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

Deponieworkshop Zittau-Liberec 2017

Deponiebau – EU-Wasserrahmenrichtlinie – Stoffströme und Deponierückbau

09.-10. November 2017

Skládkový workshop Žitava-Liberec 2017

Výstavba skládek - Směrnice EU, kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky - látkové proudy a odtěžování skládek

9.-10. litopadu 2017

13. Deponieworkshop Zittau–Liberec

Deponiebau – EU-Wasserrahmenrichtlinie – Stoffströme und Deponierückbau

13. Skládkový workshop Žitava–Liberec

Výstavba skládek – Směrnice EU, kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky – materiálové toky a odtěžování skládek

Zittau 2017

Förderung

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

Podpora

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

editor: Lukáš Zedek
překlady provedl: Sven Dietrich
Sborník byl připraven s využitím typografického systému LaTeX.

Inhaltsverzeichnis

Grußwort des Rektors der Hochschule Zittau/Görlitz **7**

Grußwort des Rektors der Technischen Universität Liberec **9**

Deponie in der Zukunft **11**

Bartholomäus, U.; Schoenherr, J. I.; Sänger, F.
Zukünftige Problemstellungen bei Deponien und Stoffen mit Abfallcharakter. Gibt es noch Themen für den „Deponieworkshop“? 13

Pilnáček, V.; Maršák, J.
Zukunft von Deponien in der Kreislaufwirtschaft 23

Stock, U.; Drewes, R.
Das EU-Interreg-Projekt COCOON – Beispiel der Zusammenarbeit von Regionen im Deponiesektor 31

Umgang mit Deponien und Halden **43**

Egloffstein T.; Burkhardt, G.; Vorholz, V.
Neue Deponiestandorte? – Was ist bei einer Standortsuche zu beachten? 45

Nagels, P.; Eddy Wille
Strategie zum Deponierückbau (Landfill mining) in Flandern 59

Hrabčák, M.
Flüchtige Emisionen aus Deponien und deren Quantifizierung 61

Mess- und Verfahrenstechnik **69**

Winterstein, M.
Messunsicherheit und Grenzwert 71

Hartmann, A.
Der Einsatz von Umweltmesstechnik zur Deponie-Überwachung 81

Vondráková, K.; Sedláček, J.
Nachsorge – Biofilter im Gasbetrieb von Deponien 93

Wiedernutzbarmachung / Nachnutzung bei ehemaligen Bergbauanlagen **101**

Budín, T.
VODAMIN II: Gefahrenpotentiale und Nutzung des Grubenwassers zur Verbesserung des grenzübergreifenden Gewässerschutzes in Nordböhmen und Erzgebirge im Einzugsgebiet der Elbe 103

Šembera, J.; Beránek, K.; Nešetřil, K.
Anwendung von Informationssystemen bei der Planung einer städtebaulichen Nachnutzung rekultivierter Gruben 105

Grab, T.; Wenzke, B.; Fieback, T.
Nutzung von Grubenwässern aus gefluteten Bergwerken für Heiz- und Kühlzwecke . 111

Modellierung des Wasserhaushalts **113**

Oettel, P.; Dunger, V.; Bartholomäus, U.
Untersuchung und Modellierung des Wasserhaushaltes im Muskauer Bergpark 115

Meißner, S.; Dunger, V.; Matschullat, J.
Modellierung der Sickerwasserrate unter rezenten und zukünftigen klimatischen Bedingungen für den urbanen Raum 133

Dunger, V.; Stuhr, E.; Ryčer, T.; Bartholomäus, U.
Rekultivierungsziel Naturwald am Beispiel der Deponie Grüne Fichte – ein lohnendes wasserhaushaltliches Experiment? 163

Krijt, B.; Mls, J.
Nutzung der numerischen Modellierung zur Bewertung der Kapillarsperre 175

Stoffströme im Abfallbereich **181**

Schneider, P.; Meyer, A.; Müller, M.
Management mineralischer Stoffströme und Ersatzbaustoffe in Deutschland 183

Schneider, P.; Le Hung, A.; Šembera, J.; Silva, R.
Die Rolle des informellen (inoffiziellen) Sektors in der Abfallwirtschaft mit Fokus auf Entwicklungsländern 195

Clemenz, P.; Pabel, R.; Weber, I.; Dedek, M.; Schoenherr, J.I.; Engel, J.; Dunger, V.; Schulz, R.
Wasserhaushalt und Durchwurzelung von geböschten Erdbauwerken 207

Obsah

Zdravice rektora Vysoké školy v Žitavě a Zhořelci **8**

Zdravice rektora Technické univerzity v Liberci **10**

Budoucnost skládek **11**

Bartholomäus, U.; Schoenherr, J. I.; Sänger, F.
Budoucí vymezení problémů pro skládky a látky s charakterem odpadu. Jsou ještě témata pro „Skládkový workshop“? 13

Pilnáček, V.; Maršák, J.
Budoucnost skládkování v oběhovém hospodářství 23

Stock, U.; Drewes, R.
Projekt COCOON, podpořený z programu INTERREG - příklad spolupráce regionů v oblasti skládkování 31

Nakládání se skládkami a výsypkami **43**

Egloffstein T.; Burkhardt, G.; Vorholz, V.
Nové lokality pro skládky? – Na co je potřeba při vyhledávání lokalit dbát? 45

Nagels, P.; Eddy Wille
Strategie odtěžování skládek (Landfill mining) ve Flandrech 59

Hrabčák, M.
Fugitívne emisie zo skládok a ich kvantifikácia 61

Měřící a procesní technika **69**

Winterstein, M.
Nejistota měření a Limitní hodnota 71

Hartmann, A.
Využití ekologických technik pro monitoring skládek 81

Vondráková, K.; Sedláček, J.
Následná péče – biofiltry v plynovém hospodářství skládek 93

Následné využití někdejších dobývacích prostor **101**

Budín, T.
VODAMIN II: Potenciály nebezpečí a využití důlních vod pro zkvalitnění přeshraniční ochrany vod v severních Čechách a Krušnohoří v povodí řeky Labe 103

Šembera, J.; Beránek, K.; Nešetřil, K.
Aplikace informačních systémů při plánování urbanistického využití rekultivovaných hnědouhelných lomů 105

Grab, T.; Wenzke, B.; Fieback, T.
Geotermické využití důlních vod 111

Modelování vodního režimu **113**

Oettel, P.; Dunger, V.; Bartholomäus, U.
Průzkum a modelování vodního režimu v Mužákovském parku 115

Meißner, S.; Dunger, V.; Matschullat, J.
Modelování míry infiltrace za recentních a budoucích klimatických podmínek pro zastavěné území 133

Dunger, V.; Stuhr, E.; Ryčer, T.; Bartholomäus, U.
Rekultivační cíl – přirozený les na příkladu skládky Grüne Fichte – hydrologický experiment, který se vyplatí? 163

Krijt, B.; Mls, J.
Užití numerického modelování při posuzování kapilární bariéry 175

Materiálové toky v oblasti odpadů **181**

Schneider, P.; Meyer, A.; Müller, M.
Management minerálních látkových proudů a sekundárních stavebních hmot v Německu183

Schneider, P.; Le Hung, A.; Šembera, J.; Silva, R.
Role neformálního (neoficiálního) sektoru v odpadovém hospodářství se zaměřením na rozvojové země 195

Clemenz, P.; Pabel, R.; Weber, I.; Dedek, M.; Schoenherr, J.I.; Engel, J.; Dunger, V.; Schulz, R.
Vodní režim a prokořenění svažitých zemních staveb 207

Grußwort des Rektors der Hochschule Zittau/Görlitz

Sehr geehrte Teilnehmer und Teilnehmerinnen des Deponieworkshops,
liebe Studentinnen und Studenten, werte Gäste,

ich habe bereits viele Grußworte an den Deponieworkshop gerichtet, weil er jetzt zum 13. mal stattfindet. Ich mache das auch gerne, weil diese Fachkonferenz Ausdruck von Kontinuität ist. Zudem wird sie in enger Zusammenarbeit zwischen Instituten der Technischen Universität in Liberec und der Hochschule Zittau/Görlitz gestaltet und ausgeführt.

Nicht zuletzt ist das auch den beiden Initiatoren, Herrn Dozent Jan Sembera von der TU in Liberec und Herrn Prof. Schoenherr von unserer Hochschule, zu verdanken. Jedoch gibt es auch weitere Unterstützer von anderen Hochschulen, Behörden und aus der privaten Wirtschaft, ohne die keine erfolgreiche Konferenz zustande käme. Ich will sie nicht namentlich nennen, aber doch meinen allgemeinen Dank dafür aussprechen.

Ich möchte darauf verweisen, dass viele Jahrgänge des Deponieworkshops durch Förderprogramme der Europäischen Union ermöglicht worden sind. Die aktuelle Konferenz wird zu großen Teilen aus dem EU-Programm zur Förderung der grenzüberschreitenden Zusammenarbeit zwischen dem Freistaat Sachsen und der Tschechischen Republik 2014 bis 2020 finanziert. Die Vorbereitung, jeder Arbeitsschritt und Ausführung der Tagung sind gelebte grenzüberschreitende Zusammenarbeit auch zum gegenseitigen Nutzen. Angesichts von „Brexit“ und vielen Fragen in der EU-Politik, ja auch Zweifeln in Deutschland, ist der Deponieworkshop ein positives Beispiel, so wie auch andere Projekte unserer Hochschule mit den Nachbarstaaten und weiteren Staaten in Europa.

Als Rektor freue ich mich, dass sich dieser Deponieworkshop in eine Vielzahl von wissenschaftlichen Konferenzen an der Hochschule Zittau/Görlitz würdig einreiht.

Wieder stehen vielfältige Vorträge und Diskussionen bevor. Aber es deutet sich ein Wandel an. Der Boom beim Deponiebau zumindest in Deutschland ist vorbei. Viele Abfalldeponien sind mittels oft aufwändiger Technologien gesichert. Neue Deponien waren für längere Zeit tabu. Jetzt drängen sich scheinbare Randfragen auf, die zu beantworten sind. Deutlich wird, dass die Abfallwirtschaft doch nicht ganz ohne Deponien auskommt, wie es noch vor einiger Zeit angenommen wurde. Bei manchen Deponien, die eine vorläufige Abdeckung erhalten haben, entsteht die Frage, ob für die Endabdeckung und die folgende Nachsorge ein geringerer technischer Aufwand bei gleicher Sicherheit möglich ist. Die Antworten werden je nach Situation differenzierter ausfallen als bisher. Sind bestehende Regularien sinnvoll oder behindern sie neue Entwicklungen oder sind sie anzupassen? Dabei ist die Sicherheit der Umwelt zu bewahren. Das birgt viel Konfliktstoff.

Das Umgehen mit dieser geistigen Herausforderung sowie der Wissenstransfer an Nachfolger soll durch den Deponieworkshop unterstützt werden. Gerade auf dem diesjährigen Workshop sind viele junge Gesichter als Vortragende zu sehen.

Abschließend wünsche ich dem Workshop einen guten Verlauf, verbunden mit neuen persönlichen Kontakten und einem angenehmen Aufenthalt in Zittau.

Zittau, 09.11.2017
Prof. Dr. phil. Friedrich Albrecht
Rektor der Hochschule Zittau/Görlitz

Zdravice rektora Vysoké školy v Žitavě a Zhořelci

Vážení účastníci Skládkového Workshopu,
Milé studentky a milí studenti, Vážení hosté,

na workshopech o skládkování jsem již přednesl celou řadu zdravic, protože tento workshop se koná již po třinácté. A dělám to i rád, protože tato odborná konference je výrazem kontinuity. Kromě toho je tak naplňována spolupráce mezi ústavy Technické univerzity v Liberci a Vysoké školy v Žitavě a Zhořelci.

V neposlední řadě za to vděčíme i oběma iniciátorům, panu docentu Janu Šemberovi z Technické univerzity v Liberci a panu Prof. Schoenherrovi z naší vysoké školy. Ale je i řada dalších z ostatních vysokých škol, orgánů veřejné správy a ze soukromého sektoru, kteří tuto konferenci podporují a bez niž by žádná úspěšná konference nevznikla. Nechci je uvádět jmenovitě, přesto bych jim však za to chtěl vyslovit svůj dík.

Rád bych upozornil i na skutečnost, že řadu workshopů o skládkování bylo možno uskutečnit díky podpoře z Evropské unie. Letošní konference je z velké části financována z programu na podporu přeshraniční spolupráce mezi Českou republikou a Svobodným státem Sasko 2014 - 2020. Příprava, každý pracovní krok a realizace konference představují živou přeshraniční spolupráci, která je nám ke vzájemnému užitku. Na pozadí ”Brexitu”a řady otázek evropské politiky, ano i pochybností v Německu, představuje Workshop o skládkování pozitivní příklad, stejně jako řada dalších projektů naší vysoké školy se sousedními zeměmi a dalšími státy Evropy.

Jako rektor mám radost z toho, že se tento Workshop o skládkování důstojně řadí do celé řady vědeckých konferencí, které se na Vysoké škole v Žitavě a Zhořelci konají.

Opět jsou před námi přednášky a diskuse k nejrůznějším tématům. Již se však ohlašuje změna. boom výstavby skládek alespoň v Německu skončil. Řada skládek je nyní zajištěna prostřednictvím nákladných technologií. Nové skládky byly po dlouhý čas tabu. Nyní se však začínají objevovat otázky, na které je třeba najít odpovědi. Jasně se ukazuje, že odpadové hospodářství se beze skládek zcela neobejde, jak jsme si ještě před nějakou dobou mysleli. V případě některých skládek, které byly předběžně zakryty, vzniká otázka, zda je možno zakrytí a následnou péči realizovat s menšími technickými nároky při stejném zabezpečení. Odpovědi se budou v závislosti na dané situaci lišit více, nežli tomu bylo doposud. Jsou stávající pravidla smysluplná nebo omezují nový vývoj či je potřeba je upravit? Přitom je potřeba zajistit bezpečnost životního prostředí. To v sobě skrývá vysoký konfliktní potenciál.

Řešení těchto problémů a transfer znalostí na naše nástupce by mělo být podpořeno i tímto Workshopem o skládkování. Právě na letošním workshopu vidím mezi referenty řadu mladých tváří.

Na závěr bych chtěl Workshopu popřát dobrý průběh, Vám všem pak i navázání nových osobních kontaktů a příjemný pobyt v Žitavě.

V Žitavě dne 9.11.2017
Prof. Dr. phil. Friedrich Albrecht
Rektor Vysoké školy v Žitavě a Zhořelci

Grußwort des Rektors der Technischen Universität Liberec

Sehr geehrte Freunde,
Schon 13 Jahre treffen sich zum Deponieworkshop Zittau-Liberec deutsche und tschechische Akademiker, Vertreter technologischer Unternehmen, Ingenieurbüros sowie Beamten, die ein gemeinsames Interesse an einer effektiven Lösung von Problemen verbindet, das mit dem Schutz der Umwelt und der Landschaft im Zusammenhang mit der Einführung von neuen Technologien der Abfallbehandlung und ihrer weiteren Verwertung zusammenhängt.

Ihr Arbeitstreffen kann dank einer Förderung der Europäischen Union aus dem Kooperationsprogramm Freistaat Sachsen - Tschechische Republik 2014-2020 stattfinden. Dieses Programm hat ein sympathischen Slogan: Hallo Nachbar - Ahoj sousede. Es ist ein Slogan, der die gegenwärtigen freundschaftlichen Beziehungen zwischen den Nachbarländern sowie die Bemühungen um eine engere Zusammenarbeit zum Ausdruck bringt. Aber auch die Situation, an die wir uns schnell gewöhnt haben, die aber noch vor nicht einmal dreißig Jahren keine Selbstverständlichkeit war.

Hand auf's Herz, nicht immer waren wir gute Nachbaren. Abgesehen von der Vorkriegszeit und den Kriegsjahren stand auch die Nachkriegszeit nicht unter dem Zeichen einer tatsächlichen Freundschaft. Durch die totalitären Regime wurde uns eine Atmosphäre von Angst und Misstrauen aufgezwungen, der Zugang zu Informationen war sehr eingeschränkt. Die totalitären Regime hatten negative Auswirkungen auch auf den Bereich der Hochschulbildung, als Spitzenpädagogen und begabte Studenten die Hochschulen verlassen mussten. Wir durften nicht reisen, wir hatten keinen Zugang zu Informationen, laut durfte man nicht das sagen, was man sich selber gedacht hat. Die totalitären Regime hatten negative Auswirkungen auch auf die wissenschaftliche Arbeit. Nicht nur, dass notwendige und wahre Informationen nicht zur Verfügung standen, sondern auch die Ergebnisse wurden zum Zweck der Propaganda falsch dargestellt. Der akademische Boden ist heute Frei und die Wissenschaftler können frei forschen. Ich glaube, auch in der Zukunft werden wir der Willkür der Politiker und Lobbyisten sowie den Grabenkämpfen von Karrieristen standhalten können. Wir müssen einen uneingeschränkten Zugang zu Informationen sowie eine freie Wissenschaft schützen.

Wesentlich ist nicht die Herkunft, die Nationalität oder die Hautfarbe. Entscheidend muss nur die Fähigkeit sein, wissenschaftlich zu arbeiten. Wichtig ist es auch eine sinnvolle Aufgabe festzulegen und an ihr zu arbeiten. Eine solche Aufgabe ist ohne Zweifel der Umweltschutz und die damit im Zusammenhang stehende Abfallbehandlung, Sicherung bestehender Deponien, die Nachsorge der stillgelegten Deponien sowie eine Rekultivierung der Landschaft. Die Lösung dieser Aufgabe stellt ein nützliches Vorhaben für unsere beiden Länder, für Europa sowie die ganze Welt dar.

Meine Damen und Herren, heute darf ich Sie als Rektor der Technischen Universität in Reichenberg zum letzten Mal begrüßen. Meine zweite Amtszeit geht am 31. Januar 2018 zu ende. Ich hoffe, das der Nachfolger in meinem Amt ihre sinnvolle Zusammenarbeit unterstützen wird.

Viel Erfolg
prof. Zdeněk Kůs
Rektor der Technischen Universität in Reichenberg

Zdravice rektora Technické univerzity v Liberci

Vážení přátelé,

Již třináct let se pravidelně na Skládkovém workshopu Žitava-Liberec setkávají čeští a němečtí akademičtí pracovníci, zástupci technologických a inženýrských firem i úředníci se společným odborným zájmem o efektivní řešení problémů spojených s ochranou životního prostředí a krajinného rázu se zaváděním nových technologií při nakládáním s odpady a jejich dalším využitím.

Vaše pracovní setkání se uskutečňují díky podpoře Evropské unie prostřednictvím Programu spolupráce Česká republika-Svobodný stát Sasko 2014-2020. Tento program má sympatický slogan: Ahoj sousede – Hallo Nachbar. Je to slogan vystihující současné přátelské vztahy mezi sousedními zeměmi, snahu o užší spolupráci, ale také situaci, na jakou jsme si rychle zvykli, ale která ještě před necelými třiceti lety nebyla vůbec samozřejmostí.

Ruku na srdce, nebyli jsme vždy dobrými sousedy. Nemluvě o letech předválečných a válečných nebyla ani poválečná léta ve znamení skutečného přátelství. Totalitní režimy nám vnutily atmosféru strachu a nedůvěry, přístup k informacím byl velmi omezen. Totalitní režimy negativně ovlivnily i vysoké školství, když z vysokých škol museli odejít skvělí odborní pedagogové i nadaní studenti. Nemohli jsme cestovat, neměli jsme přístup k informacím, nesměli jsme nahlas říkat, co si myslíme. Totality negativně ovlivnily i vědeckou práci. Nejen, že nebyly k dispozici potřebné a pravdivé informace, ale výsledky vědy byly propagandisticky zkreslované. Dnes je akademická půda svobodná a vědci mohou svobodně bádat. Věřím, že i v budoucnu se dokážeme odolat zvůli politiků a lobbistů i žabomyším válkám kariéristů. Braňme neomezený přístup k informacím a svobodu vědy.

Podstatný není původ, národnost či barva pleti. Rozhodující musí být jen schopnost vědecky pracovat. Podstatné také je stanovit a řešit smysluplný úkol. Takovým úkolem bezesporu je ochrana životního prostředí a s ní souvisejí nakládání s odpady, zabezpečení stávajících skládek, následná péče o uzavřené sládky a rekultivace krajiny. Jeho řešení je užitečným záměrem pro oba naše státy, pro celou Evropu a potažmo pro celý svět.

Dámy a pánové, dnes Vás z funkce rektora Technické univerzity v Liberci zdravím naposledy. Moje druhé volební období končí k 31. lednu 2018. Věřím, že i můj nástupce bude Vaši smysluplnou práci podporovat.

Ať se Vám daří
prof. Zdeněk Kůs
Rektor Technické univerzity v Liberci

Deponie in der Zukunft

Budoucnost skládek

Zukünftige Problemstellungen bei Deponien und Stoffen mit Abfallcharakter. Gibt es noch Themen für den „Deponieworkshop“?

Budoucí vymezení problémů pro skládky a látky s charakterem odpadu. Jsou ještě témata pro „Skládkový workshop“?

Uwe Bartholomäus[1]; Jürgen I. Schoenherr[2], Franz Sänger[3]

Kurzfassung

In der Vorbereitung des Workshops sind mehrere Problemstellungen deutlich geworden, die den Umgang mit Deponien und anfallenden Stoffen mit Abfallcharakter betreffen. Sachlich sind es verschiedene Aspekte.

Der Boom im deutschen Deponiebau ist vorbei. Die Erfolgskontrolle über die vor etwa 20 Jahren geplanten Objekte bleibt jedoch auf Fachveranstaltungen aus.

Es zeichnet sich ein Umdenkungsprozess über die Notwendigkeit von Deponien ab, der deutschlandweit bedingt durch die föderale Struktur auffallend unterschiedlich verläuft. Es fallen verschiedene Stoffe an, die Abfallcharakter haben, und deren Entsorgungswege unwirtschaftlich, nicht zuverlässig zu handhaben und nicht sicher in der Umweltwirkung sind, so z. B. Gewässeraushub und eisenhaltige Schlämme. Zugleich dienen Deponien zur Ausschleusung von Schadstoffen aus stofflichen Kreislaufprozessen.

Hier soll auf diese Umstände hingewiesen werden. Der angebotene Diskussionsraum im Deponieworkshop wurde trotz Anfragen bisher nicht genutzt. In der Zusammenfassung soll der Beitrag als Anregung für zukünftige Deponieworkshops dienen.

Abstrakt

Během přípravy workshopu se objevila řada problémů, týkajících se přístupu ke skládkám a látkám na nich uložených, které mají charakter odpadů. Věcně se jedná o nejrůznější aspekty.

Boom rozvoje skládek v Německu již skončil. Kontrola úspěšnosti objektů, projektovaných před zhruba 20 lety, však na odborných akcích chybí.

Je patrný proces změny uvažování o nutnosti skládek, který v důsledku federální struktury probíhá v Německu nápadně rozdílně. Na skládkách se tak vyskytují různé látky, mající charakter odpadu, jejichž likvidace je neekonomická a nespolehlivá. Ani vlivy této likvidace na životní prostředí nejsou bezpečné. Jedná se například o vytěžené sedimenty nebo kaly, obsahující kovy. Skládky současně slouží jako místa pro odstraňování škodlivin z látkových cyklů.

V přednášce má být na tyto okolnosti upozorněno. Prostor pro diskusi na toto téma v rámci Workshopu o skládkování dosud nebyl i přes opakované dotazy využit. Příspěvek by tak měl ve svém souhrnu sloužit jako podnět pro budoucí Workshopy o skládkování.

[1]Hochschule Zittau/Görlitz; Institut für Verfahrensentwicklung, Torf- und Naturstoff-Forschung (ITN); Theodor-Körner-Allee 16, D-02763 Zittau; Tel.: 03583-612-4989; E-Mail: u.bartholomaeus@hszg.de

[2]Hochschule Zittau/Görlitz, Institut für Verfahrensentwicklung, Torf- und Naturstoff-Forschung (ITN); Theodor-Körner-Allee 16, D-02763 Zittau; E-mail: j.schoenherr@hszg.de

[3]Sachverständiger; Gastprofessor; Hochschule Zittau/Görlitz

1 Einleitung

In der Vorbereitung des Workshops 2017 sind mehrere Problemstellungen deutlich geworden, die den Umgang mit Deponien und anfallenden Stoffen mit Abfallcharakter betreffen.

Selbstverständlich sind in dieser Fachkonferenz auch weiterhin Themen der Deponietechnik und des Deponiebaus vertreten. Deswegen stellen wir diese Themen auch voran. Aber es drängen sich in letzter Zeit auch einige Fragen im Bereich der Abfallwirtschaft auf, an die man vor Jahren nicht denken konnte. Sie liegen nahe am Deponiebau oder haben auf die Ablagerung von Materialien Einfluss. Hier seien eingangs genannt: Forderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie, Umstufungen von Stoff-Gefährlichkeiten, Eisenschlämme der nachbergbaulichen Entwicklung, Gewässeraushub und andere.

Der Beitrag soll auf fachliche Hintergründe, Wandel und vielleicht auch Umdenkungsprozesse aufmerksam machen. Er soll auch den Blick auf Deponieworkshops zumindest 2018 und 2019 richten. Damit ist er auch ein Appell an alle Teilnehmer zur aktiven Unterstützung mit Problemstellungen und Beiträgen.

2 „Bau-Boom“ bei Deponien beendet – Keine fachlichen Fragen mehr?

Trotz gemeinsamer / gemeinschaftlich geltender EU-Richtlinien sind die Anforderungen an Bau, Betrieb, Stilllegung und Nachsorge in Tschechien und in Deutschland verschieden, weil der EU-Rahmen nicht so eng ist. Auf den ersten Blick findet man scheinbar gleiche Anforderungen, die dann doch z.B. bei Lage einer Deponie zum Grundwasser, Bodenwasserhaushalt in der Rekultivierungsschicht, Notwendigkeit von zwei Abdichtungskomponenten und Genehmigungsausnahmen abweichen (vgl. [1]).

Beiträge für den Workshop zu Grundsatzfragen und vergleichende Betrachtungen wurden kaum angeboten. Es bedarf eines hohen Zeitaufwandes, sich damit zu befassen. Politische Vorgaben zum Schutz der Umwelt vor der Wirkung von ungesicherten Deponien hatten zum Deponiebau im großen Stil geführt. Im Zuge entstand das „Karlsruher Deponieseminar“ (jetzt 27. Auflage) und später im Osten seit 2005 die „Leipziger Deponiefachtagung“ und der „Deponieworkshop“ in Zittau und weitere Veranstaltungen. Dieser „Bau-Boom“ im Deponiebereich in Deutschland ist vorbei. Es bleiben aber viele Fachfragen. Die Blickwinkel der einzelnen Macher und Erfordernisse waren vor 20 Jahren möglicherweise sehr vereinheitlicht und differenzieren sich jetzt deutlicher. Das sollte zu neuen Inhalten auf Fachkonferenzen führen.

Nach unserem Überblick wird derzeit beim Deponiebau Bewährtes fortgesetzt. Es werden hauptsächlich Oberflächenabdichtungen und einige Basiserweiterungsflächen gebaut, jedoch auch mit der besonderen Anwendung Deponie auf Deponie bzw. Deponie an Deponie. Da die Deponie-Verordnung, die Bundeseinheitlichen Qualitätsstandards (BQS), die Eignungsbeurteilungen und die BAM-Zulassungen den technischen Rahmen sehr eng ziehen sind neue innovative Lösungen kaum möglich.

Seit Jahren befinden sich viele Deponien in der Nachsorge. Man könnte auch bei Fachtagungen an eine Erfolgskontrolle denken:

- Welche Erfahrungen gibt es mit den behördlichen Auflagen und welche Wirkung zeigten sie?
- Wurden schon Deponien aus der Nachsorge entlassen oder gibt es Aussicht auf solche Entlassungen?
- Im großen Rahmen formuliert, ist das, was anfangs geplant worden ist, in der Funktion, im Schutz der Umwelt heute auch eingetreten?

Nach vielen Jahren müsste eine Tendenz ablesbar sein. Einen Vortrag konnten wir dazu nicht gewinnen. Wir möchten hiermit ausdrücklich Deponiebetreiber und Behörden anregen, über Erfahrungen (möglicherweise auch negative) zu berichten.

Ein inoffiziell besprochener Bericht über nachträgliche Probleme mit der Rekultivierungsschicht auf einer Deponie kann hier nicht vorgestellt werden, weil noch ein Rechtsstreit anhängig ist. Dabei wäre es ganz wichtig, weil es hier auch um unterschätzte Auswirkungen der angewandten Technologien geht.

3 Verschiedene Strategien einzelner Bundesländer beim Deponiebau DK 0 und DK I

Deponien der Deponieklasse I und 0 sind oft in der Planungs- oder Genehmigungsphase, obwohl der Bedarf an entsprechendem Deponieraum immer deutlicher wird. Trotzdem gibt es interessante Tendenzen, die uns voraussichtlich in den nächsten Jahren beschäftigen.

In den neuen Bundesländern bauen derzeit bzw. haben letztes Jahr einige Deponiebetreiber Basisflächen als Deponieerweiterung gebaut bzw. Umbauten zur besseren Deponieraumnutzung in Planung: Zentraldeponie Cröbern (bei Leipzig); Deponie Schöneiche der MEAB Potsdam. Die Deponie IAG Selmsdorf / Ihleberg wurde als Deponie auf Deponie erweitert, im gewissem Sinne mit einer Kopplung von Oberflächenabdichtung und Basisabdichtung als multifunktionale Abdichtung (MFA).

Die Deponie Cröbern hat 2016 weitere Basisabdichtung fertiggestellt und plant jetzt eine Umstellung der Neigungsparameter. „Die Veränderung der Abfallqualität und mehr als 20 Jahre Erfahrung im Deponiebau ermöglichen es, unsere Planungen zu überdenken und zu verbessern. Da seit 2005 nur noch mineralische Abfälle abgelagert werden und diese bautechnisch stabiler und „standsicherer“ sind, kann in den jüngeren Bereichen der Deponie mit einer größeren Neigung gebaut werden. ... Durch die geplante Kubaturänderung wird die Basisabdichtung nicht auf 48 ha, sondern nur bis zu einer Fläche von max. 42,3 ha ausgebaut“ werden[2].

Auf der Deponie Schöneiche (bei Berlin) ist eine Basisabdichtung für DK I erweitert worden. Dieser Standort Schöneiche wird überhaupt für Abfallanlagen verschiedener Art (Mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlage, Sonderabfallverbrennungsanlage) komplex genutzt [3]. Vielleicht ergibt sich aus den Stoffkreisläufen auf Abfallanlagen-Standorten Stoff für zukünftige Beiträge für den Deponieworkshop.

Eine Internet-Recherche erbrachte überraschend deutliche Unterschiede, wie einzelne Bundesländer mit der Sicherung von Deponieraum für Deponieklasse 0 und 1 umgehen. Man braucht nur die auf dem Deponieworkshop vertretenen Bundesländer Baden-Württemberg, Brandenburg und Sachsen zu betrachten.

Herr Dr. Egloffstein wird über die Standortsuche für diese Deponien in Baden-Württemberg berichten. Der Titel eines ähnlichen Vortrages in Stuttgart mit der feststehenden Voraussetzung, dass man neuen Deponieraum braucht, wurde bewusst für Zittau in „Neue Standorte? – Was ist bei einer Standortsuche zu beachten?“ [4] in ein Fragezeichen geändert, weil in Sachsen eine erneute gezielte Standortsuche noch nicht betrieben wird. Zur Nutzung der Kapazitäten und Gewährleistung der Entsorgungssicherheit gibt es in Baden-Württemberg ein Eckpunktepapier des Landkreistages von 2015 und man überlegt, Entsorgungskooperationen aufzubauen. Diese Ansätze sollen gar nicht bewertet werden, aber sie zeigen, dass Strategie, Konzeptionen und Management notwendig sind [5]. Hinzu kommt der lange Zeitraum von mindestens 10 Jahren vom Beginn der Standortsuche bis zum Beginn der Deponierung.

In Brandenburg besteht ein Überblick über Kapazitäten und Bedarf an DK-0- und DK-I- Deponien ([6]; Folie 15 in [7]), der kontinuierlich erarbeitet worden ist. Die Bedarfsdeckung für Deponieraum wird nach 2019 nur möglich, wenn die beantragten neuen Deponien tatsächlich auch zur Verfügung stehen. Entsprechend laufen aktuell mehrere Genehmigungsverfahren für DK-1, die auch öffentlich zugänglich sind: Pinnow (Uckermark), Fresdorfer Heide bei Michendorf und Wünsdorf. Alles läuft über Planfeststellungsverfahren, die ohne Zweifel sehr aufwändig sind [8]. Die Genehmigungsbehörde ist das Landesamt für Umwelt. Hier wird auch konsequent

aus dem Bergrecht entlassen, falls es vorher für die Abbaustätte gegolten hat, und in das Abfallrecht überführt.

In Sachsen ist die zuständige Genehmigungsbehörde die Landesdirektion Sachsen. Informationen über abfallrechtliche Genehmigungsverfahren sind auf der Homepage nicht zu finden, wahrscheinlich laufen momentan auch keine Verfahren. Einen Überblick über Deponien erhält man in der Fortschreibung des Abfallwirtschaftsplans für den Freistaat [9]: 3 Deponien DK II in öffentlich-rechtlicher Trägerschaft; 3 Deponien DK 0 und DK I in privater Trägerschaft; eine private Deponie DK II und eine private Deponie DK III. Im Bericht schätzt Sachsen ein, dass damit allgemein und auch bei mineralischen Massenabfällen bis 2025 Versorgungssicherheit besteht. „Der überwiegende Teil der mineralischen Abfälle wird durch private Entsorgungsträger verwertet“, zitiert aus [9].

Diese Verwertung ist zu großen Teilen die Verfüllung von Abgrabungen, von Steine-Erden-Abbaustellen unter Bergrecht und von Abschnitten in zwei Braunkohlentagebauen. Im Prinzip besteht bei mineralischen Abfällen eine „Grauzone“. Im Zusammenhang mit der Mantelverordnung rückt jetzt diese Verwertungsstrategie der Verfüllung von Abgrabungen stärker in den Blickwinkel des Bundesumweltministeriums. Zitat: „Wenn ordnungsgemäße und schadlose Verwertung nicht möglich ist, ist Beseitigung des Abfalls auf Deponien besser als Verteilung in der Landschaft“ (Karl Biedermann in Karlsruhe 2017; [10]). Dieser Stoffstrom ist überall schwer identifizierbar, aber in Sachsen besonders unsicher. Damit kann ganz schnell ein erheblicher Deponiebedarf entstehen, wenn bisherige Entsorgungswege oder besser Verwertungswege wegfallen. Dann wirkt die lange Dauer von Suche, Planung, Genehmigung und Herrichtung solcher Deponien erschwerend. Ein relativ vollständiger Überblick über die Ablagerungsorte von mineralischen Massenabfällen wird erschwert, weil die zuständigen Rechtsbereiche in Bergrecht, Abfallrecht oder Baurecht/Bodenschutzrecht zergliedert sind und folglich die Genehmigungs- und Aufsichtsbehörden auch verschieden sind.

Der Abfallwirtschaftsplan von Sachsen ([9], S. 95) stellt unter Schlussfolgerung S 19 für die Zukunft fest: „Zur Klärung der künftigen Entsorgungssituation für mineralische Abfälle und zur Gewinnung einer belastbaren Einschätzung zu einem möglicherweise steigenden Bedarf an Deponiekapazitäten sind weitere ergänzende und vertiefende Untersuchungen durchzuführen.“ Ein Vortrag aus Sicht der Deponiebetreiber auf der neuesten Karlsruher Tagung stellte für Sachsen nur eine vage Entsorgungssicherheit besonders für die Deponieklasse I fest. Und es wird ein nicht genau verifizierter Verfüllbedarf, also Aufnahmevermögen, von 9 Mio t je Jahr (bis zu Z 2 möglich) in den Tagebauen erwähnt [11].

In Baden-Württemberg und Brandenburg kennt man bereits Ergebnisse. Auch wenn diese noch nicht endgültig sein sollten, sieht man in beiden Bundesländern Handlungsbedarf! Man findet drei unterschiedliche Strategien in drei Bundesländern dank des Föderalismus.

4 Betrachtung von Stoffströmen

Nachdem bis an diese Stelle fast nur Deponien im Vordergrund standen, muss hier richtig ins Blickfeld gerückt werden, dass man eigentlich die Stoffströme betrachten muss, deren mit Schadstoffen belasteten Anteil, der aus dem Stoffkreislauf zu entfernen ist, anstelle sich durch Recycling wieder im Kreislauf zu verbreiten. Außerdem existiert ein weiterer Anteil, der für die zeitgleiche Wiedernutzung nicht am Markt gebraucht wird oder dessen Wiedernutzung derzeit durch hohe Aufwände wirtschaftlich nicht vertretbar ist. Alles das führt auch weiterhin zu Deponien und Langzeitlagern. Die Deponieverordnung von 2009 heißt in vollem Wortlaut „Verordnung über Deponien und Langzeitlager“ [12]. Der Gedanke und die Gestaltung von Langzeitlagern spielt bisher kaum eine Rolle. Der slowakischer Stammteilnehmer am Deponieworkshop, Herr Hrabcak, entwickelte im Jahr 2015 einen Vorschlag die Deponie als Langzeitlager zu nutzen [13].

Mit der Betrachtungsweise der Stoffströme ist als Erfolg in Deutschland festzustellen, dass

der Strom der biologisch abbaubaren Stoffe, besonders kommunaler Siedlungsabfälle auf Deponien, meist der Deponieklasse II, seit 2005, gebietsweise auch etwas später, erfolgreich unterbunden worden ist. Unbehandelte Siedlungsabfälle gehen fast nicht mehr auf die Deponie. Diese wichtige Zielstellung der Deponierichtlinie der EU ist verwirklicht. Im Beitrag von Herrn Pilnáček wird deutlich, dass in Tschechien derzeit noch 47 % der Siedlungsabfälle auf Deponien abgelagert werden. Die Forderungen zur Reduzierung verschärfen sich in Zukunft, weil die EU ihre Zielstellungen und Fristen auch konkretisiert hat [14].

Einen wichtigen Blick auf Stoffströme in Entwicklungsländern geben Frau Prof. Dr. Schneider und Autoren, wenn sie nach Recherche feststellen, dass dort durch informelle, nicht reguläre, inoffizielle Arbeit ein erheblicher Beitrag für reales Recycling geleistet wird. Die Arbeiten selbst stellen häufig eine Gefahr für Personen und Umwelt dar. Der Vortrag ist Ergebnis umfangreicher internationaler Kontakte und Projektarbeit [15].

5 Eisenschlamm: Abfall gemäß Recht oder abfallähnlicher Stoff und Problem der technischen Lösung

Aus sächsischer Sicht zählen unter anderem zu den problematischen Stoffen, die an irgendeiner Stelle zu deponieren sind, selbst wenn sie nicht immer als Abfall bezeichnet werden Eisenschlämme als Rückstände des aktiven Bergbaus oder der nachbergbaulichen Nachsorge. Ähnlich sind die Verhältnisse bei Gewässeraushub / Baggergut aus Gewässern in Sachsen sowie Kraftwerksaschen, auf die im Weiteren nicht eingegangen wird.

In vielen, auch ehemaligen, Bergbaugebieten rückt die Verbringung von Eisenhydroxidschlämmen oder auch -wässern in den Fokus. Die Abscheidung aus Gewässern ist stets im Blick. Die Verbringung erweist sich als ein neues Problem. Unter welchen Bedingungen gelten Bergrecht, Wasserrecht und Abfallrecht in Deutschland? Dieses Thema betrifft die Behörden vermehrt bei der Prüfung von Vorhaben, welche im Zusammenhang mit dem Braunkohlenabbau bzw. der Sanierung solcher bergbaubeeinflusster Gebiete stehen. Interessant wäre ein Austausch, vielleicht in zukünftigen Deponieworkshops, über:

- Informationen zum aktuellen Stand der Forschung zur Verwertung und Aufbereitung;
- Aufbereitung und Ablagerung von eisenhaltigen Schlämmen aus der Gewässerberäumung;
- Herangehen in den verschiedenen Revieren in Deutschland und Tschechien;
- Sinnhaftigkeit von technischem Aufwand und Kostenaufwand.

Damit in Verbindung stehen oft die hohen Sulfat-Anteile in Gewässern. Das ist scheinbar eine Fragestellung für die Wasseraufbereitung. Aber wenn es schon gelingen sollte, Sulfat aus Gewässern herauszubekommen oder noch vor dem Gewässer-Eintrag „abzusperren“, dann bleibt immer noch die Frage bestehen, wo man diese Stoffe ablagern kann.

Eisen und Sulfate aus Kippenflächen und Halden des ehemaligen Braunkohlenabbaus im Grundwasser, die diffus den Gewässern (Spree, Schwarze Elster) zufließen, sollen durch die Neuerrichtung von Filterbrunnen aufgehalten werden. Grubenwasserreinigungsanlagen werden reaktiviert. Wo werden diese Schlämme abgelagert?

Eine rechtliche Unsicherheit besteht, ob und wann Eisenschlamm ein Abfall ist, wann Bergrecht gilt, wann ins Abfallrecht gewechselt wird. Das führt in diesem Artikel auch zum ungebräuchlichen Begriff der „Stoffe mit Abfallcharakter“ oder abfallähnliche Stoffe. Bleibt der Eisenschlamm im räumlichen Geltungsbereich eines bergbaulichen Betriebsplanes soll er kein Abfall sein. Wechselt der gleiche Schlamm in einen anderen Geltungsbereich des Bergrechts oder sogar außerhalb des Bergrechts soll er Abfall sein. Das ist rechtliche Auslegung mit weitreichenden Genehmigungs- und Wirtschaftsfolgen. Aber technisch geht es eigentlich um das gleiche Material und um gleiche notwendige Verfahren bzw. natürliche Prozesse.

Müssen solche Materialien auf Deponien gebracht werden oder können sie im Tiefsten von Restlöchern, möglicherweise mittels Rohrleitungen, verbracht werden. Ohne Zweifel, verunsichert das auch Behörden, die entscheiden sollen. Verstärkend wirkt manchmal ein verhärtetes Klima der allgemeinen Meinung, das nicht unbedingt durch Sachkenntnis geprägt ist.

