betonových dílů, vyztužených karbonovými vlákny – důsledky pro možnosti skládkování výrobků z recyklované stavební sutě

Recycling Carbonfaser-verstärkter Betonteile - Konsequenzen für die Deponiefähigkeit von Produkten des Bauschuttrecyclings

Hans-Georg Jäckel[1], Dorothea Hamann[1], Thomas Krampitz[1], Holger Lieberwirth[1]

Abstrakt

Umělé hmoty, vyztužené uhlíkovými vlákny (CFK), jsou jako náhrada železného armování již několik let předmětem diskusí ve stavební branži. V rámci celé řady výzkumných a vývojových projektů (mimo jiné „C^3 – Carbon Concrete Composite“ TU Drážďany) bylo možno prokázat výrazné přednosti při výrobě, zpracování a využívání takto vyztužených stavebních prvků.

Kurzfassung

Kohlenstofffaserverstärkte Kunststoffe (CFK) sind seit einigen Jahren im Bauwesen als Substitut für Stahlarmierungen in der Diskussion. Im Rahmen vieler FuE-Projekte (u.a. „C^3 – Carbon Concrete Composite“ TU Dresden) konnten hierbei überwältigende Vorteile in der Herstellungs-, Verarbeitungs- und Gebrauchsphase entsprechend ausgerüsteter Bauelemente nachgewiesen werden.

[1]Technische Universität Bergakademie Freiberg, IAM, Lampadiusstr. 4, D-009599 Freiberg; hjaeckel@iam.tu-freiberg.de

Sogenannte Carbonbetone weisen gegenüber Stahlbeton eine Reihe vorteilhafter Eigenschaften bezüglich der Gestaltbarkeit, Langlebigkeit und Korrosionsbeständigkeit auf. Des Weiteren gelten derartige Bauteile als besonders nachhaltig, weil mit den damit verbundenen Möglichkeiten einer Massenreduzierung bedeutsame Einsparungen an primären Baustoffen verbunden sind.



Abbildung 1: CFK-verstärkte Betonelemente aus Belastungsversuchen am BBSR Berlin.

In Zeiten der Kreislaufwirtschaft lässt sich die Rohstoffeffizienz entlang einer Wertschöpfungskette allerdings nur zuverlässig charakterisieren, wenn auch die Herausforderungen beim Recycling, d.h. die Probleme berücksichtigt werden, die nach Beendigung der Gebrauchsphase im Rahmen der Rückführung der verwendeten Rohstoffe in den Wirtschaftskreislauf auftreten. Die Charakterisierung dieses Aufwandes ist einigermaßen schwierig, weil er von einer Reihe stark schwankender Parameter maßgeblich beeinflusst wird und eine Bilanzierung sowohl quantitativer als auch qualitativer Faktoren erfordert.

Zunächst ist zu erwarten, dass sich aus der Rückgewinnung bzw. Kreislaufführung der Carbonbeton-Komponenten (CFK, Betonmatrix) im Rahmen aufbereitungstechnischer Bemühungen eine Reihe von Gefährdungspotentialen ergeben werden, die insbesondere auf die besonderen Eigenschaften der verwendeten C-faserhaltigen Verstärkungsmaterialien zurückzuführen sind.
Diese können in den einzelnen Lebenszyklusphasen wie folgt zusammengefasst werden:

a) Faserherstellung/Bauteilfertigung,

b) Bauteilnutzung,

c) Recycling/Aufbereitung.

Sowohl durch mechanische Bearbeitung der CFK-haltigen Bauteile als auch im Rahmen der Nutzungs- bzw. Recyclingphase treten nicht vermeidbare CF-Staub-emissionen auf, welche für Mensch und Technik als Gefährdungen relevant sind. Aus der Literatur bekannt sind in diesem Zusammenhang Diskussionen bezüglich der Lungengängigkeit von CF-Faserbruchstücken (sog. WHO-Fasern) sowie auf Grund der CF-Leitfähigkeit hervorgerufenen Kurzschlüssen an der

EMSR-Technik von Aufbereitungsanlagen. Besonders kritisch werden C-Faseremissionen bei thermischer Beanspruchung von CFK im Rahmen von Bränden, z.B. in Elektrofiltern der Entstaubungs- oder Verbrennungsanlagen gesehen (s.a. Quicker u.a. RWTH Aachen). Da bisher keine verbindlichen Grenzwerte für C-Faserverunreinigungen bekannt geworden sind, reagieren die Verwerter von potentiell mit C-Fasern belasteten Recyclingprodukten (Baufirmen, Verbrennungsanlagen, Deponien) entsprechend drastisch mit Weigerungen oder überproportionalen Preissteigerungen bei den Annahmegebühren. Da parallel dazu auch keine hinreichend praktikablen Analytiken für geringe C-Faserbelastungen in Recyclaten bekannt sind, wird dies mittelfristig zu Absatzproblemen bei Recyclaten und damit zu erhöhten wirtschaftlichen Belastungen der Recyclingunternehmen führen.

Um die prekäre Situation zu verdeutlichen, ist eine Analyse des Anfalls an CFK-haltigen Abfällen des Bauwesens im Vergleich zur Entwicklung des Gesamtaufkommens an Betonbruch in Deutschland sinnvoll.

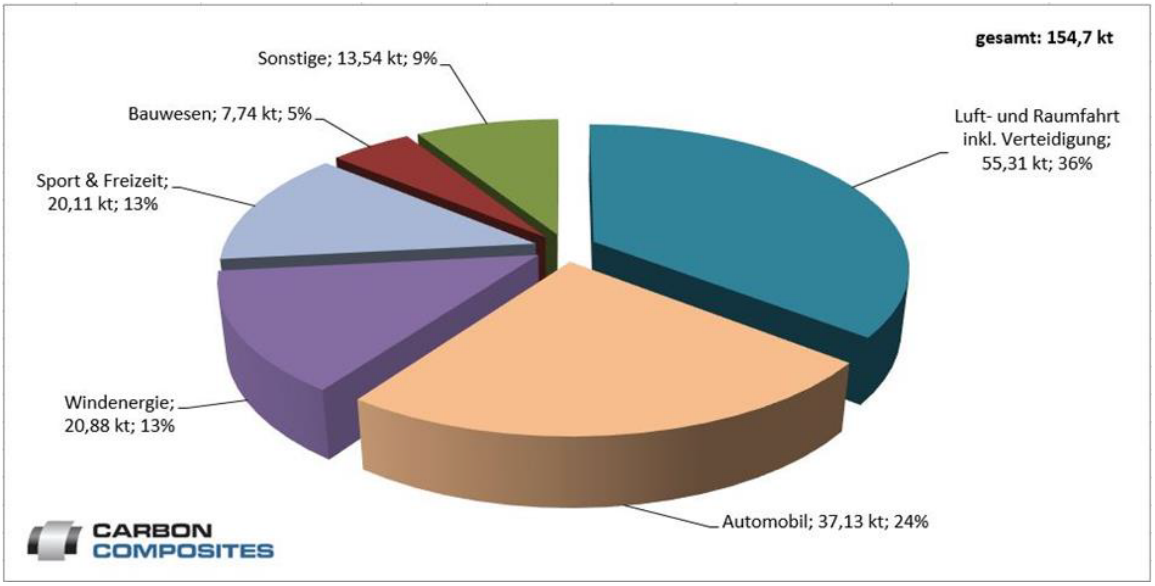


Abbildung 2: CFK-Einsatzmengen 2018 (weltweit, nach [1]).

Nach Literaturangaben wurden 2018 weltweit ca. 155 kt CFK verarbeitet, wovon etwa 7.740 t (5%) im Bauwesen zum Einsatz kamen. Geht man davon aus, dass ca. 80 % davon polymer gebunden als CFK verbaut werden, ergeben sich ca. 6.400 t an CFK-Bewehrungen. Nimmt man an, dass ca. 5 % davon jährlich als Abfälle anfallen, kann von aktuell etwa 320 t/a CFK im Bauschuttaufkommen ausgegangen werden. Auf die EU bzw. Deutschland heruntergebrochen ergibt sich so bei einem CFK-Input von 320 bzw. 64 t/a ein Abfallaufkommen von ca. 16 bzw. 3,2 t/a. Bei einem Masseanteil der CFK-Verstärkungen in bewehrten Bauteilen entspricht dies aktuell etwa 320 t CFK-bewehrter Betonteile in D.. Kombiniert man diese Menge mit dem jährlichen Aufkommen an unbewehrten bzw. stahlbewehrten Betonabfällen (Deutschland 2016 nach [2]: ca. 59 Mio t) und geht von einer gemeinsamen Erfassung/Sammlung sowie Aufbereitung in konventionellen Recyclinganlagen aus, wird ein grundlegendes Identifizierungsproblem deutlich. Um zukünftige Grenzwertüberschreitungen bezüglich der C-Faserinhalte zu vermeiden, wird eine Online-Kontrolle aller Bauabfälle erforderlich werden. Derartige Systeme gibt es aktuell noch nicht bzw. sind bestenfalls erst in der Entwicklung.

Um eine belastbare Datenbasis zur Beurteilung der Gefährdungssituation bereitstellen zu können, ist es daher erforderlich, die C-Faser-Dissipation in den Produkten einer Bauschuttrecyclinganlage zuverlässig zu charakterisieren. Dazu erfolgte an der TU Bergakademie Freiberg (IAM) die Erprobung der verschiedenen im Bauschuttrecycling eingesetzten Zerkleinerungsmaschinen unter Verwendung künstlicher Probekörper mit definierten Bewehrungsinhal-

ten (s. Abb. 3). Nur dadurch ist überhaupt eine abschließende CFK-Bilanz (CFK-Ausbringen) möglich. Die Betonmatrix bestand hierbei aus Feinbeton (Pagel Tudalit). Zur Verstärkung wurde das Gelege TEN CF800 (SGL C30 T050 EPY) eingesetzt, wobei die CFK-Inhalte in der Größenordnung 0,8 – 1,6 % variierten.



Abbildung 3: Querschnitt Betonprobekörper, Bewehrungsgewebe und Probekörperprogramm (nach MA Nazaret TU BAF 2018 [3]).

Im kleintechnischen Maßstab wurde der Verbundaufschluss mittels der im Bauschuttbereich üblicherweise eingesetzten Druck- (Backenbrecher) bzw. Prallzerkleinerungsmaschinen (Hammerbrecher) untersucht (s. Abb. 4). Die erreichten Produktfeinheiten lassen sich anschließend mittels Prüfsiebung charakterisieren. In den Fraktionen der Siebklassierung erfolgte anschließend eine Bestimmung der C-Faserinhalte.



Abbildung 4: Verwendete Druck- (Backenbrecher) bzw. Prallzerkleinerungsmaschinen (Hammerbrecher) nach [3], MA Nazaret TU BAF 2018).

Die Ergebnisse der Zerkleinerungsuntersuchungen lassen sich wie folgt darstellen:

a) Das Aufschlussverhalten des Backenbrechers kann als nicht zufriedenstellend bezeichnet werden (s. Abb. 5 li). Sauber aufgeschlossene Verstärkungen konnten nur zu $<$ 1 % nachgewiesen werden und der Masseanteil an Restverbunden (Betonmatrix + CFK) ist mit ca. 21 % deutlich zu hoch. Zudem kam es bei der Versuchsdurchführung wiederholt zu Verstopfungen des Brechraumes, weil mittels Druckbeanspruchung nur eine selektive Zerkleinerung der sprödbrechenden Betonmatrix nicht aber der verstärkenden Gelege möglich ist. Der entstehende Feingutanteil $<$ 1 mm ist aber erwartungsgemäß vergleichsweise gering (ca. 17 %). Weil sich die Verbundkomponenten mittels Siebklassierung nicht sauber tren-

nen lassen, sind jedoch in allen Aufbereitungsprodukten C-Faserverunreinigungen optisch sichtbar.

b) Die Produkte der Hammermühle (Prallbeanspruchung) weisen mit Restverbund-anteilen von $<$ 0,1 % ein sehr gutes Aufschlussverhalten auf (s. Abb. 5 mitte). Ca. 86 % der CFK-Verstärkungen liegen frei und damit abtrennbar vor. Nachteilig erscheinen insbesondere die hohen Feingutanteile von ca. 82 %, die jedoch nur sehr geringe C-Faserkontaminationen $<$ 0,1 % aufweisen. Die ca. 16 % Betonmatrix $>$ 1mm sowie das Entstaubungsprodukt $<$ 200 µm (ca. 1,3 %) weisen demgegenüber höhere C-Fasergehalte von 0,15 bzw. 4,3 % auf. Insgesamt kann festgestellt werden, dass alle Feingüter optisch sichtbare C-Faserverunreinigungen aufweisen (s. Abb. 5 re), wobei eine auffällige Abhängigkeit der Parameter C-Fasergehalt bzw. C-Faserausbringen vom Input an Beanspruchungsenergie (Beanspruchungsdauer, -geschwindigkeit) nachweisbar ist.

c) Zerkleinerungsuntersuchungen mit alternativen, handelsüblichen CFK-Bewehrungsmaterialien ergaben vergleichbare Resultate. Bei der intensiven gemeinsamen Beanspruchung von Bewehrungen und Betonmatrix mittels schnelllaufender Zerkleinerungstechnik entstehen zwangsläufig feine und feinste C-Faseranteile, die die Fraktionen der Betonprodukte kontaminieren und deren Wiedereinsatz in Frage stellen. Weder eine Online-Detektion zur C-Faser-Identifizierung noch eine Abtrennung dieser C-Faseranteile sind aktuell im Bereich technischer Möglichkeiten.



Abbildung 5: Restverbunde aus Backenbrecher (li), Restverbund aus Hammermühle (mitte), C-Faserkontaminationen im Feingut der Hammermühle (re, nach [3], MA Nazaret TU BAF 2018).

Anhand der Ergebnisse der Zerkleinerungsuntersuchungen im Labormaßstab (CFK-Ausbringen $R_{c,CFK}$) sind nunmehr belastbare Rückschlüsse bezüglich der Dissipation von C-Fasern in die Aufbereitungsprodukte konventioneller Recyclinganlagen möglich. Überträgt man die gewonnenen Erkenntnisse in das klassische Aufbereitungsfließbild einer Bauschuttaufbereitung (Durchsatz ca. 10 t/h) verteilen sich die CFK-Inhalte von ca. 107 kg (100 %) wie folgt auf die Produkte:

+	CFK-Produkt ($>$ 1mm)	ca. 86 % (91,9 kg)
+	Betonfraktion ($>$ 1mm)	ca. 2 % (2,4 kg)
+	Betonfraktion ($0,2 - 1$mm)	ca. 3 % (3,1 kg)
+	Staubfraktion ($<$ 200µm)	ca. 5 % (5,6 kg)
+	Restverbunde ($>$ 1mm)	ca. 4 % (3,8 kg)

In Übereinstimmung mit den Untersuchungen im Rahmen des „C^3-Cluster – Carbon Concrete Composite“ der TU Dresden (Kortmann u.a.) kann festgestellt werden, dass eine Abtrennung der vergleichsweise groben, aufgeschlossen vorliegenden Bewehrungsanteile aus gemischten Bauabfällen mit modernen sensorgestützten Sortiertechniken ggf. möglich ist. Jedoch muss in den zwangsläufig entstehenden Feingütern mit z.T. erheblichen Inhalten an feinen CFK-Partikeln bzw. feinsten C-Fasern gerechnet werden. Trotz verschiedener Möglichkeiten, die aktuell in der Diskussion bzw. Gegenstand von weiterführenden FuE-Projekten sind (s.a.