Die entscheidende fachliche Frage blieb bisher unbeantwortet: Gelingt es durch Deponierung der Eisenschlämme in tiefen Bereichen, auf dem Liegenden der Restlöcher, das Eisen zu immobilisieren, also unbeweglich dauerhaft dort ablagern zu können? Oder führt diese Deponierung nur dazu, das Eisen erneut, zwar mit zeitlicher Verzögerung, in den Wasser- und Grundwasserkreislauf geschickt wird, um irgendwann wieder als Schadstoff in Erscheinung zu treten.

6 Deponierückbau

Der Deponierückbau („Landfill mining“) bedeutet den Wiederaufschluss einer Deponie. Der Aufschluss einer vollständig nach den zeitlich jeweils geltenden Bestimmungen für Deponieklasse II abgeschlossenen Deponie ist nicht unbedenklich. Bei DK III und Sonderabfalldeponien wird es ein technisch, finanziell und sicherheitsmäßig sehr anspruchsvolles Projekt, wie der Rückbau der Deponie Köllicken [16] in der Schweiz gezeigt hat.

Seit Jahren laufen Diskussionen u.a. mittels verschiedener Medienkanäle über den angeblichen Rückbau einer Sonderabfalldeponie am Rhein bei Leverkusen, fachlich dargestellt als „Altablagerung Dhünnaue“, um Raum für den Ersatzbau der Autobahnbrücke der A1 über den Rhein zu schaffen [17]. Nach Einsichtnahme in den veröffentlichten Planfeststellungsbeschluss wird deutlich, dass der Eingriff sich nur auf die Oberflächenabdichtung beziehen wird, die Dichtungskomponenten mit Sicherheitsabstand nicht berührt werden und strenge Auflagen erteilt sind. Nach genehmigtem Stand wird es zu keinem Rückbau kommen. Angrenzend liegt die aktive Sonderabfalldeponie Leverkusen-Bürrig, bei der bestimmte Teile der Grundwasserabdichtung (Basisabdichtung) wegen der Verkehrsbaumaßnahme umzubauen sind [18]. Entsprechend bestehen Bürgerproteste, die auch schnell zu einem verzerrten Bild bei einer ohne Zweifel komplizierten Aufgabe führen können.

Das Ziel der Rohstoffgewinnung hat sich bisher sowohl nach den vorgefundenen Rohstoffen, wie auch auf Basis der wirtschaftlichen Erlöse der verwendungsfähigen Materialien auf dem Markt nicht bewahrheitet. Diese Begründung für Rückbaumaßnahmen wird wohl kaum haltbar sein. Eine gegenwärtig wirksamere Begründung ist die Wiedergewinnung von Flächen, die in eng besiedelten Gegenden dringend gesucht werden, oder auch die Beseitigung von Gefährdungsherden unter speziellen Verhältnissen. Hier wird auf den Beitrag von Herrn Nagels aus Flandern verwiesen. Dafür ist jedoch eine staatliche Strategie erforderlich, an der man jetzt mit Unterstützung der EU in Belgien arbeitet [19].

Zu dieser Problematik ist in der Zukunft ein höherer, möglicherweise auch konfliktreicher Diskussionsbedarf zu erwarten. Mit dem Rückbau ist es nicht alleine getan, weil große Volumen aufzubereiten, zu verbrennen oder wieder anderenorts zu deponieren sind (vgl. [20]).

7 Wasserrahmenrichtlinie und Wasserhaushalt

Die Anregungen der fachlichen Schwerpunkte für den Deponieworkshop führten hinsichtlich der Wasserrahmenrichtlinie nicht zu unmittelbaren Vorträgen und Artikeln.

Offensichtlich sollen Deponien für die Bewertung des Gewässerzustandes, sowohl bei Oberflächengewässern als auch Grundwasser, wenig Einfluss haben. Richtig ist, dass die Bewertung anhand von biotischen und chemischen Kriterien nicht nach Deponien fragt. Aber es muss doch einen indirekten Einfluss geben, wenn seit 1995 ein Umbruch, sprich Wegbruch der vielzahligen Deponien und eine Abdichtung der Wassertransportwege erfolgt ist. Dann muss doch

auf diesem Pfad eine Verbesserung vor sich gegangen sein, sonst wären die intensiven, kostenaufwändigen Maßnahmen nicht notwendig. Oder hat alles nicht funktioniert?

In diesem Deponieworkshop finden sich mehrere mittelbare Beiträge zu diesem Thema, die sich besonders mit dem Bodenwasserhaushalt befassen. Sie bringen auch jeweils einen kleinen Beitrag für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie.

8 Grenzüberschreitende Zusammenarbeit im Rahmen der EU

Der Deponieworkshop Zittau-Liberec selbst ist ein lebendiges Beispiel der ständigen Zusammenarbeit unseres Instituts ITN über Grenzen hinweg, zwischen der Hochschule Zittau/Görlitz (HSZG) und der Technischen Universität in Liberec (Reichenberg in Tschechien; abgekürzt: TUL), seit 2005. Über diese Zeit liefen am ITN mehrere weitere deutsch-tschechische Projekte mit weiteren Projektpartnern beiderseits der Grenze.

Aktuell ist der Deponieworkshop Bestandteil des Projektes TESEUS mit den Partnern TUL in Liberec, Geologisches Institut der Karls-Universität in Prag, HTW in Dresden und der HSZG.

Das ITN arbeitet in einem weiteren EU-Projekt grenzüberschreitend mit dem Brennstoffkombinat PKU in Usti n.L., der Technischen Universität / Bergbauhochschule Ostrava, der Bergakademie Freiberg und der Saxonia GmbH in Freiberg zusammen. Über Sinn und Beginn dieses Projektes VODAMIN II wird in einem Beitrag durch das tschechische staatliche Bergbausanierungs-Unternehmen PKU als Leadpartner (federführender Partner) berichtet. Aus diesem Projekt folgen neben anderen zwei Untersuchungen, die auch zukünftig den Deponieworkshop berühren sollten.

Bei der Saxonia GmbH wird auf Freiberger Bergbauhalden beprobt und untersucht, ob Gewässeraushub als Oberflächenabdeckung der Halden einsetzbar ist.

Das Institut für Thermodynamik der TU Bergakademie Freiberg untersucht die geothermische Nutzung von Grubenwässern für Abflüsse aus den Gruben des Moster (Brüxer) Braunkohlenreviers. Der Vortrag, der auf dem Deponieworkshop 2017 bezüglich dieser Nutzung gehalten wird, kann Anregung geben, auch für Deponien solche Überlegungen anzustellen.

9 Ausblick

Der Beitrag soll Verständnis schaffen, um über die bloße Deponie hinaus zu blicken, und vielfältige Verflechtungen aufzeigen. Er ist als Einführungs- und Initiativvortrag gedacht.

Zukünftige Problemstellungen, die sich aus dem oben Genannten ableiten und den Inhalt der nächsten Deponieworkshops bestimmen sollten, sind:

- Bau und Sicherung von Deponien der Deponieklasse 0 und I;
- Neue technische Lösungen für Deponiesicherung, für effiziente Deponieraumnutzung und für Fortbetrieb von Deponien aller Klassen;
- Alle Vorgänge mit Wasser bezüglich von Deponien bis zur Wirkung auf die Wasserrahmenrichtlinie;
- Deponierung von Eisenschlämmen, Gewässeraushub, mineralischen Massenabfällen, Schlacken und ähnliche Stoffe;
- Lebensdauer des künstlichen Erdbauwerkes der Deponie;
- Rückbau von Deponien (oder ähnlichen Altlasten);
- Abfallrelevante Stoffströme;
- Erfahrungen Deutschlands bei der Reduzierung von Siedlungsabfallmengen auf Deponien und sinnvolle Anwendung in Tschechien;

- Erfolgskontrolle ausgeführter Maßnahmen.

Zudem hat sich über Jahre die grenzüberschreitende Zusammenarbeit verschiedener Partner aus Deutschland und Tschechien herausgebildet, die fortgeführt werden wird. Der Deponieworkshop hat sich in 12 Jahren zu einer etablierten Fachveranstaltung entwickelt. Damit und bei Unterstützung mit Beiträgen und Gestaltungsvorschlägen wird diese Veranstaltungsreihe fortgesetzt. Fachlich bietet sich weiterhin ausreichend Stoff an.

Literaturverzeichnis

[1] HRÁSKÁ, D. ; BARTHOLOMÄUS, U. ; SÄNGER, F. ; SCHOENHERR, J.: *Bau und Betrieb von Deponien – Vergleichende Betrachtungen zu den EU-Richtlinien, den tschechischen und den deutschen Bestimmungen*. 10. Deponieworkshop Liberec-Zittau, Liberec 13.11./14.11.2014,

[2] *Westsächsischer Abfallbrief*. `http://www.wev-sachsen.de/de/zentraldeponie-croebern/projekt-kompakte-kubatur.html`. Version: October 2017

[3] MEAB – MÄRKISCHE ENTSORGUNGSANLAGEN-BETRIEBSGESELLSCHAFT MBH: *Unternehmensstandorte; Recherche Okt. 2017*. `www.meab.de`

[4] EGLOFFSTEIN, T. ; BURGHARDT, G. ; VORHOLZ, V.: *Neue Deponiestandorte? Was ist bei einer Standortsuche zu beachten?* 13. Deponieworkshop Zittau-Liberec 2017,

[5] TSCHACKERT, A: *Entsorgung mineralischer Abfälle DK I und DK II: eine Vision für Baden-Württemberg*. 26. Karlsruher Deponie- und Altlastenseminar 2016, S. 43 ff,

[6] STOCK, U.: *Deponiekapazitäten für mineralische Massenabfälle der Deponieklasse I in Brandenburg*. 26. Karlsruher Deponie- und Altlastenseminar 2016; S. 15,

[7] KREUTZBERG, W.: *Deponiebedarf für die Ablagerung mineralischer Abfälle aus der Region Berlin/Brandenburg*. Vortrag auf der Jahresfachtagung VKU Berlin/Brandenburg am 07.09.2017,

[8] *Homepage des Landesamtes für Umwelt in Brandenburg*. `www.lfu.brandenburg.de`. – Recherche am 12.10.2017

[9] *Abfallwirtschaftsplan für den Freistaat Sachsen - Fortschreibung 2016*. – Freistaat Sachsen, Staatsmin. f. Umwelt und Landwirtschaft; Dresden, 09.11.2016

[10] BIEDERMANN, K.: *Aktuelle Entwicklungen im nationalen und europäischen Deponierecht*. 27. Karlsruher Deponie- und Altlastenseminar; Karlsruhe 18./19.10.2017,

[11] HAEMING, H.: *Gibt es deutschlandweit Deponiebedarf für mineralische Abfälle?* 27. Karlsruher Deponie- und Altlastenseminar; Karlsruhe 18./19.10.2017,

[12] *Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung - DepV)*. – 27.04.2009

[13] HRABČÁK, M.: *Orte für die Lagerung von Abprodukten; (tschech.:Miesto na ukladanie nepotrebných vecí)*. 11. Deponieworkshop Zittau-Liberec; Zittau 05.11/06.11.2015,

[14] PILNÁČEK, V. ; MARŠÁK, J.: *Zukunft von Deponien in der Kreislaufwirtschaft (tschech.: Budoucnost skládkování v oběhovém hospodářství)*. 13. Deponieworkshop 2017; Zittau 09.11./10.11.2017,

[15] SCHNEIDER, P. ; LE HUNG, A. ; SEMBERA, J. ; SILVA, R.: *Die Rolle des informellen (inoffiziellen) Sektors in der Abfallwirtschaft mit Fokus auf Entwicklungsländer*. 13. Deponieworkshop 2017; Zittau 09.11./10.11.2017,

[16] MÜLLER, B. U.: *Der Rückbau der Sondermülldeponie Köllicken – Erfahrungen und Lehren nach erfolgreicher Sanierung*. 27. Karlsruher Deponie- und Altlastenseminar; Karlsruhe 18./19.10.2017,

[17] *Homepage des Vereins „Netzwerk gegen Lärm, Feinstaub und andere schädliche Immissionen e.V.* `www.nglev.de`. – Recherche im Okt. 2017

[18] KÖLN, Bezirksregierung: *Planfeststellungsbeschluss für den Ausbau der Bundesautobahn A 1 zwischen der Anschlussstelle Köln-Niehl*. – 10.11.2017

[19] NAGELS, P.: *Strategie zum Deponierückbau (Landfillmining) in Flandern*. 3. Deponieworkshop Zittau-Liberec 2017; Zittau 09.11./10.11.2017,

[20] MÜNNICH, K. ; FRICKE, K.: *Ergebnisse des BMBF-Forschungsvorhabens Deponierückbau – der Leitfaden Enhanced Landfill Mining*. 27. Karlsruher Deponie- und Altlastenseminar; Karlsruhe 18./19.10.2017,

Das Projekt TESEUS und der 13. Deponieworkshop werden durch das SN-CZ 2014-2020 – Programm der EU zur Förderung der grenzüberschreitenden Zusammenarbeit zwischen dem Freistaat Sachsen und der Tschechischen Republik gefördert – Projekt-Nr. 100246598.

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

Zukunft von Deponien in der Kreislaufwirtschaft

Budoucnost skládkování v oběhovém hospodářství

Vojtěch Pilnáček[1]; Jan Maršák

Kurzfassung

Die Kreislaufwirtschaft (*circular economy*) wurde gegenwärtig zu einem Schlüsselkonzept in bestimmten politischen Vorgängen der Europäischen Union. Ende 2015 wurde durch die Europäische Kommission ein sogenanntes Kreislaufwirtschaftspaket (*circular economy package*) vorgelegt, das einen legislativen und einen nicht legislativen Teil hat. Durch Vorschläge von Gesetzen, die ein Bestandteil des Paketes sind, werden sechs unterschiedliche Richtlinien für den Abfall- und Verpackungsbereich verändert, so u.a. - die Richtlinie über Abfälle (2008/98/EU) und die Richtlinie über Abfalldeponien (1999/31/EG). In dem nicht legislativen Teil werden Bereiche ausgewiesen, die mit der Kreislaufwirtschaft zusammenhängen (Produktion, Design, Verbrauch, kritische Rohstoffe, Innovationen, Markt mit Sekundärrohstoffen und weitere) sowie wichtige Maßnahmen zur Unterstützung der Kreislaufwirtschaft. Die erste Welle der geplanten Maßnahmen wird sich insbesondere auf die Gesetzgebung im Bereich der Abfälle und Verpackungen auswirken.

Grundlegend scheint der Druck auf eine Erhöhung des Recyclings und die damit im Zusammenhang stehende Einschränkung der Deponierung von Abfällen (insbesondere des Kommunalabfalls) zu sein. In dem Entwurf zur Veränderung der Deponierichtlinie erscheint zum ersten Mal ein Ziel der Reduzierung der deponierten Kommunalabfälle. In dem Vorschlag der Kommission wird festgelegt, das im Jahre 2030 nur noch 10 % des Aufkommens an Kommunalabfälle deponiert werden sollten. Die Europäische Kommission betont die Notwendigkeit einer wesentlichen Einschränkung des Deponierens, um die Kreislaufwirtschaft zu stärken. Das Deponieren ist in dem gegenwärtigen Ausmaß mit einer Kreislaufwirtschaft nicht vereinbar.

Im Jahre 2015 wurden in der Tschechischen Republik 47 % des Kommunalabfalls deponiert. Das Ministerium für Umwelt ist langfristig bemüht das Deponieren einzuschränken und das Maß des Abfallrecyclings zu erhöhen. In den letzten Jahren konnte das Umweltministerium mehrere grundlegende Maßnahmen zur Einschränkung des Deponierens durchsetzten. Insbesondere handelt es sich um das Verbot ab 2024, die recyclingsfähigen und verwertbaren Abfälle zu deponieren, um die Festlegung der Abfallmenge, die zum Zweck einer technischen Absicherung der Deponie auf einer Deponie gelagert werden darf (20 Masse-%), um die Verpflichtung einer getrennten Erfassung biologisch abbaubarer Abfälle und Metalle in Gemeinden, um verbindliche Ziele für das Recyceln des Kommunalabfalls im Rahmen des Plans der Abfallwirtschaft der Tschechischen Republik 2014 - 2020 sowie der Bezirkspläne der Abfallwirtschaft. Weitere notwendige Maßnahmen sind in dem Entwurf des neuen Abfallgesetzes enthalten, das in den Jahren 2016 und 2017 intensiv verhandelt wurde.

Abstrakt

Oběhové hospodářství (*circular economy*) se v současnosti stalo jedním z klíčových konceptů v oblasti řady politik Evropské unie. Evropská komise (EK) předložila tzv. balíček k oběhovému hospodářství (*circular economy package*) na konci roku 2015. Balíček má legislativní

[1]Odbor odpadů, Ministerstvo životního prostředí; (Fachbereich für Abfallwirtschaft, Ministerium für Umwelt der Tschechischen Republik), E-mail: vojtech.pilnacek@mzp.cz

a nelegislativní část. Legislativní návrhy, které jsou součástí balíčku, mění šest různých směrnic pro odpadový a obalový sektor – směrnici o odpadech, směrnici o skládkách odpadů, směrnici o obalech a směrnice k výrobkům s ukončenou životností. Nelegislativní část vymezuje oblasti související s oběhovým hospodářstvím (výroba, design, spotřeba, kritické suroviny, inovace, trh s druhotnými surovinami a další) a důležitá opatření k jeho podpoře. První vlna chystaných změn tedy bude mít dopad zejména do legislativy odpadového a obalového hospodářství.

Jako zásadní se jeví další tlak na zvyšování recyklace a s tím související omezování skládkování odpadů (zejména komunálních). V návrhu na změnu směrnice o skládkách se poprvé objevuje redukční cíl pro skládkování komunálních odpadů. Návrh EK stanovuje, že by v roce 2030 mělo být skládkováno 10 % z produkce komunálních odpadů. EK akcentuje nezbytnost významného omezení skládkování pro posilování oběhového hospodářství. Skládkování v současné míře není slučitelné s oběhovým hospodářstvím.

V ČR se v roce 2016 skládkovalo 45 % komunálních odpadů. Ministerstvo životního prostředí (MŽP) vyvíjí dlouhodobou snahu, která by měla umožnit omezení skládkování a zvýšení míry recyklace odpadů. MŽP se podařilo posledních letech prosadit několik zásadních opatření pro odklon odpadů ze skládek. Jsou jimi zejména zákaz skládkování směsných komunálních odpadů, recyklovatelných a využitelných odpadů od roku 2024, nastavení množství odpadů, které lze uložit na skládku pro účely jejího technického zabezpečení na 20 $\%_{hmot.}$, povinnost odděleného shromažďování biologicky rozložitelných odpadů a kovů v obcích, závazné cíle pro recyklaci komunálních odpadů v rámci Plánu odpadového hospodářství ČR 2015-2024 a krajských plánů odpadového hospodářství. Další nezbytná opatření jsou obsažena v návrhu nového zákona o odpadech, který byl intenzivně projednáván v roce 2016 a 2017.

1 Data o nakládání s odpady v ČR

Z Tabulky 1 je vidět setrvalý klesající trend v podílu skládkování na nakládání s celkově vyprodukovanými odpady. Od roku 2009 došlo k poklesu podílu skládkování o 5,5 %. Tabulka 2 ovšem ukazuje, že v absolutních číslech od roku 2013 k poklesu míry skládkování téměř nedochází.

Tabulka 1: Produkce a nakládání s odpady v letech 2009 až 2016 - relativně.

Rok	Produkce (mil. t)	Využití (%)	Z toho materiálově (%)	Z toho energeticky (%)	Odstraněno (%)	Z toho skládkováním (%)
2009	32,3	74,5	72,5	2	15	15
2010	31,8	73,5	71	2,5	13,5	13,5
2011	30,7	78	75	3	13	13
2012	30	79	75,5	3,5	13	13
2013	30,6	79,5	76	3,5	11	11
2014	32	83	79,5	3,5	10	10
2015	37,3	86	83	3	9	9
2016	34,2	85,18	81,65	3,5	9,5	9,5

Zdroj: Ministerstvo životního prostředí, 2017, Indikátory odpadového hospodářství, 2017

Tabulka 2: Produkce a nakládání s odpady v letech 2009 až 2016 - absolutně.

Rok	Produkce (mil. t)	Využití (%)	Z toho materiálově (mil. t)	Z toho energeticky (mil. t)	Odstraněno (mil. t)	Z toho skládkováním (mil. t)
2009	32,3	24,0635	23,4175	0,646	4,845	4,845
2010	31,8	23,373	22,578	0,795	4,293	4,293
2011	30,7	23,946	23,025	0,921	3,991	3,991
2012	30	23,7	22,65	1,05	3,9	3,9
2013	30,6	24,327	23,256	1,071	3,366	3,366
2014	32	26,56	25,44	1,12	3,2	3,2
2015	37,3	32,078	30,959	1,119	3,357	3,357
2016	34,2	29,132	27,9243	1,197	3,249	3,249

Zdroj: Ministerstvo životního prostředí, 2017, Indikátory odpadového hospodářství, 2017

V oblasti skládkování komunálního odpadu je trend podílu skládkování na nakládání s komunálními odpady podobný. Od roku 2009 byla míra skládkování snížena o 19 %. Viz Tabulku 3. V absolutních číslech však od roku 2014 dochází ke stagnaci až k velmi mírnému nárůstu míry skládkování komunálního odpadu.

Tabulka 3: Produkce a nakládání s komunálními odpady v letech 2009 až 2016 - relativně.

Rok	Produkce (mil. t)	Využití (%)	Z toho materiálově (%)	Z toho energeticky (%)	Odstraněno (%)	Z toho skládkováním (%)
2009	5,3	29	23	6	64	64
2010	5,4	33	24	9	59	59
2011	5,4	42	31	11	55	55
2012	5,2	42	30	12	54	54
2013	5,2	42	30	12	52	52
2014	5,3	47	35	12	48	48
2015	5,3	47	36	11	47	47
2016	5,6	50,2	38	12,1	45	45

Zdroj: Ministerstvo životního prostředí, 2017, Indikátory odpadového hospodářství, 2017

Tabulka 4: Produkce a nakládání s komunálními odpady v letech 2009 až 2016 - absolutně.

Rok	Produkce (mil. t)	Využití (%)	Z toho materiálově (mil. t)	Z toho energeticky (mil. t)	Odstraněno (mil. t)	Z toho skládkováním (mil. t)
2009	5,3	1,537	1,219	0,318	3,392	3,392
2010	5,4	1,782	1,296	0,486	3,186	3,186
2011	5,4	2,268	1,674	0,594	2,97	2,97
2012	5,2	2,184	1,56	0,624	2,808	2,808
2013	5,2	2,184	1,56	0,624	2,704	2,704
2014	5,3	2,491	1,855	0,636	2,544	2,544
2015	5,3	2,491	1,908	0,583	2,491	2,491
2016	5,6	2,811	2,128	0,6776	2,52	2,52

Zdroj: Ministerstvo životního prostředí, 2017, Indikátory odpadového hospodářství, 2017

2 Místo skládkování v oběhovém hospodářství

Hlavním opatřením, které zavádí balíček odběhového hospodářství v oblasti skládkování prostřednictvím změny směrnice 31/1999 ES o skládkách odpadů je zajištění toho, aby se množství skládkovaného komunálního odpadu snížilo do roku 2030 na 10 % celkového množství vzniklého komunálního odpadu. Česká republika jednoznačně tento cíl podporuje a je připravena případně diskutovat i přísnější cíl navržený Evropským parlamentem. Dalším cílem relevantním pro oblast skládkování je zvýšení cíle týkajícího se úrovně přípravy k opětovnému použití a recyklace komunálního odpadu na 65 % do roku 2030.

Evropská komise tedy nastavuje jasný trend, a to výrazné snižování množství odpadů ukládaného na skládky a jeho přednostní opětovné využívání nebo recyklaci.

Balíček oběhového hospodářství je v současné době projednáván v rámci trialogů. S ohledem na komplexnost balíčku je předpoklad, že dokončení projednávání se posune do roku 2018.

3 Přijatá opatření a budoucí změny

Česká republika přijala v posledních letech řadu změn, které již reflektují výše zmíněné celoevropské trendy a měly by napomoci ke snížení množství skládkovaného odpadu.

Nejdůležitější z nich je zavedení zákazu skládkování neupraveného směsného komunálního odpadu a recyklovatelného a využitelného odpadu od roku 2024. Změna byla zavedena novelou zákona č. 185/2001 Sb., o odpadech zákonem č. 229/2014 Sb. Odpady, které jsou považovány za recyklovatelné nebo využitelné, budou stanoveny prováděcím právním předpisem.

Dalším důležitým opatřením bylo zavedení povinnosti pro obce odděleně sbírat biologicky rozložitelné odpady (BRO) rostlinného původu a kovů. Opatření bylo zavedeno zákonem č. 229/2014 Sb. a vyhláškou č. 321/2014 Sb., o rozsahu a způsobu zajištění odděleného soustřeďování složek komunálních odpadů. Povinnost platí v časovém rozmezí od 1. dubna do 31. října. Vyhláška obsahuje i seznam možností, jakými je možné tuto povinnost splnit. Je mezi nimi možnost využití sběrných dvorů, zařízení podle § 14 odst. 1 zákona o odpadech,

v případě biologicky rozložitelných komunálních odpadů malých zařízení podle § 33b zákona o odpadech, velkoobjemových kontejnerů, sběrných nádob, pytlového způsobu sběru nebo kombinací uvedených způsobů. Podle dat, kterými MŽP disponuje je tato povinnost plněna. Z ročního hlášení produkce a nakládání s odpady za rok 2016 vyplynulo, že se zvýšilo množství vyprodukovaných biologicky rozložitelných komunálních odpadů o cca 200 000 t (ISOH, 2017). Vzhledem k nutnosti se vypořádat s cíli směrnice o skládkách odpadů ve vztahu k biologicky rozložitelným odpadů MŽP zvažuje úpravu vyhlášky a doplnění dalších opatření k podpoře sběru biologicky rozložitelných odpadů.

V roce 2014 bylo zmiňovanou novelou zákona o odpadech zákonem č. 229/2014 Sb. nastaveno množství odpadů, které lze ukládat na skládky bez poplatku pro účely technického zabezpečení skládek (TZS) na 20 % hmotnostních, a to z původní hodnoty 25 % objemových. Kvůli objemovému nastavení podílu odpadů pro účely TZS byl tento institut před změnou často zneužíván pro obcházení poplatku za skládkování. Po nastavení úrovně na zmiňovaných 20 % hmotnostních pokleslo množství takto ukládaných odpadů o cca 500 000 t za rok (Veřejné informace o produkci a nakládání s odpady, 2017). Institut TZS bude dále upraven prováděcím právním předpisem, a to ve smyslu vydání seznamu katalogových čísel odpadů, které bude možné pro účely TZS využívat. Seznam je připravován na základě podkladů poskytnutých členy pracovní skupiny a analýzy připravené Centrem pro hospodaření s odpady Výzkumného ústavu vodohospodářského T. G. Masaryka.

Na konci roku 2014 byl schválen Plán odpadového hospodářství České republiky 2015 – 2024 (POH ČR [2]). V závazné části POH ČR byl stanoven závazný cíl vycházející ze směrnice o odpadech „Do roku 2020 zvýšit nejméně na 50 % hmotnosti celkovou úroveň přípravy k opětovnému použití a recyklaci alespoň u odpadů z materiálů jako je papír, plast, kov, sklo, pocházejících z domácností, a případně odpady jiného původu, pokud jsou tyto toky odpadů podobné odpadům z domácností.“. Tento cíl byl následně v průběhu roku 2015 a 2016 promítnut i do závazných částí všech krajských plánů odpadového hospodářství.

Další opatření v oblasti snižování množství odpadu ukládaného na skládky jsou obsažena v návrhu nového zákona o odpadech. Návrh byl v průběhu roku 2016 a 2017 intenzivně projednáván v meziresortním připomínkovém řízení a následně i v legislativní radě vlády. V současné době je připraven pro novou vládu, která vzejde z podzimních parlamentních voleb.

Nejdůležitějším opatřením v rámci návrhu nového zákona o odpadech je úprava poplatku za ukládání odpadů na skládku. Vývoj poplatku v jednotlivých letech ukazuje Tabulka 5. Poplatek za ukládání využitelného odpadu bude postupně zvyšován, až dosáhne hodnoty 2000 Kč za tunu uloženého odpadu v roce 2024. Zvyšování poplatku za využitelné odpady podnítí jejich odklon od ukládání na skládky a zároveň bude iniciovat stavbu jiných zařízení pro nakládání s odpady odpovídajícím vyšším stupňům hierarchie pro nakládání s odpady. Poplatek za ukládání zbytkového odpadu (tedy odpadu nevyužitelného) nebude v podstatě navyšován. Poplatek za ukládání nebezpečného odpadu na skládky bude naopak snížen. V současně nastavené výši působí spíše jako motivace původců odpadu a oprávněných osob k nakládání s odpady, které často není příznivé pro životní prostředí. Ruku v ruce se snížením poplatku pro nebezpečné odpady, ale musí jít zákaz skládkování spalitelných nebezpečných odpadů, které je technicky možné zpracovat ve spalovnách nebezpečného odpadu provozovaných na území České republiky. I v případě nebezpečných odpadů je samozřejmě nutné preferovat vyšší úrovně hierarchie nakládání s odpady. Seznam těchto odpadů bude stanoven prováděcím právním předpisem. Poslední skupinou odpadů, pro kterou je stanovena výše poplatku jsou „vybrané technologické odpady“. Účelem tohoto poplatku, který je výrazně nižší než ostatní poplatky, je, aby odpady, které jsou v současné době ukládány do volné krajiny jako údajně využité na povrchu terénu, byly ukládány do zabezpečeného zařízení.

Tabulka 5: Sazba pro jednotlivé dílčí základy poplatku za ukládání odpadů na skládku (v Kč/t).

	Poplatkové období v roce												
Dílčí základ poplatku za ukládání	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**	**2022**	**2023**	**2024**	**2025**	**2026**	**2027**	**2028**	**2029**	**2030 a dále**
využitelného odpadu	900	1150	1350	1550	1700	1850	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000
zbytkového odpadu	500	500	500	500	500	500	500	500	600	600	700	700	800
nebezpečného odpadu	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000
vybraného technologickéh o odpadu	45	45	45	45	45	45	45	45	45	45	45	45	45

Zdroj: Návrh nového zákona o odpadech

V návrhu nového zákona je rovněž odlišně upraven zákaz skládkování. Na skládky bude od roku 2024 zakázáno ukládat odpady, jejichž výhřevnost v sušině je vyšší než 6,5 MJ/kg, odpady, které nesplní parametr biologické stability AT4 a odpady, které je za stávajícího stavu vědeckého a technického pokroku možné účelně recyklovat. Výjimky z tohoto zákazu jsou stanoveny v případě, že se v silniční nebo železniční dojezdové vzdálenosti do 100 km od obce nebo provozovny, ve které odpad vzniká, nenachází zařízení pro využití nebo recyklaci takového druhu odpadu, které má volnou kapacitu a jeho původce uzavřel smlouvu o budoucím přebírání takového druhu odpadu s budoucím provozovatelem zařízení na využití takového odpadu, kterému bylo vydáno stavební povolení a toto zařízení je ve výstavbě nebo v případě odpadu uloženého na skládku v rámci řešení následků krizové situace podle krizového zákona.

V návrhu nového zákona je rovněž upraven institut TZS. Nově se budou do podílu TZS započítávat i neodpadní materiály využívané pro tyto účely. Podíl TZS, za který nemusí být odváděn poplatek, se však zvedne na 25 % hmotnostních. Důvodem k zavedení tohoto opatření je, že v současné době je častým jevem, že jsou na skládkách využívány účelově vyrobené výrobky z odpadů, které podle současně platné legislativy nejsou do podílu TZS započítávány, nicméně není za tyto výrobky placen poplatek a je tak opět úmyslně obcházeno jeho placení.

4 Diskuze

Relativní pokles skládkování tak, jak jej ukazují Tabulky 1 a 3, je falešně negativní. V roce 2015 došlo oproti předchozím letům k nárůstu produkce odpadů. Tento nárůst je dáván do souvislosti s nárůstem produkce stavebních a demoličních odpadů z důvodu zvýšené stavební činnosti v roce 2015. Vyšší produkce stavebních a demoličních odpadů ve s rovnání s lety před rokem 2015 zůstává i v roce 2016 (ISOH, 2017). Stavební a demoliční odpady jsou ve většině využívány a tak dochází k relativnímu poklesu míry skládkování. V absolutních číslech množství odpadů ukládané na skládky stagnuje. V oblasti skládkování komunálního odpadu dochází v relativních číslech rovněž k mírnému setrvalému poklesu. V absolutních číslech ovšem množství komunálních odpadů ukládané na skládky od roku 2014 spíše stagnuje. Falešně negativní trend v relativních číslech je v tomto případě způsoben nárůstem produkce odděleně sbíraného biologicky rozložitelného komunálního odpadu, který je většinově využíván (ISOH, 2017).

Stávající zákon o odpadech nastavuje v příloze 6 vývoj výše poplatků v letech 2002 až 2006. Viz Tabulku 6.

Tabulka 6: Sazba poplatků za ukládání odpadů Kč/t, viz [4].

Sazba základního poplatku za ukládání odpadů Kč/t				
Kategorie odpadu	2002 až 2004	2005 až 2006	2007 až 2008	2009 a následující léta
Nebezpečný	1100	1200	1400	1700
Komunální a ostatní	200	300	400	500
Sazba rizikového poplatku za ukládání nebezpečných odpadů Kč/t				
Nebezpečný	2000	2500	3300	4500

Zdroj: zákon č. 185/2001 Sb., o odpadech

Jak vyplývá z Tabulky 6, sazba základního poplatku vzrostla mezi lety 2002 až 2009 v případě ostatních odpadů na 500 Kč za tunu uloženého odpadu. Od roku 2009 do současnosti se sazba nenavyšovala. V následujících 3 letech v případě všech odpadů a 4 letech v případě komunálních odpadů absolutní množství ukládané na skládky klesalo. V dalších letech se pokles zastavil. Lze tedy říci, že se zvyšujícími se poplatky za ukládání odpadů na skládky se snižuje množství ukládaných odpadů. Obdobný vývoj byl zaznamenán např. v Itálii [8], Belgii [5], Velké Británii [6], [7] nebo Nizozemí [9]. V mezinárodním srovnání jsou poplatky za ukládání odpadů na skládky v ČR nastaveny spíše na nízkou úroveň [1]. Autoři zmíněných článků ovšem vždy uvádějí, že je potřeba činit i další kroky v podpoře ostatních technologií pro nakládání s odpady, separovaného sběru aj. Evropská komise (EK) opakovaně upozornila Českou republiku na problém skládkování komunálních odpadů a doporučila zvýšení poplatků za skládkování odpadů. Ministerstvo životního prostředí, jak vyplývá z výše uvedeného, hodlá doporučení EK realizovat.

Cíl pro snižování množství komunálních odpadů ukládaných na skládky navrhovaný v balíčku EK pro oběhové hospodářství, je nastaven na 10 % v roce 2030. Podíl skládkování komunálního odpadu v ČR v roce 2016 byl 45 %. Z dat od roku 2009 vyplývá průměrná míra snižování podílu skládkování komunálního odpadu o 2,35 % za rok. Při takovémto poklesu podílu skládkování by cíle stanoveného EK v roce 2030 Česká republika nedosáhla. V posledních 3 letech se průměrný pokles navíc zpomalil na 1 % za rok. Nicméně, pokud budou zavedena opatření navržená ze strany MŽP, pak je podle prognózy obsažené v POH ČR 2015 – 2024 možné skládkování skutečně významně omezit (Plán odpadového hospodářství ČR 2015-2024, 2014).

5 Závěr

Evropská komise nastavuje v rámci balíčku k oběhovému hospodářství jasný trend ve snižování množství odpadů ukládaných na skládky. Cíl pro skládkování komunálního odpadu je nastaven na podíl 10 %. Česká republika by za současného legislativního nastavení tento cíl s největší pravděpodobností nesplnila. Jeden z nejdůležitějších nástrojů pro snižování podílu odpadů ukládaných na skládky je poplatek za skládkování. Ten se pro ostatní odpady od roku 2009 neměnil. V návrhu nového zákona o odpadech jsou poplatky za recyklovatelné a využitelné odpady adekvátně navyšovány. Tyto odpady nesmí končit bez využití na skládkách. Zkušenosti některých členských států EU ukazují, že kombinace zákazu skládkování a navýšeného poplatku skutečně vede k odklonu odpadů od skládkování a jejich vyššímu využívání. Jedná se zároveň o tlak na prevenci vzniku odpadů.

Literatura

[1] Landfill taxes & bans. In: CEWEP [online]. 2017 [cit. 2017-10-13].
URL http://www.cewep.eu/media/www.cewep.eu/org/med_557/1552_2017-05-16_cewep_-landfill_inctaxesbans.pdf

[2] Plán odpadového hospodářství České republiky pro období 2015 – 2024 [online]. Praha, 2014 [cit. 2017-10-20].
URL https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/poh_cr_prislusne_dokumenty/$FILE/OODP-POH_CR_2015_2024_schvalena_verze_20150113.pdf

[3] Souhrnná data o odpadovém hospodářství ČR v letech 2009 - 2016. Ministerstvo životního prostředí [online]. 2017 [cit. 2017-10-13].
URL https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/odpadove_hospodarstv%C3%AD_data_2015/$FILE/OODP-Souhrnna_data_2009_2016-20171006.pdf

[4] Zákon č. 185/2001 Sb., o odpadech.

[5] Hoogmartens, R.; Eyckmans, J.; Van Passel, S.: Landfill taxes and Enhanced Waste Management: Combining valuable practices with respect to future waste streams. Waste Management [online]. 2016, 55, 345-354 [cit. 2017-10-13]. DOI: 10.1016/j.wasman.2016.03.052. ISSN 0956053x.
URL http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X16301362

[6] Morris, J.; Phillips, P.; Read, A.: he UK Landfill Tax: an analysis of its contribution to sustainable waste management. Resources, Conservation and Recycling [online]. 1998, 23(4), 259-270 [cit. 2017-10-13]. DOI: 10.1016/S0921-3449(98)00037-8. ISSN 09213449.
URL http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0921344998000378

[7] Morris, J.; Read, A. D.: The UK landfill tax and the landfill tax credit scheme: operational weaknesses. Resources, Conservation and Recycling [online]. 2001, 32(3-4), 375-387 [cit. 2017-10-13]. DOI: 10.1016/S0921-3449(01)00072-6. ISSN 09213449.
URL http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0921344901000726

[8] Niccolli, F.; Mazzanti, M.: Landfill diversion in a decentralized setting: A dynamic assessment of landfill taxes. Esources, Conservation and Recycling [online]. 2013, 81, 17-23 [cit. 2017-10-13]. DOI: 10.1016/j.resconrec.2013.09.008. ISSN 09213449.
URL http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0921344913001894

[9] Scharff, H.: Landfill reduction experience in The Netherlands. Waste Management [online]. 2014, 34(11), 2218-2224 [cit. 2017-10-13]. DOI: 10.1016/j.wasman.2014.05.019. ISSN 0956053x.
URL http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X14002451

Das EU-Interreg-Projekt COCOON – Beispiel der Zusammenarbeit von Regionen im Deponiesektor

Projekt COCOON, podpořený z programu INTERREG - příklad spolupráce regionů v oblasti skládkování

Ulrich Stock[1]; Reiner Drewes[2]

Kurzfassung

Nach Einschätzung der EU-Kommission existieren in Europa ca. 500.000 Abfalldeponien. Die meisten von ihnen sind stillgelegt, die wenigsten entsprechen den Anforderungen der EU-Deponierichtlinie. Diese Deponien stellen ein bedeutendes Flächen- und Rohstoffpotential dar, insbesondere in den dicht besiedelten Gebieten Europas. Wie jedoch die EU-Kommission selbst einschätzt, hat sie keine Strategie im Umgang mit diesem Potential.

Um dies zu ändern, haben sich im Rahmen des EU-Interreg-Programms COCOON (Consortium for a Coherent european landfill strategy) Deponieexperten aus 6 Mitgliedstaaten der EU zusammengefunden.

Im Rahmen des Programms tauschen die Partner ihre Erfahrungen zum effektiven Einsatz von EU-Fördermitteln im Deponiesektor, zu fortschrittlichen Deponiebauweisen und Möglichkeiten der Nachnutzung von Deponieflächen aus. Darüber hinaus erwartet die EU-Kommission einen Bericht über die Kartierung von Deponien sowie die Erstellung eines „best practices handbook“, also eines Handbuches, in dem anhand von Praxisbeispielen der Stand der Technik des Deponiewesens in den verschiedenen Regionen Europas dargestellt wird.

Im Vortrag wird bzw. werden das Projekt, die Projektpartner, der bisherige Projektverlauf so-wie erste Arbeitsergebnisse vorgestellt.

Abstrakt

Podle odhadů Evropské komise existuje v Evropě cca 500 000 skládek odpadů. Provoz většiny z nich je ukončen, požadavkům evropské směrnice o skládkách odpovídá pouze malá část z nich. Především v hustě osídlených oblastech Evropy tyto skládky představují významný potenciál ploch i surovin. Jak však Evropská komise sama konstatuje, nemá žádnou strategii ohledně přístupu k tomuto potenciálu.

Aby bylo možno tuto skutečnost změnit, sešli se v rámci evropského programu INTERREG COCOON (Consortium for a Coherent european landfill strategy) odborníci z oblasti skládkování ze šesti členských zemí EU.

V rámci tohoto programu si partneři vyměňují zkušenosti ohledně efektivního využití evropských dotačních prostředků v oblasti skládkování, o pokrokových konstrukcích skládek a možnostech využití povrchů skládek. Evropská komise kromě toho očekává zprávu o mapování skládek a zpracování „best practices handbook“, tedy příručky, ve které bude pomocí praktických příkladů představen stav techniky skládkování v různých evropských regionech.

[1]Landesamt für Umwelt des Landes Brandenburg; Postfach 60 10 61, D-14410 Potsdam; Tel. (033201)-442310; E-Mail: ulrich.stock@lfu.brandenburg.de

[2]Landesamt für Umwelt des Landes Brandenburg; ; Postfach 60 10 61, D-14410 Potsdam; E-Mail: reiner.drewes@lfu.brandenburg.de

V této přednášce budou představeny vlastní projekt, partneři projektu, dosavadní průběh projektu a jeho první výsledky.

1 Einleitung

Nach Einschätzung der EU-Kommission existieren in Europa ca. 500.000 Abfalldeponien. Diese Zahl klingt zunächst gigantisch.

Die Erfassung von Mülldeponien nach der politischen Wende hat eine Zahl von ca. 3.000 ergeben (ca. eine Deponie je 800 Einwohner). Die für die Region Flandern zuständige Abfallwirtschaftsbehörde OVAM hat ca. 2.200 Deponien in ihrer ca. 6,4 Mio. Einwohner zählenden und sehr viel dichter besiedelten Region ermittelt (ca. 2.900 Einwohner pro Deponie). In diesem Lichte besehen erscheint die Zahl von 500.000 Deponien in einem Wirtschaftsraum, der 500 Mio. Einwohner zählt (ca. 1.000 Einwohner je Deponie) als durchaus glaubhaft.

Die ganz überwiegende Anzahl dieser Deponien sind klein, vor Inkrafttreten der Europäischen Deponierichtlinie angelegt (entsprechen daher nicht den Anforderungen der EU-Deponierichtlinie) und mittlerweile geschlossen. Sie stellen jedoch ein bedeutsames Rohstoff- und insbesondere Flächenpotential dar, dessen Erschließung insbesondere in dicht besiedelten Gebieten wachsende Bedeutung zukommt.

Die EU-Kommission räumt ein, für den Umgang mit diesen Abfalldeponien keinen Plan zu haben. Um dieses zu ändern, wurde das Interreg-Projekt COCOON (Consortium for a coherent European Landfill Management - Konsortium für ein kohärentes europäisches Deponiemanagement) initiiert.

Projekte aus dem Interreg-Europe-Programm werden zu 85 % der Kosten von der Europäischen Union gefördert. In Brandenburg werden außerdem 10 % der Kosten vom Ministerium der Justiz, für Europaangelegenheiten und Verbraucherschutz übernommen.

2 Die Initiatoren

Die Initiatoren stammen aus den Reihen eines Netzwerkes aus Behörden, wissenschaftlichen Institutionen, Ingenieur- und Consultingbüros sowie Abfallentsorgern (EURELCO, www.eurelco.org), die sich zum Ziel gestellt haben, durch gemeinsame Forschungsvorhaben, Erfahrungsaustausch und Networking Grundlagen für die Implementierung des sogenannten Landfill Mining, also des Rückbaus von Deponien zum Zwecke der Gewinnung von Flächen und Rohstoffen, in das europäische Deponieregelwerk zu schaffen.

Dem Netzwerk gehören 58 Partner aus 13 Mitgliedstaaten der EU an, wobei die Zahl der Partner aus Belgien deutlich herausragt und allgemein West- und Nordeuropa den Schwerpunkt darstellt. Aus Deutschland sind die Rheinisch-Westfälische TH Aachen und die Fraunhofer-Projektgruppe für Wertstoffkreisläufe und Ressourcenstrategie Partner bei EURELCO, Tschechien und die Slowakei sind nicht vertreten.

Im Verlaufe seiner Arbeit hat das Netzwerk weitere Projekte mit dem Hintergrund „Landfill mining“ initiiert (NEW-MINE, RAWFILL, wer mehr wissen will, erhält auf der EURELCO-Website genügend Informationen, auch zu COCOON).

Im Ergebnis eines von EURELCO gemeinsam mit dem Europäischen Parlament durchgeführten Seminars wurden folgende Feststellungen getroffen:

1. Die Europäische Kommission (EC) hat keine Vorstellungen von der Deponiesituation in der EU (EC hat nicht erkannt, dass 90 % der Deponien nicht der Deponierichtlinie von 1999 entsprechen);

2. EC hat keine Vorstellungen von den Sanierungskosten von Deponien;

3. Es gibt keine Förderung von ELFM-Projekten (enhanced landfill mining).

Die Vertreter des EP schlugen EURELCO vor, mit Hilfe eines neuen Interreg-Projektes 3 Aufgaben zu übernehmen:

1. Die Deponien und die Deponiesituation in der EU zu kartieren
2. Eine Vision über Deponien zu entwickeln („Landfill management“)
3. Neue innovative Technologien zu entwickeln im Umgang mit Deponien und ELFM („enhanced landfill mining“)

EURELCO hat daraufhin das Consultingbüro i-cleantechvlaanderen beauftragt, gemeinsam mit der OVAM (beide EURELCO-Mitglieder), das Projekt zu entwickeln. Das LfU Brandenburg wurde im März 2016 gefragt, ob es an dem Projekt mitwirken wolle.

Der Projekt-Antrag wurde bei der EU am 13.05.2016 eingereicht und am 05.10.2016 unter geringfügigen Auflagen genehmigt.

3 Die Partner

Im Projekt COCOON arbeiten 8 Partner aus 6 Mitgliedstaaten der EU zusammen.

Tabelle 1: Partner aus Mitgliedstaaten

	Partner	Staat	Charakterisierung, Aufgabenspektrum
1	i-cleantechvlaanderen	Belgien	Consultingbüro („Leadpartner“)
2	Public waste agency of Flanders (OVAM)	Belgien	dem Umweltministerium der Region Flandern nachgeordnete Fachbehörde
3	WasteServ Malta Ltd.	Malta	Öffentlich-rechtlicher Entsorgungsträger für die Republik Malta, Anlagenbetreiber
4	Department of Environment (DOE), Ministry of Agriculture, Rural Development and Environment	Zypern	Umweltabteilung des Ministeriums für Landwirtschaft, ländliche Entwicklung und Umwelt
5	Rijkswaterstaat, Agency of the Ministry of Infrastructure and Environment	Niederlande	dem Umweltministerium der Niederlande nachgeordnete Fach- und Vollzugsbehörde
6	State Office for Environment of the State of Brandenburg (LfU)	Deutschland	dem Umweltministerium Brandenburgs nachgeordnete Fach- und Vollzugsbehörde
7	Environment and Resources Authority (ERA)	Malta	dem Umweltministerium Maltas nachgeordnete Fach- und Vollzugsbehörde
8	Sanitation Cordoba (SADECO)	Spanien	Öffentlich-rechtlicher Entsorgungsträger der Stadt Cordoba

4 Die Ziele

4.1 Ziele von Projekten des Interreg-Europe-Programmes allgemein

Projekte aus dem Interreg-Europe-Programm haben allgemein das Ziel, durch Förderung des Erfahrungsaustauschs und des politischen Lernens zwischen Akteuren von regionaler Relevanz zur Verbesserung der Umsetzung von Strategien und Programmen („Policy Instruments“) für die regionale Entwicklung beizutragen.

Die Projekte bestehen aus einer ersten Phase des „interregionalen Lernens“ (3 Jahre) an deren Ende jeder Partner gemeinsam mit einer zu Projektbeginn zu definierenden „Stakeholder“-Gruppe die Aufstellung eines „Aktionsplans“ zu stehen hat. In der zweiten Phase (2 Jahre) ist wiederum gemeinsam mit den regionalen „Stakeholdern“ der „Aktionsplan“ umzusetzen.

Die Voraussetzung für die Initiierung eines Interreg-Programms ist also das Auffinden von Partnern, die das Verfolgen eines Ziels durch Realisierung ähnlicher Programme und Strategien („Policy Instrument“) eint.

Für die Entwicklung unseres Programms haben die Initiatoren bevorzugt Partner gesucht, in dessen Wirkungsbereich in einem Operationellen Programm für den Europäischen Fond für regionale Entwicklung EFRE der Einsatz von Mitteln im Deponiewesen festgelegt ist oder die ein anderes deponierelevantes politisches Programm verfolgen.

Diese sind für die einzelnen Partner in der folgenden Tabelle genannt:

Partner	„Policy Instrument“ (Strategieinstrument)
OVAM (Flandern)	Bodensanierungsgesetz
ERA, WasteServ (Malta)	OP1: Pflege einer wettbewerbsfähigen und nachhaltigen Ökonomie zur Begegnung unserer Herausforderungen, SO1: Wachstum von Abfallrecycling und Volumenreduzierung von Abfällen, die auf Deponien gehen, durch Investitionen in abfallwirtschaftsbezogene Infrastrukturen, eingeschlossen die Sanierung geschlossener Deponien
DOE (Zypern)	Operationelles Programm EFRE für Zypern 2014 – 2020 Wettbewerbsfähigkeit und nachhaltige Entwicklung, Prioritätsachse: Management von festen Abfällen und Wasserressourcen, Schließung und Sanierung von Deponien
Rijkswaterstaat (Niederlande)	Umweltschutzgesetz (Kapitel 8), frühere und geschlossene Deponiestandorte
LfU (Brandenburg)	Operationelles Programm EFRE für Brandenburg 2014 – 2020 Spezifisches Ziel 11: Reduzierung von CO_2 und anderen Treibhausgasen aus Deponiestandorten
SADECO (Andalusien)	Operationelles Programm EFRE für Andalusien 2014 – 2020 Prioritätsachse 6: zur Erhaltung und Schutz der Umwelt und der Unterstützung der Ressourceneffizienz

Zurück zu den „Stakeholdern“ (auf Deutsch: wichtige Akteure): Das sind diejenigen, die an der Umsetzung des Strategieinstrumentes beteiligt sind. In unserem Fall sind das die Deponiebetreiber, die in den Genuss der EFRE-Zuwendungen kommen, und die an der Umsetzung des EFRE beteiligten Behörden (das Wirtschaftsministerium als EFRE-Verwaltungs-behörde, das Umweltministerium als zuständige Behörde für die Förderpolitik, die Investitionsbank des Landes Brandenburg als Bewilligungsbehörde).

4.2 Die Spezifischen Ziele des Interreg-Projektes COCOON

Im Projektantrag verpflichten sich die Partner, einige spezifische Leistungen zu erbringen, die sich aus dem Programmgegenstand „Landfill management“ ergeben.
Dies sind:

- ein Bericht über die Kartierung von Deponien;
- ein „best-practices-handbook“ (Beste-Praktiken-Handbuch);
- ein Bericht über Strategien im Umgang mit Deponien (“Landfill management”).

Das „best-practices-handbook“ soll aus einer Sammlung von Praxisbeispielen bestehen, die Deponietechnologien und –strategien in den Partnerländern repräsentieren sollen. Das Ergebnis dürfte sehr interessant werden. Dazu ein kleiner Ausflug in das europäische Regelsystem: *Deponien unterfallen der Industrieemissionsrichtlinie 2010/75/EU, kurz IED. Gemäß der IED stellen die Festlegungen der BVT-Schlussfolgerungen (das sind die verbindlichen Teile der BVT-Merkblätter, BVT: beste verfügbare Technik, englisch: BREF) die Maßstäbe für die Genehmigung von Industrieanlagen dar. Solche BVT-Merkblätte und –schlußfolgerungen müssen*

für alle relevanten Industriezweige erarbeitet werde (Stichwort „Sevilla-Prozess"), veröffentlicht wurden z.B. BVT-Schlussfolgerungen für die Eisen- und Stahlerzeugung, die Glasherstellung und die Lederindustrie („Gerben von Fellen und Häuten").

Für Deponien ist jedoch die Erarbeitung eines BVT-Merkblattes nicht erforderlich, denn es existiert ja die Deponierichtlinie 1999/31/EU, diese Richtlinie stellt nach den Vorstellungen der Kommission das BVT-Merkblatt für Deponien dar.

Jedoch enthält die Deponierichtlinie erhebliche Ermessensspielräume. So ist es in das Belieben der Mitgliedstaaten gestellt, verbindliche Festlegungen für das Aufbringen von Oberflächenabdichtungen nach Beendigung der Ablagerungsphase zu erheben. Auch die Umsetzung der Anforderungen an die Organikentfrachtung wird bekanntlich in den einzelnen Mitgliedstaaten sehr unterschiedlich umgesetzt (siehe Vorträge von STOCK/BITTRICH und WITKOWSKI 2016 in Liberec).

Es ist also von einigem Interesse, mit welchen Technologien und Strategien die Mitgliedstaaten der EU die Europäische Deponierichtlinie umsetzen. Dies kann in einem „Best-Practices-Handbook" dargestellt werden, welches wiederum die Grundlage des Berichtes über Deponiestrategien liefert („Landfill management")

Einige Beispiele solcher „best practices" sind in Kapitel 6 dargestellt.

4.3 Zusammenfassung der Zielsetzung

Die Zielsetzungen des Projektes COCOON und die möglichen Beiträge des LfU Brandenburg lassen sich wie folgt zusammenfassen:

Vermitteln von Erfahrungen an die anderen Partnern

- hoher deponietechnischer Standard in Deutschland
- mehr als 20 Jahre Begleitung des Transformationsprozesses in der Abfallwirtschaft hin zu einer modernen Kreislaufwirtschaft durch das LfU in Brandenburg
- langjährige Erfahrungen des MLUL Brandenburg/LfUbeim Einsatz von Mitteln aus dem Fond EFRE für Deponiestilllegungsmaßnahmen (siehe STOCK 2014 in Liberec)

Kennenlernen der Erfahrungen anderer Partner

- andere Denkansätze im Deponiewesen?
- Umsetzung der Anforderungen an die moderne Abfallwirtschaft unter schwierigeren sozioökonomischen Randbedingen

Verbesserung des „Policy Instruments" (Strategieinstrument)

Das Strategieinstrument, dem das LfU die Teilnahme an COCOON verdankt, ist, wie oben dargestellt, das Operationelle Programm des Landes Brandenburg für den Fond EFRE 2014 – 2020. Diese Operationellen Programme werden in einem aufwendigen Prozess durch die EU-Kommission zertifiziert. Die Zertifizierung des Brandenburger EP benötigte etwa ein Jahr. Noch fehlen uns die Vorstellungen, wie unter diesen Umständen das OP verändert werden kann.

Sehr wohl durch uns beeinflussbar ist jedoch die Förderrrichtlinie (Richtlinie zur Förderung von Maßnahmen zur Reduzierung von CO_2 und anderen Treibhausgasen auf Deponien), die die Umsetzung des Förderprogramms für Deponien regelt. Sie enthält u.a. konkrete Festlegungen zur Antragstellung, zu Fördergegenständen und –sätzen und kann in Auswertung der Erfahrungen bei der Programmumsetzung angepasst werden. Wir diskutieren jedoch noch mit dem Leadpartner darüber, ob die Förderrichtlinie als Bestandteil des OP zu sehen ist und damit Verbesserungen der Förderrichtlinie als Verbesserungen des OP gewertet werden können.

Andererseits dürfte der Erfahrungsaustausch mit den Partnern über die Umsetzung der EFRE-Programme für Deponien zu den interessantesten Aspekten von COCOON gehören: Welche Sachverhalte sind Fördergegenstände? Wie erfolgt die Auswahl der Projekte? Wie wird die Projektausführung begleitet und abgerechnet? Existieren wie in Deutschland programmkonkretisierende Förderrichtlinien? In Andalusien z.B. offenbar nicht. Es scheint auch so zu gehen.

Aufstellung und Umsetzung eines Aktionsplans, gemeinsam mit den Stakeholdern

Auch hier muss der weitere Projektablauf zeigen, ob und wie es gelingt, diese allgemeine Anforderung aus dem Interreg-Programm im konkreten Projekt mit Leben zu erfüllen. Bekanntlich sind nahezu alle deponietechnischen und betrieblichen Sachverhalte in Deutschland in einem umfangreichen untergesetzlichen Regelwerk geregelt. Es wird sich in der Diskussion mit den Deponiebetreibern zeigen, ob diese zur Aufstellung und Umsetzung eines Aktionsplans zu begeistern sind, in denen sie sich zur Durchführung zusätzlicher Maßnahmen verpflichten und was für Maßnahmen das sein können.

Erarbeitung eines Berichtes über die Kartierung von Deponien

- Fachinformationssystem Altlasten ALKAT des Landes Brandenburg (enthält das Modul Altablagerungen, auch zur Erfassung und Kartierung von Deponien geeignet)

Erarbeitung eines „Best-Practices-Handbook“

Erarbeitung eines Berichtes über den Umgang mit Deponien

Dieser Programmpunkt und der daraus abzuleitende Bericht über den Umgang mit Deponien („Landfill management“) ist aus unserer Sicht der zentrale Projektgegenstand.

Maßstab der Auswahl der Praxisbeispiele muss dabei die EU-Deponieverordnung sein, die den Stand der Deponietechnik in der EU beschreibt. Die beschriebenen Projekte sollen grundsätzlich Beispiele für die Umsetzung der EU-Deponierichtlinie geben. Es verbietet sich dabei, allein den Stand der Deponietechnik in Deutschlands als Kriterium für die Aufnahme von Beispielen anzusetzen. Adressat des Handbuchs sollten vielmehr diejenigen Länder der EU sein, in denen die Implementierung einer modernen Abfallwirtschaft gerade erst begonnen hat.

5 Die Instrumente, Projektablauf

Hauptinstrument der Projektarbeit ist der Erfahrungsaustausch während der Partnertreffen. In der ersten Phase („Policy learning“ – 2017 – 2019) sind 9 Partnertreffen geplant.
Es haben mittlerweile 3 Partnertreffen stattgefunden:

- 07.02.-08.02.2017 in Mechelen (Belgien, Gastgeber: OVAM);
- 31.05.-02.06.2017 in Marsa (Malta, Gastgeber: ERA);
- 20.09.-22.09.2017 in Potsdam (Deutschland, Gastgeber: LfU).

Abbildung 1: Partnertreffen in Mechelen und vor der Kulisse der Nikolaikirche in Potsdam.

Weitere Treffen sind geplant:

- Februar 2018: SADECO (Cordoba, Spanien),
- Juni 2018: Rijkswaterstaat (Ort offen, Niederlande),
- September 2018: DOE (wahrscheinlich Nicosia, Zypern),

und 3 weitere treffen im Jahr 2019.

Abbildung 2: Arbeitsatmosphäre bei der OVAM und im Potsdamer Umweltministerium.

Abbildung 3: Vor Ort auf den Deponien Qortin (Malta) und Schöneicher Plan.

Ein weiteres wichtiges Instrument in der Projektarbeit ist die Arbeit mit der Stakeholder-Gruppe. Es wird von den Partnern erwartet, regelmäßig Treffen mit der Stakeholder-Gruppe durchzuführen (3 pro Jahr). Mit der Stakeholder-Gruppe ist der Aktionsplan aufzustellen und umzusetzen.

An einigen der Partnertreffen sollen auch Stakeholder teilnehmen.

Die Umsetzung des Aktionsplans in der 2. Projektphase (2020 – 2021) wird in weiteren Partnertreffen in den Jahren 2020/21 ausgewertet, und mit dem Final Event 2021 in Brüssel soll das Projekt abgeschlossen werden.

6 Beispiele für das Best-Practices-Handbook

Die Präsentationen, Vorträge und Vor-Ort-Besichtigungen während der bisher durchgeführten 3 Partnertreffen liefern bereits eine ganze Reihe von Praxisbeispielen, die für die Aufnahme in das Handbuch ins Auge gefasst werden können:

Mit Bezug auf Artikel 5 der EU-Deponierichtlinie - Für die Deponie nicht zugelassene Abfälle und Behandlungen

- Deponie Cordoba (Spanien)
- Deponie Schwanebeck (Deutschland)

– Artikel 13 – Stilllegung und Nachsorge von Deponien

- Grean Deal (Niederlande)

– Anhang 1 Nr. 3 – Schutz von Boden und Wasser

- Errichtung der Deponien Ghallis (Malta) und Schwanebeck (Deutschland)
- Stilllegung der Deponien Quortin, Maghtab (Malta)
- Stilllegung der Deponien Schöneicher Plan, Luckenwalde, Klausdorf (Deponien unterschiedlicher Größe und unterschiedlicher Sicherungssysteme in Brandenburg, Deutschland)

Kartierung von Deponien

- Fachinformationssystem Altlasten ALKAT (Deutschland)
- Datenbasis FLAMINCO (Belgien)

Nachnutzung ehemaliger Deponiestandorte

- Marsaskala Family Park (Malta)
- Luckenwalde (Deutschland)

Einsatz von EFRE-Mitteln für Deponiestilllegungsmaßnahmen

- Operationelle Programme des Landes Brandenburg 2000 – 2013 (Deutschland)

Im Folgenden sollen einige der genannten Beispiele kurz beschrieben werden.

6.1 Praxisbeispiel: Stilllegung der Deponie Qortin (Insel Gozo, Malta)

Die Deponie Qortin auf der Insel Gozo wurde von 1968 bis 2004 betrieben. Sie diente der Ablagerung des gesamten Siedlungs- und Geschäftsabfalls dieses kleineren Nachbars der Hauptinsel mit ca. 31.000 Einwohnern. Die Daten werden wir folgt angegeben: Aufstandsfläche 5 ha, Mächtigkeit der Abfallablagerung um die 20m, daraus lässt sich ein Volumen von unter 1 Mio m^3 ableiten.

Die Deponie befindet sich unmittelbar an der Küste des Mittelmeers, eine Besonderheit sind die sehr steilen Böschungen insbesondere zur Wasserseite. Nach umfangreicher Gefährdungsabschätzung und Variantenprüfung entschied man sich für ein Oberflächenabdichtungssystem, dessen dichtendes Element aus einer geotextilen Tondichtungsbahn besteht. In der Abbildung ist das Regelprofil im Plateaubereich dargestellt. Das Oberflächenabdichtungssystem ist insgesamt 75 cm stark (25 cm Ausgleichsschicht, GTD, 50 cm Rekultivierungsschicht, bestehend aus Unter- und Oberboden). Im Steilbereich wurden zusätzliche die Standsicherheit gewährleistende Maßnahmen ergriffen. Die Deponie verfügt über eine Entgasungsanlage.

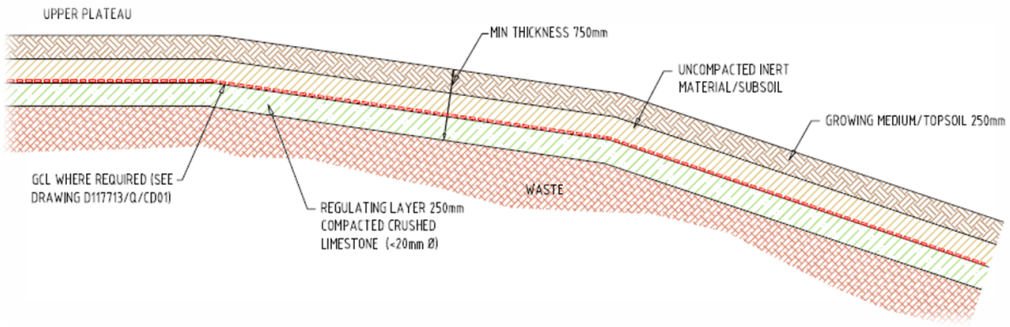


Abbildung 4: Oberflächenabdichtungssystem der Deponie Qortin (Malta) im Plateaubereich.

Abbildung 5: Deponie Qortin nach Abschluss der Rekultivierung.

6.2 Praxisbeispiel: Betrieb der Deponie Cordoba (Spanien)

Mit dem Ziel der Verringerung der biologisch abbaubaren Bestandteile, damit einhergehend der Reduzierung des Abfallvolumens und der Erhöhung der Dichte werden die Abfälle auf gerade nicht genutzten Flächen des Ablagerungsbereichs einer einfachen mechanisch-biologischen Behandlung unterzogen („aerobic fermentation, composting“). Dazu wird der Abfall aufgehäufelt, regelmäßig umgelagert und in der Zeit, die bis zur Beräumung wegen Nutzung der Fläche zur Ablagerung zur Verfügung steht (ca. 10 Wochen), der Wirkung von Wind und Wetter ausgesetzt. Anschließend wird der Abfall mit schwerer Kompaktortechnik eingbaut.

Es werden Volumenreduzierungen von bis zu 50 % und Einbaudichten bis zu 1,3 t/m^3 erzielt.

6.3 Praxisbeispiel: Grean Deal (Niederlande)

Der Grean Deal für ein nachhaltiges Deponiemanagement wurde 2015 in Kraft gesetzt. Der Deal besteht darin, dass den Deponiebetreibern angeboten wird, auf die Forderung nach Aufbringung einer Oberflächenabdichtung zu verzichten, wenn sie durch geeignete Maßnahmen einen weitest gehenden Abbau des biologisch abbaubaren organischen Materials in den Deponiekörpern sorgen.

Es ist eine Einführungsphase mit 3 Pilotprojekten und wissenschaftlichen Untersuchungen geplant. Das Ziel besteht darin, auch bei Verzicht bzw. Nichtvorhandensein von Basis- bzw. Oberflächenabdichtung einen gleichwertigen Schutz der Umwelt und der menschlichen Gesundheit gewährleistet wird.

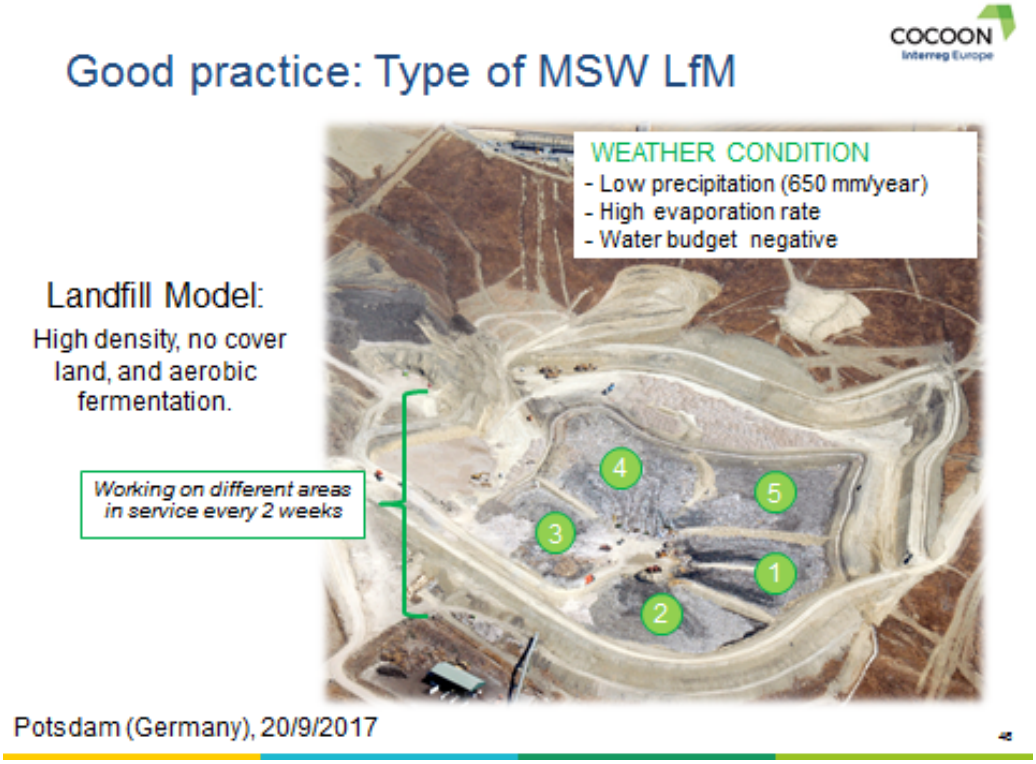


Abbildung 6: Deponiebetriebsmanagement auf der Deponie Cordoba.

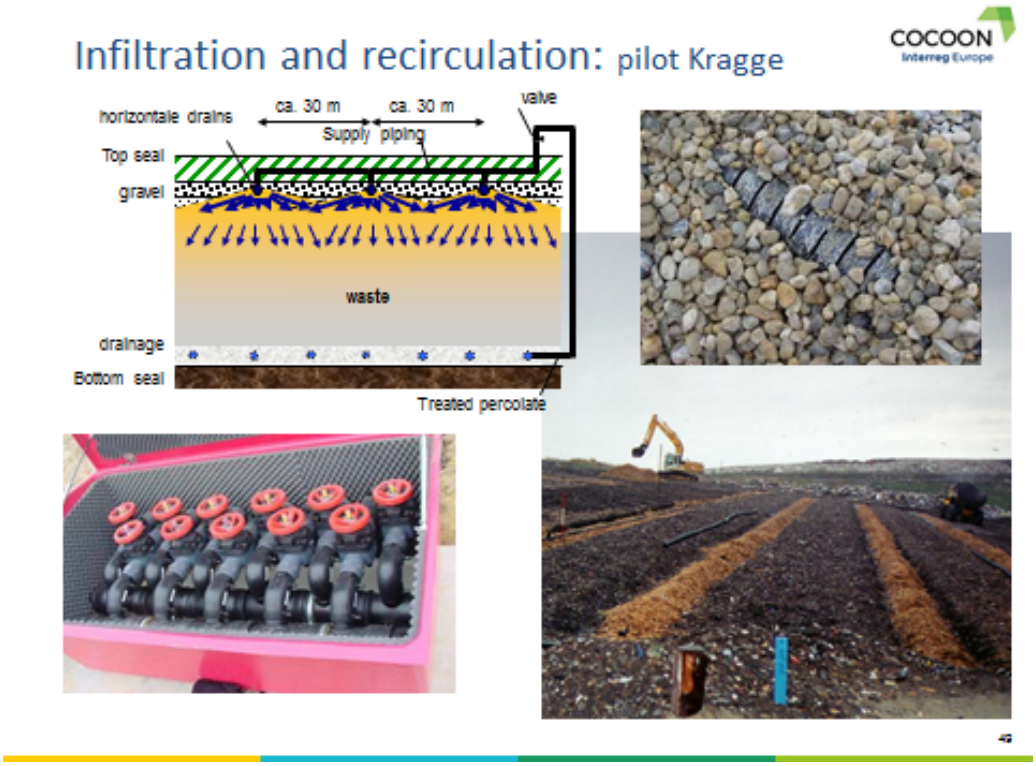


Abbildung 7: Technologiebeispiel zur Umsetzung des Grean Deal (Niederlande).

Umgang mit Deponien und Halden

Nakládání se skládkami a výsypkami

Neue Deponiestandorte? – Was ist bei einer Standortsuche zu beachten?

Nové lokality pro skládky? – Na co je potřeba při vyhledávání lokalit dbát?

Thomas Egloffstein; Gerd Burkhardt, Vera Vorholz[1]

Kurzfassung

Um die Jahrtausendwende herrschte das Ziel, dass „bis spätestens 2020 die Behandlungstechniken so weiterentwickelt und ausgebaut werden, dass alle Siedlungsabfälle in Deutschland vollständig und umweltverträglich verwertet werden“. Damit würden in Deutschland keine Deponien mehr gebraucht. Hiervon hat man sich zwischenzeitlich langsam wieder verabschiedet. Die Einsicht, dass es die perfekte Kreislaufwirtschaft nicht geben wird, sondern, dass nicht mehr verwertbare Abfälle und Schadstoffe aus diesem Kreislauf ausgeschleust werden müssen, hat sich durchgesetzt. Es besteht inzwischen, zumindest in Teilen der BRD, ein Bedarf an neuen Deponieraum.

Bevor eine neue Deponie errichtet werden kann, wird im ersten Zug eine Standortsuche durchgeführt, sofern der Ausbau einer vorhandenen Deponie nicht möglich ist. Ziel ist es, den Standort zu finden, der den verschiedensten Anforderungen am besten gerecht wird.

Ein weiterer Ansatz ist, dass der Eingriff in die Umwelt nach Möglichkeit auch gering gehalten werden sollte, um diese nicht zu schädigen, also vorhandene Flora und Fauna, Gewässer und das vorhandene natürliche Landschaftsbild möglichst zu erhalten.

Einen optimalen Standort, ganz ohne Einschränkungen oder Auswirkungen auf Betroffene kann es schlussendlich allerdings auch nicht geben. Die Suche und Auswahl birgt immer ein Konfliktpotenzial.

Abstrakt

V době kolem přelomu tisíciletí převládal cíl, „nejpozději do roku 2020 rozvinout technologie zpracování odpadů do té míry, aby veškerý komunální odpad v Německu mohl být úplně a ekologicky zhodnocován“. V důsledku toho by v Německu nebyly další skládky zapotřebí. S touto myšlenkou jsme se mezitím pomalu opět rozloučili. Prosadil se názor, že perfektní oběhové hospodářství existovat nebude, ale že je nutno z tohoto cyklu vyloučit odpady a škodliviny, které již není možno dále zhodnocovat. V současné době však - alespoň v některých částech Spolkové republiky Německo - opět vyvstává potřeba prostoru pro nové skládkování.

Ještě než je možno novou skládku vybudovat, je v případě, kdy není možno rozšířit stávající skládku, nutno jako první krok provést výběr vhodné lokality, Cílem je nalezení místa, které nejlépe vyhoví nejrůznějším požadavkům.

Další podmínkou je, aby zásah do životního prostředí byl podle možností co nejnižší tak, aby nedošlo k jeho poškození, tedy aby byla pokud možno zachována stávající flóra a fauna, vody a stávající přirozený ráz krajiny.

Optimální lokalita bez jakýchkoli omezení nebo vlivů na své okolí však existovat nemůže. Vyhledávání a volba vhodné lokality tak v sobě pokaždé skrývá potenciální konflikty.

[1]ICP Ingenieurgesellschaft Prof. Czurda und Partner mbH; Auf der Breit 11, D-76227 Karlsruhe; Tel.: (0721)-94477-0, Fax.: (0721)-94477-70; E-Mail: icp@icp-ing.de

1 Einleitung

Vor nicht allzu langer Zeit (ca. 1999) herrschte das Ziel, dass „bis spätestens 2020 die Behandlungstechniken so weiterentwickelt und ausgebaut werden, dass alle Siedlungsabfälle in Deutschland vollständig und umweltverträglich verwertet werden“ [1]und damit in Deutschland keine Deponien mehr gebraucht werden. Hiervon hat man sich im Laufe des ersten und zweiten Jahrzehnts der 2000er Jahre langsam wieder verabschiedet. Die Einsicht, dass es die perfekte Kreislaufwirtschaft nicht geben wird, sondern, dass nicht mehr verwertbare Abfälle und Schadstoffe aus diesem Kreislauf ausgeschleust werden müssen, hat sich durchgesetzt. Es besteht inzwischen, zumindest in Teilen der BRD, ein Bedarf an neuen Deponieraum, im Wesentlichen für die Deponieklassen I und 0.

Bevor eine Deponie neu errichtet werden kann, wird im ersten Zug eine Standortsuche durchgeführt, sofern der Ausbau einer vorhandenen Deponie nicht möglich ist. Ziel ist es, den Standort zu finden, der den verschiedensten Anforderungen am besten gerecht wird. Grundsätzlich sollte eine Deponie möglichst nah am Entstehungsort des Abfalls liegen, hierzu zählen stark besiedelte Gebiete, andererseits sollten Deponien nicht in unmittelbarer Nähe von Siedlungen errichtet werden, um die Anwohner z.B. nicht durch Lärm zu belasten.

Ein weiterer Ansatz ist, dass der Eingriff in die Umwelt nach Möglichkeit auch gering gehalten werden sollte, um diese nicht zu schädigen, also vorhandene Flora und Fauna, Gewässer und das vorhandene natürliche Landschaftsbild möglichst zu erhalten.

Aufgrund des hohen benötigten Platzbedarfs bleibt es aber nicht aus, dass man in vorhandene Strukturen, seien es Siedlungen oder Umweltstrukturen eingreift und diese beeinträchtigt.

Die Errichtung einer Deponie in direkter Nähe von Siedlungsgebieten und der Eingriff in die Natur sind beides sehr emotionale Themen. Widerstände durch Bürgerinitiativen, Naturschutzverbände und dergleichen bleiben meist nicht aus. Viele Emotionen sind dabei oft mit Bildern aus der Vergangenheit verknüpft, in der Deponien brennende und stinkende, mit Ungeziefer und Vögeln verknüpfte Müllhalden waren, in denen der unbehandelte Müll abgekippt wurde und unter Deponiegasbildung verrottete. Seit 2005 gärt und fault es nicht mehr, sondern auf Deponien dürfen nur noch vorbehandelte, d.h. in der Regel mineralische Abfälle abgelagert werden. Diese stinken nicht mehr sondern stauben allenfalls noch und der Einbau verursacht noch Lärm. Moderne Deponien gleichen eher einer Erdbaustelle als einer früheren Müllkippe.

Die Errichtung einer Deponie kostet Geld und muss deshalb auch anhand von Wirtschaftlichkeits-Aspekten geplant werden. Hierbei zählt vor allem, dass man in einer vergleichsweise kurzen Laufzeit ausreichende finanzielle Mittel erwirtschaften muss, um die anschließende Stilllegungs- und Nachsorgephase finanzieren zu können. All diese Aspekte müssen gegeneinander abgewogen werden, um den bestmöglichen Standort zu finden. Hierbei gibt es meist keine optimale Lösung, mit der alle Interessen zufriedengestellt werden können, dennoch sollte man den bestmöglichen Standort finden, der alle Interessen soweit wie möglich zufriedenstellt.

Der Standortsuche kommt somit eine große Bedeutung bei der Errichtung einer neuen Deponie zu. Sie muss daher sehr sorgsam, vor allem nachvollziehbar und transparent erfolgen.

1.1 Geschichte der Standortsuche

Historische Deponiestandorte entstanden quasi von selbst rund um Siedlungen mit den Auswahlkriterien möglichst nahe an der Siedlung, um lange Transportwege zu vermeiden, und ausreichend weiten Abstand, um Ungeziefer etc. von der Siedlung fern zu halten. Hinzukommen musste, dass das Land nicht landwirtschaftlich genutzt werden konnte oder anderweitig wertvoll war. Der englische Begriff „Landfill“ beschreibt dies recht gut, wie nachfolgend beispielhaft und willkürlich herausgegriffene Deponienamen zeigen sollen. Tiefloch, Schlangengrube, Dachsklinge, Saugrund, Lachengraben, Sansenhecken, Schinderteich, Breinermoor etc.

Mit Inkrafttreten des ersten deutschen Abfallgesetzes [2]sollten diese ca. 50.000 westdeutschen, sogenannte ungeordneten Deponien oder „Bürgermeisterkippen“ geschlossen werden

und an deren Stelle traten ca. 500 „geordnete“ Zentraldeponien. In der Regel waren dies wohl bereits bestehende, günstig gelegene und ausreichend große vormals ungeordnete Deponien die zu Zentraldeponien ausgebaut wurden. Näheres hierzu ist wenig bekannt. Erste wegweisende Kriterien zur Flächenauswahl, zur Lage zum Einzugsbiet sowie zur Nachbarschaft und zur Eignung des Untergrundes für Deponien war bereits 1969 in dem Merkblatt 3 der Zentralstelle für Abfallbeseitigung [3]„Die geordnete Ablagerung (Deponie) fester und schlammiger Abfälle aus Siedlung und Industrie“ veröffentlicht worden. Während die Fortschreibung des Merkblattes M3 von 1979 der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall [4]zur Standortauswahl lediglich auf die Abfallbeseitigungspläne der Länder verwies und deshalb ausdrücklich keine Hinweise zur Standortauswahl enthielt, waren im letzten Entwurf des LAGA-Merkblattes M 3 vom Februar 1990 [5]bereits detaillierte Anforderungen an die Standortauswahl mit Ausschlusskriterien und Anforderungen an den unmittelbaren Untergrund enthalten. Diese wurden ergänzt und erweitert in die TA Abfall [6]und nochmals ergänzt und erweitert in die TA Siedlungsabfall [7]übernommen. Die Deponieverordnung von 2009 in der derzeit gültigen 2. Änderungsverordnung von 2013 (DepV 2013) formuliert die Anforderungen der TA Siedlungsabfall an Deponiestandorte offener („ist zu berücksichtigen“) und weniger umfangreich bzw. detailliert. Die gegenüber TA Abfall bzw. TASi geänderte Anforderung an die geologische Barriere (je nach Deponieklasse 1 m (DK 0-II) bzw. 5 m (DK III) mit einem Durchlässigkeitsbeiwert $k \leq 1 \times 10^{-7}$ (DK 0) bzw. 1 x $10^{-9}\mathrm{m/s}$ (DK I bis DK III) gehen auf die EU Deponierichtlinie von 1999 [8]zurück.

Der Bundeseinheitliche Qualitätsstandard BQS 1-0 [9]hebt noch etwas die Bedeutung der Tonminerale für das Schadstoffrückhaltevermögen der geologischen Barriere hervor, ohne jedoch konkrete Anforderungen zu definierten. Des Weiteren legt er die Vorgehensweise für die Ermittlung der Anforderungen an den Durchlässigkeitsbeiwert fest, wenn die Dicke der geologischen Barriere von i.d.R. $\geq 1\mathrm{m}$ auf die Mindestdicken $\geq 0,5\mathrm{m}$ reduziert wird.

Mitte bis Ende der 1990er Jahre wurden aufgrund des hohen Bedarfs an Ablagerungsorten relativ viele neue Deponien gesucht bzw. ausgewiesen, wobei Standortsuchen für neue Deponien in der Regel immer erst dann durchgeführt wurden, wenn vorhandene Deponien nicht mehr erweitert werden konnten. Seit dem Ende der 1990er Jahre ist der Bedarf nach neuen Deponien gering gewesen, da ausreichend Deponievolumen vorhanden war. Erst in den letzten Jahren zeichnete sich ab, dass ein Bedarf an Deponien für mineralische Abfälle besteht und vielerorts neue Deponiestandorte vor allem für die Deponieklasse I benötigt werden. Auch hier wird dem Konzept „Deponie auf Deponie“, wenn möglich, oftmals der Vorzug gegeben, da bei historischen Deponiestandorten der Widerstand erfahrungsgemäß geringer und die Genehmigung deshalb leichter und schneller zu erreichen ist. Dennoch sind Standortsuchen für neue Deponie zwischenzeitlich häufiger geworden, da der Bedarf in vielen Bereichen nicht mehr zu leugnen ist.

Bei der Dimensionierung einer Deponie wird mit etwa 20 bis 25 Jahren Laufzeit gerechnet. Hierbei muss die Suche nach einer neuen Deponie langfristig geplant werden, da zwischen Standortsuche und Ablagerungsbeginn einige Jahre (i.d.R. 5 bis 10 Jahre) der Vorbereitung liegen. Obwohl das zu deponierende Abfallvolumen aufgrund von besserer Wiederverwertung und Vorbehandlung abnimmt, müssen weiterhin ausreichende Deponiekapazitäten vorhanden sein, um Schadstoffe aus dem Stoffkreislauf ausschleusen zu können und die Entsorgungssicherheit auch in Zukunft gewährleisten zu können.

1.2 Ablauf der Standortsuche

Die folgende Abbildung zeigt das grundsätzliche Vorgehen bei der Standortsuche.