DBU-Projekt Carbon Revive; IAM/TU BA Freiberg), ist deren Abtrennung mit einfachen Mitteln gegenwärtig noch weitestgehend ungeklärt. In Abhängigkeit von den noch festzulegenden Grenzwerten für tolerierbare C-Faserbelastungen (UBA/LAGA) werden sich zukünftig entsprechende Grenzen eines Wiedereinsatzes für die betreffenden Aufbereitungsprodukte ergeben. Diese Grenzwerte könnten u.a. einen Einsatz der Brechsande aus der Bauschuttaufbereitung als Deponiebaustoff (Wegebau, Deckmaterial) in Frage stellen.

Literaturverzeichnis

[1] WITTEN u. a.: *Carbon Composites und verstärkte Kunststoffe AVK*. `http://avk-tv.de`. Version: 2018. – Composite-Marktbericht

[2] *Monitoring-Bericht D 2016 - Aufkommen und Verbleib mineralischer Bauabfälle im Jahr 2016*. 2016. – Kreislaufwirtschaft Bau; Bundesverband Baustoffe – Steine und Erden e. V. Mineralische Bauabfälle

[3] NAZARET, A.: *Untersuchungen zur Aufbereitung kohlefaserverstärkter Betonelemente*. 2018. – Masterarbeit TU Bergakademie Freiberg; IMB-RM 2018Masterarbeit TU Bergakademie Freiberg; IMB-RM

Technologie zpracování odpadu

Abfallbereitungsverfahren

Třídění kompozitních fólií pro zvýšení recyklačních kvót

Sortierung von Foliengemischen zur Erhöhung der Recyclingquote

Peter Clemenz[1], Maria Schäfer[1], Jürgen I. Schoenherr[1], Heinz Schnettler[2], Martin Rüdiger[2]

Abstrakt

Mezi obaly potravin se prosadily nádoby a fólie z umělých hmot. Žádný jiný materiál nedokáže takto flexibilně reagovat na vysoké požadavky v oblasti trvanlivosti a ochrany aroma. Co ale laik v supermarketu nevidí: většina obalů se skládá z více než jen jedné umělé hmoty. Protože teprve spojením různých polymerů lze obaly cíleně adaptovat na potřeby příslušného produktu. Tyto fólie lze jen obtížně recyklovat. Selektivní třídění látek a vytřídění na druhově čisté umělé hmoty představuje výzvu. Kromě těchto vícevrstvých fólií však existují rovněž takové, které se skládají pouze z jedné umělé hmoty. Tyto jednovrstvé fólie se používají například u tašek, sáčků na odpadky a v supermarketech jako sáčky na ovoce a zeleninu. Fólie z PE nejsou cenově příznivé jen z hlediska výroby, ale lze je snadno materiálově recyklovat formou opětovného roztavení. Předpokladem je však jejich druhově čisté vytřídění od vícevrstvých fólií. Cílem projektu, představovaného v příspěvku, je vývoj efektivní a ekonomické technologie, umožňující separaci jednovrstvých fólií ze vhodných odpadů. Výsledky budou představeny v rámci tohoto příspěvku.

Kurzfassung

Bei der Verpackung von Lebensmitteln haben sich Behälter und Folien aus Kunststoff durchgesetzt. Mit keinem anderen Werkstoff kann so flexibel auf die hohen Anforderungen nach Haltbarkeit und Aromaschutz eingegangen werden. Doch was der Laie im Supermarkt nicht sieht: Die meisten Verpackungen bestehen aus mehr als nur einem Kunststoff. Denn erst durch den Verbund von verschiedenen Polymeren lassen sich Verpackungen gezielt an die Bedürfnisse des jeweiligen Produktes anpassen. Diese Folien sind nur schwer zu recyclen, da der selektive Stoffaufschluss und das Sortieren in sortenreine Kunststoffe eine Herausforderung darstellen. Neben diesen komplexen Mehrschichtfolien gibt es aber auch Folien, die nur aus einem Kunststoff bestehen. Solche Single-Layer-Folien werden z. B. bei Tragetaschen, Abfallsäcken und im Supermarkt als Tüten für Obst und Gemüse eingesetzt. Folien aus PE sind nicht nur preiswert in der Herstellung, sondern auch leicht durch Wiedereinschmelzen werkstofflich zu recyclen. Voraussetzung dafür ist, dass sie sortenrein von den Multi-Layer-Folien getrennt werden können. Ziel des hier vorgestellten Projektes ist die Entwicklung einer schlanken und wirtschaftlichen Technologie zur Separation von Single-Layer-Folien aus geeigneten Abfällen. Im Rahmen dieses Beitrages werden Ergebnisse hierzu vorgestellt.

[1]Hochschule Zittau/Görlitz, iTN, Friedrich-Schneider-Straße 26, D-02763 Zittau; Peter.Clemenz@hszg.de, Maria.Schaefer@hszg.de

[2]Pla.to GmbH, Nickrischer Str. 20, D-02827 Görlitz; Heinz.Schnettler@plato-technology.de

1 Einleitung

Am Institut für Verfahrensentwicklung, Torf- und Naturstoff-Forschung (iTN) werden seit Jahren Technologien zur Aufbereitung verschiedenster Ausgangsstoffe entwickelt. Unter Anwendung der verfahrenstechnischen Grundoperationen Zerkleinern, Trennen, Mischen und Agglomerieren werden Metalle, Leichtstoffe, Verpackungsabfälle, Kunststoffabfälle und Biomassen verarbeitet. In dem hier vorgestellten Verbundprojekt mit der Pla.to GmbH wird ein Verfahren entwickelt, mit welchem eine Trennung von einschichtigen und mehrschichtigen Folien erreicht werden soll. Der entwickelte Apparat muss in der Lage sein, unter wirtschaftlichen Aspekten große Mengen an Folien sortenrein zu sortieren. Damit kann die Menge an Kunststoffen, die heute einem Downcycling, mit keiner, oder geringer Wertschöpfung zugeführt werden muss, signifikant reduziert werden. Für die betreffenden Apparate- und Anlagenbauer, sowie auch Recyclingfirmen, entsteht dadurch eine erhebliche zusätzliche Wertschöpfung.

Weiterhin ist notwendigerweise am iTN eine analytische Methodik zu entwickeln, die es erlaubt, im Rahmen der Qualitätssicherung des Betriebsprozesses und der Produkte die Ergebnisse der Aufbereitung, und insbesondere der sortenreinen Trennung, zu quantifizieren und das neue Kunststoff-Recyclingverfahren, im Hinblick auf die Betriebsparameter und konkreten Einflussgrößen, sowie die zu vermarkteten Recyclingprodukte, zu optimieren.

2 Kunststoff-Folien

Bei einer Folie handelt es sich um ein mehr oder weniger flexibles, dünnes und flächiges Material im Bereich zwischen 2 und 500 µm. Die Flexibilität einer Folie ist abhängig von der Materialdicke und der chemischen Struktur der verwendeten Polymere. Bei sehr steifen Produkten wird eher von Platten gesprochen, Folien unterhalb von 2 µm werden als Membranen bezeichnet. Kunststoff-Folien können transparent oder undurchsichtig sein. Man unterscheidet Singlelayer- und Multilayerfolien [1].

Folien finden in zahlreichen industriellen Zweigen Anwendung. Eine dieser Anwendungen ist die Verpackung von Lebensmitteln. Durch die Verpackung sollen unerwünschte Wechselwirkungen zwischen den Lebensmitteln und dem umgebenden Medium, d. h. der Stoffaustausch (Aromastoffe, Feuchtigkeit, Geruchsstoffe, Kontaminationen), unterbunden werden, damit das Produkt für eine möglichst lange Zeit seine ursprüngliche Qualität behält [1, 2]. Der Einsatz von Multilayer-Folien begründet sich in der Addition der Barriereeigenschaften der einzelnen Schichten, bei gleichzeitig geringerer Foliendicke im Vergleich zu einer Singlelayer-Folie mit gleichen Eigenschaftswerten [1, 3]. Auch die Schweißbarkeit und die Bedruckbarkeit von Folien kann durch das Einbringen von bestimmten Kunststoff-Schichten gezielt beeinflusst werden [3]. Typische Polymere, die in der Verpackung von Lebensmitteln Einsatz finden, sind:

Polyethylen (PE), Polypropylen (PP), Polyamid (PA), Polyethylenterephthalat (PET), Polystyrol (PS), Ethylen-Vinyl-Alkohol (EVOH), Polyvinylidenchlorid (PVDC), Ethylen-Vinylacetat-Copolymer (EVA), Polycarbonat (PC), Polyvinylchlorid (PVC), Polyethylennaphthalat (PEN) [4]. Neben diversen Schichten aus Kunststoff, wird zur Verbesserung des Aromaschutzes oft eine Lage Aluminium eingebracht, wie es beispielsweise bei Verpackungen für Kaffee [5], Gewürze oder Instant-Suppen [4] der Fall ist. Da sich nicht alle Kunststoffe ohne weiteres miteinander verbinden lassen (z. B. Polyethylen und Polyamid), ist zwischen den Schichten mitunter das Einbringen von sogenannten Haftvermittlern (HV) erforderlich. Beispiele für entsprechende Stoffe sind Polyethylen geringer Dichte (PE-LD), Ethylen-Vinyl-Alkohol (EVA) und Polyurethan-Kleber [4]. Durch Bedampfen, Beschichten, Bedrucken oder Beflocken wird oft auch die oberste Schicht einer Folie noch modifiziert.

Multilayer-Folien bestehen mitunter aus über 10 verschiedenen Schichten, wobei nach oben grundsätzlich keine Grenzen gesetzt sind. Üblich sind im Bereich der Lebensmittelverpackungen jedoch Verbundfolien mit 3 bis 5 Schichten. Die folgende Abbildung (Abb. 1) zeigt eine 5-schichtige Folie aus Polyethylen und Polyamid.

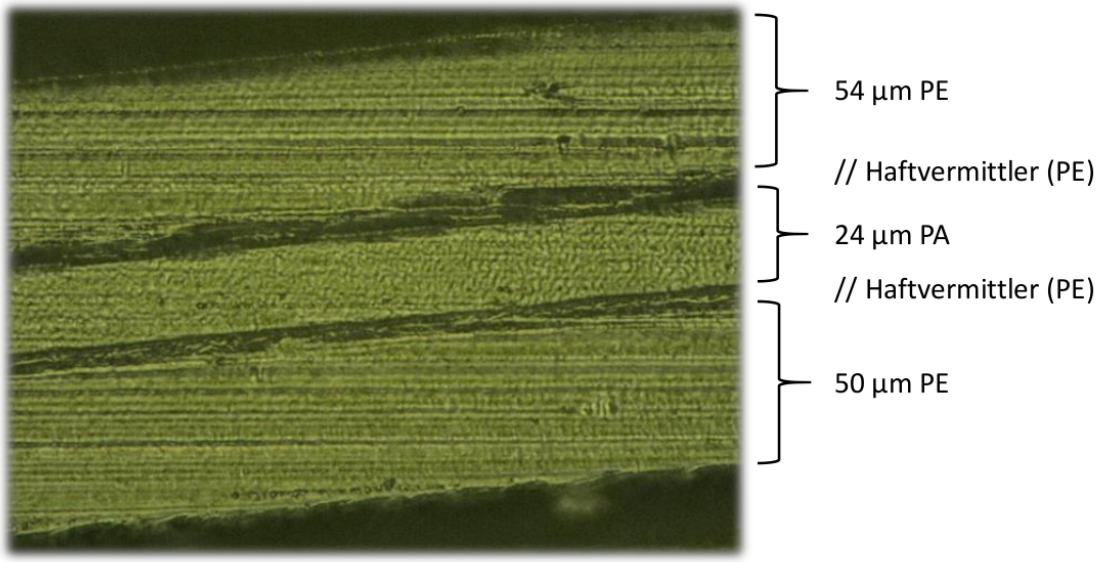


Abbildung 1: Mikroskopaufnahme einer typischen Multilayer-Folie.

Ein selektiver Stoffaufschluss ist bei derartigen Folien mechanisch nicht realisierbar, weshalb es derzeit kaum Alternativen zur thermischen Verwertung der Verbundfolien gibt. Damit verunreinigen Multilayer-Folien jedoch die gesamte Folienfraktion der im dualen System gesammelten Abfälle. Denn ein großer Teil der Folienabfälle besteht aus den einschichtigen Singlelayer-Folien, welches sich durch Wiedereinschmelzen und Granulieren gut im Kreislauf halten lassen, indem sie anschließend zur Herstellung neuer Produkte und Verpackungen verwendet werden [6]. Die verfahrenstechnische Herausforderung liegt also in einer möglichst sortenreinen Trennung von Single- und Multilayer-Folien.

3 Konditionierung von Folien

Bei Versuchen zur trockenmechanischen Reinigung von Folienabfällen hat die Pla.to GmbH die Beobachtung gemacht, dass sich bestimmte Folien-Flakes unter dem Einfluss von thermischer und mechanischer Energie verformen. Es ist bekannt, dass in Schichtweise aufgebauten Verbundmaterialien bei Wärmeeinwirkung Spannungen und Verschiebungen auftreten können. Diese sind auf verschiedene Wärmeausdehnungskoeffizienten der einzelnen Materialien zurückzuführen und können zum Verzug oder gar zur Schädigung einzelner Schichten führen [7]. Es ist daher anzunehmen, dass die beobachtete Formänderung als ein Zusammenspiel der Eigenschaften einzelner Schichten in den Multilayer-Folien auftritt. Systematische Untersuchungen zum Einfluss von thermischer und mechanischer Energie auf verschiedene Folien, insbesondere auf Verbundfolien, sind nicht bekannt.

Bei Voruntersuchungen hat sich gezeigt, dass sich Multilayer unter Wärmezufuhr mehrheitlich einrollen, wohingegen Singlelayer-Folien ihre Kornform behalten. Dazu wurden Flakes verschiedener Single- und Multilayer-Folien im Trockenschrank indirekt erwärmt und die Kornform anschließend klassifiziert. Anhand der Beobachtungen, sowie im Hinblick auf die anschließende Sortierung der Folien nach dem Trennmerkmal Kornform, hat sich eine Einteilung der konditionierten Folien-Flakes in drei Kornform-Klassen als sinnvoll erwiesen. Beispiele dazu sind der folgenden Abbildung (Abb. 2) zu entnehmen.

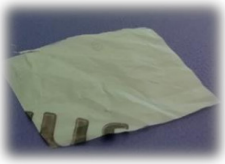
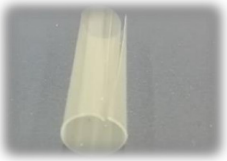
Kornform	flach, plattig	halb eingerollt	eingerollt
Beispiel			
	PE-HD	PP-BO|\\(PU)|PE	PE|HV|EVOH|HV|PE
HV = Haftvermittler, BO = biaxial orientiert, | = Schichtgrenze, \\ = Kaschierung			

Abbildung 2: Kornform-Klassen konditionierter Folien-Flakes.

Die meisten Folien liegen nach der Zerkleinerung als flache, plattige Flakes vor. Nur bei einigen Folien kommt es aufgrund von Entspannungsvorgängen durch die Zerkleinerung bereits durch den veränderten Aufschluss zu einer Formänderung. Die eigentliche Konditionierung des Folienmaterials wird jedoch nach der Zerkleinerung realisiert, indem die Folienflakes eine speziell dafür entwickelte Anlage durchlaufen, in der sie thermischen und mechanischen Beanspruchungen ausgesetzt sind. Bei diesem Prozess wird unter Variation der verschiedenen Parameter angestrebt, dass die Multilayer-Folien sich möglichst vollständig „einrollen“ (Abb. 3), die Singlelayer-Folien hingegen ihre flache Kornform behalten.