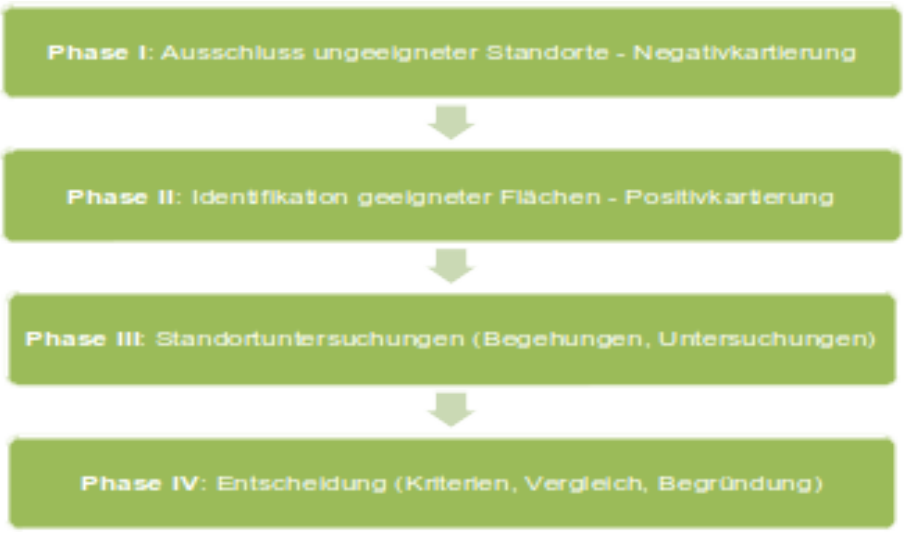


Abbildung 1: Grundsätzliche Vorgehen bei der Standortsuche.

Phase I und II sind möglicherweise nicht immer komplett trennscharf nacheinander auszuführen. Der Übergang ist meist fließend.

Bevor man die Standortsuche beginnt, müssen folgende Fragen geklärt werden, um den Umfang der Suche zu definieren:

- Was genau soll abgelagert werden?
  Aus den abzulagernden Abfällen leitet sich ab, welche Deponieklasse benötigt wird. Hiermit lassen sich unter anderem die Anforderungen an den Standort und der zu erwartende Abfallschwerpunkt ermitteln.

- Wie viel Deponat fällt an?
  Aus der erwarteten Menge der abzulagernden Abfälle lässt sich zumindest überschlägig der Flächenbedarf ermitteln. Hierbei ist zu beachten, dass man bei einer Laufzeit von etwa 20-25 Jahren die zu erwartenden Mengen meist nicht genau prognostizieren kann. Die schlussendlich genutzte Fläche fällt gegebenenfalls kleiner aus als die Fläche, die der Standortsuche zugrunde lag.

- Welche Fläche liegt der Standortsuche zu Grunde?
  Nachdem die Standortsuche abgeschlossen ist, kommt die potentielle Standortfläche in das Planfeststellungsverfahren. Spätestens zu diesem Zeitpunkt muss sichergestellt sein, dass diese Fläche unter Abwägung in einem bestimmten Suchraum die bestgeeignete ist. Auch gegenüber Anfragen von Bürgerinitiativen oder anderen Interessengruppen kann anschließend nachvollzogen werden, warum eine Fläche zu einem bestimmten Zeitpunkt aus der Gruppe der potentiellen Standorte ausgeschieden ist und weshalb die schlussendlich gewählte Fläche, die am besten geeignete ist.

Die Vorgehensweise der flächendeckenden Suche über das gesamte Entsorgungsgebiet, zumeist also dem gesamten Landkreis, ist zwar nicht bundesrechtlich vorgeschrieben, aber aufgrund der oben genannten Gründe dennoch eine übliche Vorgehensweise.

1.3 Besonderheit der geänderten Rechtslage

Die DepV hat mit ihrem Inkrafttreten in Deutschland die bis dahin geltende TA Si abgelöst, die vom 14. Mai 1993 bis zum 27. April 2009 galt. Hierbei ist anzumerken, dass es sich bei der TA Si um eine allgemeine Verwaltungsvorschrift handelte, die sich nur an die zuständigen Behörden

wandte und nicht an beteiligte Dritte. Die DepV als Verordnung hingegen ist unmittelbar geltendes Recht. Die Einhaltung der in der DepV aufgelisteten Kriterien für die Standortsuche ist somit für alle Beteiligten rechtlich bindend.

Die Deponiestandortsuchen, die Mitte der 1990er Jahre durchgeführt wurden, beruhten, sofern die zuständige Behörde dies verlangte, also auf der TA Si; die neuen Standortsuchen beziehen sich auf die DepV.

In der TA Si werden die Anforderungen an den Standort in Kapitel 10.3 geregelt. In der DepV sind sie im Anhang 1.1 geregelt. Wenn man die in der TA Si und der DepV aufgelisteten Anforderungen gegenüberstellt, wird deutlich, wie viel weniger konkret die Anforderungen hinsichtlich einiger Kriterien jetzt gestellt werden. Aufgrund von hoher Flächenversiegelung und der damit zusammenhängenden geringeren Verfügbarkeit an Freiflächen für den Bau einer neuen Deponie ist ein größerer Spielraum für die Standortsuche sicherlich sinnvoll. Ein möglicher Ansatz an die Standortsuche ist die Nutzung der durchaus strengeren Regelungen in der TA Si, um einen Standort zu finden. Sollte nach diesen Anforderungen kein Standort gefunden werden können, ist eine Ausweitung der Suche durch Hinzunahme weiterer Kriterien durchaus möglich.

Neben der Umstellung von TA Si zu DepV gibt es auch noch einen neuen Ansatz an die Entsorgungssicherheit. Die „Gemeinsame Erklärung des Städtetages, des Landkreistages und des Verbandes Region Stuttgart über die Zusammenarbeit und Sicherstellung der Entsorgung mineralischer Abfälle in Baden-Württemberg“ wurde im Dezember 2012 durch die öffentlich-rechtlichen Deponiebetreiber (örE) unterzeichnet und durch das Umweltministerium des Landes Baden-Württemberg anerkannt. Hierbei verpflichten sich die örE zu einer gemeinsamen Nutzung der gesamten baden-württembergischen Deponiekapazitäten und einem Nachweis über eine landesweite zehnjährige Entsorgungssicherheit anstelle der eigentlich nach §20 des KrWG für jeden Landkreis bzw. kreisfreie Stadt benötigten Entsorgungssicherheit.

Seitdem diese Erklärung unterzeichnet wurde, ist diese allerdings noch nicht mit ausreichend Leben gefüllt worden, weshalb auch in Landkreisen in Baden-Württemberg trotz offiziell ausreichender Entsorgungssicherheit begonnen wird, neue Standortsuchen für eine lokale Abfallentsorgung durchzuführen.

2 Die Negativkartierung

Als erste Phase in der Standortsuche beginnt man mit der Negativkartierung. Hierbei werden im zuvor definierten Suchgebiet all die Flächen ermittelt, auf denen keine Deponie gebaut werden darf oder kann.

Eingeteilt in die verschiedenen Schutzgüter handelt es sich auszugsweise um folgende Gebiete:

Tabelle 1: Schutzgüter und zugehörige Schutzgebiete in Anlehnung an TA Si und DepV.

Gruppierung	**Zugehörige Schutzgebiete**
Schutzgut Mensch	• Siedlungsflächen (ggfs. 300 m Abstand) • Industrieflächen • Erholungsflächen
Schutzgut Flora und Fauna	• Naturschutzgebiete • Fauna-Flora-Habitate • Vogelschutzgebiete • Biotopflächen • Waldschutzgebiete • Naturdenkmäler • Landschaftsschutzgebiete
Schutzgut Wasser	• Wasserschutzgebiete • Heilquellenschutzgebiete • Überschwemmungsgebiete
Schutzgut Boden	• Erdfallgefährdete Gebiete • Karstgebiete

Anschließend müssen diese Schutzgüter als Ausschluss- oder Einschränkungskriterium gewertet werden. In Anlehnung an die TA Si könnte die Einteilung wie folgt vorgenommen werden:

Tabelle 2: Gruppierung der Schutzgüter in Ausschluss- und Einschränkungskriterien.

Gruppierung	**Zugehörige Schutzgebiete**
Ausschlusskriterien	• Siedlungsflächen (ggfs. 300 m Abstand) • Industrieflächen • Erholungsflächen • Naturschutzgebiete • Fauna-Flora-Habitate • Biotopflächen • Waldschutzgebiete • Naturdenkmäler • Erdfallgefährdete Gebiete • Karstgebiete • Wasserschutzgebiete I bis IIIA • Überschwemmungsgebiete • Vogelschutzgebiete
Einschränkungskriterien	• Landschaftsschutzgebiete • Heilquellenschutzgebiete • Wasserschutzgbiet IIIB

Bei dieser Gruppierung handelt es sich nur um eine mögliche Einteilung. Durch den neuen Spielraum der DepV lassen sich hierbei noch Änderungen vornehmen. Sollte es beispielsweise

keine Fläche geben, die all diesen Kriterien gerecht wird, können einzelne Ausschlusskriterien in begründeten Fällen auch als Einschränkungskriterien „abgestuft“ werden.

2.1 Bearbeitung mittels Geoinformationssystem

Ein Geoinformationssystem (GIS) erfasst, modelliert und analysiert raumbezogene Daten und kann sie sowohl graphisch als auch alphanumerisch ausgeben. Es arbeitet rechnergestützt und kann somit auch komplexe Analysen bearbeiten.

Typische Anwendungen im Umweltbereich sind z. B. Windpotenzialanalysen beim Bau von Windenergieanlagen oder die Erarbeitung von Hochwasseraktionsplänen durch die Simulation von Hochwasserpegeln und Fließrichtungen. Auch in der Deponiestandortsuche ist ein GIS hilfreich.

Die händische Zeichenarbeit, die in früheren Standortsuchen noch von Nöten war, kann heutzutage durch die Arbeit mit dem GIS ersetzt werden. Es erleichtert hierbei die Arbeit z. B. durch folgende Vorteile im Vergleich zum händischen Zeichnen:

- Flächengrößen können exakt berechnet werden.
- Bei vektorbasierten Datensätzen ist es möglich maßstabsunabhängig zu arbeiten, d. h. ein Vergrößern und Verkleinern der bearbeiteten Fläche in der Anwendung ist problemlos und stufenlos möglich.
- Es ist eine Darstellung in verschiedenen Farben, Farbverläufen oder Mustern möglich. Hierbei können z. B. die Schutzgebietskarten je nach Schutzgut thematisch passend dargestellt werden oder danach, ob sie Ausschluss- oder Einschränkungskriterium sind.
- Zu jeder Karte gibt es Hintergrundinformationen, wie zum Beispiel den Namen des Schutzgebietes, welche man abrufen kann.
- Der gewünschte m Abstand zu Siedlungsflächen (z. B. 300 m) kann exakt vom Programm ausgegeben werden.
- Die Karten können in verschiedenen Maßstäben und Papierformaten ausgedruckt werden.

Mithilfe dieser Vereinfachungen ist die Standortsuche auch für Bürger(-initiativen) besser graphisch darstellbar, nachvollziehbarer und transparenter.

2.1.1 Verfügbarkeit von Kartenmaterial für Baden-Württemberg

Das Kartenmaterial für Schutzgebiete ist in Baden-Württemberg über das räumliche Informations- und Planungssystem (RIPS) des LUBW kostenfrei herunterladbar. Die Daten werden in regelmäßigen Intervallen aktualisiert. Zusätzlich gibt es im RIPS auch noch Metadaten zu den Datensätzen. Metadaten bestehen je nach Datensatz aus Informationen zum Verfasser der Daten, der Datenqualität, dem Zeitpunkt der letzten Aktualisierung, den Aktualisierungsintervallen, möglichen Messfehlern, rechtlichen Aspekten zur Nutzung und weiteren Angaben.

Geoinformationssysteme ermöglichen das Einladen von Hintergrundkarten aus dem Internet. Hierbei gibt es die Auswahl aus diversen Kartendiensten wie z. B. Google Maps oder OpenStreetMap. Hierbei gibt es die Möglichkeiten aus verschiedenen Darstellungen zu wählen, wie zum Beispiel aus Luftbildern, topographischen Karten oder Straßenkarten.

Eine weitere Möglichkeit ist die Nutzung von speziellen Karten, die man in das GIS einfügen kann. Ein Beispiel hierfür ist die geologische Übersichtskarte von Baden- Württemberg (Geologisches Landesamt in Baden-Württemberg 1930), um Informationen über die vorhandenen Gesteinsschichten im Untergrund zu erlangen.

Für Informationen zu Karst- und Erdrutschgebieten steht in Baden-Württemberg eine kostenpflichtige Karte vom Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau (LGRB) zur Verfügung. Hierbei handelt es sich um die „Ingenieurgeologische Gefahrenhinweiskarte von Baden-Württemberg“. Diese Karte kann für ein halbes oder ein volles Jahr auf der Internetseite des LGRB erworben werden.

Im weiteren Verlauf der Standortsuche werden die ausgewählten potentiellen Standorte zusätzlich auf bereits vorhandene Bebauungspläne auf den benötigten Grundstücken überprüft. Das Einholen der Informationen von Städten und Gemeinden des Landkreises kann womöglich zeitintensiv sein. Deshalb ist es im Stadium der Negativkartierung zwar nützlich, die z.B. auf den Internetseiten der Gemeinden zugänglichen Informationen zu Bebauungsplänen bzw. Flächennutzungsplänen einzusehen, um Ausschlussflächen zu erkennen, aber noch nicht von so großer Bedeutung, dass die Informationen von sämtlichen Städten und Gemeinden schriftlich eingeholt werden müssen, da möglicherweise je nach Landkreis mehrere Dutzend Gemeinden betroffen sein können.

2.2 Zusätzliche Bearbeitung des Kartenmaterials

Zusätzlich zu den vorhandenen Schutzgebieten können auch andere Zwangspunkte die Auswahl an Standorten verringern. Hierzu zählen beispielsweise:

- Flächen, die zwar die Mindestgröße erfüllen, aber einen ungünstigen Schnitt aufweisen. Für die Planung einer Deponie ist eine ebenmäßige Form sehr wichtig. Es wird versucht, auf möglichst wenig Grundfläche bei gewährleisteter Standsicherheit möglichst viel Abfallvolumen unterzubringen. Je ungünstiger und unregelmäßiger die Form der Fläche beschaffen ist, desto schlechter wird das Verhältnis von Grundfläche zu Abfallvolumen und umso unwirtschaftlicher wird die Deponie.
- topographisch ungeeignete Flächen (Hänge u.ä.),
- Flächen mit Planungshindernissen (übergeordnete Straßen, Einzelbebauung, Stromtrassen).

Nachdem diese Kriterien bearbeitet wurden, kann die Negativkartierung als abgeschlossen betrachtet werden.

3 Positivkartierung

Für die Positivkartierung werden die verbleibenden Flächen genauer betrachtet und die Vorzüge der Standorte miteinander verglichen.

Hierbei können die vorhandenen Flächen nach verschiedenen Kriterien beschrieben und bewertet werden. Ein möglicher Steckbrief kann die folgenden Punkte enthalten:

Tabelle 3: Steckbrief zur Beurteilung der verbleibenden Flächen.

Kriterium	**Beschreibung des Kriteriums**
Lage im Kreisgebiet	z. B.: Lage an der Kreisgrenze oder Nähe zu einer Stadt
Koordinaten	Zur genauen Beschreibung der Lage
Geländehöhen / Höhendifferenzen	Größte Höhendifferenz auf der Fläche in m ü. NN
Größe der Fläche	Flächengröße und bei ungünstig geschnittenen Flächen die tatsächlich nutzbare Fläche in Hektar
Form der Fläche	Beschreibung der Form und der Regelmäßigkeit des Randes
Planungshindernisse	z. B. auffällige Einzelbebauung wie Einsiedlerhöfe, welche dem Bau einer Deponie im Wege stünden
Vorhandene einschränkende Kriterien	Anteil der Fläche, die im Landschaftsschutzgebiet, Heilquellenschutzgebiet oder Wasserschutzgebietszone IIIB liegt
Neigung des Geländes	Größte und mittlere Geländeneigungen in % und Flächenanteile an der Gesamtfläche
Nutzung / Bewuchs der Fläche	z. B.: Forst, Landwirtschaft, Brachfläche
Anschluss an das Verkehrsnetz	Entfernung zur Autobahn / zur nächsten übergeordneten Straße, ggfs. benötigte Ortsdurchfahrten auf dem Weg vom Anfallort zur Deponie, Vorhandensein von schwerlastverkehrstauglichen Straßen
Entfernung zu den nächstgelegenen Siedlungsgebieten	Entfernung vom Rand der Deponiefläche bis zu den nächstgelegenen Siedlungsgebiet
Beschreibung der Nachbarschaft	Nutzung der umgebenden Fläche, z. B. industrielle oder gewerbliche Nutzung, Landwirtschaft oder Forst
Negative Kriterien	Zusammenfassung der oben beschriebenen Kriterien, die für den Bau einer Deponie als positiv / negativ gewertet werden

Nachdem die Standorte durch den Steckbrief einheitlich beschrieben wurden, kann nun ein Bewertungsschlüssel für die herausgearbeiteten Merkmale der Standorte genutzt werden. Die Bewertung kann hierbei mittels Punktevergabe und Wichtung der einzelnen Kriterien erfolgen.

Als Beispiel kann in einem verkehrstechnisch überstrapazierten Gebiet möglicherweise eine schnelle Verkehrsanbindung an eine übergeordnete Straße als wichtiger erachtet werden, in anderen Bereichen ist aufgrund von Trinkwasserknappheit ggfs. die Vermeidung einer Oberflächenversiegelung in einem Wasserschutzgebiet IIIB von höherer Bedeutung.

Sollten ausreichend Flächen vorhanden sein, empfiehlt es sich, eine Vorauswahl zu treffen. Beispielsweise können die 20 Flächen mit der besten Bewertung näher betrachtet werden. Sollten aus verschiedenen Gründen zu viele Flächen aus der weiteren Suche herausfallen, können dabei die restlichen Flächen nachrücken.

In diesem Stadium der Standortsuche sind erste Vorortbegehungen sinnvoll, nachdem die bisherige Arbeit vollständig mittels Kartenmaterial am Computer vorbereitet werden kann. Je nach Aktualität des vorhandenen Kartenmaterials können sich vor Ort noch Anpassungen ergeben.

Eine genauere Betrachtung von mehr Flächen ist sehr aufwändig und nicht sinnvoll.

4 Wirtschaftlichkeitsbetrachtung

Für eine Wirtschaftlichkeitsbetrachtung können in diesem Stadium nur Richt- und Erfahrungswerte herangezogen werden. Dennoch gibt sie eine Tendenz an, ob eine Fläche eher wirtschaftlich oder eher unwirtschaftlich betrieben werden kann.

Hierbei sind folgende Faktoren zu beachten:

- Lage, Größe, Zuschnitt und Ebenheit des vorhandenen Geländes,
- Vorhandensein einer ausreichend ausgebauten Zufahrtsstraße,
- Vorhandensein von Wasser-, Abwasser- und Stromversorgung bis zum Abnahmepunkt,
- Entfernung zur nächsten Vorflut,
- Vorhandensein einer geologischen Barriere.

Anhand der zum Teil vor Ort gesammelten Informationen zu diesen Faktoren kann man eine überschlägige Kostenberechnung durchführen.

5 Zusammenfassung

Durch die Einführung der DepV sind die Regelungen für Deponien rechtlich bindender, als in der bis 2009 gültige TA Si. Inhaltlich hingegen ist die DepV weniger präzise als die TA Si. Eine mögliche Herangehensweise ist daher, die strengeren Vorgaben der TA Si zu nutzen und falls keine ausreichende Menge an Flächen verfügbar sind, die Suchkriterien anhand der DepV anzupassen. Gebiete, die bisher als definitives Ausschlusskriterium galten, können jetzt als Einschränkungskriterium gelten. Hierbei gibt es sowohl Argumente, die für eine Aufweichung der Vorgaben sprechen, wie z. B. der fortschreitende Platzmangel, der in manchen Landkreisen herrscht. Gegenargumente sind allerdings, dass dies oftmals zu Lasten von Natur oder Anwohnern geht, die auf Grund der neuen Rechtslage wenig gegen einen neuen Deponiestandort „vor der eigenen Haustür“ machen können.

Für den genauen Ablauf einer Standortsuche gab es sowohl nach TA Si als auch in der DepV keine genauen Vorgaben. Das Verfahren sollte allerdings immer transparent und schlüssig gestaltet werden, um auch Laien die Entscheidungsfindung plausibel darstellen zu können. Die Einbeziehung eines Geoinformationssystems vereinfacht hierbei die Arbeit der Standortsuche deutlich. Mit einfachen Möglichkeiten können Flächen bereits am Computer untersucht werden ohne eine Begehung vor Ort. Die Begehung kann reduziert werden auf wenige Flächen, die in die engere Auswahl der potentiellen Deponiestandorte kommen.

Die momentane Datenverfügbarkeit und –aktualität ist, zumindest in Baden- Württemberg, in Hinblick auf Schutzgebiete sehr umfangreich. Viele Karten sind auf den Seiten der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz frei verfügbar. Spezielle Karten, wie beispielsweise die ingenieurgeologische Gefahrenkarte hingegen sind nur käuflich zu erwerben.

Schlussendlich gilt, dass die Auswahl der Standorte sehr sorgfältig erfolgen muss und Entscheidungen plausibel begründet werden, um den am besten geeigneten Standort zu ermitteln. Anhand der nachgeschalteten Umweltverträglichkeitsprüfung durch die zuständige Behörde

und der rechtlichen Grundlage durch das zugehörige Gesetz zur Prüfung der Umweltverträglichkeit wird die Auswahl des Standortes zumindest noch auf die Beeinflussung der Umwelt hin überprüft. Einen optimalen Standort, ganz ohne Einschränkungen oder Auswirkungen auf Betroffene kann es schlussendlich allerdings auch nicht geben.

Literaturverzeichnis

[1] UBA Umweltbundesamt (2003): *Strategie für die Zukunft der Siedlungsabfallentsorgung (Ziel 2020). Kurzfassung. FuE-Vorhaben 201 32 324 für das Umweltbundesamt im Rahmen des UFOPLAN 2003*. `https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/short/k2912.pdf`

[2] Deutscher Bundestag: *AbfG (1972): Gesetz über die Beseitigung von Abfällen (Abfallbeseitigungsgesetz - AbfG) v. 07.06.1972, BGBl. I, Nr. 49 vom 10.06.1972, S. 873 ff.*

[3] ZfA Zentralstelle für Abfallbeseitigung (1969): *Merkblatt M 3 Die geordnete Ablagerung (Deponie) fester und schlammiger Abfälle aus Siedlung und Industrie. Sonderdruck aus Bundesgesetzblatt 12. Jahrg.1969, Nr. 22, S. 362-370*

[4] LAGA Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (1979): *Merkblatt 3 "Die geordnete Ablagerung von Abfällen". Aufgestellt im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) unter Mitarbeit des Umweltbundesamtes und des Verbandes Kommunaler Städtereinigungsbetriebe, Müllhandbuch MuA 55. LfG. I/80, Erich Schmidt Verlag*

[5] LAGA Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (1990): *LAGA-Merkblatt M 3 "Die geordnete Ablagerung von Abfällen". Neufassung der Abschnitte 1.3, 3.5, 3.6, 3.9 4.3, 4.4.2, 4.9. Entwurf Stand Februar 1990*

[6] TA Abfall BMU Bundesministerium für Umwelt: *Gesamtfassung der zweiten allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz (TA-Abfall) - Technische Anleitung zur Lagerung, chemisch/physikalischen, biologischen Behandlung, Verbrennung und Ablagerung von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen vom 12.03.1991, GMBl 1991, Nr. 8*

[7] Naturschutz und Reaktorsicherheit (1993): *Dritte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz (TA-Siedlungsabfall) - Technische Anleitung zur Verwendung, Behandlung und sonstigen Entsorgung vom Sondermüllabfällen, Bundesanzeiger, 45. Jhrg. Nummer 99a, 29. Mai 1993*

[8] Der Rat der Europäischen Union: *Richtlinie 1999/31/EG des Rates vom 26. April 1999 über Abfalldeponien (EU Deponierichtlinie) Amtsblatt Nr. L 182 vom 16/07/1999 S. 0001 – 0019.*

[9] LAGA Ad-hoc-AG „Deponietechnik“ (2011): *Bundeseinheitlicher Qualitätsstandard 1-0 „Technische Maßnahmen betreffend die geologischen Barriere“ vom 19.12.2011*

[10] *Bayern (1991): Hinweise für die Auswahl von Standorten für Hausmülldeponien und Deponien mit vergleichbaren Anforderungen. Ministerialblatt Nr. 24 v. 7. Oktober 1992, München.*

[11] BRANDENBURG: *„Merkblatt zur Vorgehensweise bei Standortsuchen für Siedlungsabfalldeponien“*. 1993

[12] SCHIFFER, C.: *Deponieraum als Standortfaktor*. Diskussionspapier des BDI Bundesverband der Deutschen Industrie e.V., Berlin, 2016

[13] FRANSSEN, G. ; GRUNOW, M: Standortbezogene Rechtsfragen bei der Zulassung von Deponievorhaben auf neunen Flächen. In: *12. Leipziger Deponiefachtagung, Tagungsband, HTWK Leipzig* (2016)

[14] *GDA Empfehlung E 1-1: Geotechnische Standortuntersuchung. Juli 2010. GDA-Online*. 2010

[15] Hessische Landesanstalt für Umwelt (1986): *Prüfungskatalog zur Bestimmung Deponiestandorten für Hausmüll- und hausmüllähnlich Gewerbeabfälle. Abfälle der Kategorie I.*

[16] KERSANDT, P: Beantragung neuen Deponieraums DK 0/DK I - Erfahrungen aus der Genehmigungs- und Gerichtspraxis. In: *27. Karlsruher Deponie- und Altlastenseminar 2017, Abschluss und Rekultivierung von Deponien und Altlasten – Planung und Bau neuer Deponien. ICP Eigenverlag Bauen und Umwelt, Band 32, Karlsruhe* (2017)

[17] Niedersachsen (1991): *RdErl. D. MU v. 27.11.1991 Anforderungen an Deponiestandorte für Siedlungsabfälle*

[18] H., Stolpe ; VOIGT, M.: Standortsuche und Standortüberprüfung von Deponien. Praxisempfehlungen und Erläuterungen des Arbeitskreises „Standortsuche für Abfallentsorgungsanlagen“ für Neuplanung und Sanierung. In: *Erich Schmidt Verlag, Berlin 1996* (1996)

Strategie zum Deponierückbau (Landfill mining) in Flandern

Strategie odtěžování skládek (Landfill mining) ve Flandrech

Peter Nagels; Eddy Wille[1]

Kurzfassung

In Flandern, das einen föderalen Bestandteil von Belgien darstellt, wird intensiv über den Rückbau von Deponien nachgedacht, weil Grundstücke und Flächen immer weniger zur Verfügung stehen. Somit geht es beim Deponierückbau weniger um die Wiedergewinnung von Rohstoffen als vielmehr um das Recycling von Flächen.
Wichtige Inhalte des Beitrages sind:

- eine kurze Vorstellung der Flämischen Behörde für Abfallwirtschaft (OVAM);
- kurzer Überblick der gesetzlichen Rahmenwerke;
- Konzept der Flämische Landesregierung zum Umgang mit alten Deponien (2015);
- Strategie zum Rückbau von alten Deponien;
- Flächenrecycling infolge des Rückbaus;
- Wirtschaftliche Aspekte des Deponierückbaus;
- Möglichkeiten von EU-Projekten am Beispiel der Projekte COCOON und RAWFILL.

Abstrakt

Ve Flandrech, tvořících federální součást Belgie, se intenzivně uvažuje o odtěžování skládek. Důvodem je klesající počet pozemků a ploch, které jsou k dispozici. Při odtěžování skládek tedy jde mnohem více o recyklaci plochy, nežli o získávání surovin.
Příspěvek zahrnuje následující významné body:

- krátké představení Flámského úřadu pro odpadové hospodářství (OVAM),
- krátký přehled legislativy,
- koncepce flámské zemské vlády v oblasti řešení starých skládek (2015),
- strategie odtěžování starých skládek,
- recyklace ploch díky odtěžování skládek,
- vědecké aspekty odtěžování skládek,
- možnosti projektů EU na příkladech projektů COCOON a RAWFILL.

[1]OVAM Flämische Behörde für Abfallwirtschaft Mechelen, Belgien; Stationsstraat 110, B-2800 Mechelen, E-Mail: peter.nagels@ovam.be; ewille@ovam.be

Flüchtige Emisionen aus Deponien und deren Quantifizierung

Fugitívne emisie zo skládok a ich kvantifikácia

Marek Hrabčák[1]

Kurzfassung

Flüchtige Emissionen. d.h. das nicht erfasste Deponiegas (LFG), stellen scheinbar den größten Anteil an negativen Folgen des Deponierens von nicht aufbereiteten Kommunalabfällen auf die Umwelt dar. Es handelt sich insbesondere um Methan (CH_4), aber auch Stickstoffoxide, Schwefelwasserstoff und flüchtige organische Verbindungen ohne Methan (NMVOC). Trotz einer relativ strikten gesetzlichen Kategorisierung der Emissionsquellen nach der Art ihrer Produktion ist die Art der Berechnung der Produktion von LFG relativ wohlwollend und beruht auf mehreren „Konstanten“ (k, L_o, DOC), die aber bei einer näheren Betrachtung lokal sehr „variabel“ sind. Für flüchtige Emissionen gilt dies absolut, dabei ist keiner der vorgeschlagenen Leitfäden ausreichend genau und validierbar. In unserem Beitrag möchten wir die Berechnung der Produktion von LFG nach unterschiedlichen Modellen sowie manche Methoden zur Bestimmung der flüchtigen Emissionen aus Deponien näher bringen.

Abstrakt

Plynné emisie do ovzdušia t.j. nezachytený skládkový plyn (LFG) predstavujú zrejme najväčší podiel z negatívnych dopadov skládkovania neupravených komunálnych odpadov na životné prostredie. Jedná sa predovšetkým o metán (CH_4), ale aj oxidy dusíka, sírovodík a prchavé nemetánové organické zlúčeniny (NMVOC). Napriek pomerne striktnej a rezolútnej legislatívnej kategorizácie zdrojov emisií podľa ich produkcie je spôsob výpočtu produkcie LFG pomerne benevolentný a založený na viacerých „konštantách“ (k, L_o, DOC), ktoré sú ale pri bližšom skúmaní lokálne veľmi „variabilné“. Pre fugitívne emisie to platí absolútne a žiadna z navrhovaných metodík nie je dostatočne presná a validovateľná.

1 Úvod

Skládkový plyn (LFG) tvorí podstatnú časť nepriaznivých emisií vznikajúcich v procese zneškodňovania komunálnych odpadov skládkovaním. Svojím zložením (metán, oxidy uhlíka a dusíka atď.) sa zaradzuje medzi tzv. skleníkové plyny, ktoré podľa niektorých vedcov výrazne prispievajú ku klimatickým zmenám. Podľa rôznych autorov a metodík inventarizácie emisie metánu z procesu nakladania s odpadmi (okrem iného aj skládkovania komunálnych odpadov) prispievajú až 15 % ku globálnym antropogénnym emisiám metánu vo svete. Aj keď je polčas rozpadu metánu v ovzduší pomerne krátky, svojím GHC impakt faktorom má oveľa nepriaznivejší dopad na klimatické zmeny ako samotný oxid uhličitý. Obmedzovanie emisií metánu v procese nakladania s odpadmi je preto jedna z dôležitých úloh v tomto sektore. V poslednom období viaceré odborné združenia v odpadovom hospodárstve (ISWA, SWANA, FEAD) vydali rôzne metodiky a doporučenia pre svojich členov, ako tento problém riešiť.

Na základe § 26 ods. 1 písm. e, zákona č. 39/2013 Z.z. o integrovanej prevencií a kontrole znečisťovania životného prostredia a o zmene a doplnení niektorých zákonov je každý

[1]Geosofting, Solivarská 28, Prešov, E-mail: geosofting@stonline.sk

prevádzkovateľ zariadenia povinný oznamovať údaje do národného registra znečisťovania. Podrobnosti oznamovania údajov rieši zákon č. 205/2004 Z.z. a jeho novela č. 4/2010 Z.z. Oznámenie do národného registra znečisťovania obsahuje najmä údaje podľa osobitného predpisu. Osoby povinné oznamovať údaje do národného registra znečisťovania oznamujú tieto údaje na oznámení za oznamovací rok raz ročne, najneskôr však do 31. marca nasledujúceho kalendárneho roka. Podľa aktualizovaného znenia zákona sa na Slovensku do národného registra znečisťovania oznamujú emisie bez zohľadnenia prahových hodnôt uvedených v prílohe č. 1 k zákonu č. 205/2004 Z.z. - teda aj podlimitné (t.j. $CH_4 \leq 100000 \mathrm{kg/r}$). Prevádzkovatelia skládok odpadov s IP povolením tak oznamujú podľa § 5 vyhlášky č. 448/2010 Z.z. údaje o emisiách do ovzdušia pre:

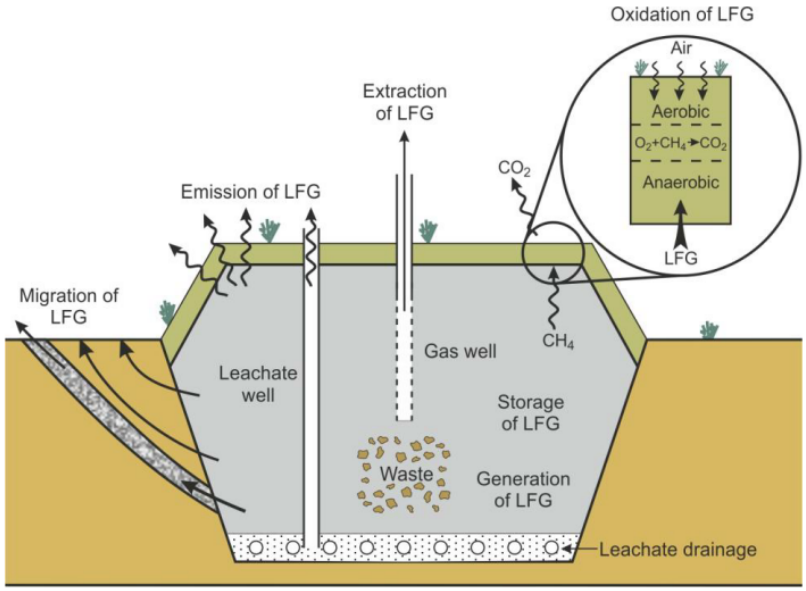
1. metán CH_4
2. oxid uhličitý CO_2
3. nemetánové prchavé organické látky (NMVOC)

Podľa Pokynu EK zo dňa 16.7.2012 [1] zariadenia ktoré emitujú menej ako 25 000 t CO_{2-eq} ročne možno v súlade s článkom 47 smernice 2003/87/ES kategorizovať ako zariadenia s nízkymi emisiami. Pre takéto zariadenia možno použiť zvláštne systémy zjednodušenia monitorovania, vykazovania a overovania, aby sa znížili administratívne náklady. Zároveň pre zariadenia, ktoré vypúšťajú maximálne 5 000 t CO_{2-eq} ročne platia aj znížené požiadavky na úroveň presnosti.

2 Emisie skládkového plynu

Podľa [4] pre koncepčný model migrácie LFG a teda aj metánu zo skládok komunálneho odpadu rozlišujeme nasledovné zložky:

$$CH_{4,\,\mathrm{generated}} = CH_{4,\,\mathrm{extracted}} + CH_{4,\,\mathrm{emitted}} + CH_{4,\,\mathrm{migrated}} + CH_{4,\,\mathrm{oxidized}} + CH_{4,\,\mathrm{stored}}$$



Obr. 1: Emisie metánu zo skládky (zdroj [4]).

Celkový generovaný $\sum$ METAN =

- metán využívaný napr. na výrobu el. energie alebo pasívne spaľovaný (Mv)
- metán plošne emitovaný do ovzdušia (fugitívne emisie) (Me)
- metán pod povrchovo migrovaný mimo skládku (Mm)
- metán oxidovaný v povrchovej vrstve odpadu (Mo)
- metán trvalo zadržiavaný v skládke (Ms)

Fugitívne emisie už zo svojej podstaty je však veľmi ťažké kvantifikovať, pretože nemôžu byť priamo in situ merané, najmä na plošne rozsiahlych skládkach. Fugitívne emisie preto bývajú často len odhadnuté pre jednotlivé skládky v kombinácií s rôznymi výpočtovými modelmi na národnej úrovni. Tento prístup ku kvantifikácií fugitívnych emisií zo skládky je zaťažený viacerými faktormi. Aj keď primárne vychádza z národných faktorov a konštánt, lokálne zmeny na úrovni konkrétneho miesta skládky alebo jej prevádzky môžu mať oveľa väčší dopad.

Celoštátne resp. súhrnné výpočty emisií na národnej úrovni sú počítané za použitia odhadovaných súhrnných parametrov. Niektoré z týchto vstupov, ako napríklad celková tonáž skládkovaného odpadu alebo množstvo LFG priamo zachyteného aktívnym odplynením je možné priamo zmerať. Iné faktory, ako je napríklad celkové množstvo generovaného metánu alebo množstva metánu oxidovaného na povrchu skládok nie je možné merať pre každú konkrétnu skládku. Kvantifikácia fugitívnych emisií zo skládok odpadov tak zostáva potenciálne hlavným zdrojom chýb v inventarizácií skleníkových plynov a ďalších znečisťujúcich látok v sektore odpadového hospodárstva.

Na základe informácií o konkrétnej prevádzke každej skládky a jej aktívnom odplyňovacom zariadení môžeme potom určiť, aké množstvo LFG bolo za daný rok využité resp. spálené (Mv). Plošné geosyntetické tesnenie dna a bokov modernej skládky (GM resp. GCL) zamedzuje podpovrchovej migrácií LFG, preto tento parameter zanedbávame (Mm=0). Podobne zadržiavaný metán v skládke (Ms) môžeme z hľadiska emisii zanedbať, keďže dočasne ostáva v telese skládky a neemituje mimo jej priestor. Podľa vzorca pre výpočet množstva tohto metánu:

$$CH_{4_stored} = LP \cdot F_{CH4} \cdot L_{vol} \cdot \gamma$$

kde LP je porozita skládkového telesa ($\approx$ 0,2), F_{CH_4} je podiel metánu v LFG, L_{vol} je celkový objem skládkového telesa a γ je objemová hmotnosť metánu. Po dosadení údajov sa množstvo zadržiavaného metánu v skládke klasických rozmerov (Volume $\leq 200000 m^3$) pohybuje okolo 5 až 10 t/r t.j. zanedbateľné množstvo v porovnaní s celkovou produkciou. Najdôležitejšie sú teda fugitívne emisie metánu (Me) zo skládky, ktoré určíme tak, že od celkového generovaného množstva metánu $\sum$ METAN odpočítame metán využitý (Mv) a metán oxidovaný (Mo) v pri povrchovej vrstve. Pre výpočet celkovej produkcie metánu sme použili SW výpočty podľa rôznych modelov na výpočet produkcie skládkového plynu (LandGEM, AFVAL, LMOP, atd.)

3 Metodika výpočtu LFG

Podľa oficiálnej metodiky IPCC sektor 6A ODPADY (viď `www.ghg-inventory.sk`) je skládkovanie odpadov významným zdrojom emisií metánu, ktorý vzniká pri rozklade organických látok prítomných v odpade a anaeróbnych podmienkach. Skládkový plyn pozostáva približne z 50 % metánu a 50 % oxidu uhličitého a stopovým množstvom ne-metánových prchavých organických zlúčenín (NMVOCs). Toto zloženie skládkového plynu nie je stabilné , mení sa v závislosti od zloženia a veku odpadu uloženého na skládke, ako aj od podmienok skládkovania. Emisie skleníkových plynov zo skládok sa zisťujú výpočtom podľa množstva uložených odpadov na skládku. Do bilancii skleníkových plynov sa zahŕňa iba metán, CO_2 emisie zo skládok nepochádzajú z fosílnych palív, preto sa do bilancií nezahŕňajú. Na Slovensku sa od roku 2005

výpočet emisií metánu zo skládok odpadu vykonáva podľa metódy Tier 2, predtým sa používala jednoduchšia metóda Tier 1.

Stručný popis použitej metodiky je na uvedenom internetovom zdroji, podrobný popis vrátane doporučených konštánt je v manuáli „Handbook on Waste Sector", CGE GHG Inventory 2006. Pre zmesový komunálny odpad sa používa postup Tier 2 – rovnica rozkladu prvého radu, ktorá je popísaná nižšie. Táto rovnica umožňuje výpočet emisií metánu zo skládok, ktorý sa uvoľňuje z odpadu počas dlhého obdobia , t.j. odpad uložený v minulých rokoch ovplyvňuje množstvo emisií v roku, pre ktorý sa emisie počítajú. To umožňuje presnejší výpočet emisií ako metodika Tier 1, ktorá berie do úvahy len odpad uložený na skládke v roku, pre ktorý sa výpočet robí. Táto metóda je vhodná len pre výpočet s konštantným návozom odpadu na skládku. Z výsledkov modelovania emisií zo skládok vyplýva, že emisie metánu vypočítané podľa Tier 2 metodiky sú asi o 10 % nižšie ako výsledky získané použitím metodiky Tier 1. Podľa Kim, S. (2002) ak množstvo skládkovaného odpadu rastie medziročne o cca 2 %, pre 20-30 ročnú periódu sú potom výsledky nadhodnotené o 20 - 25 %.

Rovnica Tier 1 (základná = zjednodušená) je založená na nasledovných predpokladoch – nerozlišuje medzi riadenou skládkou a neriadenou, odpočítava sa množstvo zoxidovaného metánu pri prechode krycej vrstvy. Rovnica na výpočet celkového ročného množstva emisií metánu v Gg/rok podľa metodiky Tier 1 je nasledovná:

$$Q = (MSW_T \cdot MSW_F \cdot MCF \cdot DOC \cdot DOC_F \cdot F \cdot 16/12 - R) \cdot (1 - OX)$$

kde jednotlivé parametre sú podrobne popísané v zdrojovej literatúre v závere tohto príspevku a nebudeme sa nimi v texte detailnejšie zaoberať.

Rovnica Tier 2 vychádza z tých istých princípov a používa tie isté parametre ako metodika Tier 1, ale na rozdiel od očakávania, že všetok metán je emitovaný v tom istom roku ako bol odpad uložený, sú emisie rozložené počas viacerých rokov podľa krivky rovnice rozkladu prvého radu t.j. exponenciálnu krivku. Toto rozloženie emisií je v podstatnej miere determinované parametrom (k) = rýchlosť rozkladu organickej hmoty. Rovnica pre výpočet celkového ročného množstva emisií metánu (Q) podľa tejto metodiky je nasledovná:

$$Q_{t,x} = \sum x \left[\left(A \cdot k \cdot MSW_{T(x)} \cdot MSW_{F(x)} \cdot L_{o(x)} \right) \cdot e^{-k(t-x)} \right]$$

Výpočet emisií metánu zo skládok pomocou počítačových programov je pomerne rozšírený a existuje viac ako 10 rôznych softwarových nástrojov, ktoré v podstatnej miere rešpektujú lokálne charakteristiky podľa krajiny vzniku.