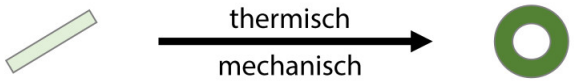


Abbildung 3: Konditionierung von Multilayer-Folien.

Ob eine entsprechende Behandlung der Multilayer-Folien gelingen kann ist materialabhängig. Außerdem spielen Temperatur und Verweilzeit in der Anlage, sowie die Korngröße des aufgegebenen Materials, eine entscheidende Rolle. Die folgende Abbildung (Abb. 4) gibt Aufschluss über die Kornform verschiedener Single- und Multilayerfolien vor und nach dem Durchlaufen der Anlage. Aufgetragen ist prozentual für jede Folie links die Kornformzusammensetzung des zerkleinerten Aufgabematerials, und rechts die Kornformzusammensetzung nach der Konditionierung, klassifiziert nach den drei differenzierbaren Kornformen gemäß Abbildung 2.

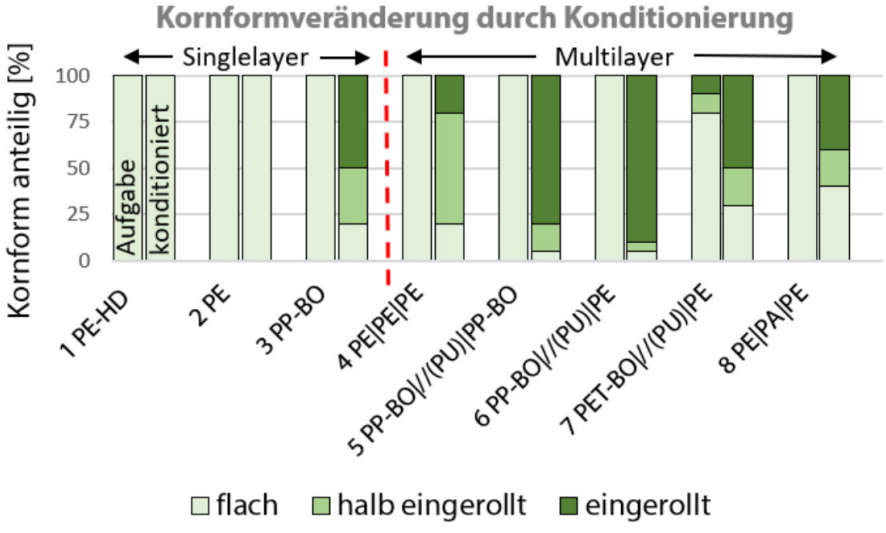


Abbildung 4: Kornformveränderung ausgewählter Folien durch Konditionierung.

PET-BO|//(PU)|PE ist die einzige Folie, bei der bereits das Aufgabematerial 20 % halb- und vollständig eingerollte Folienflakes enthält. Alle anderen Folien liegen vor der Konditionierung in Form von flachen Flakes vor.

Unter den Singlelayer-Folien bleiben bei PE-HD und PE erwartungsgemäß Veränderungen in der Kornform aus, die biaxial orientierte Folie aus PP-BO hingegen, weist nach dem Prozess nur noch 20 % unverformte, flache Folienflakes auf.

Alle anderen Folien gehören zur Gruppe der Multilayer-Folien. Wobei die Folie PE|PE|PE eine Sonderstellung einnimmt, da sie zwar aus 3 Schichten, jedoch des gleichen Polymers besteht. Unter den Multilayern kommt es durchweg zu einem mehr oder weniger stark ausgeprägtem „Einrollen“ der Folienflakes. Die aus dem Konditionierungsprozess resultierenden Unterschiede in der Kornform zwischen Single- und Multilayern können anschließend für eine Sortierung der unterschiedlichen Folien im Zick-Zack-Windsichter genutzt werden.

4 Sortierung der konditionierten Folien im Zick-Zack-Windsichter

Beim statischen Windsichten im Zick-Zack-Sichter werden hinreichend differente Materialien mit Hilfe eines Luftstroms in zwei Fraktionen getrennt (s. Abb 5). Die prozessbeherrschenden Größen sind die stationäre Sinkgeschwindigkeit eines Partikels unter dem Einfluss der Erdbeschleunigung, sowie die durch den Luftstrom verursachten Widerstandskräfte. Die stationäre Sinkgeschwindigkeit hängt ab vom Partikeldurchmesser, der Dichte und der Kornform [8]. Eine Sortierung nach der Kornform setzt voraus, dass sowohl die Dichte, als auch die Größe der verschiedenen Folien-Flakes, nicht stark voneinander abweichen. Wenn diese Voraussetzung gegeben ist, kann eine Trennung nach der Kornform, wie sie schematisch in der folgenden Abbildung dargestellt ist, realisiert werden.

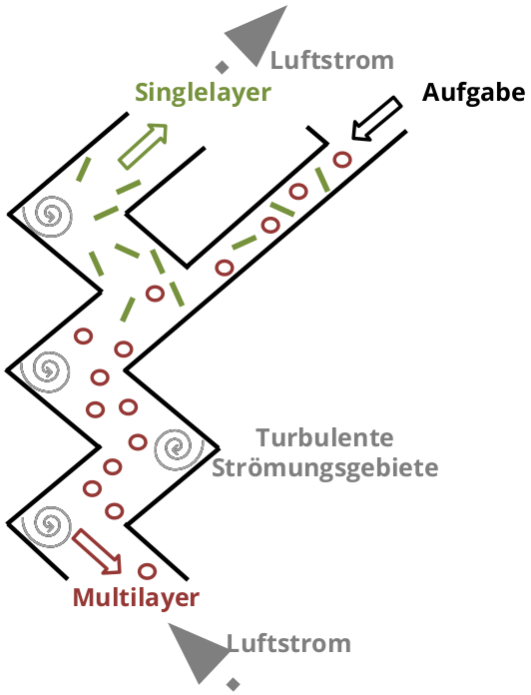


Abbildung 5: Kornformveränderung durch Konditionierung ausgewählter Folien.

Die eingerollten mehrschichtigen Folien entziehen sich dem Luftstrom und gleiten an der Sichterwand, der Schwerkraft folgend, nach unten zum Multilayer/Schwergutaustrag. Die flächigen, einschichtigen Folien werden vom aufsteigenden Luftstrom erfasst und nach oben als Singlelayer/Leichtgut ausgetragen. Dadurch wird eine Trennung nach der Form der Flakes

erreicht. Um das Trennverhalten der einzelnen Folien besser bewerten zu können, werden ausgewählte und konditionierte Singe- und Multilayer-Folien unter schrittweiser Erhöhung der Ventilatordrehzahl einzeln am Windsichter aufgegeben.

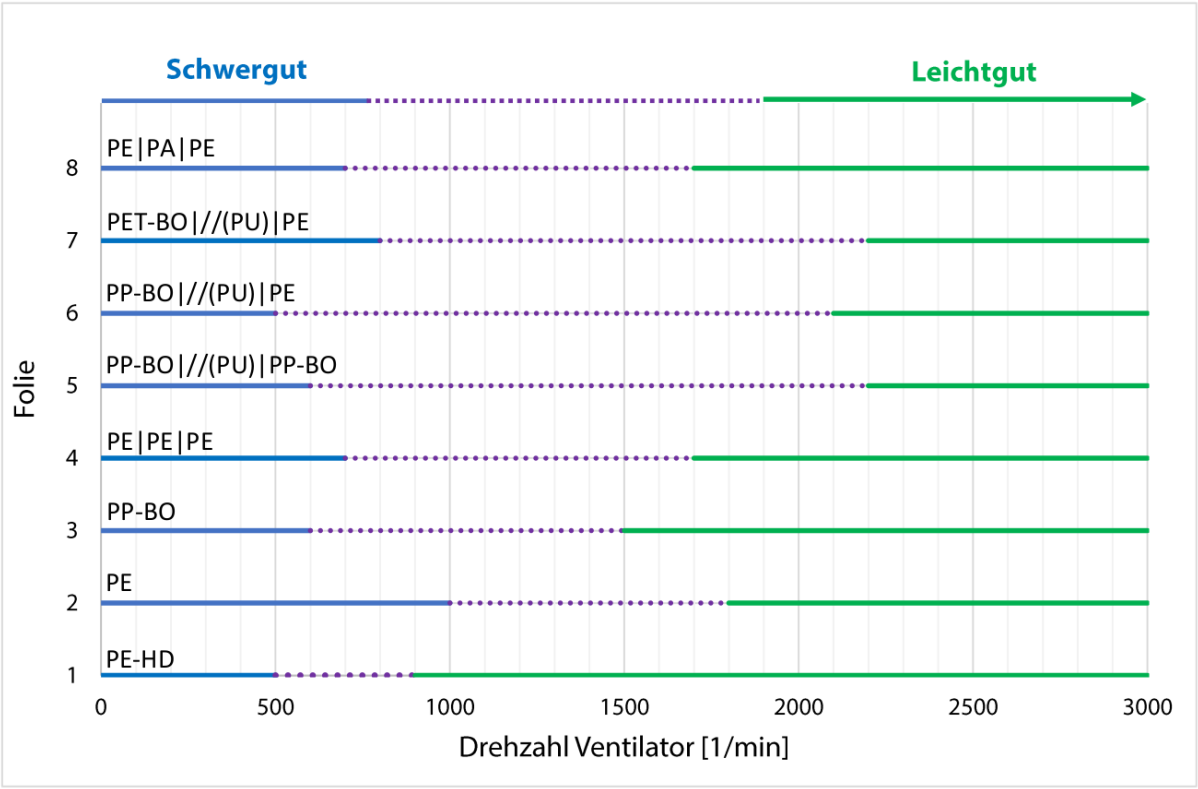


Abbildung 6: Windsichten von einzelnen Folien unter Erhöhung der Ventilatordrehzahl.

In Abbildung 6 ist dargestellt, bis zu welcher Drehzahl eine Folie im Schwergut landet, in welchem Drehzahl-Bereich ein Austrag im Schwer- und Leichtgut stattfindet, und schließlich, ab welcher Drehzahl das komplette Material im Leichtgut ausgetragen wird. Anhand dieser Versuchsreihe kann eine optimale Drehzahl für das Windsichten einer aus den einzelnen Folien bestehenden Mischung abgeleitet werden. Aufgrund der hohen Diversität von Kunststoff-Folien im Allgemeinen, ist eine vollständige Konfektionierung von Single- und Multilayern mit dem hier vorgestellten Verfahren nicht zu bewältigen. Denn es gibt neben den dünnen Folien aus PE (Folie 1), welche im Supermarkt beispielsweise als Tüten für Obst und Gemüse zum Einsatz kommen, auch sehr dicke Singlelayer aus Polyethylen (Folie 2), welche zwangsweise im Schwergut landen. Viel interessanter ist also die Frage, ob mit dem SAMSort-Prozess eine Anreicherung mit Polyolefinen, und hier insbesondere dünnen Folien aus PE, im Leichtgut gelingen kann. Damit wäre die Technologie eine gute Vorstufe für das chemische Recycling von gemischten Folienabfällen aus den Haushalten. Nach Abbildung 6 ist bei einer Ventilatordrehzahl von n = 900 1/min eine Anreicherung mit PE-HD (Folie 1) in der Leichtfraktion möglich. Es wurde dazu nach dem Windsichten der Einzelmaterialien ein entsprechender Versuch mit einem Gemisch aus verschiedenen Folien gemacht. Es ergab sich die folgende prozentuale Zusammensetzung der Leichtfraktion (Abb. 7).

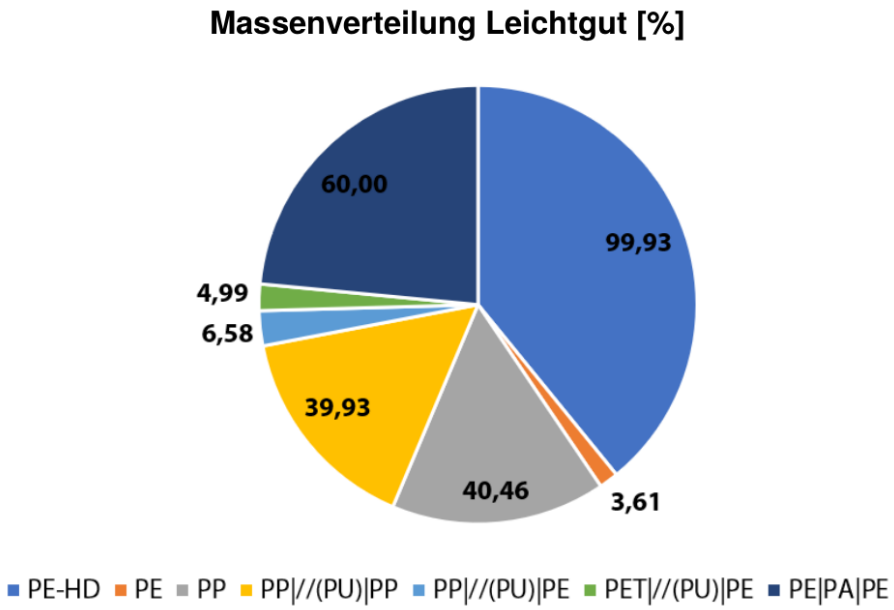


Abbildung 7: Zusammensetzung des konditionierten Foliengemisches bei $n = 900\ 1/\mathrm{min}$.

Aus der Massenverteilung für das Leichtgut geht hervor, dass der primärer Wertstoff PE-HD nahezu vollständig ausgetragen wird. Gleichzeitig kann der Anteil an Multilayer-Folien reduziert werden. Nicht optimal ist der Austrag von 60 % PE—PA—PE (Folie 8) in der Leichtfraktion. Potential für eine höhere Trennschärfe beim Windsichten ist vorrangig in der Zerkleinerung und der Konditionierung der Folien zu suchen. Denn ein zufriedenstellendes „Einrollen“ der Folienflakes findet nur in einem bestimmten Korngrößenintervall statt. Auch eine Reduzierung der Ventilatordrehzahl führt bei verringertem Masseausbringen zu einem höheren Wertstoffgehalt im Leichtgut. Des Weiteren ist der Durchsatz bei der weiteren Optimierung des Prozesses zu reduzieren, da es auch aufgrund von Schwarmbehinderungseffekten zu einem Fehlaustrag einzelner Folien kommt.

5 Zusammenfassung und Ausblick

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt gelingt es mit der hier vorgestellten Technologie gemischte Folienabfälle derartig zu konditionieren, dass es mit einer anschließenden Sortierung durch Windsichten zu einer Anreicherung mit dem Wertstoff im Leichtgut kommt. Das entscheidende Trennmerkmal ist dabei die Kornform. Es konnte nachgewiesen werden, dass sich Kunststoff-Flakes aus verschiedenen Multilayer-Folien unter dem Einwirken von thermischer und mechanischer Energie mehrheitlich „Einrollen“, wohingegen Singlelayer-Folien ihre ursprüngliche Kornform behalten. Nun gilt es, den Prozess unter Aufgabe von definierten Folienmischungen durch Anpassung der verschiedenen Parameter zu optimieren. Eine große Bedeutung kommt hierbei der Korngröße der Kunststoff-Flakes zu. Denn einerseits unterliegen die Flakes der Multilayer unterhalb einer kritischen Korngrößen bei der Konditionierung kaum noch einer Formänderung, andererseits gelangen feinere Anteile dieser Folien schnell als Fehlaustrag ins Leichtgut. Eine verbesserte Zerkleinerung, und gegebenenfalls anschließende Klassierung des Folienmaterials, muss hier zu einer engeren Korngrößenverteilung der aufgegebenen Flakes führen. Auch die Verweilzeit in der Konditionierungsanlage hat Auswirkungen auf das Verformungsverhalten der Folien. Parallel zu den weiteren Versuchsreihen arbeitet die Pla.to GmbH daher an der Entwicklung einer neuartigen Anlage zum Windsichten, mit der bei gleichzeitig höherem Durchsatz auch eine bessere Vereinzelung der Flakes möglich wird.