Podľa D. Reinharta (2010) je nepravidelnosť v tvorbe LFG hlavným problémom pri projektovaní odplyňovacích zariadení. Optimálna metóda na odhad parametrov LFG je determinovať L_o uloženého odpadu na skládke pomocou laboratórnych rozborov ako potenciál tvorby metánu z uloženého odpadu. Hodnota k môže byť potom určená ako výsledok regresnej priamky pri použití first–order modelu a v tiež v súlade s aktuálnymi údajmi o produkcií LFG z výsledkov meraní. Ak také údaje nie sú k dispozícií, môžeme hodnotu k vybrať z technickej literatúry (publikovaných článkov), zohľadňujúc pritom miestne klimatické kritéria, zloženie odpadu a spôsob prevádzky skládky.

Predpovedný model býva často nižší ako skutočné výnosy asi o 10 %. Presnosť výpočtu (resp. koeficient variácie výsledkov) sa pohybuje okolo $\pm$ 17 % až $\pm$ 30 % pre skládky počas prevádzky, $\pm$ 9 % až $\pm$ 18 % pre skládky tesne po ukončení a okolo $\pm$ 16 % až $\pm$ 203 % v lehote 50 rokov po ukončení. Priemerná účinnosť odplyňovacieho systému t.j. recovery rate (% využiteľného LFG oproti celkovému produkovanému množstvu) na základe meraných prietokov LFG a modelovaných výpočtov sa podľa rôznych autorov pohybuje od 50 do 90 %.

Uvedený teoretický úvod poukazuje na to, že k vypočítaným výsledkom je potrebné pristupovať s patričnou mierou opatrnosti, najmä pri nadhodnocovaní budúcich dôsledkov z únikov LFG alebo plánovaní technologických investícii na ich zamedzenie. Najmä v súvislosti s rozbiehajúcim sa oddeleným zberom biologicky rozložiteľných odpadov, ktoré sa už nesmú ukladať

na skládky. Je logické, že následne dôjde aj k zmene niektorých konštánt (DOC_f, k, L_o), ktoré podstatným spôsobom ovplyvňujú výslednú tvorbu LFG.

4 Modelový výpočet emisií

Aby sme konkrétne poukázali na niektoré zásadne neistoty pri stanovení fugitívnych emisií zo skládok odpadov na Slovensku, modelovali sme výpočty pre stredne veľkú skládku o objeme cca 200 000 m^3 s konštantným návozom odpadu v množstve cca 15 000 t/rok za 12 rokov prevádzky a cca 66 % skládkovaného odpadu tvorí komunálny odpad.

Pre modelový výpočet teoretického množstva skládkového plynu sme použili modely: Scholl Canyon, LandGEM a Afvalzorg ($\approx$ TNO). Metodikou výpočtu a teoretickými odlišnosťami týchto modelov sa nezaoberáme, podrobne sú uvedené v prácach [2], [3], [6], [5]. Pre skládky, ktoré sú prevádzkované v zmysle smernice EK 1999/31/ES ako zabezpečené a riadené skládky sa podľa metodiky IPCC používa hodnota MCF = 1. Parameter F, ktorý predstavuje podiel metánu v skládkovom plyne sme do výpočtov dosadili default hodnotu (50 %) podľa IPPC:
F = 0,5. Na základe pravidelného monitoringu skládkového plynu však je potrebné do záverečných výpočtov hmotnostných podielov CH_4 a CO_2 dosadiť konkrétne namerané hodnoty zloženia LFG v %. Parameter DOC (degradable organic carbon) sme do výpočtov použili 0,118. Vychádzame z údajov o priemernom percentuálnom zložení komunálneho odpadu pre východoslovenský región (údaje z KOSIT) a dosadení do vzorca:

$$DOC = (0,4 \cdot A) + (0,17 \cdot B) + (0,15 \cdot C) + (0,30 \cdot D) + (0,24 \cdot E) = 0,118$$

kde A = papier a karton, B = zelený odpad, C = potravinový odpad, D = drevo, E = textil

Podľa správy NIR 2016 SK bola pre výpočet GHG emisií zo slovenských skládok použitá podobná konštanta DOC = 0,112. Podľa doporučenia ISWA a IPCC je pre región Európa East je doporučená hodnota až 0,180. Hodnotu DOC_f (fraction of assimilated DOC) sme použili 0,77 podľa vzorca pre výpočet: $DOC_f = 0,014 \cdot T + 0,28$, kde T je teplota anaeróbneho rozkladu pri tvorbe LFG (35°C). Podľa IPCC default hodnota od roku 1996 bola 0,77, po roku 2006 sa začala používať hodnota 0,50. Odporúčane hodnoty sú v rozsahu 0,42 až 0,98 podľa miestnych podmienok. Hodnotu degradačnej konštanty k (decay rate) sme vypočítali pri miestnych zrážkach (PE = 600 mm) podľa vzorca:

$$\begin{aligned} k &= 3,2 \cdot 10^{-5}(PE) + 0,01 \\ k &= 0,0292 \end{aligned}$$

Takto vypočítaná hodnota však vychádza len z miestnych klimatických pomerov a nezohľadňuje napríklad skrápanie odpadov počas prevádzky skládky čerpaním priesakovej kvapaliny. Do výpočtov sme preto použili default hodnotu k = 0,05 ktorú odporúča IPCC pre klimatické pásmo Boreal - Dry ($MAT \leq 20°C, PMAP/PE \leq 1$) a podľa nášho názoru reálnejšie zohľadňuje konkrétne podmienky. Pre výpočet konštanty L_o sme použili známy vzorec:

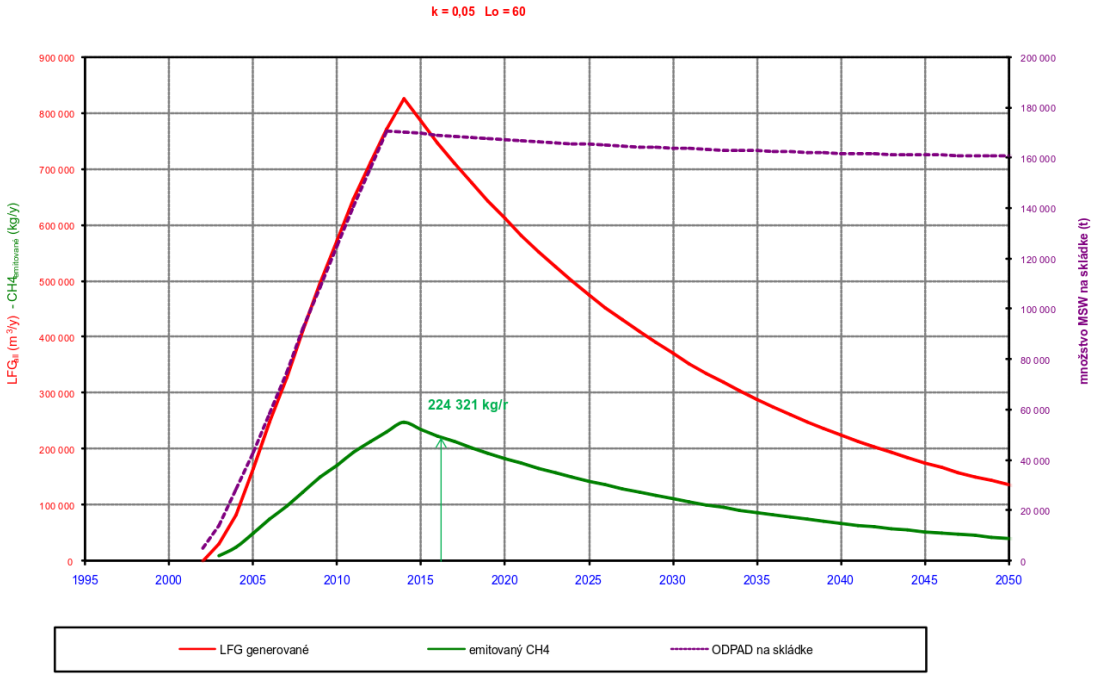
$$\begin{aligned} L_o &= DOC \cdot DOC_f \cdot MCF \cdot F \cdot 16/12 \\ L_o &= 0,118 \cdot 0,77 \cdot 1 \cdot 0,5 \cdot 1,33 \end{aligned}$$

Podľa metódy Tier 2 - FOD sme výpočty produkcie skládkového plynu pre modelovú skládku podľa modelov LMOP, Afvalzorg a LandGEM realizovali pri hodnotách k = 0,05 a $L_o = 60$, ktoré sme získali z predošlých výpočtov. Kontrolný prepočet podľa L_o / DOC dáva hodnotu 58,2, čo zodpovedá výpočtu podľa IPCC. Pre úplnosť treba uviesť, že premenná k stúpa s obsahom rýchlo rozložiteľných bioodpadov a dostatkom ich vlhkosti, premenná L_o je závislá na celkovom obsahu rozložiteľných bioodpadov na skládke.

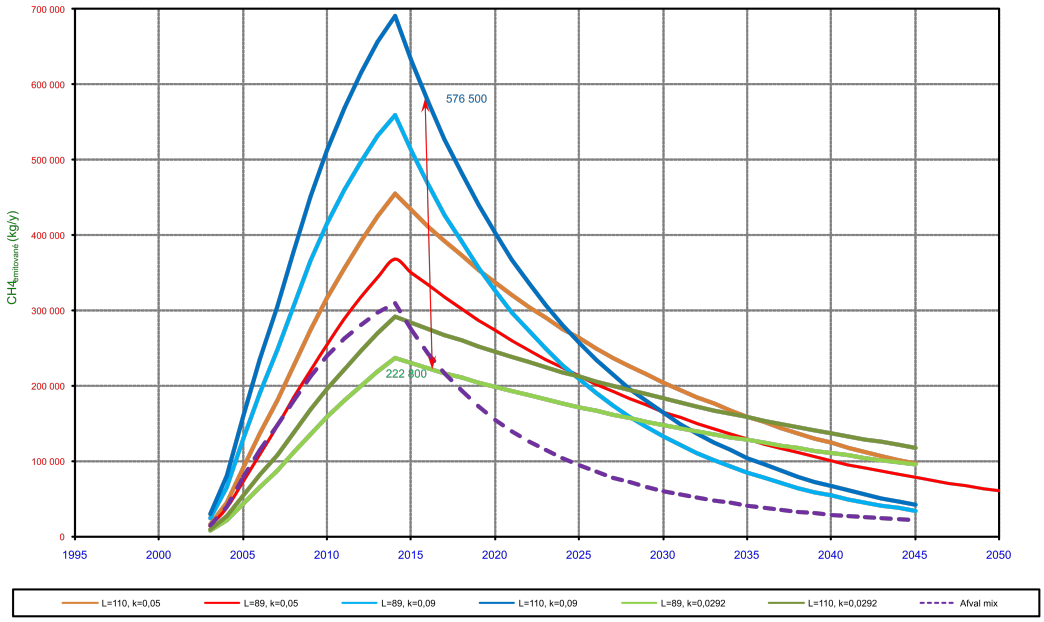
Pre modelovú skládku je množstvo vznikajúceho LFG počítané z celkového skládkovaného množstva odpadov, ktorý je na nasledujúcom grafe znázornený fialovou prerušovanou čiarou =

cca 180 000 t uloženého odpadu na skládke. V dôsledku rozkladu bioodpadov dochádza k postupnému poklesu objemového množstva celkového uloženého odpadu, preto fialová krivka postupne časom mierne klesá. Vypočítaná celková teoretická produkcia LFG (LFG generované) pri uvedených parametroch k = 0,05 a $L_o = 60$ je znázornená červenou krivkou. Z krivky je zrejme, že maximálna produkcia LFG na skládke (826 000 m3/r)nasledovala cca rok po ukončení navážania odpadu a postupne klesá.

Emitované množstvo metánu pri teoretickej 10 % oxidácií v pripovrchovej vrstve je vyznačené zelenou krivkou. Pre rok 2016 je teoretické množstvo emisií metánu do ovzdušia pre túto modelovú skládku cca 224 321 kg/r. Dôležitým faktorom je však skutočnosť, že výpočet a krivky znázorňujú celkový LFG resp. podiel metánu, ktorý zodpovedá ideálnemu zloženiu 50/50 a nie skutočným nameraným % podielom zloženia skládkového plynu na konkrétnej skládke.



Obr. 2: Produkcia LFG a emise CH_4 na modelovej skládke.



Obr. 3: Porovnanie emisií CH_4 na modelovej skládke pri rôzných hodnotách k a L_o.

5 Záver

V našom príspevku sme sa pokúsili poukázať na zložitosť problematiky kvantifikácie fugitívnych emisií zo skládok odpadov. Odporúčaný postup, kedy emitovaný metán predstavuje zvyšok po odpočítaní využitého resp. spáleného a oxidovaného plynu od celkového generovaného množstva skládkového plynu však naráža na problematiku vierohodného výpočtu produkcie LFG na skládke. Ako je vidieť z posledného grafu, kde sme pre tú istú skládku dosadili len rôzne premenné k a L_o do výpočtu celkovej produkcie LFG, výsledný rozptyl hodnôt emitovaného metánu za rok 2016 je príliš veľký :

od 222 800 kg/r až do 576 500 kg/r !

Podotýkame, že použité hodnoty k aj L_o v týchto výpočtoch sú reálne hodnoty používanými rôznymi autormi pri výpočtoch produkcie LFG pre skládky v EU a nijak extrémne nevybočujú z odporúčaných hodnôt. Podľa tohto modelu až okolo roku 2030 dochádza k určitému zjednoteniu výslednej hodnoty emisií metánu, čo je ale už polovica celého monitorovaného obdobia skládky po jej uzavretí.

Pre konkrétneho prevádzkovateľa skládky tak nastáva zásadná diléma: ktorý model pre výpočet fugitívnych emisií metánu zo skládky použiť a aké konkrétne čísla vyplniť do hlásenia pre NEIS ? Problematika vierohodného stanovenia emisií metánu zo skládok odpadov je tak založená na príliš vysokej neurčitosti a je otázne, nakoľko sú vypočítané a ohlasované hodnoty do národného registra znečisťovania hodnoverné a validovateľné.

Literatúra

[1] Evropská Komise: Nařízení o monitorovaní a vykazovaní emisí sklenikových plynů - Pokyn č. 1 ze dne 16.6.2012. *EK - CLIMA.A.3*, 2012.

[2] Farideh Atabi, M. A.: Calculation of CH4 and CO2 Emission Rate in Kahrizak Landfill. *World Sustainability Forum 2014 – Conference Proceedings Paper*, 2014.
URL `http://www.sciforum.net/conference/wsf-4`

[3] Kaushal A., S. M.: Methane Emission from Panki Open Dump Site of Kanpur, India. *International Conference on Solid Waste Management, 5IconSWM 2015*, 2015, available online at www.sciencedirect.com.

[4] Kjeldsen P., S. C.: Suggested guidelines for gas emission monitoring at danish landfills. *Proceedings Sardinia 2015, Fifteenth International Waste Management and Landfill Symposium*, 2015, s. Margherita di Pula, Cagliari, Italy: CISA Publisher, Italy.

[5] Spokas K., B. J.: Methane mass balance at three landfill sites: What is the effciency of capture by gas collection systems? *Waste Management*, 2006.

[6] Thompson S., S. J.: Building a better methane generation model: Validating models with methane recovery rates from 35 Canadian landfills. *Waste Management 29*, 2009: s. 2085–2091.

Mess- und Verfahrenstechnik

Měřící a procesní technika

Messunsicherheit und Grenzwert

Nejistota měření a Limitní hodnota

Michael Winterstein[1]

Kurzfassung

In vielen Bereichen sind anhand vorliegender Analysenresultate Entscheidungen zu treffen, ob eine vorgegebene Qualität bzw. Grenz- oder Richtwerte eingehalten sind. Da Analysenergebnisse mit einer Messunsicherheit behaftet sind, die in der Nähe von Grenzwerten auch als Zusatzinformation anzugeben ist, stellt sich die Frage, wie die Messunsicherheit beim Vergleich mit Grenzwerten zu berücksichtigen ist. In Ermangelung einheitlicher Regelungen wurde sie bislang wahlweise abgezogen oder addiert, mit einem hohen Risiko für Fehlentscheidungen.

Um diesen Nachteil zu vermeiden und zu einer einheitlichen Regelung zu gelangen, wurde durch das Deutsche Institut für Normung (DIN) ein statistisches Konzept zur Grenzwertüberprüfung erarbeitet, welches einfach anzuwenden ist und hier erläutert wird. Diese statistisch basierte und einheitliche Regelung als Entscheidungshilfe erhöht das Verständnis im Umgang mit der Messunsicherheit, die rechtliche Sicherheit und die Akzeptanz bei Überwachten und Überwachenden.

Abstrakt

V mnoha oborech je nutno na základě dostupných výsledků analýz přijímat rozhodnutí, zda je dodržena předepsaná kvalita, případně limitní nebo směrné hodnoty. Jelikož jsou výsledky analýz zatíženy nejistotou měření, kterou je v případě přiblížení se k limitním hodnotám nutno uvádět jako dodatečnou informaci, naskýtá se otázka, jak je nutno nejistotu měření zohlednit při porovnávání s limitními hodnotami. V důsledku chybějící jednotné úpravy byla tato nejistota dosud volitelně odečítána nebo přičítána, což bylo spojeno s vysokým rizikem chybného rozhodnutí.

Aby bylo možno tomuto problému zamezit a dospět k jednotné úpravě, byla Německým ústavem pro normování (Deutsche Institut für Normung (DIN)) vypracována koncepce prověřování limitních hodnot, kterou lze jednoduše aplikovat a která bude v rámci této přednášky představena. Tato jednotná úprava, spočívající na statistice, zvyšuje chápání při řešení nejistoty měření, zvyšuje právní jistotu a akceptaci mezi sledovanými a sledujícími.

1 Einleitung

Zum Schutze von Gesundheit und Umwelt sind zahlreiche Grenz- und Richtwerte für Substanzen festgelegt, deren analytische Überwachung regelmäßig erfolgt. Die dabei ermittelten Messergebnisse werden mit diesen Grenz- oder Richtwerten verglichen und anschließend beurteilt, ob diese eingehalten sind oder nicht. Die Beurteilung fällt anscheinend jedem leicht, da die Anwendung der einfachen ‚kleiner-größer' Relation genügt. Weil aber jedes Analysenergebnis stets mit einer Messunsicherheit behaftet ist, kann eine auf obige Art und Weise gefällte Entscheidung falsch sein und dadurch zu ungerechtfertigten wirtschaftlichen Nachteilen oder

[1]WESSLING GmbH, D-06188 Landsberg OT Oppin, Hallesches Dreieck 4/5;
E-mail: michael.winterstein@wessling.de

ungewollten Umweltbeeinträchtigungen führen. Was aber tun, wenn die Messunsicherheit des Analysenergebnisses angegeben ist? Ist sie vom Analysenergebnis zu subtrahieren oder zu addieren? Da in vielen Verordnungen der Umgang mit der Messunsicherheit beim Vergleich mit Grenzwerten nicht geregelt ist, findet man in der Praxis beide Varianten vor, oft willkürlich und falsch angewendet.

Vorliegender Beitrag zeigt auf, wie durch die Anwendung eines naturwissenschaftlich begründeten und statistisch abgeleiteten Konzepts dieses Risiko von Fehlentscheidungen minimiert werden kann. Durch eine sehr anwenderfreundliche Umsetzung des statistischen Konzepts in ein frei verfügbares Hilfsprogramm können nun Entscheidungen zu Grenzwertüberschreitungen oder – einhaltungen begründet und nachvollziehbar getroffen werden.

2 Das Grenzwertkonzept

Der Überwachungswert (Grenzwert, Richtwert, Höchstgehalt, Sollwert, Zielwert, Qualitätsziel usw.) sei definiert als die höchste (seltener: niedrigste) zulässige Konzentration/ Gehalt eines Stoffes in einem Medium, die nicht überschritten (unterschritten) werden darf. In vorliegender Arbeit wird dafür durchgängig der Begriff Grenzwert verwendet. Der Grenzwert trennt den Bereich zulässiger vom Bereich unzulässiger Konzentration (Gehalt) und stellt damit ein Kriterium für ordnungsrechtliche Eingriffe dar. Er besitzt eine wichtige Funktion für die Umsetzung umweltpolitischer Entscheidungen. Ein Grenzwert ist ein fester Wert, er besitzt selbst keine Unschärfe.

Das Grenzwertkonzept beinhaltet einen juristischen und einen analytischen Aspekt. Die Grenzwertfestlegung und Androhung von Sanktionen im Falle der Überschreitung setzen voraus, dass auch die Überwachung der Grenzwerteinhaltung möglich ist und auch vollzogen werden kann (juristischer Aspekt). Es wird ein Messwert vorausgesetzt, der der wahren Konzentration (Gehalt) entspricht und der reproduzierbar ist, wobei die Art und Weise seiner Ermittlung im juristischen Sinne eigentlich nicht von Relevanz ist.

Die Ermittlung des Messwertes sowie die Überwachung des Grenzwertes sind ein analytisches Problem: Die analytischen Gegebenheiten sind zu berücksichtigen.

Die DIN EN ISO/IEC 17025 [2] und die DIN 38402-1 [3] fordern die Angabe der Messunsicherheit im Analysenergebnis, wenn die Unsicherheit die Einhaltung von vorgegebenen Grenzen (Grenzwerte, Richtwerte und dergl.) in Frage stellt. Für eine rechtsverbindliche Beurteilung sind also die Angabe und die Berücksichtigung der Messunsicherheit erforderlich.

3 Was ist Messunsicherheit und weshalb wird sie benötig?

3.1 Die Bedeutung der Messunsicherheit

Erst seit dem Jahr 2000 spielt die Messunsicherheit und ihre Berechnung eine stärkere Rolle in Deutschland. Es begannen die Laboratorien intensiv die Messunsicherheit ihrer Analysenverfahren zu ermitteln. Die Bedeutung der Messunsicherheit und ihre Anwendung außerhalb der Laboratorien stoßen aber selbst heute noch auf viel Unverständnis im Umfeld außerhalb der Untersuchungseinrichtungen.

Die offizielle Definition der Messunsicherheit in [4] ist zwar korrekt, trägt aber m. E. nicht viel zum Verständnis ihrer bei: „Die Messunsicherheit ist ein Parameter, der die Streuung der Werte kennzeichnet, die der Messgröße aufgrund der verwendeten Information vernünftigerweise zugeordnet werden können.“ Das Konzept der Messunsicherheit wird leider viel zu wenig in verständlicher Form gerade dem Nichtanalytiker, welche ja viele Entscheidungsträger sind, vermittelt. Dabei ist es gar nicht so kompliziert.

Um zu beurteilen, ob ein Grenzwert eingehalten ist oder nicht, ist der entsprechende Untersuchungsgegenstand zu charakterisieren. Dieser Untersuchungsgegenstand ist im statistischen Sinne die sogenannte Grundgesamtheit (von Nichtstatistikern auch mal als Grundmenge

bezeichnet). Dies kann ein Haufwerk zur Deponierung sein, eine Bodenfläche oder ein Wasserkörper. Da die gesamte Grundgesamtheit nicht untersucht werden kann, werden daraus, quasi als Stellvertreter dafür, Stichproben entnommen und untersucht. Eine Stichprobe muss keine Einzelprobe sein, es kann eine sehr aufwendig erstellte Mischprobe oder Sammelprobe sein – trotzdem bleibt es im Vergleich zur Grundgesamtheit immer eine Stichprobe. Die Grundgesamtheit kann auch durch mehrere Stichproben charakterisiert werden.

Nun kann man sich gut vorstellen, dass sich bei der Untersuchung verschiedener Stichproben aufgrund der einzelnen Schritte Probennahme, Probenvorbereitung (Zerkleinern, Homogenisieren) und der Analytik keine identischen Ergebnisse ergeben werden. Auch mehrmalige Messungen an ein- und derselben Stichprobe führen zu verschiedenen Messergebnissen. Selbst ohne systematischen Fehler streut das Messergebnis um seinen Mittelwert aufgrund unvermeidbarer zufälliger Einflüsse. Es handelt sich bei den zufälligen Schwankungen auch nicht um Messfehler, wie manchmal irrtümlich angenommen wird.

Jede Mehrfachmessung an einer Stichprobe liefert einen Mittelwert. Viele Stichproben, viele verschiedene Mittelwerte. Nun entstammen alle Stichproben ein und derselben Grundgesamtheit. Das bedeutet, der arithmetische Mittelwert dieser Stichproben wird die Grundgesamtheit am besten charakterisieren. Den eigentlich interessierenden wahren Wert dieser Grundgesamtheit wird man niemals kennen. Man kann sich ihm nur beliebig nähern. Die Messunsicherheit gibt nun den Bereich an, in dem sich der wahre Wert mit einer statistischen Sicherheit um den angegebenen Mittelwert befinden wird. Abbildung 1 verdeutlicht dies.

Das ist die eigentliche Bedeutung der Messunsicherheit und deshalb ist es so wichtig, die Größe dieser Messunsicherheit auch zu kennen.

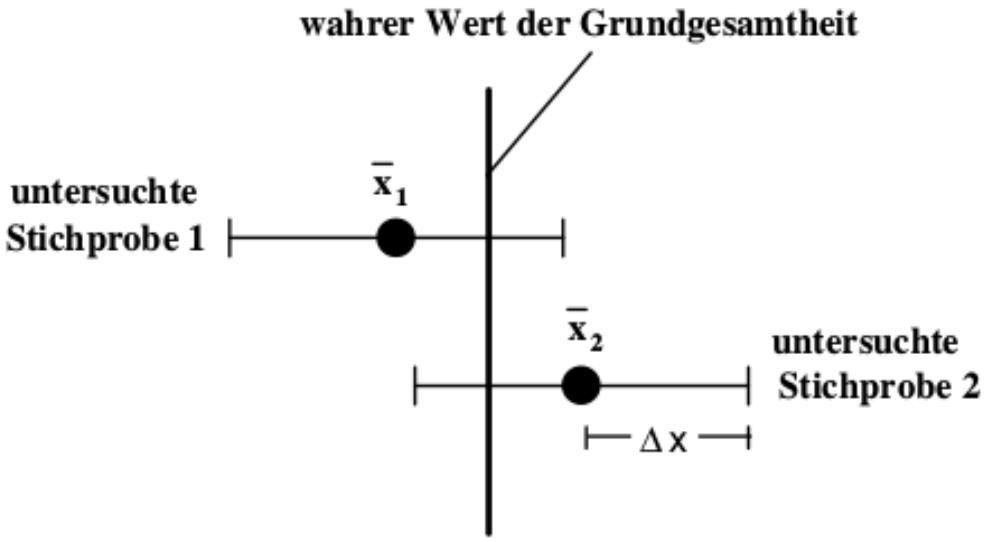


Abbildung 1: Darstellung des Zusammenhanges von wahrem Wert der Grundgesamtheit und Mittelwerten von Stichproben.

Die Abbildung 1 zeigt schematisch den Zusammenhang zwischen dem wahren Wert der Grundgesamtheit und den Mittelwert einer Stichprobe. Bei einer gewählten statistischen Sicherheit von 95 % werden 95 % aller Stichproben mit ihrer Messunsicherheit den wahren Wert der Grundgesamtheit umschließen. In der Abbildung 1 sind zwei Stichprobenmittelwerte (durch den dicken Punkt gekennzeichnet) mit ihren Messunsicherheiten ($\pm\Delta x$ als der Bereich um den Mittelwert) dargestellt. Beide Stichproben umschließen den als Linie dargestellten wahren Wert μ der Grundgesamtheit.

Bei einem Analysenergebnis und seiner Messunsicherheit weiß man nicht genau, wo sich

der wahre Wert der Grundgesamtheit befindet, man weiß nur, dass er sich mit 95 %-iger Sicherheit in diesem Bereich um den angegebenen Stichprobenmittelwert befindet. Er kann quasi an jeder Stelle dieses Bereiches liegen, am unteren oder auch am oberen Ende – völlig gleichberechtigt.

Beim Vergleich mit einem Grenzwert interessiert eigentlich nicht, wo sich der Stichprobenmittelwert befindet - eine andere Stichprobe liefert ja wieder einen anderen Wert- die Entscheidung muss durch den Vergleich von wahrem Wert mit dem Grenzwert gefällt werden.

Stellen Sie sich einen Grenzwert vor, der sich in der Abbildung 1 rechts vom wahren Wert der Grundgesamtheit befindet, aber noch links vom Stichprobenmittelwert der Stichprobe 2. Obwohl der Stichprobenmittelwert größer als der Grenzwert ist, ist unterschreitet der wahre Wert der Grundgesamtheit den Grenzwert. Damit läge keine Grenzwertüberschreitung durch die zu charakterisierende Grundgesamtheit vor.

Diese Denkweise ist vielen fremd. Sie vergleichen ausschließlich den Stichprobenmittelwert mit dem Grenzwert und wundern sich, dass es dabei Fehlbeurteilungen und somit Fehlentscheidungen geben kann. Wie haben Sie bisher gedacht?

Solange eine Messunsicherheit bei der Entscheidungsfindung nicht bekannt ist, kann man nur den Stichprobenmittelwert mit dem Grenzwert vergleichen. Das Dilemma beginnt, wenn eine Messunsicherheit bekannt ist, weil sie z. B. im Prüfbericht angegeben ist und zu berücksichtigen ist. Die Akkreditierungsrichtlinie für Prüflaboratorien [2] fordert explizit die Angabe einer solchen Messunsicherheit in der Nähe von Grenzwerten. Im Prinzip wird der ganze Aufwand zur Ermittlung der Messunsicherheit nur betrieben, um Entscheidungen sicherer zu machen und das Risiko von Fehlentscheidungen zu minimieren.

3.2 Die Ermittlung der Messunsicherheit

Es existieren zahlreiche Vorschriften/Normen für die Ermittlung der Messunsicherheit,
z. B. [5]. Die Messunsicherheit soll sowohl die zufälligen, nicht beeinflussbare Streuungsanteile als auch systematische Abweichungen (hier kann man von vermeidbaren systematischen Fehlern sprechen) im Messvorgang berücksichtigen. Alle Schritte bis zum Analysenergebnis sind dabei zu berücksichtigen, also nicht nur die eigentliche Messung im Analysengerät. Um systematische Abweichungen berücksichtigen zu können werden beispielsweise Ringversuchsergebnisse oder Messungen an zertifizierten Referenzmaterialen durchgeführt.

Streuungen von Messungen werden durch ihre Standardabweichung bzw. ihre relative Standardabweichung charakterisiert. In den meisten Fällen ist auch die dafür notwendige Voraussetzung - die Gültigkeit der Normalverteilung der Messwerte - gerechtfertigt.

Die Messunsicherheit ist nun die Kombination der Streuungen aller möglichen Einflusskomponenten. Sie kann als Standardunsicherheit u angegeben werden, oder als erweiterte Messunsicherheit U. Die Standardunsicherheit u ist identisch mit der Standardabweichung. Sie umschließt ca. 68 % der Messwerte, besitzt also nur eine 68 %-ige Sicherheit. Für belastbare Aussagen wird jedoch eine deutlich höhere Sicherheit erwartet, so dass diese Standardunsicherheit u mit einem entsprechenden Erweiterungsfaktor k zu multiplizieren ist.

$$U = \frac{k \cdot u}{\sqrt{n}} \tag{1}$$

- u Standardunsicherheit
- k Erweiterungsfaktor (k=2 entspricht ca. 95 % Sicherheit; k=3 ca. 99 %)
- n Anzahl der Messungen für den angegebenen Mittelwert
- U erweiterte Messunsicherheit

Ein Analysenergebnis mit seiner Messunsicherheit wird wie folgt angegeben [3]:

$$Eisen_gesamt = 13,7\text{mg/l} \pm 1,2\text{mg/l} (k = 2) \tag{2}$$

Es werden also der mittlere Gehalt, die Größe der Messunsicherheit und ihr Erweiterungsfaktor inkl. der Einheit angegeben. Die Angabe des Erweiterungsfaktors k (oder die statistische Sicherheit) ist wichtig, da ansonsten ihre Interpretation nicht eindeutig ist. Schließlich kann k auch 3 sein.

Die Gleichung (2) sagt folgendes aus: Der wahre Wert des Untersuchungsgegenstandes für den Gesamtgehalt an Eisen befindet sich mit 95 %iger Sicherheit in einem Bereich von $\pm$ 1,2 mg/l um den angegeben Mittelwert von 13,7. Damit wird der Bereich des unbekannten wahren Wertes von 12,5 bis 14,9 mg/l aufgespannt.

Wenn im Prüfbericht die Analysenergebnisse mit ihrer Messunsicherheit angegeben sind, kann das nun nachfolgend beschriebene Konzept der Grenzwertüberprüfung eingesetzt werden.

Sollten die Messunsicherheitsangeben fehlen, sie aber benötigt werden, kann man sich an die Untersuchungseinrichtung wenden und um diese Präzisierung im Prüfbericht bitten. Untersuchungseinrichtungen geben in der Regel diese Messunsicherheiten nicht automatisch an.

4 Statistisches Konzept zur Grenzwertüberprüfung

Das statistische Konzept zur Grenzwertprüfung beruht darauf, die Messunsicherheit in diese Prüfung einzubeziehen. Basierend auf einem einseitigen Hypothesentest wurde es in [1] sehr ausführlich dargelegt, Handlungsempfehlungen gegeben und diese an einigen praktischen Beispielen erörtert. Es wird in Kurzform hier vorgestellt.

Prinzipiell sind bei jedem Grenzwert zwei Methoden zur Überprüfung auf Konformität möglich. Ein Beispiel wird für einen oberen Grenzwert gegeben, analog sind die Betrachtungen für einen unteren Grenzwert:

- Überprüfung auf keine signifikante (sichere) Grenzwertüberschreitung (= Konformitätskriterium A),
- Überprüfung auf signifikante Grenzwertunterschreitung (= Konformitätskriterium B).

Die Methoden sind in den Abbildungen 2 bis 4 dargestellt.

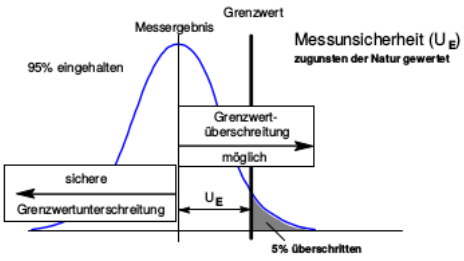


Abbildung 2: Konformitätskriterium B – Prüfung auf signifikante Grenzwertunterschreitung.

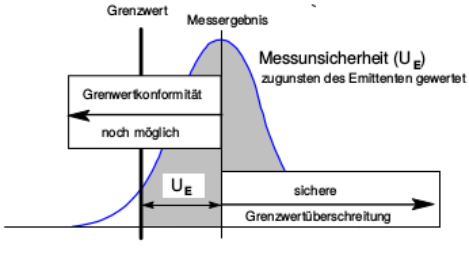


Abbildung 3: Konformitätskriterium A – Prüfung auf nicht signifikante Grenzwertüberschreitung.

In [1] wurde mit der erweiterten Messunsicherheit U ein kritischen Gehalt x_{krit} um den Grenzwert μ_0 eingeführt und für die Beurteilung benutzt.

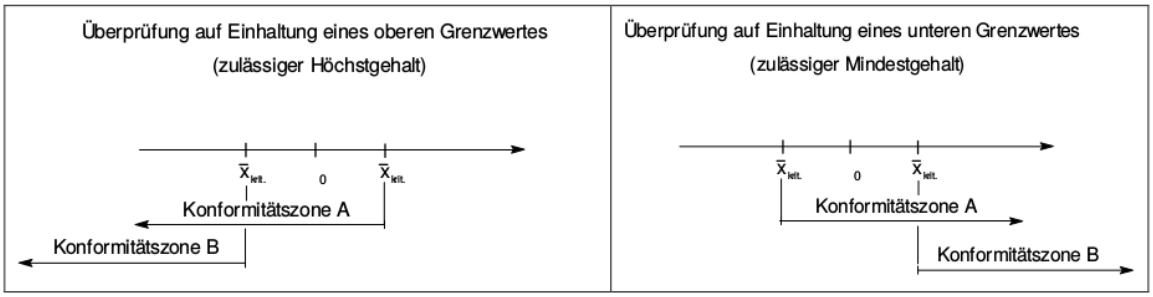


Abbildung 4: Schematische Darstellung der Konformitätszonen möglicher Ergebnisse bei der Überprüfung eines Grenzwertes [1].

Für den Fall der Überprüfung eines oberen Grenzwertes auf nicht signifikante Überschreitung wird zur Entscheidung nachfolgende Gleichung (3) benutzt:

$$\overline{x} \leq \mu_0 + U \tag{3}$$

Ist die Gleichung (3) erfüllt, gilt der obere Grenzwert als nicht überschritten (Konformitätskriterium A).

Für den zweiten möglichen Fall der Überprüfung eines oberen Grenzwertes auf signifikante Unterschreitung wird Gleichung (4) verwendet:

$$\overline{x} < \mu_0 + U \tag{4}$$

Ist Gleichung (4) erfüllt, gilt der Grenzwert als signifikant unterschritten. Dieses Konzept findet sich oftmals auch bei Richtwerten [6] völlig überstrapaziert angewendet, was bei größeren Streuungen dazu führt, dass ein sehr viel kleinerer Mittelwert im Vergleich zum Grenzwert notwendig ist. Dadurch werden Grenzwerte quasi erniedrigt. In derartigen Fällen sollten Sanktionen jedoch erst bei signifikanter Überschreitung verhängt werden, also das Konformitätskriterium A angewendet werden, welches offensichtlich weniger bekannt ist.

Für die Überprüfung auf Grenzwertkonformität werden demnach folgende Angaben benötigt:

1. Art des Grenzwertes (oberer oder unterer),
2. Vorgabe des Konformitätskriteriums zur Überprüfung (A oder B; nicht signifikante Überschreitung, signifikante Unterschreitung),
3. Grenzwert,
4. Mittelwert der Analyse,
5. erweiterte Messunsicherheit.

Um dem Anwender des statistischen Konzepts die einzelnen Berechnungen zu ersparen, wird zur DIN 38402-100 [1] durch die Wasserchemische Gesellschaft auf deren Internetseite ein mit der DIN entwickeltes Berechnungsprogramm zur Verfügung gestellt, welches kostenlos genutzt werden kann. Bei der Frage, welches Konformitätskriterium zu wählen ist, muss man sich in der Regel abstimmen. Als Faustregel kann gelten:

- Konformitätskriterium B: festgelegte Grenzwerte, die keinesfalls überschritten werden dürfen, weil z.B. die Gesundheit gefährdet ist,
- Konformitätskriterium A: bei Richt- oder Orientierungswerten sollten Sanktionen erst dann wirksam werden, wenn ein vorgegebener Wert signifikant überschritten ist.

Die Funktionsweise und einfache Nutzung des Programms wird anhand eines Beispiels vorgestellt.

Nach Eingabe aller notwendigen Informationen wie in Abbildung 5 dargestellt, erfolgt die Beurteilung exakt nach DIN 38402-100 [1], wie in Abbildung 6 zu erkennen.

Sinnvoll ist es, diese Beurteilung sich von der Untersuchungseinrichtung zusätzlich als Anlage zum Prüfbericht übergeben zu lassen. Unabhängig davon, sollten auch Entscheidern diese Möglichkeit der Grenzwertbeurteilung vertraut sein.

Prüfung auf Grenzwertverletzung unter Berücksichtigung der Messunsicherheit mittels statistischer Methoden (nach DIN 38402-100:2016)

Ausgangsdaten für die Grenzwertprüfung

Auftraggeber:	**Bautest GmbH**
Untersuchungseinrichtung:	**Labor GmbH**
Probenbezeichnung/Projekt:	**Hallmarkt Halle**
Auftrags-/Probennummer:	**16-077899-01**
Datum der Auswertung:	**11.11.2016**
Analysenmethode:	**ICP-OES**
Analyt:	**Chrom**
Einheit:	**mg/kg**
Standardunsicherheit u (für Einzelmessung):	**22,5**
Anzahl der Bestimmungen n=	**1**
Prüfung auf Einhaltung:	eines oberen Grenzwertes
Kriterium für Konformität:	keine signifikante Überschreitung des Grenzwerte
Bitte Anzahl Nachkommastellen eingeben:	**0**
Vorgegebener Grenzwert:	**1000**
Signifikanzniveau α (Standard = 0,05):	**0,05**
Fehler 2. Art β (Standard = 0,05):	**0,05**
Zu prüfendes Analysenergebnis x:	**1030**

Abbildung 5: Eingabemaske des Berechnungsprogramms.

Prüfung auf Einhaltung eines Grenzwertes nach DIN SPEC 38402-100

Auftraggeber:	Bautest GmbH		
Untersuchungseinrichtung:	Labor GmbH		
Probenbezeichnung/Projekt:	Hallmarkt Halle		
Auftrags-/Probennummer:	16-077899-01		
Datum der Auswertung:	11.11.2016		
Analysenmethode	ICP-OES		
Analyt	Chrom		
Standardunsicherheit u (für Einzelmessun	22,5	mg/kg	
Anzahl der Bestimmungen	1		
Prüfung auf Einhaltung	eines oberen Grenzwertes		
Kriterium für Konformität	keine signifikante Überschreitung des Grenzwertes		
Vorgegebener Grenzwert	**1000**	**mg/kg**	
Kritische Grenzwertüberschreitung g ($\alpha = 0,05$)	37	mg/kg	
Erfassbare Grenzwertüberschreitung δ ($\alpha = 0,05; \beta = 0,05$)	74	mg/kg	
Kritischer Gehaltswert x_{krit}	1037	mg/kg	
Konformitätszone	X < 1037 mg/kg		
Zu prüfendes Analysenergebnis x:	**1030**	**mg/kg**	
Innerhalb der Konformitätszone:	ja		
Gemessene Grenzwertüberschreitung ΔX^+	30	mg/kg	
Gemessene Grenzwertunterschreitung Δx	keine	mg/kg	

Beurteilung:	**$\Delta X^+ < g$**
	nicht signifikante Grenzwertüberschreitung
	Die Probe ist konform.

Abbildung 6: Ergebnis der Überprüfung auf Grenzwertkonformität.