6 Danksagung

Die Autoren möchten sich für die finanzielle Unterstützung des europäischen Fonds für regionale Entwicklung (EFRE) im Rahmen des Projektes: SAMSort - Aerodynamische Konditionierung von Folienmischungen für die selektive Trennung nach Kunststoffsorten- (100357610) bedanken.

Literaturverzeichnis

[1] DOMININGHAUS, H. ; ELSNER, P. ; EYERE, P. ; HIRTH, T.: *Kunststoffe – Eigenschaften und Anwendungen*. 2012. – 8. Aufl., Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg

[2] GUILLORY, P. ; DESCHAINES, T. ; HENSON, P.: *Analysis of multi-layer polymer films*. 2009. – Materials Today, Jg. 12, Nr. 4, S. 38–39

[3] BONNET, M.: *Kunststofftechnik – Grundlagen, Verarbeitung, Werkstoffauswahl und Fallbeispiele*. 2016. – 3. Aufl. Wiesbaden: Springer Vieweg

[4] MIETH, A. ; HOEKSTRA, E. ; SIMONEAU, C.: *Guidance for the identification of polymers in multilayer films used in food contact materials*. 2016. – Luxembourg, Publications Office of the European Union

[5] ARM, R.: *Charakterisierung von Siegelschichten bei Verpackungsfolien*. `https://www.arm-alysis.de/wp-content/uploads/2011/03/Charakterisierung-von-Siegelschichten-bei-Verpackungsfolien2.pdf`. – Zugriff am 07.10.2020

[6] DER GRÜNE PUNKT - DUALES SYSTEM DEUTSCHLAND GMBH: *Systalen – das Regranulat des Grünen Punkts*. `https://www.gruener-punkt.de/de/rezyklat-systalen/ueber-systalen.html`. – Zugriff am: 28.09.2020

[7] SEGUI, J. A.: *Die thermische Ausdehnung besser verstehen – Simulation von Verbundmaterialien*. `https://www.plastverarbeiter.de/45927/die-thermische-aus-dehnung-besser-verstehen/`. – Zugriff am 13.10.2020

[8] SCHUBERT, H.: *Handbuch der Mechanischen Verfahrenstechnik, Band 1 und 2*. 2003. – Weinheim: WILEY- VCH

Vývoj postupů pro detekci, eliminaci a imobilizaci mikroplastů v půdě, kompostu a rostlinách

Entwicklung von Verfahren zur Detektion, Elimination und Immobilisierung von Mikroplastik in Böden, Kompost und Pflanzen

Madlen Reuter[1], Tomas Kleint[2], Anne Richter[2], Christiane Dittrich[2], Faith Chebet Tumwet[1,3], Jürgen I. Schoenherr[1, 2], Jana Dörnchen-Neumann[2], Nikolaus Klamerth[3], Traugott Scheytt[3], Jens Weber[2], Jan Šembera[4]

Abstrakt

Plasty nacházejí ve společnosti velmi různorodé oblasti použití. Podle zákona o oběhovém hospodářství (Kreislaufwirtschaftsgesetz, KrWG) musí být každý výrobek poté, co se stane odpadem, předán k dalšímu zpracování. Nesprávným zacházením, nesprávnou likvidací nebo opotřebením se plasty dostávají do různých složek životního prostředí. V důsledku degradačních procesů pak vznikají takzvané mikroplasty, které se díky přirozeným transportním procesům dostávají i do málo osídlených oblastí, jako například do Arktidy. Výzkum v této oblasti se v posledních letech soustředil na výzkum kontaminací mořských a limnických systémů. Současně však existuje oblast, vyžadující komplexní pozornost a tou je půda. Výzkumy ukázaly, že mikroplasty se vyskytují na všech sledovaných, zemědělsky využívaných plochách.

Pro analytiku je naprosto zásadní oddělení organické a anorganické frakce v půdních vzorcích. V úvahu zde přicházejí olejová separace a separace podle hustoty, následovaná oxidativním nebo enzymatickým rozkladem. Pro analýzu částic jednotlivých polymerů jsou k dispozici mikroskopie na bázi FT-IR a RAMAN, zatímco pro nečásticové určování je nutno použít různé spektrometrické nebo termogravimetrické analýzy.

V popředí zájmu při eliminaci mikroplastů jsou oba substráty, půda a kompost. Zapojením běžných postupů třídění a jejich adaptací a rozšířením má být dosaženo oddělení mikroplastů z matrice. Konkrétně je sledována efektivita těchto postupů a hranice možností třídění. Hodnoceny jsou rovněž efekty mikroplastů ve vztahu k rostlinám, především užitkovým rostlinám. Růst kořenů je sledován v rhizotronech. Translokace v rostlině je sledována v hydrokultuře pomocí fluorescenčních mikroplastů. Analýzou průsaku a měřením půdní vlhkosti je hodnocen vliv na půdní matrici.

Ve spolupráci s Technickou univerzitou –Báňskou akademií ve Freibergu má být pomocí elučních zkoušek a kolonových testů sledován pohyb plastů, v prvé řadě pomocí cílené kontaminace. Prognostický model, odvozený z těchto parametrů, je poté za účelem evaluace konfrontován s reálnými vzorky ze životního prostředí. Dále je sledována geneze mikroplastů. Pro tyto účely jsou kontaminované vzorky půd vystaveny UV-záření o různé intenzitě, měnícím se hodnotám pH a vlhkosti a sledovány v definovaných časových intervalech.

[1]Institut für Verfahrensentwicklung, Torf- und Naturstoff-Forschung, Friedrich-Schneider-Str. 26, 02763 Zittau; Madlen.Reuter@hszg.de

[2]Hochschule Zittau/Görlitz, Theodor-Körner-Allee 16, 02763 Zittau

[3]Technische Universität Bergakademie Freiberg, Gustav-Zeuner-Straße 12, D-09596 Freiberg

[4]Technická univerzita v Liberci, Studentská 1402/2, 46117 Liberec, ČR

Kurzfassung

Kunststoffe finden in der Gesellschaft vielfältig Anwendung. Dabei muss jedes Produkt nach den Regelungen des KrWG der Abfallbehandlung zugeführt werden. Durch unsachgemäßen Umgang, Entsorgung oder durch Abnutzung werden die Kunststoffe in verschiedenste Umweltkompartimente eingetragen. Infolge von Degradationsprozessen entsteht sogenanntes Mikroplastik, welches durch natürliche Transportprozesse auch in wenig besiedelte Regionen, wie die Arktis, eingetragen wird. Die Forschung hat sich in den letzten Jahren auf die Untersuchung der Kontamination von marinen und limnischen Systemen fokussiert. Doch zugleich existiert ein Bereich, der umfassender Aufmerksamkeit bedarf: der Boden. Forschende haben gezeigt, dass auf allen untersuchten landwirtschaftlichen Flächen Mikroplastik zu finden ist.

Die Abtrennung der organischen und anorganischen Fraktion der Bodenproben ist für die Analytik essentiell. Dabei kommen Öl- und Dichteseparation, gefolgt vom oxidativen oder enzymatische Aufschluss in Frage. Für die partikelbasierte Analyse der einzelnen Polymere stehen FT-IR- und RAMAN-gestützte Mikroskopie zur Verfügung, während für die nicht partikuläre Bestimmung verschiedene spektroskopische und thermogravimetrische Analysen angewandt werden müssen.

Bei der Elimination von Mikroplastik stehen die beiden Substrate Boden und Kompost im Fokus. Unter Einbeziehung gängiger Sortierverfahren, deren Anpassung und Erweiterung, soll eine Abscheidung der Mikroplastik aus der Matrix erfolgen. Hierbei werden im Konkreten die Effektivität dieser Verfahren und die Sortiergrenzen untersucht. Auch die Effekte des Mikroplastiks auf Pflanzen – insbesondere Nutzpflanzen – werden evaluiert. Das Wurzelwachstum wird in Rhizotronen beobachtet. Die Translokation innerhalb der Pflanzen wird mittels fluoreszenzmarkiertem Mikroplastik in Hydrokultur verfolgt. Durch Sickerwasseruntersuchung und Messung der Bodenfeuchte wird der Einfluss auf die Bodenmatrix bewertet.

In Kooperation mit der TU Bergakademie Freiberg soll die Kunststoffverlagerung mittels Elutionsversuchen und Säulentests, ebenfalls anhand von fluoreszenzmarkiertem Mikroplastik, zunächst durch gezielte Kontamination untersucht werden. Das aus den Parametern entwickelte Prognosemodell wird zur Evaluation mit realen Proben aus der Umwelt konfrontiert. Des Weiteren wird die Genese von Mikroplastik untersucht. Hierzu werden kontaminierte Bodenproben wechselnden UV-Intensitäten, pH-Werten oder Feuchtegehalten ausgesetzt und in festgelegten Zeitintervallen untersucht.

1 Einleitung

Kunststoffe sind Polymerwerkstoffe, die durch rein chemische Ausgangsstoffe oder durch Abwandlung von Naturstoffen synthetisiert werden können [1]. Heutzutage finden sie sich in vielen Bereichen des Lebens wieder. Grund dafür sind ihre thermisch-mechanischen Eigenschaften und ihre Modifikationsmöglichkeiten. Durch die vielfältigen Einsatzmöglichkeiten von Kunststoffen nimmt die Produktion immer weiter zu. So lag die in Europa 2018 produzierte Kunststoffmenge bei 61,6 Mt und weltweit bei 359 Mt, mit steigender Tendenz [2]. Durch Degradation, natürlichen Verschleiß, unsachgemäße Entsorgung und sonstigen Eintrag (Klärschlamm, Kompost, Straßenablauf, etc. [3]) gelangt so der Kunststoff in die Umwelt mit oft gravierenden Langzeitfolgen.

2 Mikroplastik in der Umwelt - Verteilung, Verhalten und Effekte

2.1 Verteilung von Mikroplastik in der Umwelt (Monitoring)

Hauptaugenmerk liegt bei der Problematik auf Mikroplastik, welches der Größenfraktion von 0,1 µm bis 5 mm zugeordnet wird [4]. Vielfach untersucht ist vor allem dessen Vorkommen in marinen und limnischen Gewässern sowie die Auswirkung auf aquatische Spezies [5, 6, 7]. Da

aber Mikroplastik oftmals auch über den Boden in die Gewässer gelangt, ist es umso wichtiger, diesen Bereich zu untersuchen.

Mikroplastik steht im Verdacht vielfältige negative Auswirkungen sowohl auf die Bodenbeschaffenheit als auch auf Bodenorganismen zu haben [8]. So stellten zum Beispiel Lwanga et al. [9] an dem Regenwurm Lumbricus terrestris eine erhöhte Mortalität, reduziertes Wachstum und negative Effekte bei dem Grabvermögen unter Mikroplastikeinfluss fest. In einer weiteren Publikation lag die durchschnittliche Mikroplastikkonzentration der in Europa untersuchten Böden bei 2914 Partikel/kg und 8,9 mg/kg. Diese Konzentration ist sogar zweimal so hoch wie die der analysierten Böden in China [10].

Bedeutende Quellen für den Mikroplastikeintrag in den Boden von Ackerflächen stellen vor allem Kompost, Klärschlamm, Mulchfolien, Abrieb von landwirtschaftlich genutzten Maschinen und illegal abgelagerter Abfall dar [11, 12, 13, 14]. Böden in unmittelbarer Nähe zu Straßen können eine hohe Belastung mit Mikroplastik durch zum Beispiel Reifenabrieb und den Abrieb von Fahrbahnmarkierungen aufweisen [11, 15]. Eine besondere Eintragsquelle stellt der in der Landwirtschaft genutzte Kompost dar. Bei dessen Herstellung können derzeit nicht immer alle Stör- und Kunststoffe verfahrenstechnisch abgetrennt werden, sodass diese in den Boden eingetragen werden können [16].

Da Mikroplastik im Boden sehr heterogen verteilt ist, ist es notwendig ein dichtes Beprobungsnetz zu entwickeln und Mischproben aus definierten Teilproben zu entnehmen, um repräsentative Werte zu erhalten [17]. Geeignete Beprobungsmuster stellen ein regelmäßiges Raster oder ein Probenahmemuster entlang einer linearen Quelle, wie zum Beispiel an einem Straßenrand, dar. Die größten Mengen an Mikroplastik sind vorzugsweise in den obersten 1 - 10 cm zu finden [12, 17, 18].

2.2 Effekte von Mikroplastik auf Pflanzen

In Bezug auf Nutzpflanzen ist Mikroplastik ebenfalls von Relevanz, da dieses durch Praktiken wie das Plastikmulchen (z.B. im Gurkenanbau) in Felder eingetragen wird und somit in die menschliche Nahrungskette gelangen kann. Kommt es zu einer Beeinträchtigung des Wachstums und der Vitalität von Nutzpflanzen, kann dies Ertragseinbußen zur Folge haben. Eine mögliche Veränderung der Lebensbedingungen und der Artzusammensetzung wirken sich auf das gesamtes Ökosystem aus [19].

In bisherigen Studien waren die Auswirkungen auf Pflanzen stark abhängig von Art, Form und Konzentration des Mikroplastiks (MP). Es ist belegt, dass Nanoplastik (um 20 nm) von Pflanzen über die Wurzeln aufgenommen werden kann [20]. Die Aufnahme von Mikroplastik über die Wurzeln wurde aufgrund der gröberen Partikelgröße lange Zeit nicht erwartet [21]. Dennoch haben De Souza Machado et al. [22] Auswirkungen von Mikroplastik auf die Wurzeln und die oberirdische Biomasse von Frühlingszwiebeln nachgewiesen. Beispielsweise Polyester-Fasern und HD-PE-Pulver erhöhten die Wurzelbiomasse. Alle getesteten MP-Arten führten zur Ausbildung von längeren, schmaleren Wurzeln. Polyamid-MP steigerte die Biomasse von Zwiebeln und Blättern. Eine Erklärung für letztere Beobachtung ist, dass die stickstoffhaltigen Abbauprodukte eine düngende Wirkung haben [22].

Bioturbation durch das Wachstum von Pflanzenwurzeln hat einen bedeutenden Einfluss auf den Partikeltransport im Boden. Außerdem entstehen beim Absterben der Wurzeln Grobporen, die den Partikeltransport erleichtern könnten [23]. Bisher existieren keine Studien zur Auswirkung von Durchwurzelung auf den MP-Transport im Boden. Weitgehend unbekannt sind auch die Auswirkungen auf die Biodiversität von Boden-Mikroorganismen, insbesondere stickstofffixierender Bakterien. Sie spielen eine wichtige Rolle für die „biologische Fitness“ der Pflanzen und ein Forschungsschwerpunkt sollte hierauf liegen [24].

3 Analysemethoden

Grundlage, um die Kontamination der Umwelt mit Mikroplastik abschätzen zu können, sind geeignete Analysenverfahren. Durch sie kann nicht nur die Belastung bestimmter Standorte und biologischer Matrices ermittelt sondern auch Stoffströme und die Effizienz von Eliminierungsverfahren nachvollzogen und abgeschätzt werden.