5 Zusammenfassung

Mit der DIN SPEC 38402-100 [1] liegt endlich eine eindeutige und für jedermann nachvollziehbare Vorschrift für die Überprüfung auf Konformität vor. Das Verfahren ist dann anzuwenden, wenn in den Vorschriften keine speziellen Angaben zum Umgang mit der Messunsicherheit bei der Grenzwertüberprüfung gemacht werden.

Das Risiko für Fehlentscheidungen wird auf diese Art und Weise deutlich reduziert und damit endlich dem Konzept der Messunsicherheit Rechnung getragen.

Literaturverzeichnis

[1] *DIN 38402-100:08-2017, Prüfung auf Grenzwertverletzung unter Berücksichtigung der Messunsicherheit sowie zeitlicher und räumlicher Variabilität*

[2] *EN ISO/IEC 17025:2005-08, Allgemeine Anforderungen an die Kompetenz von Prüf- und Kalibrierlaboratorien*

[3] *DIN 38402-1:2011-09 Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Allgemeine Angaben (Gruppe A) - Teil 1: Angabe von Analysenergebnissen (A 1)*

[4] *GUM:JCGM 100:2008, Evaluation of measurement data — Guide to the expression of uncertainty in measurement, Punkt 2.2.3*

[5] *DIN ISO 11352:2013-03, Wasserbeschaffenheit - Abschätzung der Messunsicherheit beruhend auf Validierungs- und Kontrolldaten*

[6] *LAGA-Methodensammlung - Abfalluntersuchungen, LAGA-Forum Abfalluntersuchung, Abschnitt II.12; 14.10.2016*

Der Einsatz von Umweltmesstechnik zur Deponie-Überwachung

Využití ekologických technik pro monitoring skládek

Anne Hartmann[1]

Kurzfassung

Deponiebetreiber von Deponien der Klasse 0, I, II oder III sind laut Deponieverordnung dazu verpflichtet bis zum Ende der Nachsorgephase Messungen und Kontrollen sowie die Auswertung der erhobenen Daten gemäß Anhang 5 der Deponieverordnung durchzuführen. Dazu gehört die Erfassung der Menge und Qualität von Sickerwasser der Entwässerungsschicht und des oberflächig abfließenden Wassers sowie meteorologische Para- meter. Eine Nachrüstung der Deponien mit Messtechnik zur Erfassung der verschiedenen Abflüsse erforderte häufig den Einsatz von standortangepassten Messystemen. Die hier dargestellten Lösungen zeigen spezielle und kostengünstige Lösungen, die in der Vergangenheit auf verschiedenen Deponien erfolgreich angewendet wurden, sowie einfache und wartungsarme Systeme zur Erfassung und Weiterverarbeitung der geforderten meteorologischen Parameter. Weitere Beispiele zeigen den Einsatz von bodenhydrologischer Umweltmesstechnik zur Überwachung der Transportprozesse/Vorgänge in der Abdeckschicht für die Eignungsbewertung verschiedener Materialien zur Oberflächenabdeckung oder zur Abschätzung der Einflüsse der Flächennutzung auf die Abdeckschicht.

Abstrakt

Provozovatelé skládek tříd 0, I, II nebo III jsou v souladu s Nařízením o skládkách a trvalých úložištích (Deponieverordnung) povinni provádět až do konce fáze následné péče měření a kontroly a získaná data vyhodnocovat v souladu s přílohou 5 uvedeného nařízení. Sem patří záznam množství a kvality průsaku v odvodňovací vrstvě, povrchově odtékající vody a meteorologické parametry. Vybavení skládek technikou pro měření různých odtoků si často vyžádalo využití systémů měření, adaptovaných na místní podmínky. Zde popsaná řešení představují specifická a cenově příznivá řešení, úspěšně v minulosti aplikovaná na různých skládkách a jednoduché systémy s nízkými nároky na údržbu pro záznam a další zpracování požadovaných meteorologických parametrů. Na dalších příkladech bude představeno využití půdně-hydrologické měřící techniky pro monitoring transportních procesů v zakrývací vrstvě za účelem vyhodnocení vhodnosti různých materiálů pro zakrývání povrchu nebo pro vyhodnocení vlivů využití dané plochy na zakrývací vrstvu.

1 Motivation

Deponiebetreiber der Klasse 0,I,II und III sind laut Deponieverordnung dazu angehalten während der Ablagerungs-, Stilllegung- und in der langjährigen Nachsorgephase verschiedene Parameter wie meteorologische Daten, Abflussdaten von Oberflächen- und Sickerwasser, Emissionsdaten und Grundwasserdaten zu erfassen. Die geforderten Parameter und zeitliche Auflösung

[1]Umwelt-Geräte-Technik GmbH, Eberwalder Straße 58, D-15374 Müncheberg,
E-Mail: anne.hartmann@ugt-online.de

der Daten ist vom gegenwärtigen Bewirtschaftungszeitraum der Deponie abhängig. Ein Auszug aus dem im Anhang 5 der Deponieverordnung [1] festgelegten Mess- und Kontrollprogramm für Deponien ist in Tabelle 1 gelistet.

Im Folgenden werden bewährte, wartungsarme Mess-Systeme vorgestellt, die eine direkte Umsetzung der Vorgaben der Deponieverordnung ermöglichen und gleichzeitig effizient sind. Der Fokus liegt dabei vorrangig auf der Erfassung der meteorologischen Parameter sowie der Abflüsse des Oberflächen- und Sickerwassers.

Tabelle 1: Auszug aus der Deponieverordnung Anhang 5 (Information, Dokumentation, Kontrollen, Betrieb), Punkt 3.2 Mess- und Kontrollprogramm [1].

Messung/Kontrolle	Häufigkeit/Darstellung	
	Ablagerungs- und Stilllegungsphase	Nachsorgephase
Meteorologische Daten		
Niederschlagsmenge	täglich, als Tagessummenwert	täglich, summiert zu Monatswerten
Temperatur (min., max., um 14:00 MEZ 15:00 MESZ)	täglich	Monatsdurchschnittswert
Windrichtung und –geschwindigkeit des vorherrschenden Windes	täglich	nicht erforderlich
Verdunstung	täglich	täglich, summiert zu Monatswerten
Emissionsdaten		
Sickerwassermenge	täglich, als Tagessummenwert	halbjährlich
Zusammensetzung des Sickerwassers	vierteljährlich	halbjährlich
Menge und Zusammensetzung des Oberflächenwassers	vierteljährlich	halbjährlich
Grundwasserdaten		
Grundwasserstände	halbjährlich	halbjährlich

2 Gängige Technologien für die Deponie-Überwachung gemäß DepV

2.1 Erfassung meteorologischer Parameter

Die Erfassung der meteorologischen Parameter gehört mittlerweile zu den routiniertesten Mess-Systemen. Wetterstationen werden schon seit Jahrezehnten erfolgreich auch auf Deponien angwendet und ermöglichen die hochaufgelöste Erfassung des Niederlschlages, Strahlung, Temperatur, Windrichtung- und geschwindigkeit sowie der Luftfeuchte. Durch die Kombination mit einem Datenlogger können die Daten über einen längeren Zeitraum vor Ort gespeichert oder auch über eine Datenfernübertragung bequem und zeitsparend jederzeit abgegriffen werden. Eine enstprechende Auswertesoftware ermöglicht zudem die Überführung der Datensätze in die geforderte Häufigkeit und vereinfacht die Datenaufbereitung und Darstellung. Durch das Solarmodul arbeitet die Wetterstation autark, was den Wartungsaufwand extrem gering hält. Der Aufbau einer klassischen Wetterstation zur Anwendung auf Deponien ist in der Abbildung 1 dargestellt.

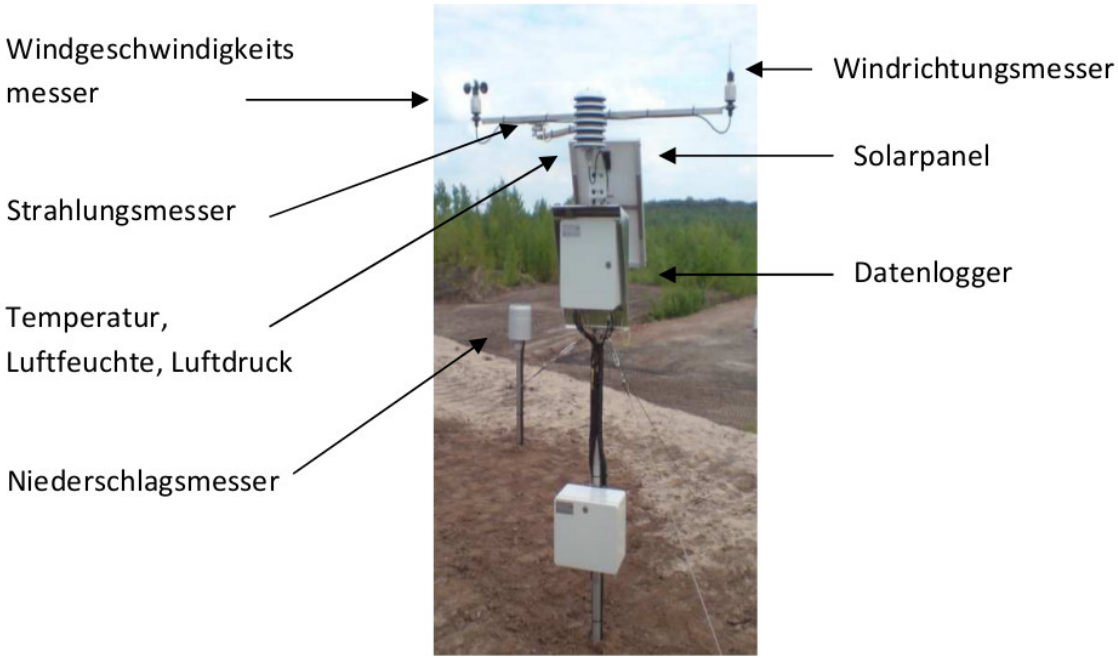


Abbildung 1: Aufbau einer typischen Wetterstation am Beispiel der Wetterstation auf der Deponie Gunsleben.

2.2 Erfassung der Abflussmengen aus Sickerwasser und Oberflächenabfluss

Die Erfassung der Abflusshöhe von Oberflächenabfluss und Sickerwasser auf Deponien ist im Vergleich zu den meteorologischen Parametern anspruchsvoller und Bedarf gegegebenenfalls eine deponie-spezifische Anpassung des Mess-Systems. Herausforderungen im Hinblick auf die Abflussmessung des unterirdisch abfließenden Wassers sind hohe Abflussraten mit stark korrosiv wirkendem Wasser. Langjährige Erfahrungen mit dem Einsatz von Kippzählern zur Erfassung der sehr hohen Abflussraten des gesamten Sickerwasser-Abflusses und der Drain-Abflüsse zeigten teilweise eine hohe Beanspruchung des Materials und somit einen erhöhten Wartungsaufwand (siehe Abbildung 2).

Abbildung 2: Beanspruchung der Kippzähler durch belastetes Wasser und hohe Abflussraten.

Eine neue und effizientere Lösung mit weniger Wartungsaufwand und Materialbeanspruchung ist der Einsatz von Messwehren , die speziell an die vorhandenen Gegegebenheiten der Deponie angepasst werden (siehe Abbildung 3). Das Messwehr besitzt einen definierten Querschnitt, für den die Beziehung zwischen der Überfallhöhe und des Durchflusses bekannt ist. Der Wasserstand vor dem Wehr wird über einen Drucksensor am Boden der Messwehreinrichtung ermittelt. Die Ermittlung der Überfallhöhe und somit des Durchflusses aus dem gemessenen Wasserstand erfolgt direkt im Logger, der diese Daten ebenso über einen längeren Zeitraum

aufzeichnet. Dieses System ist robuster gegenüber der Krafteinwirkung hoher Abflussraten und belasteter Wässer.

Abbildung 3: Aufbau eines spezifisch angepassten Messwehrs zur Messung der Abflusshöhen.

Für die Erfassung der Abflüsse des Oberflächenwassers hat sich der Einsatz des sogenannten Flumes bewährt (siehe Abbildung 4 und 5). Mit diesem System können kleine sowie große Abflussraten unabhängig von Laubeinfall oder sonstigen Schmwemmgut gemessen werden. Das Mess-System besteht wie das Messwehr zur Messung des unterirdischen Abflusses aus einem definierten Fließquerschnitt, für den die Beziehung zwischen Überfallhöhe und Durchfluss bekannt ist. Dem eigentlichen Messbereich ist ein Beruhigungsbecken vorgeschaltet, um Turbulenzen zu vermeiden und eine genaue Wasserstandsmessung zu ermöglichen. Die Ermittlung der Überfallhöhe (Wasserstand) erfolgt hierbei anhand einese Ultraschallsensors, welcher den Abstand zwischen seiner Position und der Wasseroberfläche am Flume-Auslass misst. Ein zweiter Ultraschallsensor misst den horizontalen Abstand zwischen seiner eigenen Position und der Verkleidung des Flumes. Da dieser Abstand immer konstant ist, wird dieser Sensor zur Fehlereliminierung in der Wasserstandsmessung verwendet, da die Ultraschallmessung durch verschiedene Umwelteinflüsse beeinflusst werden kann. Durch diese Fehlerkompensation und der berührungslosen Messung ist dieses System sehr robust im Einsatz zur Durchflussmessung in offenem Gerinne.

Abbildung 4: Flume zur berührungslosen Abflussmessung über Ultraschallsensoren (Deponie Langenlonsheim).

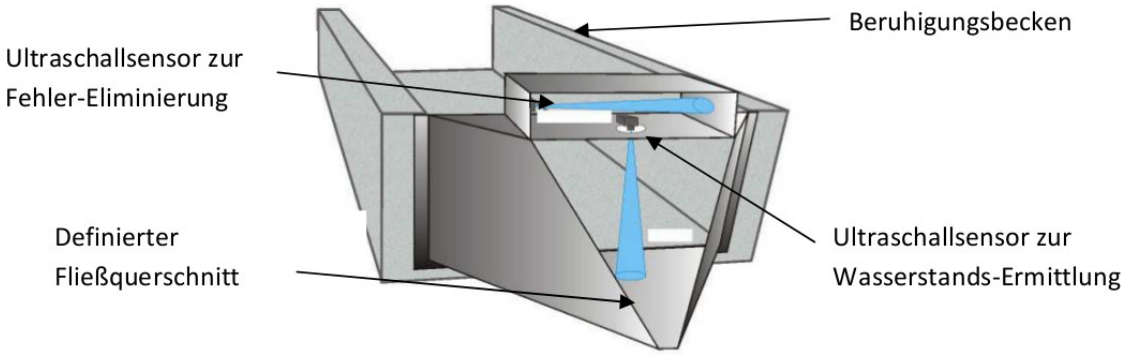


Abbildung 5: Aufbau eines Flumes zur berührungslosen Messung des Oberflächenabflusses.

2.3 Erfassung der realen Verdunstung

Ein weiterer wesentlicher (meteorologischer) Parameter, den es laut Deponieverordnung in einer täglichen Auflösung zu erfassen gilt, ist die Verdunstungshöhe. Wenn der Wassereintrag durch Niederschlag und der Austrag in Form der Verdunstungshöhe sowie oberirdischer und unterirdischer Abflüsse bekannt ist, kann ermittelt werden wie viel Wasser im Deponiekörper/Abdeckschicht verbleibt. Die korrekte Ermittlung der Verdunstungshöhe ist somit ein maßgeblicher Faktor, um die Funktion der Deponieabdeckung zu bewerten und zu überprüfen. Die einzige Möglichkeit die Menge des durch Evapotranspiration (Verdunstung von der Bodenoberfläche und durch Pflanzen) abgegebenen Wasser an die Atmosphäre direkt zu bestimmen besteht in wägbaren Lysimetern. Andere gängige Verfahren sind, neben den sehr aufwendigen Eddy-Kovarianz-Messungen, Schätzungen über Vergleichsmessungen aus Verdunstungskesseln oder empirischen Formeln. In Abhängigkeit von den klimatischen Bedingungen und der Vegetation können diese Methoden die tatsächliche Eavpotranspiration deutlich über- oder unterschätzen.

Beispielsweise zeigt in Abbildung 6 der grüne Flächengraph die tatsächliche Verdunstungshöhe an einem endabgedeckten Deponiestandort im Vergleich mit den Ergebnissen empirischer Methoden zur Verdunstungsbestimmung.

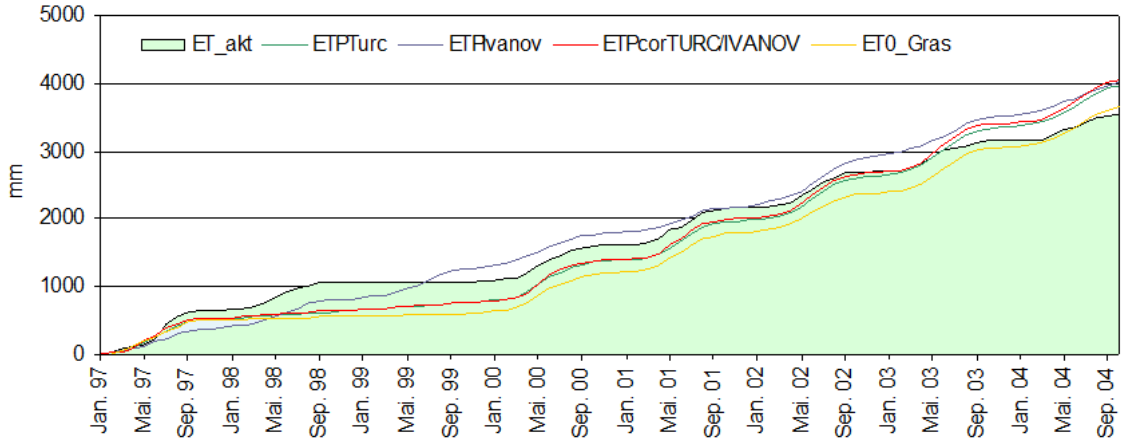


Abbildung 6: Vergleich der tatsächlichen Evapotranspiration (ET_akt) mit anerkannten empirischen Verfahren auf einem endabgedeckten Deponiestandort.

Zu beachten ist, dass die empirischen Methoden eigentlich die potentielle Verdunstung ermitteln. Also jene, die maximal unter den gegebenen Randbedingungen möglich wäre, würde der Wasservorrat nicht limitierend wirken. Daher sollte dieser Wert entweder gleich oder größer

als die tatsächliche Verdunstung am Standort sein. Die Grafik zeigt aber, dass die kumulierten Werte der ermittelten Verdunstung teilweise unterhalb der gemessenen tatsächlichen Verdunstung liegen. Daher wird über diese Methoden die Verdunstungshöhe am Deponie-Standort falsch eingeschätzt.

Das wägbare Lysimeter ist somit die genauste Methode um die tatsächlie Verdunstung an einem Standort zu bestimmen. Es besteht aus einem ungestörten Bodenkörper, der ebenerdig in den Boden eingelassen ist. Der Bodenmonolith steht auf Wägezellen, so dass die Gewichtsänderung erfasst werden kann. Durch die Erfassung von Sickerwasser am unteren Ende des Monolithen, sowie der Erfassung von Oberflächenabfluss und der Niederschlagsmessung kann anhand der Gewichtsänderung zuverlässig die aktuelle Verdunstung bestimmt werden. Da große Lysimeteranlagen teilweise für die Deponieüberwachung überdimensioniert und mit einem erheblichen Aufwand verbunden sind, wurde in Anlehnung an die Erfordernisse dieser Anwendung ein vereinfachtes Miniatur-Lysimeter, das Deponie-Lysimeter, entwickelt.

Bei diesem Lysimeter wird nur ein kleiner Bodenmonolith gezogen, der ohne begehbaren Lysimeterkeller inklusive Wägevorrichtung im Boden versenkt ist. Für geneigte Standorte können die Lysimeter mit angepasster Oberflächenneigung gefertigt werden. Weiterhin ist der Einbau von Sensoren in den Monolithen möglich. Ein wägbares Lysimeter in Kombination einer Wetterstation bietet zusätzlich den Vorteil weitere Wassehaushaltsparameter, wie die Niederschlagsmenge, den Oberflächenabfluss und die Sickerwassermenge direkt erfassen zu können (siehe Abbildung 7). Zusätzlich besteht die Möglichkeit Sickerwasser für die Beprobung abzuleiten. Durch die Erfassung des Sickerwassers ist es möglich den Zufluss zur Dränschicht zu überwachen und die Rückhaltefunktion des Wurzelraums zu bewerten. Weiterhin ist es auch möglich die hydrologischen Kennwerte als effektive Parameter im Feld zu bestimmen. Denn am Ende macht es einen Unterschied, ob dieses Parameter auf Basis von kleinen Bodenproben und statischen Labormethoden bestimmt werden oder auf einer größeren Skala unter realen Randbedingungen sowie unter Berücksichtigung der Heterogenität des Bodens.

Das Deponie-Lysimeter stellt die Technologie von Groß-Lysimetern mit einem deutlich reduzierten Aufwand zur Verfügung. Mit dieser Technologie ist es möglich die erforderlichen meteorologischen Größen wie Niederschlag, Temperatur und Verdunstung mit hoher Genauigkeit am Standort direkt und automatisiert in der erforderlichen Auflösung zu messen und in der erforderlichen statistischen Auswertung automatisiert ausgeben zu lassen. Zusätzlich bietet das Deponie-Lysimeter die Möglichkeit die Langzeitfunktion der Rekultivierungsschicht als Langzeitbarriere zu überprüfen.

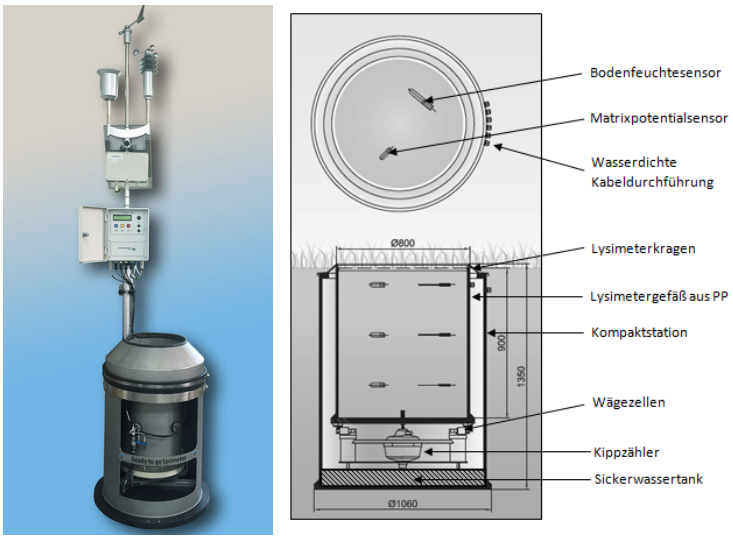


Abbildung 7: Aufbau des Deponie-Lysimeters zur Verdunstungsbestimmung und Überprüfung der Funktion der Abdeckschicht.

3 Anwendung von Umweltmesstechnik auf Deponien für spezifische Fragestellungen

3.1 Anwendung von Lysimeter-Technik zur Überwachung/Bewertung der Langzeitfunktion der Rekultivierungsschicht

Die Bewertung oder Überprüfung der Langzeitfunktion der Rekultivierungsschicht anhand von Lysimetern ist eine häufig verwendete Methode. Hierbei wird auf unterschiedliche Ausstattungen des Lysimeters zurückgegriffen. Diese reichen von einer kompletten Ausstattung mit Wägung, Sickerwasserfassung und bodenhydrologischen Messgeräten wie Wassergehaltssonden und Tensiometern (zur Erfassung der Bodenwasserspannung) bis zu einfachen Anlagen mit einer reinen Sickerwasserfassung. Der Einsatz von komplett ausgestatteten Lysimetern (plus Wetterstation) ermöglicht neben der Ermittlung aller geforderten meteorologischen Parameter eine genaue Beobachtung des Bodenwasserhaushaltes der Abdeckschicht und somit eine Bewertung ihrer Funktionalität in Hinblick darauf so wenig Wasser wie möglich zum Deponiekörper durch zulassen. Anhand dieser Installation können sowohl verschiedene Materialien der Abdeckschicht als auch Vegetationsarten getestet werden. Die Verwendung eines vollausgestatteten Lysimeters zur Verdunstungsmessung und Bodenwasserhaushaltsbetrachtung ist in Abbildung 8 zu sehen.

Abbildung 8: Wägbares Lysimeter ausgestattet mit bodenhydrologischer Messtechnik zur Wasserhaushaltsüberwachung (Deponie Kassel-Baunatal).

Eine häufige Variante ist die Verwendung von nichtwägbaren Lysimetern mit einer Sickerwasserfassung zur Beurteilung der Wirksamkeit der Abdeck- und Rekultivierungsschicht oder zur Eignungsbewertung verschiedener Materialien. Zu diesem Zweck werden Bodenkörper ungestört aus der Abdeckschicht entnommen, mit einer Sickerwasserfassung ausgestattet und wieder in die Abdeckschicht integriert (siehe Abbildung 9). Dieser Aufbau wird besonders an Deponien ohne Kunststoffdichtungsbahn eingesetzt, um die Wirksamkeit der Abdeckschicht nachzuweisen und zu überwachen.

Abbildung 9: Entnahme eines ungestörten Bodenkörpers zur Überwachung der Funktionalität der Abdeckschicht (links) mit Installation Sickerwasserfassung und Kippzähler (Mitte) (Deponie Emden).

Neben der Überprüfung der bereits vorhandenen Abdeckschicht eignet sich dieses Messsystem auch zur Eignungsbewertung verschiedener Materialien der Abdeckung. Zu diesem Zweck werden die verschiedenen Materialien in seperate nichtwägbare Lysimeterkörper auf der Deponie eingebracht und ebenfalls eine Sickerwasserfassung installiert (siehe Abbildung 10).

Abbildung 10: Nichtwägbare Lysimeter zur Eignungsbewertung unterschiedlicher Materialien für die Abdeck- und Rekultivierungsschicht (links) mit Sickerwasserschacht (Deponie Gunsleben).

Neben der Betrachtung des Sickerwasseranfalls unterhalb der gesamten Schichtdicke können die Sickerwasserfassungen auch schichtweise eingebracht werden, um somit in einem geschichteten Aufbau der Abdeck- und Rekultivierungsschicht die Funtkionalität einzelner Schichten bewerten zu können (siehe Abbildung 11).

Abbildung 11: Einsatz von Sickerwasserfassungen in verschiedenen Schichten innerhalb der Abdeckschicht (links) mit Sickerwasserschacht (rechts) (Deponie Profen).

3.2 Verwendung von bodenhydrologischer Messplätze

Neben der Anwendung von Lysimeter-Techniken kann auch der einfache Einsatz von bodenhydrologischen Messplätzen für die Überwachung der Deponie und Funktionsbewertung der Abdeckschicht verwendet werden (siehe Abbildung 12). Zum bodenhydrologischen Messplatz gehören in der Regel eine Wetterstation zur Erfassung der meteorologischen Parameter/Randbedingungen und die Installation von Tensiometern zur Erfassung der Bodenwasserspannung sowie Bodenfeuchte-Sensoren, die neben der Erfassung der Bodenfeuchte auch in der Lage sind die Bodentemperatur und die elektrische Leitfähigkeit des Bodenwassers zu messen. Letzteres gibt auch einen Hinweis auf die (Nähr-)Stoffbelastung des Porenwassers. Durch die Beobachtung der Bodenwasserspannung und der Bodenfeuchte lassen sich Rückschlüsse auf den Wassertransport und die Wasserspeicherfähigkeit des Bodens ziehen und erlauben somit eine Bewertung der Funktionalität der Abdeckschicht. Gegebenenfalls lässt sich aus den Messdaten die effektive Größe der nutzbaren Feldkapazität des vorhandenen Materials ableiten.

Abbildung 12: Bodenhydrologischer Messplatz mit Wetterstation zur Deponie-Überwachung (links: Deponie Rheinberg, rechts: Deponie Rastorf).

Während die Tensionsmessung alleine Aussagen über die Wassertransportrichtung ermöglicht, kann aus der Feuchtemessung abgeleitet werden wie viel Wasser saisonal im Boden gespeichert wird. Je nach Bedarf können mit diesem Mess-System auch andere teilweise deponie-spezifische Fragestellungen oder Anforderungen an die Überwachung bewältigt werden. Ein Beispiel stellt die Deponie Gröbern dar, auf der anhand der eingesetzten Umweltmesstechnik überwacht wird, wie weit während der Wintermonate Frost in die Abdeckschicht eindringt (siehe Abbildung 13). Dafür wurden an verschiedenen Stellen auf der Deponie vereinfachte bodenhydrologische Messplätze eingerichtet, an denen die Temperaturmessung in mehreren Tiefen (bis zur Kunststoffdichtungsbahn) erfolgt.

Abbildung 13: Errichtung eines bodenhydrologischen Messplatzes zur Überwachung der Frostschutzwirkung der oberen Abdeckschicht (links) und Zustand des Messplatzes heute (rechts) (Deponie Gröbern).

Der Einsatz von bodenhydrologischen Messplätzen für die Deponie-Überwachung ist vielfältig und eine kostnegünstige Alternative zur Anwendung von Lysimeter-Techniken. Sie eignen sich aber dennoch um spezielle Überwachungs-Vorgaben von Behörden effizient und mit wenig Aufwand umzusetzen.

4 Fazit

Der Einsatz von Umweltmesstechnik auf Deponien hat sich schon viele Jahrzehnte als geeignet für die Deponie-Überwachung erwiesen. Während dieser Zeit zeigte sich, dass die umfangreichen und ausgiebig erprobten Umweltmesstechniken eine direkte Umsetzung der Vorgaben der Deponieverordnung ermöglichen. Dabei wird in der Zusammenstellung der Mess-Systeme darauf geachtet, dass diese möglichst effizient aufgebaut sind und gegegebenenfalls möglichst viele Parameter mit wenig Aufwand in Anschaffung und Betrieb der Messsysteme erfasst werden können. Die vorgestellten Mess-Systeme ermöglichen eine weitgehende Automatisierung des Messbetriebes und der Datenauswertung. Da viele Deponien teilweise individuelle Ansprüche an Mess-Systeme stellen, können diese individuell an die jeweiligen Anforderungen angepasst werden.

Literaturverzeichnis

[1] *Deponieverordnung vom 27. April 2009 (BGBl. I S. 900), die durch Artikel 2 Absatz 23 des Gesetzes vom 20. Juli 2017 (BGBl. I S. 2808) geändert worden ist*

Nachsorge – Biofilter im Gasbetrieb von Deponien

Následná péče – biofiltry v plynovém hospodářství skládek

Klára Vondráková[1], Jan Sedláček[2]

Kurzfassung

Die Nutzung sowie die Beseitigung des Deponiegases ist ein notwendiger Bestandteil jeder aktiven sowie geschlossenen Deponie. Während der Phase des aktiven Deponierens von Abfällen ist es geeignet, das Deponiegas (LFG) in einer KWK-Einheit einzusetzen, während der Nachsorge nehmen aber die Parameter des Deponiegases ab und seine Verwertung ist nicht mehr möglich. Die tschechische Staatsnorm ČSN 83 8034 bietet zwei Möglichkeiten für die Beseitigung des Deponiegases an und zwar eine Verbrennung mit einer Fackel oder den Einsatz eines Biooxidationsfilters. In dem Vortrag werden Erfahrungen mit dem Einsatz von Biooxidationsfiltern auf tschechischen Deponien vorgestellt und das Prinzip des Methanabbaus, der Bau, Monitoring sowie die Instandhaltung dargestellt. Das Monitoring wird am Beispiel eines konkreten Biofilters dargestellt. Folgend wird ein Vergleich der Biofilter in unterschiedlichen Ländern in der Arbeitsgruppe TG CLEAR (International Waste Working Group) vorgestellt, weil es für die Biofilter keine einheitliche Dokumentation gibt. Es wird aus der Gesetzgebung zum Monitoring des Deponiegases ausgegangen, was im Fall der EU die Deponierichtlinie ist.

Abstrakt

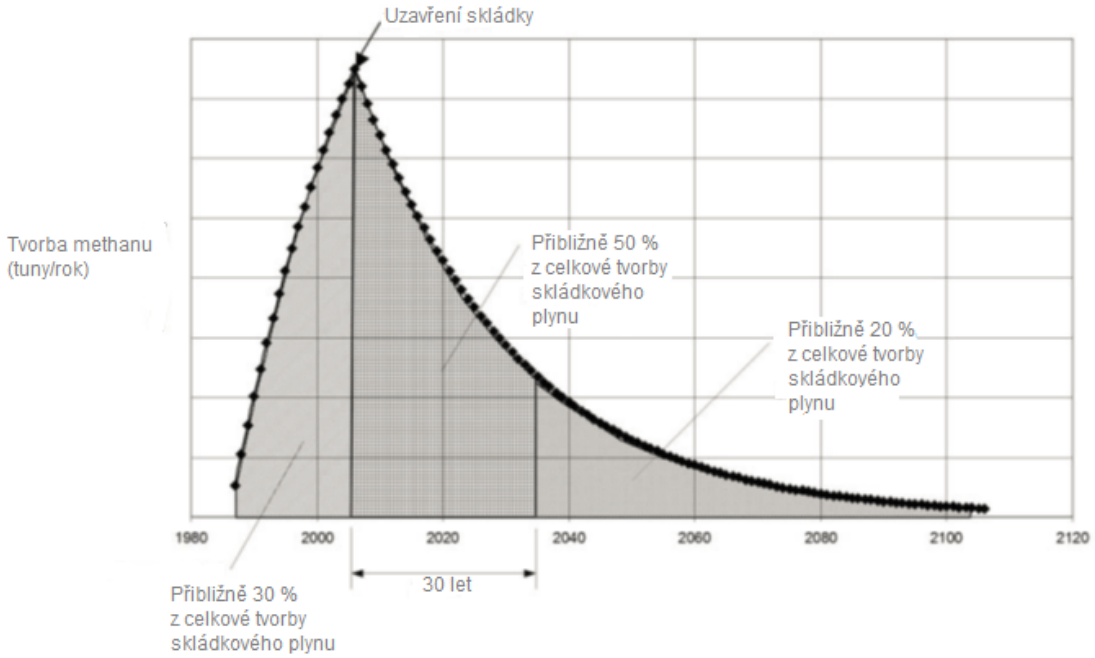
Využití a odstranění skládkového plynu je nezbytnou součástí každé skládky, jak aktivní, tak již uzavřené. Během aktivního navážení odpadu je vhodné využití skládkového plynu (LFG) přes kogenerační jednotku, avšak v době následné péče parametry skládkového plynu klesají a využití již není možné. Česká státní norma ČSN 83 8034 nabízí dvě možnosti na odstranění skládkového plynu, a to fléru nebo biooxidační filtr. Přednáška bude přinášet zkušenosti s biooxidačním filtrem přímo na českých skládkách – jejich princip odbourání methanu, výstavba, monitoring a údržba. Příklad monitoringu bude ukázán na konkrétním biofiltru. Dále bude ukázáno srovnání biofiltrů v různých zemích z pracovní skupiny TG CLEAR (International Waste Working Group), neboť pro biofiltry neexistuje jednotná dokumentace. Pro biofiltry se vychází z legislativy na monitoring skládkového plynu, což v případě EU je Skládková směrnice.

1 Úvod

Skládky komunálního odpadu jsou významným zdrojem emisí skládkového plynu (LFG), který obsahuje methan antropogenního původu a významně tím přispívá ke klimatickým změnám. Methan má potenciál globálního oteplování (GWP = global warming potential) 28x vyšší než oxidu uhličitý [5]. Proto je nakládání se skládkovým plynem, jako se skleníkovým nezbytné a vyplývá z legislativních požadavků i mezinárodních dohod, jako např. Skládková směrnice 1997/31/EC, Kjótský protokol (1997) a Pařížská dohoda (2015).

[1]Ústav Chemie Ochrany Prostředí, VŠCHT Praha (Hochschule für chemische Technologie in Prag), E-mail: klara.vondrakova@vscht.cz

[2]Puralab, s.r.o., Podnikatelská 552, Praha 9, E-mail: info@puralab.cz



Obrázek 1: Průběh vzniku skládkového plynu [3]: začátek skládkování v roce 1988. Aktivní ukládání odpadu do roku 2005. Následuje období následné péče do roku 2035.

Během aktivní fáze je volba plynového hospodářství jednoduchá – skládkový plyn (LFG) je využíván v kogenerační jednotce. Když ovšem parametry LFG klesnou a nelze žádný energetický zisk generovat, je stále nutnost s ním patřičně nakládat, byť už pouze bez energetického využití.

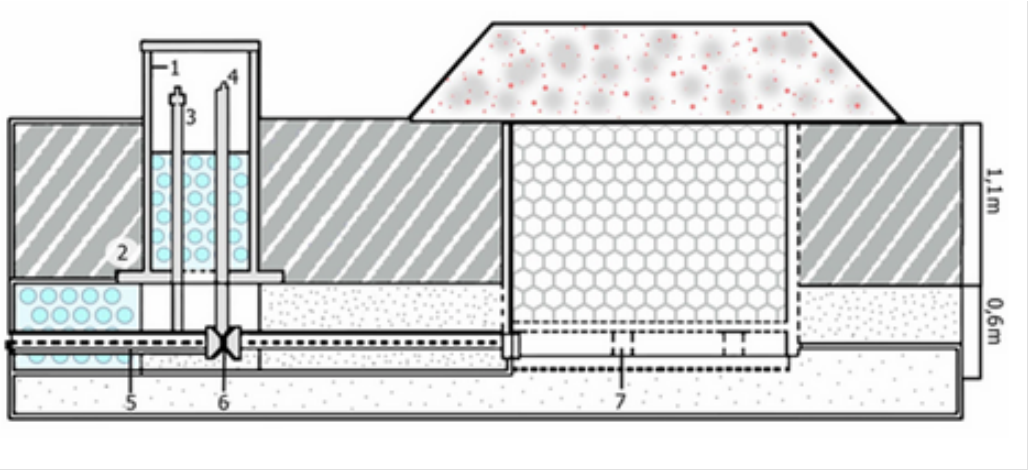
Po uzavření aktivní fáze, tedy během následné péče nastává přirozeně úbytek produkce methanu, a to v závislosti na stáří skládky, klimatických podmínkách, množství a charakteristice uloženého odpadu a způsobem, jak byla skládka řízena (Obrázek 1).

V České republice je zhruba 170 aktivních skládek a mnoho uzavřených skládek. Pro období, kdy skládkový plyn už nebude pro skládku ziskem, ale pouze povinností, je určitě důležitá nízká nákladní i provozní cena. V tomto případě se kromě fléry nabízí tzv. biooxidační filtr, neboli biofiltr. Jedná se jednoduchou technologii pro odstraňování methanu. Zároveň jejich výstavba ani udržování nejsou finančně náročné, plní tedy aspekty jak technické, finanční, tak i ekologické.

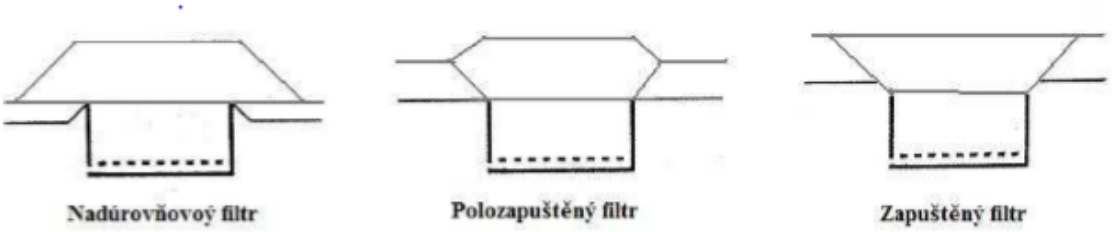
V České republice byl průkopníkem biofiltrů doc. Straka, který navrhl konstrukci biofiltrů. I dnes je citován ve světové literatuře [6], která se věnuje biofiltrům, biofiltraci nebo oxidaci methanu přes další systémy, které také fungují díky oxidaci methanu. Jedná se o tzv. biowindows a biocovers, které se používají na větší plochy, popř. přes celou plochu skládky. Naopak na menší plochy, tzv. hot spots se instalují menší biotraps.

2 Popis biofiltru

Biofiltry se skládají ze dvou vrstev, kdy horní vrstva je vyplněna biologicky aktivním materiálem, jako např. dřevní štěpka, hobliny z jehličnatého dřeva (borovice, smrk), drcené brikety z dřevěného uhlí nebo mulčovaný dřevní odpad smísený se zeminou nebo kompostem. Spodní vrstva je vyplněna koksem a slouží rovnoměrné distribuci plynu do horní vrstvy. V České republice se nejvíce používá dřevní štěpka smíchaná s menším podílem kompostu, a proto se biofiltr označuje jako „kokso – kompostový“.



Obrázek 2: (1) biofiltr - kontrolní věž, (2) betonová deska, (3) kontrolní šachta, (4) uzávěr, (5) drenážní potrubí, (6) kontrolní místo, (7) biofiltr.



Obrázek 3: Tři typy biofiltrů [6]: nadúrovňový, polozapuštěný a zapuštěný.

2.1 Biooxidace methanu

Princip fungování biofiltru je založen na přirozené oxidaci methanu. Tu zajišťují methanotrofní bakterie, které jsou v horní biologicky aktivní vrstvě, a přeměňují methan na oxid uhličitý.

Methanotrofní bakterie se nejčastěji se vyskytují na rozhraní aerobního a anaerobního prostředí ve vlhkých oblastech, např. v rýžových polích, v půdě tundry a při povrchu bažin. Dále se vyskytují v oceánu, ve sladkovodních jezerech a rybnících a na poušti. Dalo by se tedy konstatovat, že jsou to mikroorganismy odolné a prostředí přizpůsobivé.

2.2 Vnější vlivy

Mezi vnější vlivy působící na biofiltr a na úspěšný proces oxidace methanu, patří vliv teploty, vlhkosti, barometrického tlaku a přístupu kyslíku.

Teplota je dobrým indikátorem účinnosti filtru. Dobře udržované filtry mají teplotu nejméně o $7 - 10°C$ vyšší než má okolí, rozdíl může být i $30°C$. Účinné biofiltry mají teplotu $30 - 40°C$, neboť právě tato teplota je životně důležitá pro methanotrofní mikroorganismy. Nejlépe fungující filtry mají teplotu až $50°C$. Velikost teploty se liší u každé skládky podle teploty skládkového tělesa, okolní teploty vzduchu (změna den/noc), umístění biofiltru (nadúrovňový x zapuštěný) a svodného potrubí (pokud je umístěno mimo těleso skládky, je třeba trubku zaizolovat proti zimě).