Vor der eigentlichen Analyse ist die korrekte Vorbereitung der Proben für eine zuverlässige Bestimmung des Mikroplastik-Gehaltes unerlässlich. Das Gros der Bodenmatrix muss dabei möglichst vollständig entfernt werden. Zwei Techniken haben sich dabei für analytische Zwecke etablieren können: Die Dichteseparation und die Ölseparation. Bei der ersten Methode wird der Dichteunterschied zwischen dem Kunststoff und der anorganischen Matrix zur Trennung ausgenutzt. Als Trennmedien kommen dabei hauptsächlich konzentrierte, wässrige Lösungen von Natrium-, Calcium- oder Zinkchlorid, ggf. auch Natriumjodid, -wolframat, oder –polywolframat zum Einsatz [25]. Problematisch sind dabei Proben mit hohem Anteil an organischer Materie, da diese eine ähnliche Dichte wie die meisten Kunststoffsorten aufweisen. Eine zuverlässige, sich an die Separation anschließende Zerstörung der organischen Matrix durch enzymatische Prozesse oder Redoxreaktionen ist damit deutlich schwieriger. Die Methode der Ölseparation macht sich die Hydrophobie der gängigen Massenkunststoffe zunutze. Als Trennmedien kommen Pflanzenöle, wie Raps-, Oliven- oder Rizinusöl in Frage [26, 27]. Die eigentliche Aufreinigung erfolgt dabei durch Flüssig-Flüssig-Extraktion (LLE), wobei sich die Kunststoffe in der hydrophoben Ölphase anreichern. Nach der erfolgreichen Separation wird das überschüssige Öl entfernt und die organische Restmatrix zerstört.

Bei den eigentlichen MP-Analysenmethoden lassen sich prinzipiell zerstörungsfreie und zerstörende Analysenmethoden unterscheiden: Erstere erfassen dabei Eigenschaften der Partikel, wie beispielsweise die Partikelgröße, Form, Kunststoffart und die Oberflächentopographie des Mikroplastiks. In der Regel handelt es sich dabei um spektroskopische Methoden, welche mit Mikroskopie-Verfahren kombiniert werden. Besonders weit verbreitet sind dabei Kombinationen mit der FT-IR- und RAMAN-Spektroskopie. Durch die Interaktion einzelner Atomgruppen innerhalb der Polymermoleküle kann dabei während der Mikroskopie ein charakteristisches Spektrum aufgenommen werden, durch welches ein betrachtetes Partikel zweifelsfrei als spezieller Kunststoff identifiziert oder ausgeschlossen werden kann. Die Art des Kunststoffs ist dabei exakt bestimmbar. Weiterhin kann eine grobe Identifikation von Kunststoffpartikeln, in vielen Fällen auch bereits durch atomspektroskopische Methoden, wie der Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA) erfolgen. Die Unterscheidung kann dabei durch das Vorhandensein oder Fehlen charakteristischer Elemente gelingen. Die ganz genaue Zuordnung der einzelnen Kunststoffarten kann dabei allerdings oft nicht erfolgen, da bei dieser Methode keine Aussage über die genaue, intramolekulare Anordnung der Atome und Atomgruppen getroffen werden kann.

Die Quantifizierung der Belastung eines Materials mit Mikroplastik wird dabei in der Regel durch Auszählen innerhalb eines definierten Bereiches oder als Anteil einer festgelegten Gesamt-Partikelzahl ermittelt. In jüngerer Zeit werden auch spektroskopische Methoden zur Bestimmung der Kunststoffkonzentration adaptiert. Dazu wird aus der zu untersuchenden Probe der gesuchte Kunststoff mittels geeigneter Lösemittel extrahiert. Die mit der eigentlichen Spektroskopie detektierten Signale können dabei wieder exakt den enthaltenen Kunststoffen zugeordnet werden. Über die Signalintensität wird dann die Konzentration berechnet. Die ^{1}H-NMR-Spektroskopie hat sich dabei bereits als geeignet für einige Kunststoffe – wie beispielsweise PET – herausgestellt [28].

Die stoffzerstörenden Analysenverfahren nutzen im Wesentlichen pyrolysebasierte Methoden. Dabei wird vorher aufgereinigtes Probenmaterial erhitzt, wodurch sich organische Bestandteile in der Probe zersetzen. Auch enthaltenes Mikroplastik wird dabei gespalten und in niedermolekulare Bestandteile zerlegt. Das entstehende Pyrolysat wird dabei zunächst aufgetrennt und danach einem geeigneten Detektorsystem zugeführt. Die enthaltenen Fragmente

werden identifiziert und können den einzelnen Kunststoffarten spezifisch zugeordnet werden [29]. Anhand der Signalintensität kann dabei die Menge eines betrachteten Fragments ermittelt werden. Daraus wiederum lässt sich die Masse des Kunststoffes ermitteln, welcher in der Probe enthalten war. Ein häufig genutztes Verfahren, das auf diesem Prinzip basiert, ist die pyrolysebasierte Gaschromatographie mit nachgeschalteter Massenspektroskopie als Detektionsmethode – kurz: Pyrolyse-GC-MS genannt.

4 Berücksichtigung von Degradationsprozessen

Für den Nachweis umweltbedingter Degradationsprozesse an verschiedenen Kunststoffen nimmt die Mikroskopie, insbesondere bei der Begutachtung von mechanischen Zerfallserscheinungen, eine wichtige Rolle ein. So können mittels Rasterelektronen-, Atomkraft- und Lichtmikroskopie oberflächliche Strukturveränderungen aller Art dargestellt werden. Chemische Veränderungen – beispielsweise durch Oxidationsprozesse – können wiederum am besten mittels FT-IR-Spektroskopie an isoliertem Kunststoffmaterial erfolgen. Auch das Vorhandensein von Biofilmen kann auf diese Art und Weise nachgewiesen werden [30].

Bei der Degradierung von Kunststoffen können darüber hinaus auch – je nach Kunststoffart – eine Vielzahl von niedermolekularen Abbauprodukten entstehen. Auch in technischen Polymeren eingesetzte Additive können beim Verwittern freigesetzt werden. Eine gute Detektionsmethode für derartige Substanzen ist die Gaschromatographie, in Form einer gekoppelten Massenspektrometrie (GC-MS). Die zu untersuchenden Stoffe werden dabei durch Festphasenextraktion (SPE) aus dem Probenmaterial extrahiert und dann mit einem geeigneten, organischen Lösemittel wieder von der Festphase gespült. Die dabei erhaltene Lösung enthält den aufkonzentrierten, vorgereinigten gesuchten Stoff. Anschließend wird die Lösung mit dem Analyten zur weiteren Auftrennung des Stoffgemisches in einen Gaschromatographen geleitet. Danach erfolgt die Identifikation des gesuchten Stoffes im Massenspektrometer anhand der hochspezifischen Molekülfragmente der gesuchten Substanz.

5 Möglichkeiten der Elimination

Zur Abtrennung von Kunststoff aus verschiedenen Matrices, wie z. B. aus Abfall, werden heutzutage viele verschiedene Aufbereitungs- Aufschluss- und Sortierprozesse miteinander kombiniert. Dabei wird auf unterschiedliche Sortiermethoden zurückgegriffen, wie z.B. die Dichte-, Elektrostatische-, Sensorbasierte- und die Wirbelstrom-Sortierung.

Die bisher gängigen Verfahren eignen sich nur zum Teil zur Aufreinigung des Mikroplastikbelasteten Bodens. Grund dafür ist, dass bei vielen Sortierverfahren meist umweltgefährdende Stoffe eingesetzt werden, wie bei der Dichtesortierung [31], oder die technische Ausstattung den Ansprüchen nicht gerecht wird. So sind, z. B. bei der sensorbasierten Sortierung, Kunststoffe im Mikrometer-Bereich zu klein um vom Sensor erfasst und sortiert werden zu können.

Dennoch, einige bekannte Verfahren haben sich bereits im Test gut bewährt. In Versuchen fanden Felsing et. al. [32] heraus, dass die Sortierung von Mikroplastik aus unterschiedlichen Umweltmatrices, wie Wasser, Sedimenten, etc. unabhängig ihres Degradationszustandes und ihrer Partikelgröße mit speziellen Elektroscheidern sehr gut sortiert werden können. Dabei konnten nach einer dreifachen Wiederholung des Sortiervorganges zwischen 95-100% des Mikroplastikanteils aus der Probe wiedergewonnen werden. An die MP-Sortierung mittels Elektroscheider werden somit große Erwartungen geknüpft. Insbesondere ihrem Einsatz für spezielle Böden, wie bindige Böden. Auf dieser Basis kann ein Reinigungsverfahrens, welches die Mikroplastikpartikel in der Matrix freilegt, umgesetzt werden. Des Weiteren soll das Verfahren für Proben aus der Kompostierung, Landwirtschaft und aus weiteren Flächen, wie z. B. Mooren, eingesetzt werden können.

Danksagung

Der vorgestellte Beitrag entstand im Rahmen des Projektes „Mikroplastik im Boden - Detektion, Elimination, Immobilisierung und Effekte“, das gegenwärtig am iTN Zittau, an der Hochschule Zittau/Görlitz bearbeitet und über den Europäischen Sozialfonds in dankenswerter Weise gefördert wird (Förderkennzeichen: 100381678).

Literaturverzeichnis

[1] EYERER, P. ; ELSNER, P. ; HIRTH, T.: *Die Kunststoffe und ihre Eigenschaften*. 2005. – 1. Aufl. s.l.: Springer-Verlag (VDI-Buch)

[2] PLASTICSEUROPE: *Weltweite und europäische Produktionsmenge von Kunststoff in den Jahren von 1950 bis 2018 (in Millionen Tonnen)*. 2019. – Statista. Online verfügbar unter https://de.statista.com/statistik/daten/studie/167099/umfrage/weltproduktion-von-kunststoff-seit-1950/, zuletzt geprüft am 29.10.2020.

[3] HURLEY, R. R. ; LUSHER, A. L. ; OLSEN, M. ; NIZZETTO, L.: *Validation of a Method for Extracting Microplastics from Complex, Organic-Rich, Environmental Matrices*. 2018. – In: Environmental science & technology 52 (13), S. 7409–7417. DOI:10.1021/acs.est.8b01517

[4] DE SOUZA MACHADO, A. A. ; KLOAS, W. ; RILLIG, M. C.: *Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems*. 2018a. – In: Global change biology 24 (4), S. 1405–1416. DOI: 10.1111/gcb.14020

[5] IMHOF, H. K. ; LAFORSCH, C. ; WIESHEU, A. C. ; SCHMID, J. ; ANGER, P. M. ; NIESSNER, R. ; IVLEVA, N. P.: *Pigments and plastic in limnetic ecosystems: A qualitative and quantitative study on microparticles of different size classes*. 2016. – In: Water research 98, S. 64–74. DOI: 10.1016/j.watres.2016.03.015

[6] DING, Ling ; MAO, Ruo f. ; GUO, Xuetao ; YANG, Xiaomei ; ZHANG, Qian ; YANG, Chen: *Microplastics in surface waters and sediments of the Wei River, in the northwest of China*. 2019. – In: The Science of the total environment 667, S. 427–434. DOI:10.1016/j.scitotenv.2019.02.332

[7] WANG, Jun ; WANG, Mingxiao ; RU, Shaoguo ; LIU, Xiaoshou: *High levels of microplastic pollution in the sediments and benthic organisms of the South Yellow Sea, China*. 2019. – In: The Science of the total environment 651 (Pt 2), S. 1661–1669. DOI:10.1016/j.scitotenv.2018.10.007

[8] DE SOUZA MACHADO, A. A. ; LAU, C. W. ; TILL, J. ; KLOAS, W. ; LEHMANN, A. ; BECKER, R. ; RILLIG, M. C.: *Impacts of Microplastics on the Soil Biophysical Environment*. 2018b. – In: Environmental science & technology 52 (17), S. 9656–9665. DOI:10.1021/acs.est.8b02212

[9] LWANGA, H. E. ; GERTSEN, H. ; GOOREN, H. ; PETERS, P. ; SALÁNKI, T. ; VAN DER PLOEG, M. u. a.: *Incorporation of microplastics from litter into burrows of Lumbricus terrestris*. 2016. – In: Environmental pollution 220, S. 523–531. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.09.096

[10] BÜKS, Frederick ; KAUPENJOHANN, Martin: *Global concentrations of microplastic in soils, a review*. 2020

[11] BERTLING, J. ; HAMANN, L. ; BERTLING, R.: *Kunststoffe in der Umwelt: Mikro- und Makroplastik. Ursachen, Mengen, Umweltschicksale, Wirkungen, Lösungsansätze, Empfehlungen*. 2018. – Kurzfassung der Konsortialstudie. Hg. v. Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT. Oberhausen

[12] CORRADINI, Fabio ; MEZA, Pablo ; EGUILUZ, Raúl ; CASADO, Francisco ; HUERTA-LWANGA, Esperanza ; GEISSEN, Violette: *Evidence of microplastic accumulation in agricultural soils from sewage sludge disposal*. 2019. – In: The Science of the total environment 671, S. 411–420. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.03.368

[13] LI, Xiaowei ; CHEN, Lubei ; MEI, Qingqing ; DONG, Bin ; DAI, Xiaohu ; DING, Guoji ; ZENG, Eddy Y.: *Microplastics in sewage sludge from the wastewater treatment plants in China*. 2018. – In: Water research 142, S. 75–85. DOI: 10.1016/j.watres.2018.05.034

[14] BLÄSING, Melanie ; AMELUNG, Wulf: *Plastics in soil: Analytical methods and possible sources*. 2018. – In: The Science of the total environment 612, S. 422–435

[15] VOGELSANG, C. u. a.: *Microplastics in road dust – characteristics, pathways and measures*. 2019. – Unter Mitarbeit von S. B. Ranneklev, D. Eidsvoll, S. Meland, A. L. Lusher, M. E. Dadkhah, I. Sundvor und M. Umar. Main Office: Gaustadalléen 21, NO-0349 Oslo, Norway. Online verfügbar unter https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/2493537

[16] FREITAG, R.: *Mikroplastik im Kompost. Trägt die Biotonne zur Belastung unserer Umwelt mit Plastik bei?* 2019. – Online verfügbar unter https://www.git-labor.de/printpdf/18246, zuletzt geprüft am 13.02.2020

[17] MÖLLER, J. N. ; LÖDER, M. G. J. ; LAFORSCH, C. ; MÖLLER, Martin G. J. Julia N.and Löder L. Julia N.and Löder ; LAFORSCH, Christian: *Finding Microplastics in Soils: A Review of Analytical Methods*. 2020. – In: Environ. Sci. Technol. (Environmental science & technology) 54 (4), S. 2078–2090. DOI: 10.1021/acs.est.9b04618

[18] PRATA, J. C. u. a.: *Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: A critical review*. 2019. – In: TrAC Trends in Analytical Chemistry 110, S. 150–159. DOI: 10.1016/j.trac.2018.10.029

[19] BOOTS, Bas ; RUSSELL, Connor W. ; GREEN, Dannielle S.: *Effects of Microplastics in Soil Ecosystems: Above and Below Ground*. 2019. – In: Environmental science & technology 53 (19), S. 11496–11506. DOI: 10.1021/acs.est.9b03304

[20] CHAE, Yooeun ; AN, Youn-Joo: *Nanoplastic ingestion induces behavioral disorders in terrestrial snails: trophic transfer effects via vascular plants*. 2020. – In: Environ. Sci.: Nano 7 (3), S. 975–983. DOI: 10.1039/C9EN01335K

[21] NG, E.-L. ; LWANGA, H. E. ; ELDRIDGE, S. M. ; JOHNSTON, P. ; HU, H.-W. ; GEISSEN, V. ; CHEN, D.: *An overview of microplastic and nanoplastic pollution in agroecosystems*. 2018. – In: The Science of the total environment 627, S. 1377–1388. DOI:10.1016/j.scitotenv.2018.01.341

[22] DE SOUZA MACHADO, A. A. ; LAU, Chung W. ; KLOAS, Werner ; BERGMANN, Joana ; BACHELIER, Julien B. ; FALTIN, Erik u. a.: *Microplastics Can Change Soil Properties and Affect Plant Performance*. 2019. – In: Environmental science & technology 53 (10), S. 6044–6052. DOI: 10.1021/acs.est.9b01339

[23] GABET, Emmanuel J. ; REICHMAN, O. J. ; SEABLOOM, Eric W.: *The effects of bioturbation on soil processes and sediment transport*. 2003. – In: Annu. Rev. Earth Planet. Sci. 31 (1), S. 249–273. DOI: 10.1146/annurev.earth.31.100901.141314

[24] RILLIG, M. C. ; LEHMANN, A. ; DE SOUZA MACHADO, A. A. ; YANG, G.: *Microplastic effects on plants*. 2019. – n: New Phytologist, S. 1066–1070, zuletzt geprüft am 17.01.2020

[25] STOCK, F. u. a.: *Sampling techniques and preparation methods for microplastic analyses in the aquatic environment – A review*. – Trends in Analytical Chemistry 113 (2019) 84-92

[26] MANI, T. ; BURKHARDT-HOLM, P. u. a.: *Using castor oil to separate microplastics from four different environmental matrices*. – Analytical Methods 2019, 11, 1788

[27] SCOPETANI, C. u. a.: *olive oil-based method for the extraction, quantification and identification of microplastics in soil and compost samples*

[28] PEEZ, N. u. a.: *Quantitative analysis of PET microplastics in environmental model samples using quantitative 1H-NMR spectroscopy: validation of an optimized and consistent sample clean-up method*. – Analytical and Bioanalytical Chemistry (2019) 411: 823-833

[29] STEINMETZ, Z. u. a.: *A simple method for the selective quantification of polyethylene, polypropylene, and polystyrene plastic debris in soil by pyrolysis-gas chromatography/mass spectrometry*. 2019. – PeerJ Preprints

[30] MCGIVNEY, E.: *Rapid Physicochemical Changes in Microplastic Induced by Biofilm Formation*. – Frontiers in Bioengineering and Biotechnology, 2020; https://doi.org/10.3389/fbioe.2020.00205

[31] HAN, Xiaoxin ; LU, Xueqiang ; VOGT, Rolf D.: *An optimized density-based approach for extrac-ting microplastics from soil and sediment samples*. 2019. – In: Environmental pollution (Barking, Essex : 1987) 254 (Pt A), S. 113009. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.113009

[32] FELSING, S.: *Microplastics in freshwater systems : origin, fate and impact: A methodological research work*. Februar 2018. – Dissertation. Universität Rostock, Rostock. Institut für Biowissenschaften

MBÚ: Mechanicko-biologická úprava odpadů a její využití v zahraničí

MBA: Mechanisch-biologische Abfallbehandlung im internationalen Einsatz

Thomas Egloffstein[1], Gerd Burkhard[2], Ludwig Streff[3]

Abstrakt

Mechanicko-biologická úprava odpadů je osvědčenou technologií, používanou pro úpravu odpadů stejně, jako pro látkové či energetické využití komunálního odpadu a komunálnímu odpadu podobných živnostenských odpadů. Jako velmi vhodný nástroj se mechanicko-biologická úprava odpadů jeví především z pohledu neustále se měnících požadavků trhu ohledně zhodnocování surovin a náhražkových paliv, vyráběných z těchto odpadů.

Mechanická část zahrnuje procesy, jako jsou drcení, prosévání, třídění, separace a homogenizace. Během těchto procesů lze suroviny extrahovat flexibilně podle poptávky a potřeby buď pouze pro látkové nebo energetické zhodnocení, ale i pro obě možnosti zhodnocení.

Biologická složka slouží ke snižování hmotnosti, stabilizaci a sušení organických součástí odpadů. Toho je dosahováno kompostováním, případně vyhníváním a / nebo anaerobní úpravou (fermentací). V rozvíjejících a rozvojových zemích se z finančních a technických důvodů používá především nákladově příznivější a technicky jednodušší kompostování (aerobní úprava).

Kompostování / vyhnívání je používáno buď pro výrobu kompostu, pro výrobu stabilizovaného skládkového materiálu nebo pro sušení odpadů. Z této poslední alternativy se z organických součástí vyrábějí sekundární paliva. Na stejném zařízení tak lze z čistého vstupního materiálu vyrábět kompost, případně smíšené materiálové toky, které jsou buď stabilizovány pro ekologické skládkování nebo z nichž jsou sušením (biodrying) vyráběna náhražková paliva.

- snížení objemu odpadů, biologické aktivity, emisí plynů a výluhu, obsahu vody a sedání,
- zlepšení stability těles skládek a podmínek ukládání,
- zhodnocení surovin,
- snížení nákladů / náročnosti výstavby / provozu / následné péče skládek.

[1]Prof. Dr. rer. nat. Thomas Egloffstein; Honorarprofessor, Hochschule Zittau/Görlitz; ICP Ingenieurgesellschaft Prof. Czurda & Partner mbH; Auf der Breit 11, 76227 Karlsruhe; egloffstein@icp-ing.de

[2]burkhardt@icp-ing.de

[3]streff@icp-ing.de

Kurzfassung

Die mechanische biologische Abfallbehandlung (MBA) ist eine bewährte Technologie sowohl für die Behandlung als auch für die stoffliche bzw. energetische Verwertung von Hausmüll und hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen. Vor allem im Hinblick auf die sich ständig ändernden Marktanforderungen im Bezug auf die Verwertung von Wertstoffen und von aus diesen Abfällen herstellbaren Ersatzbrennstoffen zeigt sich die MBA als höchst geeignetes Instrument.

Der mechanische Teil beinhaltet Verfahren wie z.B. Zerkleinerung, Sieben, Sortieren, Separieren und Homogenisieren. Hier können Wertstoffe flexibel je nach Anfrage und Bedarf entweder nur für die stoffliche oder energetische Verwertung, als auch für beide Verwertungsoptionen extrahiert werden.

Der biologische Teil dient dem Massenabbau, der Stabilisierung und der Trocknung des organischen Anteils der Abfälle. Dies wird durch die Kompostierung bzw. Rotte und/oder die anaerobe Behandlung (Vergärung) erreicht. Aus finanziellen und technischen Gründen kommt in Schwellen- und Entwicklungsländern (S&E) hauptsächlich die kostengünstigere und technisch einfacher zu handhabende Kompostierung zum Einsatz (aerobe Behandlung).

Die Kompostierung/Rotte wird entweder zur Produktion von Kompost, zur Herstellung eines stabilisierten Deponieguts oder zur Trocknung der Abfälle eingesetzt. Aus der letzten Alternative wird auch aus dem organischen Abfallanteil Sekundärbrennstoff hergestellt. So können auf der gleichen Anlage aus sauberen Inputströmen Komposte hergestellt, bzw. gemischte Ströme entweder für die umweltverträgliche Deponierung stabilisiert oder mittels Trocknung (Biodrying) Ersatzbrennstoff erzeugt werden.
Als Ziele der MBA sind zu nennen:

- die Reduzierung von Abfallvolumen, biologischer Aktivität, Gas- und Sickerwasseremissionen, Wassergehalt und Setzungen,
- Verbesserung der Stabilität des Deponiekörpers und der Einbaubedingungen,
- Verwertung von Wertstoffen,
- Kosten-/Aufwandsreduzierung für Bau/Betrieb/Nachsorge von Deponien,
- Verringerung der aus Deponiekörpern austretenden Gase, insbesondere des klimarelevanten Treibhausgases Methan (CH_4).

1 Einleitung

Erste mechanische Restabfallbehandlungskonzepte wurden in den siebziger und achtziger Jahren des letzten Jahrhunderts im Zuge der Hausabfallverwertung und BRAM-Herstellung (BRAM = Brennstoff aus Müll = heizwertreiche Abfälle) entwickelt. Diese Anlagen hatten das Ziel, wiederverwertbare Abfallstoffe von den Siedlungsabfällen abzutrennen und in den Wirtschaftskreislauf zurückzuführen. Die organischen Bestandteile des Hausmülls wurden bei diesen Anlagen meist aerob behandelt, also kompostiert. Allerdings waren Stör- und Schadstoffgehalte dieses „Komposts, hergestellt aus gemischten Abfällen“ so hoch, dass seit Beginn der 80er Jahre in Deutschland nur noch Komposte aus getrennt gesammelten Bio- und Grünabfällen verwertet werden [1, 2].

Eine mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlage (MBA) ist eine Abfallbehandlungsanlage für Hausmüll und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle (Definition).

Die mechanisch-biologische Abfallbehandlung in der gegenwärtigen Form hat sich in Deutschland i. W. in den 80er und 90er Jahren des vergangen Jahrhunderts entwickelt und das Verfahren wurde nach über 10 Jahren politischen, fachlichen und wissenschaftlichen Diskussionen mit der Abfallablagerungsverordnung (AbfAblV, 2001) als gleichberechtigt mit der thermischen Behandlung zugelassen.

In Europa sind momentan ca. 570 Anlagen in Betrieb (Stand 2018). Die Gesamtbehandlungskapazität beträgt ca. 55 Mio. Tonnen pro Jahr. Dazu sind zwischen 2017-2025 europaweit noch ca. 120 Neuanlagen mit einer zusätzlichen Kapazität von 10 Mio. Tonnen pro Jahr geplant. Viele bestehende Anlagen in verschiedenen Ländern werden nachgerüstet und modernisiert. Die mechanisch-biologische Abfallbehandlung befindet sich im Aufwind.

Dies gilt nicht nur für Europa, sondern mehr noch für Schwellen- und Entwicklungsländer weltweit. Die Abfallzusammensetzung in Schwellen- und Entwicklungsländern unterscheidet sich im Vergleich zu Europa deutlich. Der Organikanteil kann über 60 % der Gesamtmasse betragen. Das sorgt für einen sehr hohen Wassergehalt im unbehandelten Abfall (bis zu 50 M.-% des Gesamtabfalls). In diesen Fällen ist es Priorität der MBA den Wassergehalt zu reduzieren und die Abfalleigenschaften im Hinblick auf eine Ablagerung auf der Deponierung zu verbessern.

2 Funktionsweise der Mechanisch-Biologischen Abfallbehandlung (MBA)

Durch die mechanische Behandlung können die Störstoffe, Wertstoffe und die heizwertreiche Fraktion entfernt, die Korngröße reduziert und das heterogene Abfallgemisch homogenisiert werden. Danach erfolgt eine biologische Behandlung, die aerob oder anaerob (mit der zusätzlichen Option Biogas für eine energetische Verwertung zu erzeugen) möglich ist. Eine weitere Variante ist die biologische Behandlung als erster Schritt. In diesem Fall wird die aerobe Behandlung zur Wärmeerzeugung genutzt und damit das Material biologisch getrocknet. Eine anschließende mechanische Behandlung wird durch die Trocknung wesentlich einfacher. Das vorgetrocknete Material lässt sich besser sortieren und die separierten Wertstoffe sind weniger kontaminiert.

Vorteile der MBA-Technologie:

- Die Wertstoffe stehen durch die integrierte Aufbereitungstechnik für eine weitere stoffliche und/oder energetische Verwertung zur Verfügung.
- Die abgetrennten heizwertreichen Fraktionen können als Sekundärbrennstoffe in vielen Bereichen eingesetzt werden. Dies dient der Einsparung fossiler Energie.
- Die Anlagen werden mit geringen Abluftemissionen und weitgehend abwasserfrei betrieben.
- Die durch eine MBA vorbehandelten Abfälle erfordern ein geringeres Deponievolumen.
- Das Emissionspotenzial (Deponiegas und Sickerwasser) der behandelten und auf der Deponie abgelagerten Abfälle ist signifikant reduziert.
- Deponien können bei geringerer Umweltbelastung länger genutzt werden.
- Durch den Export der MBA-Technologie in andere Länder werden Arbeitsplätze geschaffen [2].

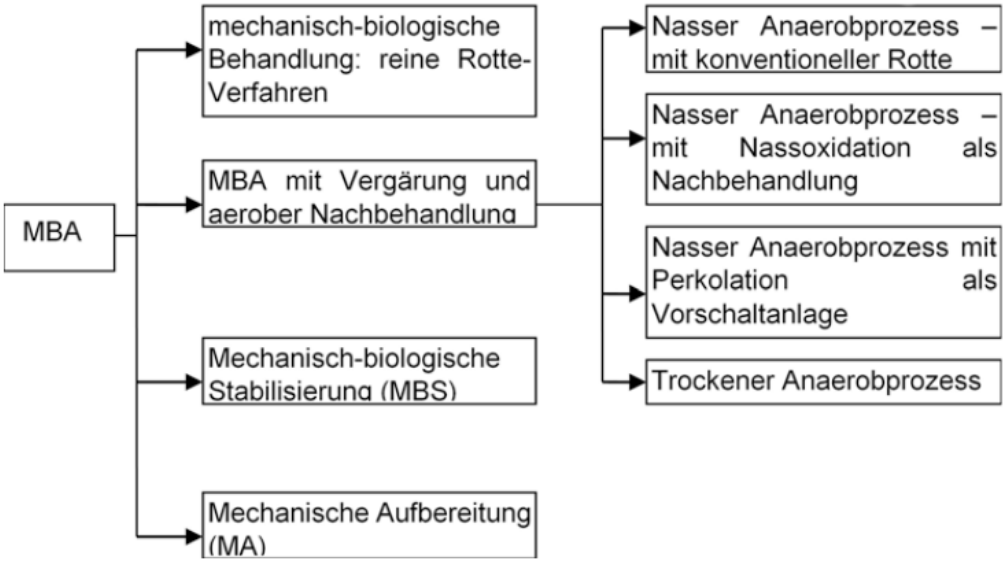


Abbildung 1: Gliederung der derzeit angewendeten MBA-Techniken [2].

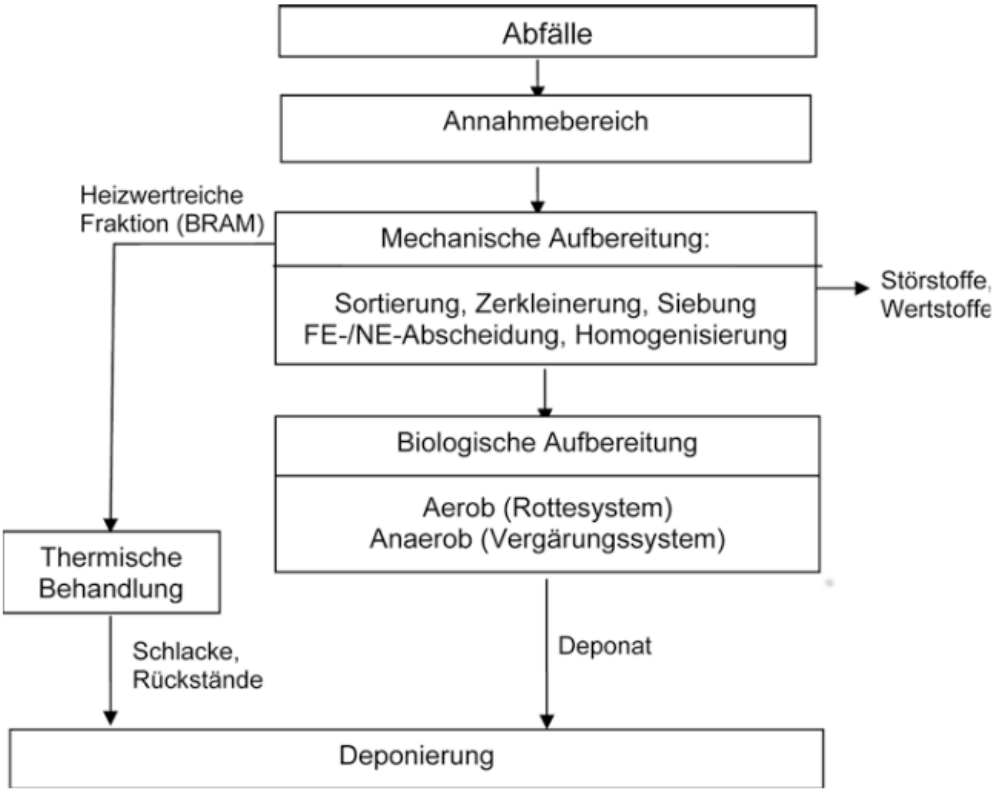


Abbildung 2: Fließschema einer Mechanisch-Biologischen Abfallbehandlungsanlage (MBA) [2].