Na funkci biofiltru má vliv vlhkost, na biofiltr dopadají dešťové srážky a v zimě sníh. Déšť snižuje teplotu biofiltru, ale závisí na charakteru přeháňky a ročním období.

Při nedostatečném zvlhčení skládky na 10 - 15 % saturace vodou mohou vznikat v tělese skládky tzv. EPS (exopolymerní látky, exopolymeric substance) [4]. Jedná se o bílou hmotu

připomínající vápno, která vzniká při nedostatku vlhkosti, podle jiných při místním přetížení filtru jako obrana před toxickými vlivy formaldehydu (z oxidace methanu). Při zpětném vlhčení se částečně mění na rozpustný gel, který stéká do dolních částí filtru, kde je spotřebován. Pro zjištění přesného složení a významu EPS je třeba dalšího výzkumu.

Na skládku má dále vliv změna barometrického tlaku, která ovlivňuje pohyb plynů, tj. výrony methanu a dalších složek LFG. Vzrůstající barometrický tlak omezuje úniky plynu, může způsobit i jeho pronikání do skládky. Zatímco klesající barometrický tlak posílí uniky plynu ze skládky. Barometrický tlak se v krátké době maximálně několik desítek hodin může změnit o 3000 Pa i více, a tak má značný vliv na objem unikajícího plynu ze skládky. V dlouhodobém průměru jsou však změny barometrického tlaku méně než 100 Pa/den.

Protože ve větší hloubce je již nedostatek kyslíku, většina mikrobiální oxidace se odehrává v podpovrchových vrstvách. Hloubka svrchní vrstvy biofiltru, kde se odehrává aktivní oxidace methanu, je průměrně 0,8 – 1 m (může být 0,6 – 1,2 m) [6].

2.3 Monitoring

Monitoring biofiltru se provádí podle potřeb dané skládky, jedná se o 2 – 4 krát ročně. Svrchní vrstva biofiltru by měla být pravidelně měněna, a to 1 x za 3 – 4 roky [6], v případě sedání se musí vrstva doplňovat. Svrchní vrstva by měla být kyprá, vzdušná a nevysušená.

2.4 Legislativa

V současné době je stanoveno, že povrchové koncentrace methanu těsně nad svrchní vrstvou biofiltru mají být za bezvětří nejvýše do 0,3 % objemového. Další podmínka je, že plyn nad povrchem biofiltru nesmí být zapalitelný [2]. ČSN je sice pouze doporučující norma, nikoliv závazná, ovšem bližší požadavky ani metodika na měření biooxidačních filtrů neexistují.

Tabulka 1: Skládky s vývinem plynu se dále rozdělují do 3 tříd [2].

Třída	Odplynění	Střední koncentrace CH_4 v hloubce 0,6 m % objemová	Měrná produkce plynu z 1 miliónu m^3 odpadu (m^3/h)	Odplyňovací systém	Energetické využití odpadu
1.	není nutné	$< 7,4$	< 1	žádný	žádné
2.	je nutné	$7,4 - 35$	$1 - 200$	pasivní	žádné
3.	je nutné	> 35	< 200	pasivní nebo aktivní	podmíněně možné

Odplyňovací systém u starých skládek se navrhuje podle zatřídění skládek na základě výsledků podpovrchového průzkumu.

Skládky spadající do 1. třídy nepotřebují žádný odplyňovací systém. Velmi malé množství plynu, které se tvoří, může odejít difuzí přes izolační bariéry.

Pro skládky 2. třídy musí být již navržen odplyňovací systém. Volná ventilace není přípustná, plyn musí být minimálně ventilován přes biologicky aktivní filtrační jednotku.

Pro skládky 3. třídy musí být navržen odplyňovací systém. Volná ventilace plynu není přípustná ani po ukončení aktivního ukládání odpadu.

3 Měření na biofiltru

3.1 Metody měření

Námi měřený kokso – kompostový biofiltr se nachází na uzavřené části skládky tuhého komunálního odpadu. Celková projektovaná kapacita skládky je přibližně $170\ 000 m^3$, nyní je roční

příjem odpadů 8 000 tun.

Obrázek 4: Biofiltr.

Obrázek 5: Detail povrchu biofiltru a měření teploty.

Obrázek 6: Methanometr Sewerin Multitec 540.

Měřením dle ČSN 83 8034 se zjišťovaly koncentrace methanu nad povrchem biofiltru.

Pro získání přehledu o průběhu odbourání methanu se zjišťovala koncentrace methanu v biofiltru a kontrolních věžích.

Dále se sledovala teplota, také včetně podpovrchového profilu. Stoupající teplota v těle biofiltru totiž naznačuje správnou aktivitu methanotrofních bakterií.

Dále se pozoruje sedání horní části biofiltru, případně jeho narušení např. divokými prasaty. Pouhým pohledem se dá také zjistit tvorba EPS (exopolymerních substancí).

3.2 Výsledky a diskuze

Tabulka 2: Složení plynu nad biofiltrem [% obj.].

	CH_4	CO_2	O_2	N_2
Povrch	0,0	0, 0	20, 5	79,5

Tabulka 3: Složení plynu v biooxidačním filtru [% obj.].

	hloubka [cm]	CH_4	CO_2	O_2	N_2
Bod 1	10	10,5	13,2	5,7	70,6
	50	13,6	11,3	7,9	67,2
Bod 2	10	0,0	2,9	17,0	80,1
	50	0,0	3,3	16,9	79,8
Bod 3	10	0,0	0,9	19,5	79,9
	50	0,0	1,2	19,1	79,7

Tabulka 4: Teploty ve filtru.

hloubka [cm]	teplota [° C] S1	teplota [° C] S2	teplota [° C] S3
povrch	12, 3	12, 3	12, 3
-10	43, 2	32, 6	27, 6
-50	50, 1	37, 7	34, 1

Tabulka 5: Složení plynu v kontrolním bodu a v plynosběrných věžích [% obj.].

	CH_4	CO_2	O_2	N_2
kontrolní bod	58, 8	30, 6	2, 0	8, 6
věž 1	52, 0	32, 3	0, 0	15, 7
věž 2	50, 9	32, 9	0, 0	16, 2

Na kontrolním bodě bylo naměřeno klasické složení skládkového plynu, kde se methan pohybuje od 50 – 58% obj.. Měření povrchových koncentrací methanu těsně nad biofiltrem bylo nulové, a tak biofiltr plní svoji funkci dle ČSN 83 8034 a methanotrofní bakterie dobře oxidují methan.

Z našeho měření vyplývá, že daný biofiltr je vhodný pro odbourání methanu. Pozitivně hodnotíme i jeho ráz, kdy v podstatě splývá s rekultivovanou skládkou.

4 TG CLEAR

V Inrernational Waste Working Group (IWWG) byla v roce 2003 založena pracovní skupina TG CLEAR, která se zaobírá využitím oxidace methanu na skládkách. Tato skupina má celkem 40 členů [1]. Velký zájem o biooxidaci stoupl po roce 2005 a bylo sepsáno velké množství akademických a vědeckých prací a kupodivu dodnes se stále další práce tvoří.

Předmětem činnosti skupiny TG CLEAR je především:

- Tvorba a emise skládkového plynu (LFG),
- Strategie monitoringu LFG,
- Modelování LFG na lokální i globální úrovni,
- LFG jako skleníkový plyn, který přispívá ke globálním změnám,
- Systémy oxidace methanu.

TG CLEAR se schází nejméně 1 x ročně. Letošní setkání bylo na Symposiu Sardinie 2017, kdy se sešlo 10 členů. Aktivity se momentálně věnují hlavně přípravě 2 dokumentů:
„Návrh a konstrukce systémů oxidace methanu“ a „Metody pro hodnocení systémů oxidace methanu“. Diskutuje se harmonizace těchto dvou dokumentů, ovšem zatím je to na úrovni předběžných studií. 1. autorka příspěvku se na obou dvou dokumentech podílela jako spoluautor.

Literatura

[1] https://www.tuhh.de/iue/iwwg/task-groups/clear.html.

[2] Česká Technická Norma (ČSN) 83 8034, Skládkování odpadů – Odplynění skládek.

[3] Handbook for the design, construction, operation, monitoring and maintenance of a passive landfill gas drainage and biofiltration system. 2010, department of Environment, Climate Change and Water NSW 59-61 Goulbourn Street, Sydney.

[4] Dever, S.: Passive Drainage and Biofiltration of Landfill Gas: Behaviour and Performance in a Temperate Climate. 2008.

[5] Endehofer, O.; Pichs-Madruga, R.; Sokona, Y.; aj.: IPPC (2014) Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change Working Group III. Contribution to the Fifth Assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. 2014, cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA. http://ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/wg3/ipcc_wg3_ar5_full.pdf, str. 360.

[6] Straka, F.: Bioplyn. Praha 2006, str. 544 - 549.

[7] Vondrakova, K.; Sir, M.: Biooxidate filters on landfills. *Waste forum*, 5 2016: s. 326–332.

Wiedernutzbarmachung / Nachnutzung bei ehemaligen Bergbauanlagen

Následné využití někdejších dobývacích prostor

VODAMIN II: Gefahrenpotentiale und Nutzung des Grubenwassers zur Verbesserung des grenzübergreifenden Gewässerschutzes in Nordböhmen und Erzgebirge im Einzugsgebiet der Elbe

VODAMIN II: Potenciály nebezpečí a využití důlních vod pro zkvalitnění přeshraniční ochrany vod v severních Čechách a Krušnohoří v povodí řeky Labe

Tomáš Budín[1]

Kurzfassung

In der Präsentation werden kurz die grundlegenden anthropogenen vergangenen sowie gegenwärtigen Tätigkeiten im Brüxer Becken dargestellt. Es handelt sich um den bereits eingestellten Braunkohlentiefbau und den gegenwärtigen Braunkohlentagebau. Erwähnt werden Auswirkungen dieser Tätigkeit auf die Entwicklung des an die Kohlenlagerstätte gebundenen Grundwasserspiegels im gesamten Gebiet des Brüxer Beckens. Im Zusammenhang mit einer schrittweisen Stilllegung des Braunkohleabbaus ergeben sich Fragen, die mit dem Anstieg des Grundwasserspiegels zusam-menhängen, weil das Abpumpen eingestellt wird.

Diese Problematik wurde bereits in der Fachstudie Projekt VODAMIN - zur Problematik des Grubenwassers in dem Nordböhmischen Braunkohlebecken bearbeitet. Dabei waren auf tschechischer Seite beteiligt: Forschungsinstitut für Braunkohle AG (Výzkumný ústav pro hnědé uhlí a.s.) in Brüx im Auftrag des Ústecký kraj, der unmittelbarer Partner im Projekt VODAMIN war. Das wurde durch das Ziel 3 - Programm zur Förderung der grenzübergreifenden Zusammenarbeit 2007 - 2013 zwischen dem Freistaat Sachsen und der Tschechischen Republik gefördert. Grundlegendes Ergebnis dieser Studie war die Feststelllung, dass hinsichtlich der Fläche und Struktur des Brüxer Beckens das Grundwassermonitoring nicht ausreichend sichergestellt ist. Die Weiterführung des Projektes sowie die Durchführung von weiteren Bohrungen zum Monitoring wird im Rahmen des Projektes VODAMIN II bearbeitet, das im Rahmen des Kooperationsprogramms Freistaat Sachsen - Tschechische Republik 2014 - 2020 durchgeführt wird. Es handelt sich um 20 neue Einrichtungen zum Monitoring (Bohrungen), die in wichtigen oder möglichen problematischen Gebieten errichtet werden. Im Rahmen des Projektes wird die bisherige bilanzierte Charakteristik des Gewässers ausgewertet und eine Bilanzierung des Transports chemischer Kennwerte der Gewässergüte in das Oberflächenwasser erarbeitet.

Im Rahmen von gemeinsamen Aktivitäten der Partner des Projektes VODAMIN II können Informationen über die Behandlung des Grubenwassers in der Bergbaufolgelandschaft im Lausitzer Braunkohlenrevier, im Brüxer Becken sowie in der Freiberger Region ausgetauscht werden, wo Jahrhunderte lang Bergbau und Hüttenwesen betrieben wurden. Gleichzeitig werden Möglichkeiten einer effektiveren Lösung der Kippenabdichtungen getestet mit dem Ziel einer effektiveren Behandlung des Kippenwassers. Ein Bestandteil des Projektes VODAMIN II ist auch eine Auswertung des energetischen Potentials des Grubenwassers im Fördergebiet für Heiz- und Kühlzwecke. Beobachtet werden neben einer Auswahl von potentiellen Standorten auch die technischen Möglichkeiten des Einsatzes von Anlagen und ihre Bedrohung durch Verunreinigung an verschiedenen Standorten des Fördergebietes.

[1]Palivový kombinát Ústí, státní podnik; Hrbovická 2, 403 39 Chlumec; E-Mail: Tomas.Budin@pku.cz

Abstrakt

V prezentaci budou stručně zmíněny základní antropogenní činnosti, které probíhaly a v současné době probíhají v Mostecké pánvi. Jedná se o již ukončenou hlubinnou těžbu hnědého uhlí a současnou povrchovou těžbu. Vliv této činnosti na vývoj hladin podzemních vod, vázaných na ložiska uhlí, v celé oblasti Mostecké pánve. S výhledem na postupné ukončování těžby hnědého uhlí vyvstává otázka dalšího vývoje nastoupání hladin důlních vod spojených s útlumem jejich čerpání.

Tato problematika je popsána v odborné studii Projekt VODAMIN – Problematika důlních vod v SHP (Výzkumný ústav pro hnědé uhlí. a.s. v Mostě, zadavatel studie byl Ústecký kraj, který byl partnerem Projektu VODAMIN – Program Cíl 3 / Ziel 3 na podporu přeshraniční spolupráce 2007 – 2013 mezi Českou republikou a Svobodným státem Sasko. Zásadním výstupem této studie bylo zjištění, že vzhledem k rozloze a členitosti Mostecké pánve je nedostatečně zajištěn monitoring hladin důlních vod.

Vlastní pokračování projektu a realizace dalších monitorovacích vrtů je řešena v rámci Projektu VODAMIN II realizovaného v rámci Programu na podporu přeshraniční spolupráce mezi Českou republikou a Svobodným státem Sasko 2014–2020. Jedná se o realizaci 20 nových monitorovacích objektů (vrtů), které jsou situovány do významných nebo možných problematických oblastí. V rámci projektu budou vyhodnoceny bilanční charakteristiky vod a bude provedeno bilancování transportu chemických ukazatelů kvality vody do povrchových vodotečí.

V rámci společných aktivit projektových partnerů projektu VODAMIN II bude možné sdílet informace o nakládání s důlními vodami z post-těžební činnosti v Lužickém hnědouhelném revíru, Mostecké pánvi i ve Freiberském regionu, kde probíhala po staletí hornická činností s navazujícím hutním průmyslem. Současně bude testována možnost efektivnějšího řešení těsnění těles výsypek s cílem zajistit efektivnější řešení výsypkových vod. Součástí řešení projektu VODAMIN II je i vyhodnocení energetického potenciálu důlních vod v dotačním území pro termické využití vody k vytápění a chlazení. Sledováno bude kromě výběru potenciálních lokalit i technická stránka možností využití provozních zařízení a jejich ohrožení znečištěním v různých lokalitách dotačního území.

Anwendung von Informationssystemen bei der Planung einer städtebaulichen Nachnutzung rekultivierter Gruben

Aplikace informačních systémů při plánování urbanistického využití rekultivovaných hnědouhelných lomů

Jan Šembera[1]; Karel Beránek; Kamil Nešetřil

Kurzfassung

In dem Beitrag werden kurz Informationssysteme und ihr Einsatz für die Planung einer weiteren Nutzung der rekultivierten Bergbaufolgelandschaft dargestellt. Die vorgestellte Forschung wird durch die Technologische Agentur der Tschechischen Republik, Projekt Nr. TD03000037 gefördert.

Abstrakt

Příspěvek stručně představuje informační systémy a způsob jejich využití pro plánování dalšího využití rekultivované krajiny zasažené předchozí těžbou hnědého uhlí. Prezentovaný výzkum je realizován za finanční podpory TAČR v rámci projektu č. TD03000037.

Nebezpečné přírodní jevy na některých místech trvale ohrožují své okolí a mají negativní dopad na život, bezpečnost, zdraví a majetek občanů. V oblastech zasažených předchozích lidskou činností je třeba poznat možná rizika a jejich míru ještě před plánováním jejich následného využití. Sledování takových rizik a řízení jejich dopadů je složitý interdisciplinární problém. Je zde potřeba integrovat znalosti, informace a data z několika odborných disciplín, jakými jsou urbanismus, geotechnika, hydrologie, hydrogeologie, informatika, matematika, informační technologie, management a další. Problematiku urbanistického plánování a dalšího rozhodování o využití dotčených území je proto třeba řešit pomocí využití informačních nástrojů, a to jak v části vlastního monitoringu, tak zejména v částech práce s daty a řízení případných rizik za využití systémového/interdisciplinárního přístupu. Díky celkové informační i znalostní podpoře je možno efektivněji vzájemně provázat znalosti z dílčích oborů a tím vytvářet komplexní model. Přírodní systémy jsou totiž vysoce komplexní a obsahují častý výskyt složitých časových a prostorových struktur.

V rámci řešených projektů i běžné praxe je třeba zpracovávat data, která jsou dostupná v různých formátech. Jedná se např. o archivní i aktuální data ve formě map, dat v tabulkových procesorech (Excel), prostém textu, různých výměnných formátech atd. Některá data jsou či mohou být pořizována a zpracována zcela automaticky, což je velmi užitečné nejen z důvodu jejich samotného pořízení a načítání do úložiště (databáze), ale i využití pro samotné výpočty a interpretaci výsledků ve formě grafů, tabulek, analýz, modelů atd.

[1]Technická univerzita v Liberci, Fakulta mechatroniky, informatiky a mezioborových studií, Studentská 2, 46117 Liberec, Česká republika,
E-mail:jan.sembera@tul.cz

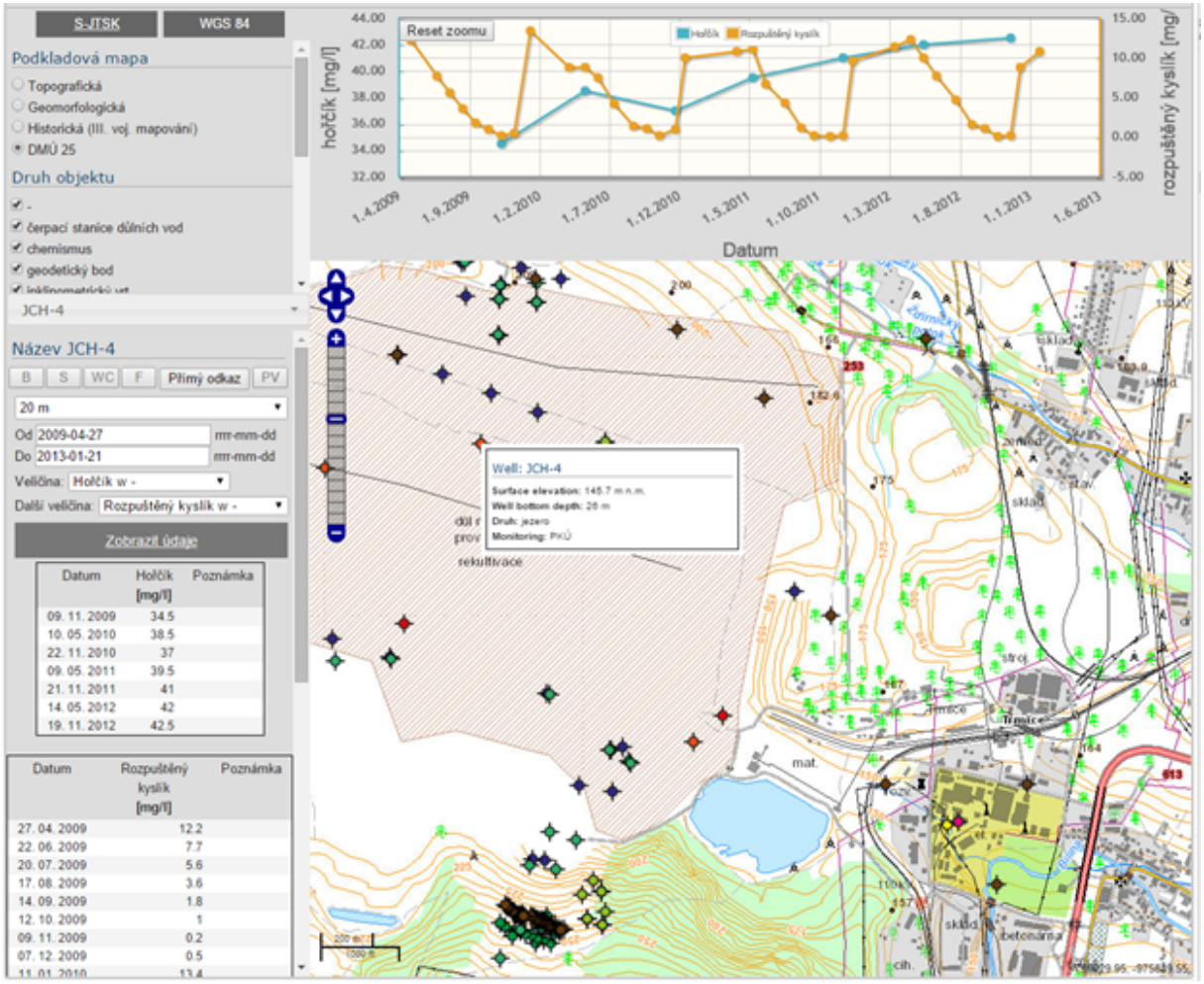
1 Informační systém

V námi vyvíjených informačních systémech využíváme pro načítání dat tzv. „datovou pumpu“. Konkrétně se jedná o nástroj Pentaho Data Integration (community.pentaho.com), který je možno zdarma používat i pro komerční účely. Nástroj umožňuje naprogramovat transformace dat – tedy načítání dat z libovolného formátu do libovolného jiného zvoleného formátu (nejrůznější soubory a databáze). Nástroj má grafické vývojové prostředí a není tak nutné psát programový kód. Nicméně je možné v jeho rámci využívat i další skripty (např. JavaScript, Groovy, případně Python a R).
Byly vyvinuty transformace pro automatizované načítání dat mimo jiné z následujících formátů:

- Česká geologická služba (Geofond)
  - soubory MS Access a
  - soubory XML „Databáze geologicky dokumentovaných objektů České republiky – výdejní aplikace“. Jedná se o výměnný formát podle mezinárodního standardu projektu eEarth.
- Inklinometrie (textové soubory – strojově generované reporty).
- Archivní průzkumné vrty ve Wordu (2413 ks), pravděpodobně exportované ze systému Geobanka firmy Data-PC Sokolov.
- gdBase – načítání některých polí.
- Srážky a teploty ve formě textového souboru na FTP serveru Povodí Ohře s. p.
- Kontingenční tabulka v MS Excel.

Veškerá data se načítají do relační databáze PostgreSQL, jejíž struktura umožňuje uložit data o vrtech (mj. geologický popis, definice vrstev pro geologický řez, technické provedení objektu) i pozorováních (libovolné veličiny vč. inklinometrie a karotáže). Kromě pozorování jsou v databázi uloženy interpretace těchto měření (např. prostorové rozložení parametrů), které jsou využívány např. pro multikriteriální analýzu. Prostorová data (body, linie, polygony) jsou uložena v databázi pomocí databázového rozšíření PostGIS. To umožňuje nejen zahrnutí mapových podkladů (např. územně analytických podkladů a zpracovaných územních plánů) do databáze, ale také přímou možnost práce s takovými daty ve standardních nástrojích GIS (např. ArcGIS, ale i AutoCAD). Mapový server navíc umožňuje zobrazovat data pomocí mapových služeb například v MicroStation.

Data v databázi je možno prohlížet pomocí jednoduché webové aplikace (obrázek č. 1), kde je možno po kliknutí na vrt v mapě vybrat veličinu a časový úsek. Průběh veličiny se zobrazí jako tabulka v levé části okna a jako časový graf v horní části okna. Pokročilou vizualizaci (profily vrtu, geologické řezy, 3D modely; kombinace map, tabulek a grafů) provádíme v cenově dostupném programu EnviroInsite (enviroinsite.com), do kterého je možno data ze systému exportovat. Data a navazující výpočty jsou zobrazovány ve formě tabulek a grafů v tiskových sestavách (reportech). Ty je možno prohlížet online či mohou být zasílány např. e-mailem v pravidelných intervalech či při předem definovaných událostech. Sestavy je možno získat v nejrůznějších formátech (pdf, Excel, Word atd.)



Obrázek 1: Webová aplikace pro prohlížení pozorování.

2 Využití krajiny

Práce s daty, jejich sběr, hodnocení a interpretace hrají klíčovou roli v hodnocení a predikci přírodních rizik ve vztahu k budoucímu využití krajiny. Přírodní systémy jsou vysoce komplexní celky obsahující častý výskyt složitých časových a prostorových struktur. Pro hodnocení a předpovídání systémů je třeba užití holistického přístupu. Řešení jejich problematiky, tedy zejména sledování jejich stavu, vyplývajících rizik a řízení jejich dopadů, je interdisciplinární problém. Problematiku monitorování a hodnocení geotechnických rizik a další rozhodování o využití dotčených území je proto třeba řešit pomocí využití informačních nástrojů. Tím máme na mysli implementaci technologií pro monitorování, správu dat a jejich hodnocení zejména z pohledu případných rizik. Díky této informační i znalostní podpoře je možno efektivněji vzájemně provázat znalosti z dílčích oborů a tím vytvářet komplexní model. Je proto nutné plně využívat modely a metody hodnocení, které budou schopny dostatečně realisticky popsat pozorované chování tohoto studovaného systému a předpovědět jeho budoucí chování a napomoci optimálnímu rozhodování o budoucím rozvoji využití krajiny z pohledu dalšího rozvoje.

Námi vyvíjené informační systémy a expertní systémy obsahují prvky umělé inteligence a integrují v sobě nové metody navržené ve formě ucelené metodiky a postupů pro objektivní hodnocení využití krajiny a jeho rizik na podkladu ověřených nebo nových analytických a empirických vztahů. Hodnocení vždy zahrnuje různé pohledy, např. ekonomicky úsporné, environmentálně příznivé, sociologicky příznivé, časově výhodné, a dále i různé scénáře, které je třeba

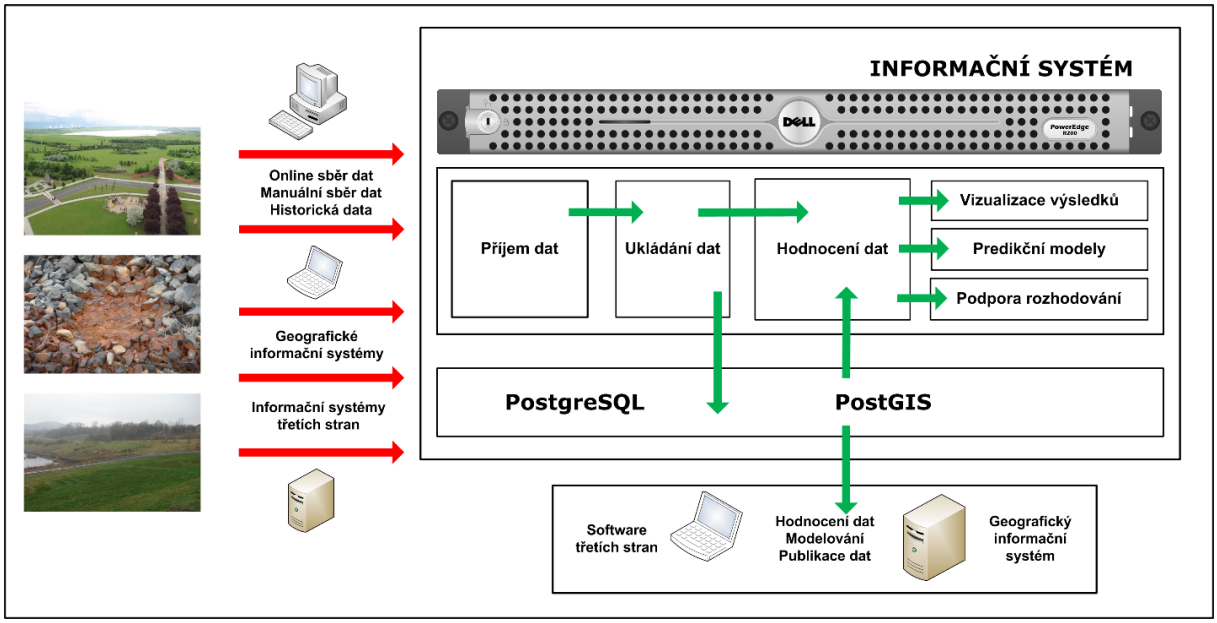
z pohledu např. návrhu urbanistických řešení zohlednit, kdy za dosažení jistých prahových hodnot pro různé formy využití krajiny dochází k destabilizaci systému a ohrožení stanovení cílů. Eliminace rizik by měla např. zabránit neefektivním stavebním investicím na místech, kde by v budoucnu mohlo dojít k iniciaci geotechnických rizik.

3 Příklad aplikace systému

Příkladem využití území jsou výsypky povrchových dolů či důlní odvaly vytvořené hlubinou těžbou a s nimi související problematikou. Efektivní hodnocení a management rizik zohledňující dynamický vývoj krajiny a dopady extrémních scénářů jsou důležitým krokem jak v procesu územního plánování, tak i výstavby a rozvoje sídel či infrastruktury. Informační či expertní systém tak musí v rámci v jedné databáze komplexně integrovat všechna data týkající se stability území a zpracovávat tato data společně pomocí algoritmů speciálně vyvinutými pro odhad rizik spojených s budoucím využitím území.

Hlavní ověřovací lokalitou vyvíjeného systému je okolí jezera Most, které vzniklo rekultivací hnědouhelného lomu a jeho vnitřní a vnějších výsypek. Jde o oblast původního umístění města Most před jeho přesunutím a zahájením těžby hnědého uhlí. Část břehů jezera je tvořena rostlým terénem, většinu břehů však tvoří výsypky různé mocnosti a stáří. Město Most má ambici výhledově znovu využít část oblasti v okolí jezera k zástavbě a částečnému návratu města do blízkosti jeho původního centra.

Metody integrované do vyvíjeného informačního systému vycházejí z poznatků teorie komplexních systémů/nelineární dynamiky. Jedná se o detailně rozpracované hodnoticí postupy založené na ověřených analytických nebo empirických vztazích. Tyto postupy integrované do systému poskytují výsledky a data pro rozhodování o budoucím využití území a jeho dalšího směru rozvoje. Vzhledem k tomu, že ne vždy jsou k dispozici veškerá potřebná a přesná data ze všech potřebných veličin či parametrů s požadovanou četností a aktuálností, je nutné kromě klasických matematických či statistických metod pro hodnocení časových řad použít i nástroje, které by nám byly schopny neměřitelné, odhadované a slovní hodnocení převést do modelu a umožnily zjistit a predikovat chování systému při extrémní změně podmínek některé z jeho složek.



Obrázek 2: Schéma informačního systému.

Klíčovou součástí informačního systému je zpracování geografických dat a mapových vrstev. Kromě dat z monitoringu a dalších měření jsou vstupem do systému územně analytické podklady, platný, příp. zpracovávaný územní plán a další mapové vrstvy. Výstupy jsou potom také prezentovány formou textových zpráv, tabulek, grafů a map. Základní zpracování je založeno na kombinaci známých rizik zanesených v územně analytických podkladech a zobrazení oblastí s kumulací různých druhů rizik. Další úroveň zpracování zahrnuje multikriteriální analýzu časových řad a měření vyjadřující míru geotechnických rizik ovlivňujících zastavitelnost a využitelnost území. V kombinaci s územním plánem předchozí dvě mapy ukazují problematická místa, která kumulují geotechnická rizika a přitom se na nich plánuje intenzivní zástavba. Tato informace je důležitým podkladem pro urbanistu k návrhům úprav územního plánu zohledňujících tato rizika.

Informační nástroje pro podporu rozhodování obecně obsahují podpůrné nástroje pro rozhodovací či řídicí procesy a podporují uživatele v hledání a posuzování variantních řešení či rozhodnutí. Při multikriteriálním hodnocení geotechnických rizik bylo třeba užít metodu, která je schopna hodnotit souhrnnou míru rizika území z pohledu jeho dalšího využití. K tomu, abychom byli schopni stanovit takovou jednoznačnou míru rizika jednotlivých lokalit, bylo třeba vytvářet ucelené postupy (metodiky), které pomocí několika přesně definovaných kroků vypočítají či odhadnou konkrétní hodnotu rizika daného území a zároveň dají informaci o tom, s jakou jistotou se o tuto hodnotu můžeme opírat pro budoucí rozhodování.

4 Závěr

Informační systémy pro podporu rozhodování v oblasti využití krajiny budou mít v praktickém využití stále větší význam. Mnoho rekultivovaných či nerekultivovaných ploch přechází např. ze správy báňských či jiných podniků do obecního nebo privátního využívání. Má-li se území rozvíjet, je nutné rychle, všestranně a objektivně zhodnotit možnosti a případná omezení nebo rizika investičních záměrů. Rekultivované či nerekultivované plochy mají své dočasné limity plného využívání, mezi které řadíme problémy se stabilitou, nerovnoměrným sedáním a s dlouhou konsolidací, heterogenitu prostředí, znečištěním, tvorbou specifických ekosystémů, erozí, prašností či dalšími vlivy spojenými s antropogenní činností z minulosti a současnosti. O některých územích lze již nyní konstatovat, že jejich stabilita bude podmíněná ještě po mnoho let a mnoho desetiletí zde mohou existovat geotechnická rizika. Výše uvedené systémy mohou významně napomoci optimálnímu rozhodování o budoucím rozvoji právě těchto zvláštních ploch z pohledu rozvoje sídel a infrastruktury.

Poděkování

Výzkum je realizován za finanční podpory Technologické agentury České republiky v rámci projektu č. TD03000037 „Informační systém pro podporu rozhodování pro urbanistická plánování inteligentních sídel a infastruktury“.

Nutzung von Grubenwässern aus gefluteten Bergwerken für Heiz- und Kühlzwecke

Geotermické využití důlních vod

Thomas Grab; Bastian Wenzke; Tobias Fieback[1]

Kurzfassung

Für die Erdwärmegewinnung aus Grubenwasser im oberflächennahen Bereich stellen nicht verschlossene und geflutete Bergwerke (z.B. Erz- und Kohlebergwerke) auch nach ihrer ursprünglichen Nutzung z. T. sehr geeignete Standorte für eine alternative und regenerative Energieversorgung dar. Geflutete Grubengebäude weisen aufgrund der großen künstlich geschaffenen wärmeübertragenden Flächen mit hohen Wasserdurchlässigkeiten zwischen Kavernen, Schächten und Stollensystemen sehr große Wärmepotentiale auf. Dieses kann durch unterschiedlichste Nutzungsarten z. B. zur Beheizung und Kühlung von Gebäuden sowie Klimatisierung mit Grubenluft angewendet werden. Die ersten technischen Anwendungen von Grubenwasser im Bergwerk wurden zur Wasserhaltung und ab dem 19. Jahrhundert zur Elektroenergiegewinnung in so genannten Kavernenkraftwerken realisiert. Getrieben durch steigende Energiepreise begann die thermische Nachnutzung der Wässer aus gefluteten Bergwerken gegen Ende der 1980er Jahre mit dem Einsatz von Wärmepumpen zur Anhebung des Temperaturniveaus.

Da jedes Bergwerk in Geologie, Aufbau und Infrastruktur einzigartig ist, gibt es viele wichtige Kriterien, welche für eine erfolgreiche Realisierung einer geothermischen Anlage im Grubenwasser betrachtet werden müssen. In diesem Beitrag werden daher neben den möglichen Nutzungsarten auch deren Vor- und Nachteile im Vergleich zu anderen Heiz- und Kühlkonzepten vorgestellt.

Abstrakt

Pro získávání geotermálního tepla z důlních vod v blízkosti povrchu představují nejen uzavřené a zatopené doly (například rudné a uhelné doly) i po svém původním využití zčásti velmi vhodné lokality pro získávání energií z alternativních a obnovitelných zdrojů. Díky velkým, uměle vytvořeným plochám mezi kavernami, šachtami a systémem štol, přenášejícím teplo s vysokou propustností, představují zatopené důlní objekty velký tepelný potenciál, který je možno využít nejrůznějším způsobem, například pro vytápění a chlazení budov či klimatizaci pomocí důlních větrů. První technické využití důlních vod v dolech byla realizována v oblasti vodního hospodářství a od 19. století za účelem výroby elektrické energie v podzemních elektrárnách. Podpořeno stoupajícími cenami energií započalo termické využívání vod ze zaplavených dolů ke konci osmdesátých let dvacátého století za použití tepelných čerpadel pro zvýšení úrovně teploty.

Jelikož je každý důl z hlediska své geologie, členění a infrastruktury jedinečný, existuje řada důležitých kritérií, které je nutno pro úspěšnou realizaci geotermického zařízení, využívajícího důlní vody, vyhodnotit. Kromě možných forem využití jsou v tomto příspěvku popsány i jejich výhody a nevýhody v porovnání s ostatními koncepcemi chlazení a vytápění.

[1]TU Bergakademie Freiberg, Institut für Wärmeenergietechnik; Gustav-Zeuner-Straße 7, 09599 Freiberg
E-Mail: thomas.grab@iwtt.tu-freiberg.de; bastian.wenzke@ttd.tu-freiberg.de; fieback@ttd.tu-freiberg.de

Modellierung des Wasserhaushalts

Modelování vodního režimu

Untersuchung und Modellierung des Wasserhaushaltes im Muskauer Bergpark

Průzkum a modelování vodního režimu v Mužákovském parku

Patrik Oettel[1]; Volkmar Dunger[2], Uwe Bartholomäus[3]

Kurzfassung

Der durch den Alauntonabbau morphologisch stark geprägte Muskauer Bergpark nahe der Stadt Bad Muskau wird heute als Parklandschaft genutzt, die zum Großteil von Altholzbeständen und einigen Grünflächen gekennzeichnet ist. Im Zuge der wasserhaushaltlichen Betrachtung wurde der Boden zunächst mittels Bohrstockkartierung aufgenommen, wobei neben dem natürlich gewachsenen Sandboden auch die bergbaulich beeinflussten Bereiche sichtbar wurden. Eine computergestützte Modellierung des Wasserhaushaltes für den Ist-Zustand im langjährigen Mittel ergab eine reale Verdunstung von ca. 500 mm/a, was bei einem Niederschlag von 680 mm/a einen Anteil von 75 % ausmacht. Der Oberflächenabfluss spielt mit $<$1 % des Niederschlags kaum eine Rolle. Die restlichen 25 % sind folglich Sickerwasser. Zudem wurden die Auswirkungen des prognostizierten Klimawandels anhand verschiedener Realisierungen des Klimaszenarios A1B für 2021-2050 und 2071-2100 betrachtet. Dabei zeigt sich eine Verringerung des Niederschlags um bis zu 15 % sowie eine Erhöhung der realen Verdunstung, welche eine drastische Reduzierung der Sickerwassermengen um bis zu 85 % zur Folge haben. Diese Ergebnisse sind im Rahmen zukünftiger Maßnahmenplanungen besonders in der Landschaftspflege zu berücksichtigen.

Abstrakt

Mužákovský horský park, morfologicky významně utvářený těžbou oxidu hlinitého, je dnes využíván jako park, porostlý z velké části starými dřevinami a zelení. V rámci hydrologického průzkumu byla nejprve provedena pedologická inventarizace půd pomocí vrtné tyče, kdy kromě přirozeně vyvinuté písčité půdy jsou patrné rovněž oblasti, ovlivněné těžební činností. Z počítačového modelu vodního režimu stávajícího stavu v dlouholeté střední hodnotě vyplynul reálný výpar cca 500 mm/a, což v případě srážek 680 mm/a činí podíl 75 %. Povrchový odtok ve výši srážek $<$1 % téměř nehraje žádnou roli. Zbývajících 25 % tedy představuje infiltraci. Kromě toho byly na základě různých realizací klimatického scénáře A1B pro roky 2021-2050 a 2071-2100 vyhodnoceny dopady projektované klimatické změny. Zde se ukazuje snížení srážek o až 15 % a zvýšení reálného výparu, což povede k drastickému snížení množství infiltrované vody až o 85 %. Tyto výsledky je nutno zohlednit především při plánování budoucích opatření především v oblasti péče o krajinu.

[1]SAXONIA Standortentwicklungs- und -verwaltungsgesellschaft mbH, Freiberg;
E-mail: patrick.oettel@saxonia-freiberg.de
[2]TU Bergakademie Freiberg, Institut für Geologie, Freiberg;
E-mail: dungerv@geo.tu-freiberg.de
[3]Hochschule Zittau/Görlitz, Institut für Verfahrensentwicklung, Torf- und Naturstoff-Forschung, Zittau;
E-mail: u.bartholomaeus@hszg.de

1 Einleitung

Wasser ist die Grundlage vieler Vorgänge in der Natur und natürlicher Erscheinungen. Sein Vorkommen bestimmt maßgeblich die Gestalt einer Landschaft, die sowohl Lebensraum im ökologischen Sinne als auch Nutzungsgrundlage des Menschen darstellt. Somit handelt es sich beim Wasserhaushalt als regionale Ausprägung des allgemeinen Wasserkreislaufes um eine zentrale Eigenschaft eines Gebietes. Das Zusammenspiel der Wasserhaushaltsgrößen wie Niederschlag, Verdunstung, Abfluss und Speicheränderung bestimmt über Dargebot und Entnahme. Dessen Ausdruck in Form der Wasserbilanz als Quantifizierung ist immer an räumliche und zeitliche Bedingungen gebunden. Im Sinne einer Überblicksbetrachtung ist es nicht sinnvoll, bestimmte Perioden zu beleuchten. Hierfür sind Aussagen über mittlere Verhältnisse besser geeignet. Die Erstellung einer mittleren Wasserhaushaltsbilanz dient der Erfassung und Bilanzierung des Wasserdargebotes für langfristige Verhältnisse [1]. Auf der Grundlage langjähriger meteorologischer Messreihen ist die Ermittlung solch einer mittleren Wasserbilanz mithilfe von Bodenwasserhaushaltsmodellen möglich. Die Modellierung erfordert einige Eingangsparameter, die stark vom Untersuchungsgebiet abhängen und die Gebietseigenschaften widerspiegeln.

Das betrachtete Gebiet wird von der Stiftung „Fürst-Pückler-Park Bad Muskau“ verwaltet und ist Teil des Geoparks Muskauer Faltenbogen. Das nahe der Stadt Bad Muskau befindliche Areal wird als Bergpark bezeichnet. Die Besonderheit liegt in dem dort über ein paar Jahrhunderte betriebenen Bergbau, der maßgeblich die Morphologie und Beschaffenheit geprägt hat. Angesichts dieser Nutzungsgeschichte sind die wasserhaushaltlichen Verhältnisse durchaus von Interesse.

Derzeit wie künftig sind die Auswirkungen des globalen Klimawandels verstärkt in den Blick geraten. Da die Lausitzer Region bereits zu einer der niederschlagsärmeren Regionen gehört, wird durch die klimatische Entwicklung eine weitere Verschärfung erwartet [2]. In welchem Maß sich die Klimaveränderung auf den Wasserhaushalt des Muskauer Bergparks auswirkt, war auch Gegenstand der Untersuchung.

2 Untersuchungsgebiet

2.1 Geographische Lage

Der Muskauer Bergpark gehört zur Einheit des Geoparks Muskauer Faltenbogen und befindet sich im nordöstlichsten Teil Sachsens ca. 3 km entfernt von der Grenze zu Brandenburg und direkt an der Neiße, der Grenze zur Republik Polen. Er liegt südwestlich des Stadtzentrums von Bad Muskau.

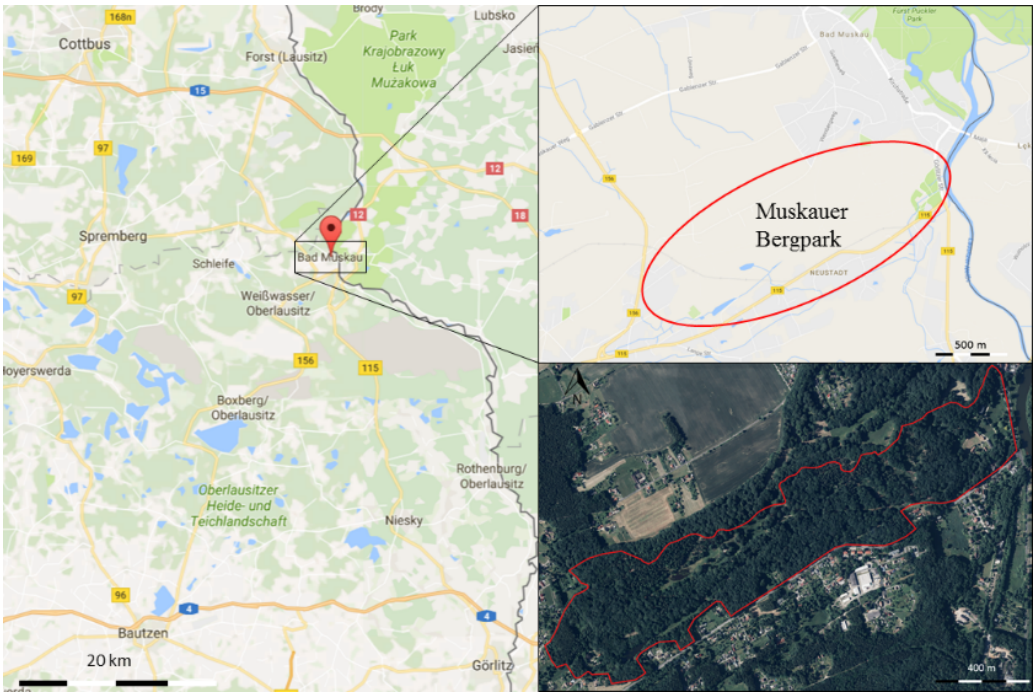


Abbildung 1: Geografische Lage und Abgrenzung des Untersuchungsgebietes (Quelle: Google Maps; Satellitenbild:Landesvermessungsamt Sachsen).

Im Westen und Südwesten erstreckt sich das Untersuchungsgebiet bis zur Ortschaft Krauschwitz und wird im Süden durch die Bundestraße 115 begrenzt (siehe Abbildung 1). Die Entfernung zur Kreisstadt Görlitz beträgt knapp 50 km und zur nächst größeren Stadt Cottbus auf brandenburgischer Seite ungefähr 36 km. Der Muskauer Bergpark umfasst eine Fläche von mehr als $1,2\ \mathrm{km}^2$, wobei in der Untersuchung nur der südliche Abschnitt des ehemaligen Alaunwerkes und des Badeparks betrachtet wird. Das in Abbildung 1 rechts unten dargestellte Gebiet nimmt eine Fläche von $0,8\ \mathrm{km}^2$ und damit zwei Drittel des Bergparkes ein.

2.2 Geologie

Das Untersuchungsgebiet gehört zur besonderen geologischen Struktur des Muskauer Faltenbogens, dessen Hauptstrang südlich von Bad Muskau verläuft. Die an ein Hufeisen erinnernde, nach Norden offene Ausprägung ist das Ergebnis der Überlagerung verschiedener Eisvorstöße während der Elster- und Saale-Kaltzeit. Die entscheidenden Deformations- oder glazialtektonischen Prozesse fanden während der Elstereiszeit zu Anfang des zweiten Gletschervorstoßes statt [3]. Der Gletscher hatte eine Mächtigkeit von 300 m über der Erdoberfläche. Die dadurch erzeugte Auflast wirkte bis in die Tiefe des 2. Lausitzer Flözes (2. Miozäner Flözkomplex), was eine starke Faltung der Lockergebirgsschichten nach sich zog [4]. An der Spitze des Eispanzers hingegen kam es zu Bruchvorgängen, deren Folge eine Stauchendmoräne aus sogenannten aufgerichteten tektonischen Schuppen war. Das Auftreten von Grundbrüchen unter der Auflast des Eises und das klassische Aufstellen von Schuppen erfolgten analog. Ersteres stellt jedoch den Hauptbildungsprozess dar, sodass man auch von einer Grundbruchmoräne sprechen kann [5]. Eisvorstöße der Elster- und Saalekaltzeit überprägten den Muskauer Faltenbogen. Zusammen mit eiszeitlichen Winden wurden Sedimente abgetragen und die steilen Bereiche stark eingeebnet.

2.3 Böden

Die Grundlage für die bodenkundliche Charakterisierung bildet die digitale Bodenkarte von Sachsen im Maßstab 1:50.000 [6]. Laut dieser finden sich im Untersuchungsgebiet vier verschiedene Bodentypen (siehe Abbildung 2). Der überwiegende Teil des Gebietes ist laut BK50 ein Podsol aus sedimentärem Sand. Die Verwitterung und vertikale Verlagerung von Eisen, Aluminium und organischen Stoffen unter humidem Klima prägen diesen Bodentyp.

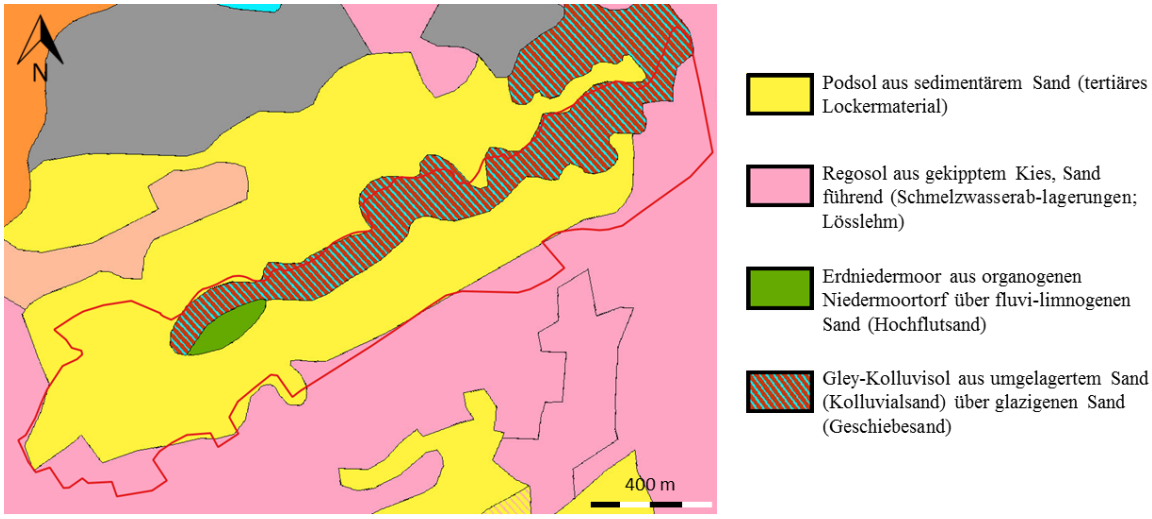


Abbildung 2: Vorherrschende Bodentypen im Untersuchungsgebiet laut Bodenkarte im Maßstab 1:50.000 [7].

Den zweiten Rang hinsichtlich des Flächenanteiles belegt der Bodentyp Gley-Kolluvisol aus umgelagertem Sand über glazigenen Sand. Laut BK50 erstreckt sich dieser über die gesamten Hänge entlang der nördlichen Gebietsgrenze. Bei der Genese stehen hier zwei Prozesse im Vordergrund: Vergleyung und Umlagerung. In den südwestlichen bis südlichen Randbereichen sowie einem Großteil des Badeparks im Osten tritt ein Regosol auf. Dessen Entwicklung geht auf kalkarmes und sehr lockeres Ausgangssubstrat zurück, aus dem sich nur sehr gering mächtige Horizonte gebildet haben [7]. Ein kleiner Teil des Untersuchungsgebietes ist als Erdniedermoor aus organogenem Niedermoortorf gekennzeichnet. Dieser befindet sich rund um den Weinbergteich inmitten des Bergparkes.

2.4 Klima

Bad Muskau und seine Umgebung gehören zum Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße, welches von einem gemäßigt warmen Klima geprägt ist [8]. Mit Bezug auf die Referenzperiode 1981 – 2010 wird als langjährig mittlere Jahressumme ein Niederschlag von 637 mm für die Station Bad Muskau angegeben [9]. Der meiste Niederschlag fällt mit 80 mm im Monat Juli und das Niederschlagsminimum von 40 mm liegt im Monat Oktober (siehe Abbildung 3). Die Jahresmitteltemperatur beträgt für den genannten Referenzzeitraum an der Station Bad Muskau 9,2 °C [9]. Die tiefsten Temperaturen treten im Januar mit -0,1 °C auf, der wärmste Monat ist im Mittel der Juli mit 19 °C (siehe Abbildung 3).

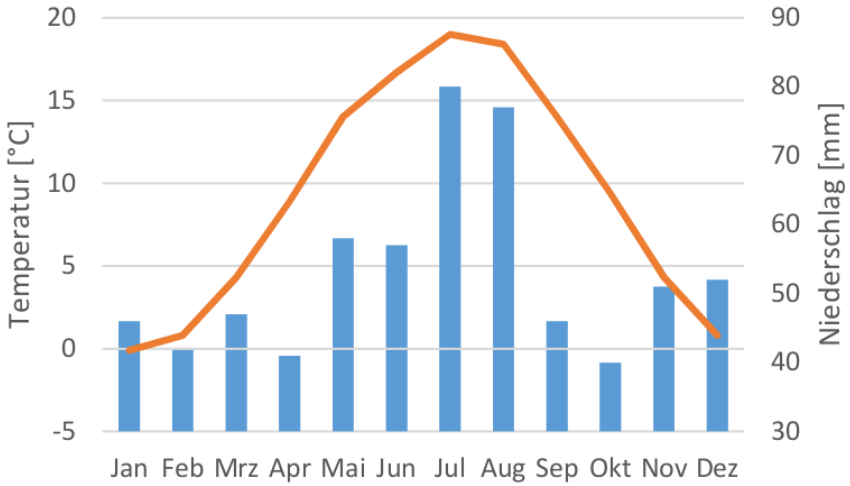


Abbildung 3: Klimadiagramm aus den Werten des DWD der Station Bad Muskau für den Referenzzeitraum 1981-2010.

2.5 Historische Entwicklung und anthropogener Einfluss

Der Muskauer Bergpark unterlag in den letzten 500 Jahren zahlreichen anthropogenen Eingriffen und Nutzungen, welche zusammen mit den glazialen Prozessen die Morphologie geprägt haben. Den größten und längsten Einfluss hatte der Alaunbergbau, dessen Beginn in der Standesherrschaft Bad Muskau unklar ist, jedoch erstmals in einer Verkaufsurkunde von 1595 erwähnt wird [10]. In erster Linie erfolgte der Abbau von Alauntonen. Diese Schichten enthalten eine Menge Ton, Schluff sowie Pyrit und besitzen eine schwärzlich-graue bis pechschwarze Farbe. Sie sind sehr brüchig und haben eine schiefrige Struktur. Alaun als Mineral ist ein hydratisiertes Salz der Verbindung von Kalium und Aluminium mit Sulfat [11]. Aller Wahrscheinlichkeit nach enthielten die Alauntone jedoch nur wenig an reinem Alaun. Den Alauntonschichten folgend wurden Stollen in den Berg getrieben und je nach Verlauf vom Stollen aus abgeteuft, welcher mit dickeren Balken abgestützt wurde [12]. Anschließend schüttete man das gewonnene Material zu Halden auf, wo es über mehrere Jahre „reifen“ konnte und schließlich in der Alaunhütte aufbereitet wurde [13]. Somit war die Aufhaldung ein wichtiger Produktionsschritt und keine Nebenerscheinung. Denn erst durch die Verwitterung des Haldenmaterials kam es zu einigen Mineralneubildungen, darunter vermutlich verstärkt auch Alaun. Es wurde früher überwiegend bei der Textilherstellung und -verarbeitung eingesetzt [14]. Im Jahre 1865 wird der Alaunbergbau im Muskauer Bergpark nach über 250-jährigem Betrieb des Alaunwerkes eingestellt [12].

Bereits während des Alaunwerkbetriebes gibt es Ansätze, den von Fürst Hermann von Pückler-Muskau angestrebten Parktourismus im Zuge seiner landschaftsgestalterischen Tätigkeit in Bad Muskau mit dem Alaunbergbau zu verbinden [15]. Hierzu gehörte die Errichtung einer Kur- und Heilbadeanstalt, welche dem Alaunwerk vorgelagert und im östlichen Teil des Bergparkes zu finden war. Heute sind davon noch einige wenige Gebäude erhalten wie der Kuppelpavillon. Der sogenannte Badepark wird am 23. Juni 1823 eingeweiht und auf den Namen Hermanns-Bad getauft [13]. Die vielseitig angelegte Heilanstalt schließt unter anderem die bereits seit 1820 bekannte Eisenvitriol-Quelle ein [10]. Sie entspringt in ungefähr 8 m Tiefe im damaligen Abbaugebiet des Alaunwerkes, wo sich pyrithaltige Braunkohleflöze mit Alauntonen und anderen Schichten abwechseln.

Die Spuren des Alaunbergbaues sind bis heute in der Geländemorphologie sichtbar, wo sich Aufschüttungen und Bruchfelder mit natürlichen Steilhängen und Tälern abwechseln. Die anthropogenen Formationen lassen sich dabei von den natürlichen in den wenigsten Fällen ein-

deutig abgrenzen. Andeutungen in diese Richtung werden bei der Untersuchung des Geländes deutlich, deren Vorgehensweise im Folgenden erläutert wird.

3 Geländearbeiten

3.1 Gewässer- und Nutzungskartierung

Im Untersuchungsgebiet finden sich vier Stillgewässer (siehe Abbildung 4): der Weinbergteich im Nordwesten, die Vexierlache in der Mitte, die Wiesera im Süden und in der südwestlichsten Ecke eine kleinere Wasseransammlung, von der kein Name bekannt ist. Zwischen Weinbergteich und Vexierlache sowie dem kleineren Feuchtgebiet und der Wiesera existieren Verbindungen in Form von oberirdischen, wasserführenden Gräben.

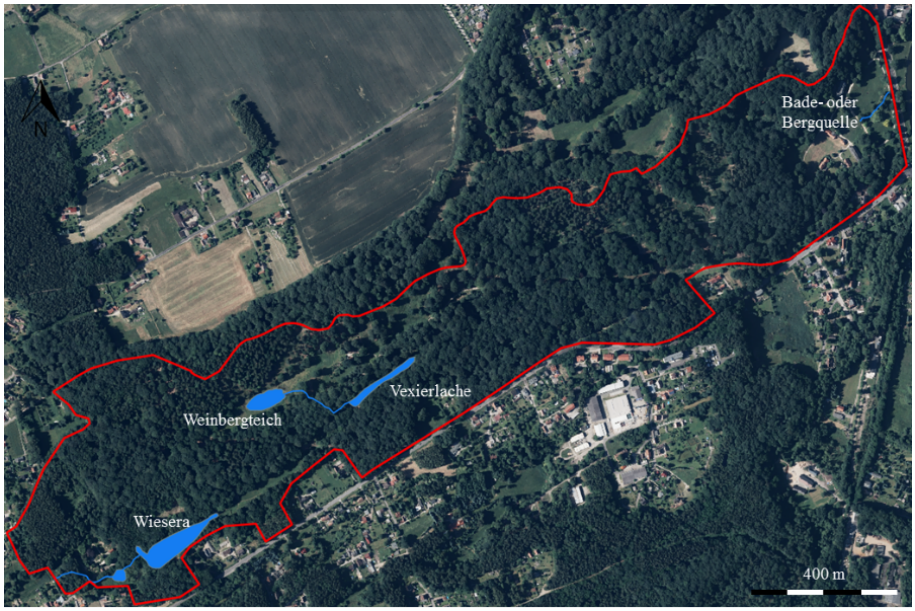


Abbildung 4: Oberflächengewässer im Untersuchungsgebiet.

Der Weinbergteich wird lediglich vom Niederschlag und oberflächennahen Abflüssen gespeist, da kein Zulauf ausfindig gemacht werden kann. Der vorhandene Ablauf ist eingefasst und gedrosselt. Das abfließende Wasser mündet nach ca. 175 m in die Vexierlache, welche keinen erkennbaren, künstlichen Ablauf besitzt. Die südwestliche, kleine Wasseransammlung verfügt über einen teilweise verrohrten Bach als Zulauf, dessen Ursprung außerhalb des Untersuchungsgebietes liegt. Neben diesen Gewässern existiert die bereits in den vorherigen Kapiteln mehrfach erwähnte, offen verlaufende Quelle im Badepark.

Bei der Durchführung der Nutzungskartierung werden lediglich die modellierungsrelevanten Parameter

- Nutzung/Bewuchsart (Gewässer, Wiese, Laub-, Nadel-, Mischwald, Siedlung)
- Bestandsaufbau (ein- oder mehrschichtig)
- Bestandsentwicklung (spärlich, normal, üppig)
- Wuchsform (forstwirtschaftliche Klassifizierung entsprechend des BHD nach MARKGRAF 1984 in Jungwuchs, Dickung, Stangen- oder Altholz)

aufgenommen. Die Abgrenzung der einzelnen Gebiete unterschiedlichen Alters und Bewuchsentwicklung erfolgte zusätzlich mithilfe des Luftbildes vom Landesvermessungsamt Sachsen

(GeoSN) per WMS-Layer im QGIS. Deutlich sichtbare Strukturwechsel in der Satellitenbilddraufsicht werden im Vergleich mit den Geländeaufnahmen den entsprechenden Wuchsformen und Beständen zugeordnet.

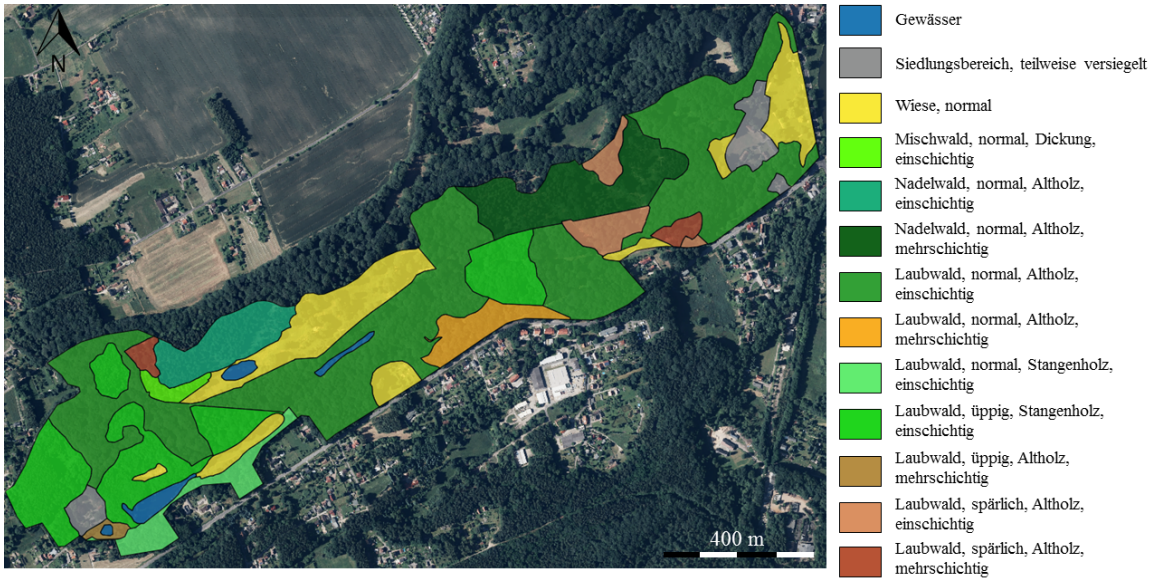


Abbildung 5: Karte der Nutzungs- und Besuchskarten im untersuchten Abschnitt des Bergparks (Grundkarte: Satellitenbild des Landesvermessungsamtes Sachsen).

Wie Abbildung 5 zeigt, ist der überwiegende Teil des Gebietes bewaldet, vorrangig mit Laub- und teilweise auch mit Nadelgehölzen (z.B. Kiefern). Aufgrund der Vielzahl an alten Bäumen (BHD>20cm) ist das „Altholz“ die häufigste Wuchsform. Nur ein kleiner Teil des Gebietes weist einen mehrschichtigen Aufbau auf, der nur aus wenigen Kräutern und Gräsern besteht, sodass fast ausschließlich ein einschichtiger Aufbau vorliegt. Der Großteil wurde hinsichtlich der Bestandsentwicklung als „normal“ eingestuft, da sich im Gelände ein Waldbestand erkennen lässt, der weder sehr dicht noch äußerst licht erschien. Neben den eingangs im Kapitel erwähnten Gewässern und den Waldbereichen finden sich im Untersuchungsgebiet Grünländer und kleinere Siedlungsbereiche vor allem im Bereich des Badeparks. Für die Wiesen wurde nach augenscheinlichen Merkmalen ebenfalls eine normale Bestandsentwicklung angenommen.

3.2 Bohrstockkartierung

Die Bohrstockkartierung diente der Überprüfung der Angaben der BK 50 (siehe Kapitel 2.3). Im gesamten Untersuchungsgebiet wurde an 51 Stellen der oberste Meter Boden mittels Bohrstock kartiert (siehe Abbildung 6) und die Bodenarten der Schichten entsprechend DIN EN ISO 14688-1 [16] mithilfe der Fingerprobe bestimmt sowie der Humusgehalt entsprechend der Methode nach Bodenkundlicher Kartieranleitung [17] abgeschätzt. In der Umgebung jedes aufgenommenen Bohrpunktes wurden außerdem weitere Bohrstöcke eingeschlagen und ausgewertet. Dies diente der Überprüfung und Festlegung des für einen bestimmten Bereich repräsentativen Profils (siehe Kapitel 4.1.1) sowie als Anhaltspunkt zur Abgrenzung unterschiedlicher Böden.

Es wird aus der Bohrstockkartierung ersichtlich, dass der Großteil des Areals wie erwartet aus sandigem Boden besteht. Hierbei gibt es jedoch lokale Unterschiede. Im südwestlichen und überwiegenden Teil deutet das Profil auf natürlich gewachsenen Boden hin. Hier wurde immer wieder das gleiche Profil vorgefunden. Bis auf die obersten 15 cm Boden, welche mehr Schluff und Ton enthalten und einen klar erkennbaren, humosen Ah-Horizont besitzen, besteht

der Rest aus einem sandigen und schwach schluffigen Substrat (Sandboden 2). Im Gegensatz dazu weist Im Gegensatz dazu weist der Nordosten deutlich variablere Schichtabfolgen auf.

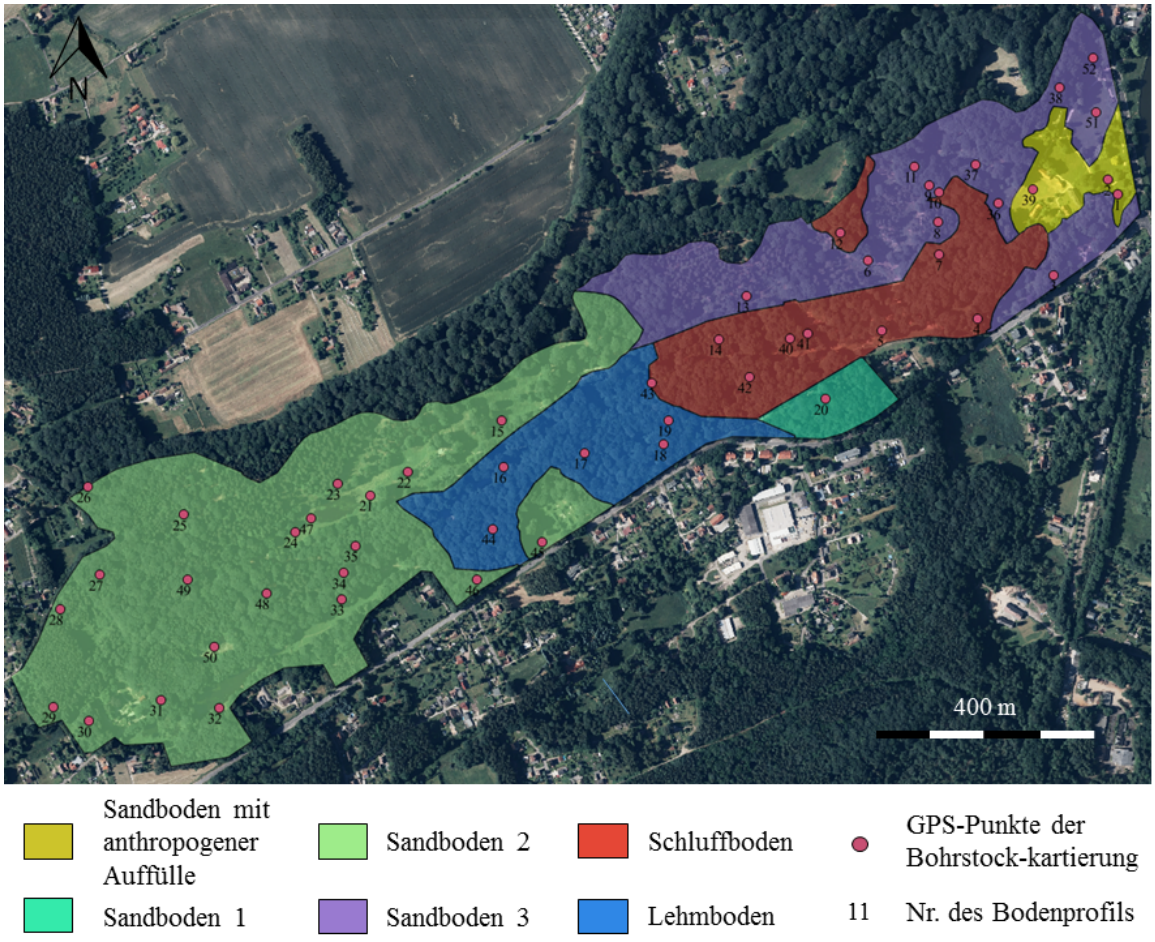


Abbildung 6: Aufnahmepunkte der Bohrstockkartierung und abgegrenzte Bodenbereiche.

Der dominierende Sand enthält einige schluff- und tonreichere Partien, deren Anordnung sich innerhalb der Profile unterscheidet. Die Ausprägung eines mit Humus angereicherten Ah-Horizontes ist kaum vorhanden. Im Bereich des Badeparkes ganz im Osten kommt ein merklich anthropogen gestörter Boden zum Vorschein. Hier schließt sich eine Auffüllschicht aus Kohle- und Ziegelbruchstücken dem schluffigen, gering humosen Oberboden an, bevor wiederum der Sand im unteren Teil des Profils ansteht.

Das als Sandboden 1 markierte Areal wird als eigenständig betrachtet, da es räumlich von den anderen beiden Sandböden getrennt vorgefunden wird und beim Geländerundgang als eine Art morphologische Einheit erscheint.

Im mittleren Teil des Untersuchungsgebietes ändert sich der Boden im Vergleich zum Rest. In dem als Schluffboden in Abbildung 6 gekennzeichneten Areal ist die Struktur des vorgefundenen Bodenmaterials in fast allen Bohrstockprofilen identisch. Der Schluffanteil dominiert die Kornzusammensetzung während der Sandanteil deutlich geringer, aber dennoch spürbar ist. Der Tongehalt ist auch höher als in den anderen Bereichen. Mit Bezug auf die morphologische Beschaffenheit des ausgewiesenen Teilgebietes lässt sich vermuten, dass es sich dabei um abgelagertes Haldenmaterial handelt, welches während des Abbaus der Alauntone angefallen ist. Der in Abbildung 6 als Lehmboden bezeichnete Bereich erhält seinen Namen als Folge der Mittelung punktuell sehr heterogener Profile. Das Spektrum reicht hier von schluffigem Sand bis fettem Ton, was im Durchschnitt im Bereich von Lehm angesiedelt werden kann.

Die Bohrstockkartierung lieferte insgesamt Hinweise auf die eingangs vermutete Heteroge-

nität des Gebietes, die in einigen Bereichen deutlicher zur Geltung kommt. Vor allem im Bereich des ehemaligen Alaunwerkes unterscheiden sich die Profile teilweise stark auf engerem Raum. Diese Tatsache erschwerte letztlich auch die Abgrenzung, welche jedoch für die Hydrotopeinteilung im Vorfeld der Modellierung notwendig und in Abbildung 6 dargestellt ist. Im Zuge der Modellierung wurde jeweils ein Profil ausgewählt oder erstellt, das die Bodenverhältnisse in den einzelnen Bereichen widerspiegelt. Der detaillierte Schichtaufbau dieser repräsentativen Profile ist in Kapitel 4.1 erläutert.

3.3 Durchflussmessung

Der Durchfluss der bereits in Kapitel 2.5 angesprochenen Heilquelle im Badepark sollte für die Kalibrierung der Modellierungsergebnisse herangezogen werden. Die Quelle wird am westlichen Rand des Badeparks in einem Brunnenschacht gefasst (siehe Abbildung 7).

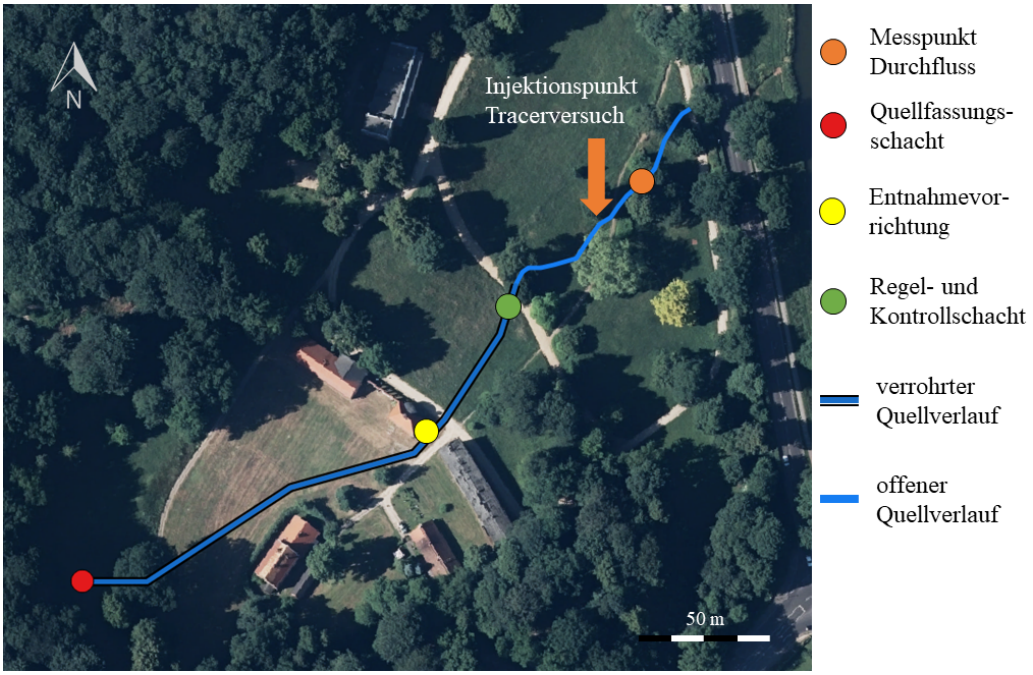


Abbildung 7: Verlauf der Eisenvitriolquelle im Badepark inklusive Einrichtungen (Satellitenbild: Landesvermessungsamt Sachsen).

Von dort aus verläuft sie ca. 200 m verrohrt und unterirdisch bis sie schließlich nahe des ehemaligen Kuppelpavillons und Badehauses an die Oberfläche tritt und als offenes Gerinne weiterfließt. Nach ungefähr 90 m unterquert der Quellbach die Görlitzer Straße und mündet schließlich in die Neiße. Wie Abbildung 7 zeigt, gibt es neben dem Brunnenschacht zur Fassung zwei weitere Einrichtungen: eine Entnahmestelle zur Verkostung bei Führungen und ein Regel- und Kontrollschacht zur Wartung.

Entsprechend des Messvorhabens wird ein Messpunkt innerhalb der offen fließenden Strecke gewählt (siehe Abbildung 7). An diesem wurde der Durchfluss mittels hydrometrischer Flügelmessung auf Basis elektromagnetischer Sensorik und einer Tracermessung mit NaCl als Momentimpuls bestimmt. Die Messungen erfolgten an drei Tagen mit ähnlicher Witterung. Die Gegenüberstellung der Ergebnisse beider angewendeter Verfahren machte deutlich, dass der mittlere Durchfluss im Beobachtungszeitraum im Bereich von 1,8 bis 2,0 l/s lag.

4 Wasserhaushaltsmodellierung des Ist-Zustands

4.1 Modellwahl und Parametrisierung

4.1.1 Hydrotopeinteilung

Für die Bilanzierung des Wasserhaushalts wurde das konzeptionelle Boxmodell BOWAM verwendet, welches sich durch eine gute Handhabung und in zahlreichen Untersuchungen bewährt hat. Neben einer Vielzahl an Eingangsparametern (siehe [18]) ist für die Modellierung eine Unterteilung des Gebiets in Hydrotope erforderlich. Dies wurde mithilfe der Geoinformationssoftware QGIS und ArcGIS realisiert, indem die einzelnen Ergebnislayer der Bewuchs- und Bohrstockkartierung sowie Informationen zur Morphologie (Exposition anhand des digitalen Geländehöhenmodells von Sachsen) überlagert wurden. Dies ergab schließlich eine Anzahl von 100 Hydrotope im Untersuchungsgebiet. Die notwendigen geographischen Information wie Höhenlage, Handlänge und Neigung konnten ebenfalls aus dem digitalen Geländemodell von Sachsen per GIS-Anwendung gewonnen werden. Wie bereits in Kapitel 3.2 erwähnt, wurde für jeden Bodenbereich in Abbildung 6 ein repräsentatives Bodenprofil hinterlegt, welches letztlich Eingang in die Modellierung und bei den Hydrotopen Verwendung findet. Hierbei wurden entweder Mittelwerte der Bodenarten der einzelnen Schichten gebildet oder im Fall von Sandboden 1 und 2 (Abbildung 6) die vorgefundenen Profile verwendet. Tabelle 1 zeigt den Schichtaufbau der repräsentativen Profile.

Tabelle 1: Schichtaufbau der im BOWAM verwendeten repräsentativen Profile

Bereich	**Sandboden 1**	**Sandboden 2**	**Sandboden 3**	**Sandboden mit Auffüllung**	**Lehmboden**	**Schluffboden**
Schicht 1						
Mächtigkeit	0,6 m	0,05 m	0,2 m	0,1 m	0,2 m	0,3 m
Bodenart	Su2	Slu	Su3	Slu	Uls	Uls
Humus	1 %	2 %	1 %	2 %	1 %	0 %
Schicht 2						
Mächtigkeit	0,2 m	0,1 m	0,35 m	0,35 m	0,4 m	1,2 m
Bodenart	Sl3	Su2	Su3	Auffülle	Ls3	Ut3
Humus	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
Schicht 3						
Mächtigkeit	0,7 m	1,35 m	0,95 m	1,05 m	0,9 m	
Bodenart	Su2	Su2	Su2	Su2	Lts	
Humus	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	

Die pedologischen Parameter wie beispielsweise Feldkapazität, kf-Wert oder kapillare Steighöhe werden programmintern in Abhängigkeit von der Bodenart, dem Humusgehalt und der Lagerungsdichte erzeugt. Letzteres wurde aufgrund fehlender Informationen für alle Schichten als „mittel“ eingestuft. Somit konnte gewährleistet werden, dass der Wasserhaushalt nicht ohne nachvollziehbaren Anhaltspunkt zusätzlich beeinflusst wird. Für die verwendeten Bodenprofile wurde eine Gesamtmächtigkeit von 1,5 m angenommen (siehe Tabelle 1), da dies der im Modell hinterlegten Wurzeltiefe von Bäumen (Wuchsstadium Altholz) entspricht. Dadurch ist vor allem eine genauere Berechnung der realen Evapotranspiration möglich. Hierfür wurde die Mächtigkeit der jeweils untersten Schicht vergrößert, obwohl die aufgenommenen Bohrstockprofile nur bis in eine Tiefe von 1 m reichen. Grund zu der Annahme gibt die in der überwiegenden Anzahl der Profile vorgefundene Homogenität der untersten Schicht und die Geländemorphologie, was auf eine größere Mächtigkeit hindeutet. Die pedologischen Eigenschaften der Ziegelauffülle wurden anhand von Literaturwerten für größtenteils Bauschutt und

Hausmüll sowie mithilfe der Dokumentation des Programms BOWAM abgeleitet.

4.1.2 Meteorologische Eingangsdaten

Grundlegende Voraussetzung für die Modellierung des langjährigen mittleren Verhaltens ist eine entsprechend lange Messreihe. Je länger die meteorologische Reihe, desto besser sind die Bedingungen für die Simulation. Um zudem eine möglichst hohe Simulationsgenauigkeit zu erreichen, wurde die kleinste zeitliche Diskretisierung gewählt, welche in den verfügbaren Daten vorhanden war. Obwohl der DWD Daten als Tageswerte der Station Bad Muskau verzeichnet hat, konnte im Rahmen der Untersuchung nur teilweise auf diese zurückgegriffen werden. Die Station Bad Muskau ist seit dem Jahr 1927 in Betrieb, verfügt jedoch hauptsächlich über Niederschlagswerte. Sowohl für die Lufttemperatur als auch für die relative Luftfeuchte fehlten Messwerte mehrerer Jahre, sodass selbst die minimalen Anforderungen der Modellierung nicht erfüllt waren. Darum musste neben der Station Bad Muskau eine nächstgelegene Station in Betracht gezogen werden, wofür die Stationen Cottbus und Görlitz infrage kamen. Die Station Görlitz weist mit 656 mm Niederschlag als langjähriges Jahresmittel eine geringere Differenz zu Bad Muskau auf (637 mm) als Cottbus mit nur 586 mm. Die Temperatur weicht im langjährigen Mittel bei beiden Stationen um 0,4 $^{\circ}C$ von den 9,2 $^{\circ}C$ in Bad Muskau ab. Aus den angeführten Gründen und der Nähe zur Lausitzer Neiße wurden folglich die Station Görlitz und deren Messdaten verwendet. Hierfür waren Tageswerte der meteorologischen Messgrößen Lufttemperatur, Sonnenscheindauer, relative Luftfeuchtigkeit und Windgeschwindigkeit verfügbar. Jedoch wiesen diese einige Lücken auf oder waren erst ab bestimmten Jahren verfügbar. Für den Modellierungszeitraum des Ausgangszustandes wird daher eine ausreichend lange Reihe (mindestens 30 Jahre) gesucht, die keine Fehldaten in den benötigten Messgrößen beinhaltet. Aufgrund der Datenlage kam prinzipiell der Zeitraum ab 1951 infrage, da ab hier erst die Sonnenscheindauer an der Station Görlitz aufgezeichnet wurde. Der besseren Vergleichbarkeit wegen umfasste der für die Modellierung festgelegte Zeitraum die hydrologischen Jahre 1961 bis 1990, was der internationalen Referenzperiode laut Weltorganisation für Meteorologie entspricht [19]. Der Niederschlag für diesen Zeitraum wurde von der Station Bad Muskau übernommen. Da es sich dabei um fehlerbehaftete Messwerte handelte, mussten diese korrigiert werden. Hierfür wurde die vom DWD vorgeschlagene, pauschale Erhöhung um 10 % ausgewählt [20], da keine konkreteren Informationen vorlagen. Die Korrektur erfolgte modellintern. Für die Lufttemperatur, relative Luftfeuchtigkeit sowie Sonnenscheindauer wurden die Messwerte der Station Görlitz verwendet.

5 Simulationsergebnisse

Auf der Grundlage der Modellierungsergebnisse für die einzelnen Hydrotope konnte das langjährige wasserhaushaltliche Verhalten des gesamten Untersuchungsgebietes ermittelt werden, welchem das vordergründige Interesse galt. Hierfür wurden die Simulationsresultate entsprechend des Flächenanteils der Hydrotope an der Gesamtfläche gewichtet und auf diese Weise für jede Wasserhaushaltsgröße das langjährige Mittel gebildet (siehe Tabelle 2). Obwohl es Hydrotope mit Spitzenwerten von über 500 mm/a an Oberflächenabfluss (RO) gibt (versiegelte Flächen), spielen diese aufgrund ihres geringen Flächenanteils eine untergeordnete Rolle. Der Anteil des RO am Niederschlag ist mit unter 1 % äußerst gering. Weiterhin stellt man fest, dass mit 504 mm (75 %) ein Großteil des Niederschlags wieder verdunstet, sodass schließlich die restliche Menge (25 %) als unterirdischer Abfluss in tiefere Bodenbereiche versickert. Zur besseren Einordnung der Simulationsergebnisse für das langjährige Mittel kann der Hydrologische