2.1 Verfahrensschritte im Detail

2.1.1 Mechanische Aufbereitung

Die mechanische Aufbereitung dient einerseits der Konditionierung für die nachgeschaltete biologische Behandlung und anderseits zur Stoffstromtrennung. Außerdem werden die Stör- und

Schadstoffe vom Stoffstrom entfernt, um die Schadstoffeinträge sowie Störungen des Anlagenbetriebs zu vermeiden.

Die Verfahrensschritte der mechanischen Aufbereitung beinhalten meist Vorsortierung, Zerkleinerung, Fe-/NE-Metallabtrennung, Siebung, Sichtung und Homogenisierung, wobei nicht alle Schritte zur Anwendung kommen müssen. Die Abstimmung des Konzepts und anzuwendende Aggregate der mechanischen Aufbereitung müssen die eingesetzten Abfallarten berücksichtigen. In der Abb. 3 wird als Beispiel das Fließschema der mechanischen Aufbereitung in einer MBA gezeigt.

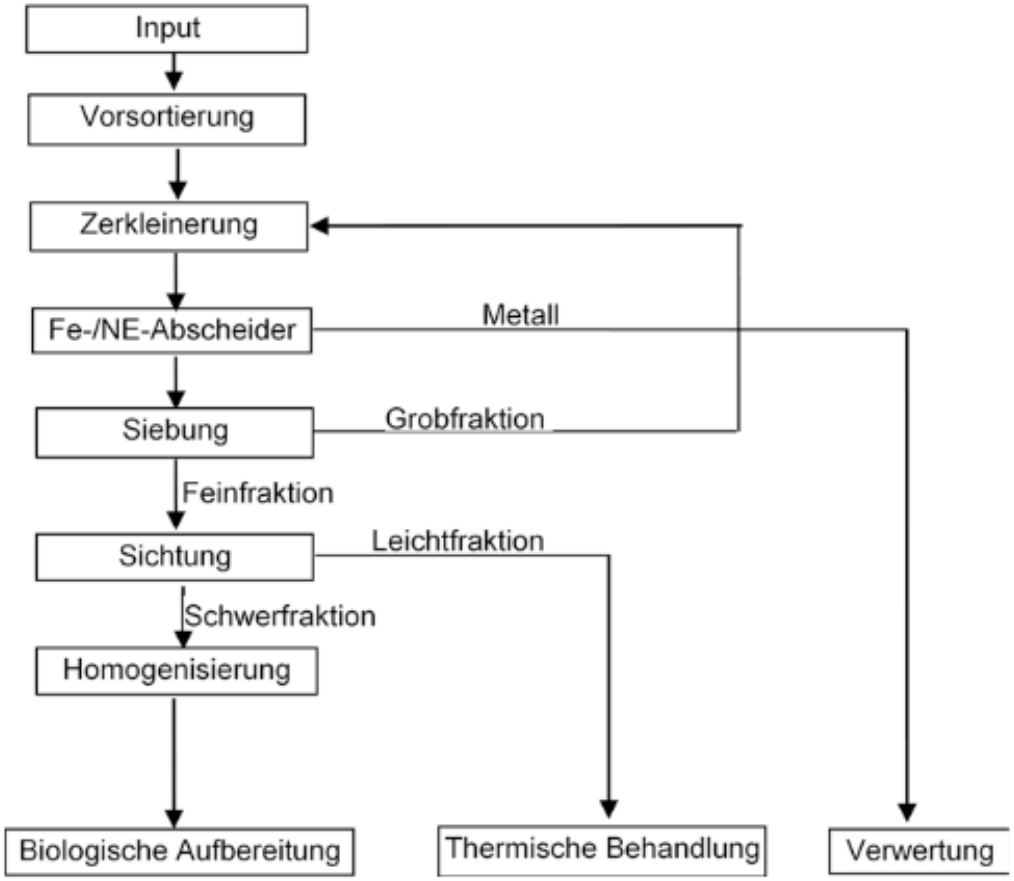


Abbildung 3: Beispielhaftes Fließschema einer mechanischen Aufbereitung in einer MBA [2].

Die mechanische Vorsortierung erfolgt nach ihrer Dichte bzw. ihrem Gewicht durch ballistische Separierung, Schrägsortierung oder Windsichtung. Nach dem Abtrennen von Wert- und Störstoffen werden die Abfälle oft einer Zerkleinerungsanlage zugeführt. In Abhängigkeit von der stofflichen Zusammensetzung erfolgt die Zerkleinerung hauptsächlich durch Druck, Prall, Schlag, Schneiden oder Scheren. Anschließend erfolgt die Abtrennung des Fe - und NE-Metallschrotts durch Magnet- sowie Wirbelstromabscheider. Die Siebung in MBA-Anlagen dient zur Trennung der Grob- und Feinfraktion. Die zur biologischen Behandlung geeigneten Stoffe finden sich zum Großteil in der Feinfraktion, die heizwertreichen Stoffe zur thermischen Behandlung in der Grobfraktion. Bei Bedarf lassen sich mit Hilfe von Sichtungsverfahren die bereits abgesiebten Fraktionen weiter nach ihrem Gewicht abtrennen. Für die Sichtung werden in der Regel Windsichter, ballistische Separatoren oder Schwimm-Sink-Sichter verwendet. Die Homogenisierung erfolgt durch Mischaggregate vor der biologischen Stufe. Durch die Homogenisierung werden die Materialströme gemischt, außerdem wird hierdurch der Feuchtegehalt eingestellt. Die Befeuchtung erfolgt vorwiegend mit Brauchwasser und Regenwasser aus der MBA -Anlage.

2.1.2 Biologische Behandlung

Nach der mechanischen Aufbereitung werden die Abfälle den biologischen Aufbereitungsschritten zugeführt. Sollen die weiter zu behandelnden Abfälle lediglich deponiert werden, werden in der biologischen Behandlungsstufe folgende Ziele angestrebt:

- Verringerung des Emissionspotentials für Sickerwasser und Gas durch weitgehende biologische Umsetzung bzw. Stabilisierung der Restabfälle.
- Deutliche Verringerung von Ablagerungen im Sickerwassererfassungssystem der Deponie.
- Verbesserung des Deponiebetriebes durch geringere Staubemissionen, weniger Papierflug und geringere Geruchsbelastung.
- Verringerung des Verdichtungsaufwandes infolge besserer Verdichtbarkeit.
- Erhöhung der Dichte des abzulagernden Materials und damit weniger Deponievolumenbedarf.
- Geringere Setzungen (günstig z. B. für einen früheren Einbau einer Oberflächenabdichtung).

Die biologischen Behandlung kann im Prinzip entweder mit rein aeroben Rotteverfahren (Rottesystem) erfolgen oder mit anaerob-aeroben Verfahren, die eine Vergärung der Abfälle mit einer nachgeschalteten Nachrotte kombinieren (Vergärungssystem + Nachrotte).

Aerobe Behandlung

Unter aerober Behandlung versteht man alle Verfahren, die unter Zufuhr von Sauerstoff ablaufen. Die Kompostierung (Rotte) ist das wichtigste aerobe Verfahren. Während der Rotte wird die organische Substanz unter Luftzufuhr durch Mikroorganismen zu Kohlendioxid, Wasser, Biomasse und Huminstoffen umgewandelt. Bei den Rottetechniken werden mehrheitlich Mietenverfahren eingesetzt, aber auch Tunnel- und Zeilenverfahren sind verbreitet.

Die Geschwindigkeit des Abbaus der organischen Substanz und damit das Erreichen der Ablagerungskriterien (AT4, GB21) ist stark von der Intensität des Rotteverfahrens abhängig. Bei intensiven Rotteverfahren ist eine Zwangsbelüftung sowie wöchentliches Umsetzen mit Bewässerung erforderlich. Hierbei ist von Intensivrottezeiten von 4 bis 6 Wochen auszugehen, die Nachrottezeiten belaufen sich auf weitere 4 bis 10 Wochen. Während bei Intensivrotteverfahren innerhalb von mindestens 8 Wochen bis ca. 16 Wochen (je nach zur Anwendung kommendem Rotteverfahren) das Erreichen der Ablagerungskriterien realisierbar ist, benötigen extensive Verfahren bis hin zu 12 Monaten.

Anaerobe/aerobe Behandlung

In Gegensatz zur aeroben Behandlung läuft das anaerobe Verfahren ohne Sauerstoff. Bei der Vergärung werden die organischen Substanzen zu Biogas (ca. 60 % CH_4, 40 % CO_2) und einem anaerob nicht weiter abbaubaren Gärrückstand umgesetzt. Gas und Gärrest werden üblicherweise weiter aufbereitet. Das Biogas wird zur Energieerzeugung in Blockheizkraftwerken genutzt, die dabei anfallende Wärme wird teilweise zum Beheizen des Fermenters benötigt. Der Gärrückstand kann in einer Nachrotte nachkompostiert und dabei hygienisiert werden. Außerdem dient die Nachrotte noch zur Reduktion der Geruchsbelastung der Gärrückstände.

3 Emissionen

Beim Betrieb einer MBA entstehen Staub-, Abluft-, Abwasser- und Lärmemissionen. Zur Behandlung von Staubemissionen werden bei gekapselten Anlagen Staubfilter eingesetzt. Die Abluft kann flüchtige organische Verbindungen (VOC), Staub, Geruchstoffe, Methan, Ammoniak etc. enthalten die einer biologischen (Biofilter oder Wäscher) bzw. vor allem aber thermischen Abluftbehandlungsanlage gereinigt werden müssen um für MBAs in Deutschland die strengen Grenzwerte der hier gültigen 30. BImSchV einzuhalten.

In fast allen Bereichen der mechanisch- biologischen Behandlungsanlagen treten Abwässer auf. Beim Rottesystem ist aufgrund des relativ trockenen Restabfalls die Abwassermenge sehr gering. Diese Abwässer können vollständig zur Bewässerung in die Behandlungsprozesse zurückgeführt werden. Auch die bei der Vergärung freiwerdenden Abwässer können als Prozesswasser zur Bewässerung der Nachrotte verwertet werden. Die Entwässerung der Gärrückstände und Prozesswasseraufbereitung erfordern jedoch eine ausgefeilte, an die jeweiligen Randbedingungen angepasste Verfahrenstechnik.

Lärmemissionen werden an verschiedenen Stellen während der mechanischen Aufbereitung erzeugt. Die komplette Anlage der mechanischen Aufbereitung sollte möglichst automatisiert und gekapselt werden. Aggregate und Gebäude sind schalltechnisch zu isolieren.

4 Output MBA – Anforderung an die Ablagerung auf MBA-Deponien

Gemäß §6 DepV ist eine Ablagerung mechanisch-biologisch vorbehandelter Abfälle in Deutschland nur zugelassen, wenn folgende Randbedingungen erfüllt sind:

- Deponie bzw. Deponieabschnitt muss den Anforderungen der Deponieklasse DK II genügen
- Zuordnungskriterien der DepV (Anhang 3) sind einzuhalten
- Vermischung der MBA-Abfälle mit anderen Stoffen ist verboten
- Abtrennung heizwertreicher und sonstiger verwertbarer sowie schadstoffhaltiger Abfallbestandteile vor der Ablagerung

Von besonderer Bedeutung für die Ablagerbarkeit sind hierbei Kriterien, welche die mikrobielle Aktivität und den Anteil organischer Stoffe umfassen. Dies sind insbesondere (Anhang 3 DepV):

- TOC im Feststoff $<$ 18 % in der Trockenmasse
- DOC im Eluat $<$ 300 mg/l
- Gasbildungsrate GB21$<$ 20 l/kg
- Atmungsaktivität AT4 $<$ 5 mg O_2/g Trockenmasse
- Oberer Heizwert $<$ 6000 kJ/kg

Es müssen nicht alle aufgeführten Parameter bestimmt werden. Statt des oberen Heizwerts kann auch der TOC des Feststoffes, statt GB21 der AT4, statt AT4 und GB21 die Einhaltung des DOC bestimmt werden.

5 Zukunft der MBA

In hochentwickelten Industrieländern wird weiter an der Reduzierung der Emissionen insbesondere der Minderung der Treibhausgase und an der Steigerung der Energieeffizienz von MBA gearbeitet werden, wobei vermehrt neue Techniken wie MBS (Mechanisch-Biologische Stabilisierung) bzw. MPS (Mechanisch-Physikalische Stabilisierung in den Vordergrund treten werden und die klassische MBA mit integrierter Deponierung zunehmen verdrängen werden.

In Schwellen- und Entwicklungsländern werden EASY-Tech-MBA-Verfahren vor dem Hintergrund der im Verhältnis zu thermischen Anlagen geringeren Investitions- und vor allem Betriebskosten und hohen Flexibilität hinsichtlich der Veränderung von Abfallmengen und -zusammensetzung zunehmend an Bedeutung gewinnen, um die bei der Rohmülldeponierung entstehenden Umweltbeeinträchtigungen zu vermeiden. Mit diesen einfachen MBA-Verfahren können die Belastungen, die von Deponien ausgehen, zumindest teilweise verringert werden.

Literaturverzeichnis

[1] DOEDENS, H. ; FRICKE, K. ; GALLENKEMPER, B. ; KETELSEN, KI. ; RADDE, A. ; REMEDE, B.: *MBA und das Ziel 2020*. 2006. – Müll und Abfall, Heft 3 / 2006, Erich Schmidt Verlag, Berlin

[2] KRANERT, M.: *Mechanisch-Biologische Abfallbehandlung*. 2017. – In: Kranert, M (Hrsg.) Einführung in die Kreislaufwirtschaft. 5. Auflage. Springer Vieweg, Wiesbaden

Weitere Themen

Další témata

Možnosti zpracování odpadů v Libereckém kraji

Möglichkeiten der Abfallbehandlung im Landkreis Liberec

Danuše Hráská[1]

Abstrakt

Všeobecně je každý zodpovědný za svoji činnost v oblasti nakládání s odpady, přičemž každý má za zákona o odpadech povinnost předcházet vzniku odpadů, omezovat jejich množství a nebezpečné vlastnosti odpadů.

Zodpovědnost za odpady a nakládání s nimi má jejich původce. Kraj nemá právo zasahovat do jejich samostatné působnosti a práv, může pouze koordinovat a podporovat veškeré činnosti vedoucí ke zkvalitnění odpadového hospodářství kraje.

Jaké možnosti v oblasti zpracování odpadů jsou podporovány, a umožněny v Libereckém kraji, podrobně rozebírá následující příspěvek.

Kurzfassung

Allgemein ist für seine Tätigkeit im Bereich der Abfallbehandlung jeder persönlich verantwortlich. Dabei haben alle Bürger*innen vom Abfallgesetz her die Pflicht, der Entstehung von Abfällen vorzubeugen sowie ihre Menge sowie gefährliche Eigenschaften einzuschränken.

Die Verantwortung für die Abfälle und ihre Behandlung trägt ihr Verursacher. Die Verwaltung hat kein Recht, in die Rechte und Zuständigkeiten einzugreifen, sie kann nur sämtliche Tätigkeiten koordinieren und unterstützen, die zu einer besseren Abfallwirtschaft der Region führen.

In dem Beitrag werden die Möglichkeiten der Abfallverarbeitung vorgestellt, die in dem Liberecký kraj unterstützt werden und möglich sind.

1 Úvod

Liberecký kraj leží v severním cípu České Republiky při hranici s Německem (20 km) a Polskem (130 km). Vznikl v r. 2000 a je po Praze jedním z nejmenších krajů ČR. Zaujímá přibližně 4% území ČR (cca 439.000 obyvatel).

Mezi nejrozšířenější zpracovatelské technologie patří např. výroba komponent pro automobilový průmysl, výroba pryžových a plastových výrobků, zpracování dřeva a výroba nábytku. Dále jedno z předních míst zaujímá také stavebnictví a související činnosti, zemědělství (chov skotu, prasat a drůbeže, pěstování pšenice, ječmene, řepky olejné a kukuřice) a potravinářství (provoz pivovarů, výroba sýrů a mlékárenských výrobků).

Z těchto technologií vyplývá převážně také skladba odpadů vznikajících na území Libereckého kraje. Produkce odpadů se pohybuje celkově při hranici cca 850.000 tun odpadů/rok. Z toho se jedná o cca 90.000 tun odpadů/rok kategorie nebezpečných (NO) (Liberecký kraj je jedním z největších původců nebezpečných odpadů v ČR v přepočtu na počet obyvatel , tj. cca 205 kg) a cca 760.000 tun ostatních odpadů (OO) (z toho cca 320.000 tun tvoří stavební a demoliční odpady, 203.000 tun komunální odpady (KO), cca 155.000 tun odpady skupiny 19

[1]Česká inspekce životního prostředí, Oblastní inspektorát Liberec, Oddělení odpadového hospodářství, Třída 1. máje 858/26, 460 01 Liberec, danuse.hraska@cizp.cz

(tj. ze zařízení na předúpravu odpadů např. ČOV) a zbývající množství tvoří ostatní skupiny odpadů).

Odděleně sbírané materiálově využitelné složky KO jsou dotřiďovány na třídících linkách a následně předávány k využití. Zbytek tvoří směsný komunální odpad (SKO) katalogového čísla 200301, jehož množství činí cca 120.000 tun/rok. Z tohoto množství je cca 80.000 tun energeticky využito a zbývající množství je dosud ukládáno na skládky. NO jsou na území kraje koncově zpracovávány pouze v minimálním množství (stabilizace NO, spalování NO), z větší časti jsou odváženy mimo území libereckého kraje.

2 Možnosti zpracování odpadů

Nakládání s odpady v libereckém kraji je zabezpečeno dle potřeby a druhů vznikajících odpadů tak, aby bylo prováděno jednak v souladu s právními předpisy na úseku nakládání s odpady a dále také, aby bylo optimálně v souladu se závaznou částí Plánu odpadového hospodářství (POH) Libereckého kraje a s ekonomikou kraje.

Nakládání je cíleno: na snížení množství skládkovaných odpadů a snížení hmotnostního podílu biologicky rozložitelných komunálních odpadů ukládaných na skládky, rozšíření sítě tříděného sběru, sběrných dvorů a třídících linek, zvýšení kapacity zařízení k recyklaci stavebních odpadů a demoličních odpadů a k rozšíření sítě zařízení pro využití bio odpadů, tak jak stanoví POH kraje.

Ke splnění těchto cílů přispívá především předcházení vzniku odpadů, což je povinnost každého občana zakotvená v zákoně o odpadech. Pokud není jiná možnost a při činnosti se nevyhneme vzniku odpadů, potom je důležité nakládat s nimi tak, jak stanoví ustanovení zákona o odpadech tj. zachovávat hierarchii nakládání s nimi.

V rámci odpadového hospodářství má být dodržována následující hierarchie:

1. příprava k opětovnému využití odpadů (zejména materiálovému),
2. recyklace odpadů,
3. jiné využití např. energetické využití,
4. odstranění odpadů.

3 Produkce a nakládání s odpady v Libereckém kraji

Odpady, které převážně vznikají z činnosti provozovaných v rámci libereckého kraje jsou:

- stavební a demoliční odpady,
- zeminy a kamenivo,
- komunální odpady a odpady z výrob podobné komunálním odpadům,
- biologicky rozložitelné odpady a biologicky rozložitelné odpady z komunální sféry,
- nebezpečné odpady (např. ze zpracování skla, dřeva, kovů a plastů a zdravotnictví),
- odpady z obalů,
- odpady z použitých výrobků (např. EEZ, autovraky, pneu, oleje),
- kaly z ČOV a ze zařízení pro úpravu odpadů,
- odpady ze zdravotnictví a veterinární péče,
- odpady kovů a železa,

- dopady s obsahem azbestu,
- odpady s obsahem PCB (v minimálním množství – např. ze SEZ).

Odpady jsou předávány do příslušných zařízení k dalšímu nakládání s nimi (tj. k využití, k recyklaci či k odstranění). V rámci Libereckého kraje jsou za tímto účelem provozována následující oprávněná zařízení.

Nebezpečné odpady jsou na území libereckého kraje zpracovávány minimálně (např. stabilizace, spalování), z větší části jsou odváženy mimo kraj.

4 Zařízení provozovaná v Libereckém kraji

Na území Libereckého kraje se nachází:

- Třídící linky (3) a sběrné dvory obcí (26).
- Zařízení pro recyklaci odpadů – stacionární (18) a mobilní (27) – především recyklace stavebních odpadů, plastů, kovů a skla. (např. ENVY Recycling s.r.o. Stráž p.Ralskem (sklo), PRAKTIK Solution s.r.o. Stráž p. Ralskem (plasty a kovy, EEZ) a Rekuplast s.r.o. Stráž p. Ralskem (plasty)).
- Zařízení k drcení odpadů – stacionární (20) a mobilní (50) – pro zpracování především stavebních odpadů, plastů a asfaltových ker (např. Doležal NB s.r.o., Polevsko u České Lípy a ASA Dock s.r.o. Liberec (stavební odpady), AVE CZ a.s. a SUEZ využití zdrojů CZ a.s. (plasty)).
- Kompostárny (6), komunitní kompostárny obcí a malá zařízení (22) a bioplynové stanice (3).
- Zařízení pro zpracování EEZ (použitých elektrozařízení) (8) (např. PRAKTIK System s.r.o. Stráž p.Ralskem).
- Zařízení pro sběr či zpracování autovraků (32).
- Zařízení pro energetické využití odpadů ZEVO (1) – Termizo a.s. Liberec.
- Zařízení pro odstranění NO spalováním (1) – SPL s.r.o., Jablonec nad Nisou.
- Zařízení pro odstranění ostatních odpadů - skládky S OO3 (6) (v k.ú. Frýdlant-Větrov, Košťálov, Osečná, Chotyně, Volfartice a Svébořice).
- Rekultivace (6).
- Terénní úpravy (8).
- Biodegradace odpadů (2) a dekontaminace odpadů (17) – např. ČOV, Gesta a.s. Rynoltice a Marius Pedersen a.s., Lomnice nad Popelkou.
- Stabilizace NO (2) – např. Hamr na Jezeře –Lužice společnost PURUM s.r.o., Lomnice nad Popelkou –Bryndov společnost Marius Pedersen a.s.
- Zařízení ke sběru a výkupu odpadů.

5 Fotodokumentace zařízení



Obrázek 1: Sběrný dvůr společnosti FCC Liberec, s.r.o.; Ampérova ulice, Liberec.



Obrázek 2: Třídící linka společnosti FCC Liberec, s.r.o.; Ampérova ulice, Liberec.



Obrázek 3: Zařízení pro recyklaci skla provozovatele ENVY Recycling s.r.o. ve Stráži pod Ralskem.



Obrázek 4: Zařízení ke zpracování EEZ (použité lednice),drcení plastů a separace kovů ve Stráži pod Ralskem; PRAKTIK Solution s.r.o.



Obrázek 5: Recyklace stavebních a demoličních odpadů v k.ú Polevsko (Česká Lípa) provoz: Doležal – NB s.r.o.



Obrázek 6: Zařízení pro energetické využití odpadů provozovatele Termizo a.s.; Liberec.



Obrázek 7: Skládka SOO3 odpadů provozovatele PURUM s.r.o., v Osečné.

6 Závěr

Všeobecně je každý zodpovědný za svoji činnost v oblasti nakládání s odpady, přičemž každý má za zákona o odpadech povinnost předcházet vzniku odpadů, omezovat jejich množství a nebezpečné vlastnosti odpadů. Zodpovědnost za odpady a nakládání s nimi má jejich původce. Kraj nemá právo zasahovat do jejich samostatné působnosti a práv, může pouze koordinovat a podporovat veškeré činnosti vedoucí ke zkvalitnění odpadového hospodářství kraje. Jaké možnosti v oblasti zpracování odpadů jsou podporovány, a umožněny v Libereckém kraji, podrobně rozebírá následující příspěvek.

Plakátové oddělení

Postersession

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

EUROREGION neisse–nisa–nysa

Modelové, orientační hodnocení stabilitních rizik na rozsáhlých územích

Ungefähre Modeleinschätzung von Stabilitätsrisiken für weiträumige Gebiete

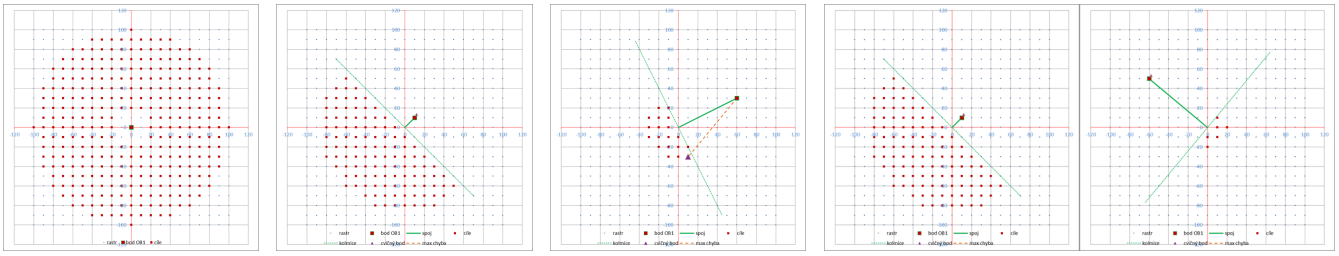
Lukáš Zedek [1] Jan Kurka [2] Uwe Bartholomäus [3]

[1] *Technická univerzita v Liberci, Fakulta mechatroniky, informatiky a mezioborových studií, Ústav mechatroniky a technické informatiky, Liberec – lukas.zedek@tul.cz*

[2] *AZ Consult, spol. s r.o., Ústínad Labem*

[3] *Pilzsachverständiger der DGfM & Geoparkführer (Zertifizierter Natur- und Landschaftsführer) UNESCO Global Geopark „Muskauer Faltenbogen“*

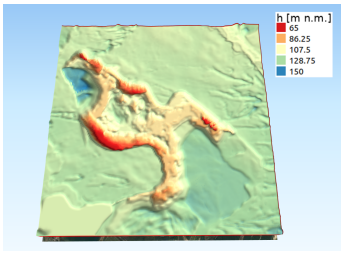
Geometrická koncepce modelu / Geometrisches Konzept zur Simulation



Posuzovaná lokalita / Eingeschätzte Standort



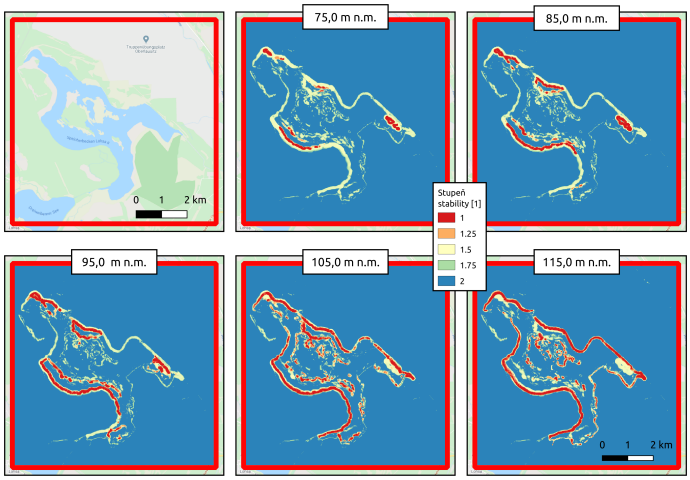
Digitální model reliéfu / Digitales Oberflächenmodell



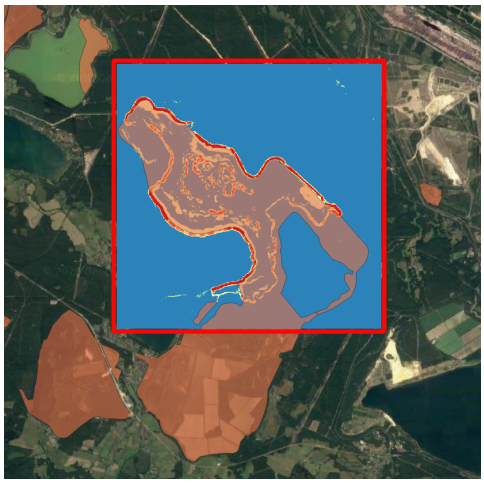
Typ zemin / Bodentyp



Výsledky / Ergebnisse



Uzavřená oblast / Sperrbereich



Podpora

Akce je součástí projektu ***Mezinárodní odborný workshop „Problematika nakládání s odpady v česko-saském pohraničí“*** podpořeného Evropskou unií z Evropského fondu pro regionální rozvoj z Programu spolupráce Česká republika – Svobodný stát Sasko 2014-2020 v rámci Fondu malých projektů Euroregionu Nisa. č.p.: ERN-0830-CZ-20.05.2019.

Verze:5. srpna 2020

Förderung

Das Projekt **Internationaler Fachworkshop „Abfallbehandlung im sächsisch-tschechischen Grenzgebiet“** wurde von der Europäischen Union aus Mitteln des Europäischen Fonds für regionale Entwicklung mit dem Kooperationsprogramm zur Förderung der grenzübergreifenden Zusammenarbeit zwischen dem Freistaat Sachsen und der Tschechischen Republik 2014-2020 gefördert. Proj. Nr.: ERN-0830-CZ-20.05.2019.

Fassung:5. srpna 2020

TECHNICKÁ UNIVERZITA V LIBERCI
www.tul.cz

iTN
natürlich • innovativ • nachhaltig

Hochschule Zittau/Görlitz
UNIVERSITY OF APPLIED SCIENCES

Název	Mezinárodní odborný workshop „Problematika nakládání s odpady v česko-saském pohraničí” Internationaler Fachworkshop „Abfallbehandlung im sächsisch-tschechischen Grenzgebiet”
Autor	kolektiv autorů
Editor	Lukáš Zedek
Určeno pro	účastníky workshopu
Vydavatel	Technická univerzita v Liberci Studentská 1402/2, Liberec
Schváleno	Rektorátem TUL dne 26. 11. 2020, čj. 40/20
Vyšlo	v listopadu 2020
Počet stran	150
Vydání	1
Č. publikace	55-040-2

Tato publikace neprošla redakční ani jazykovou úpravou.
©Lukáš Zedek
©Technická univerzita v Liberci

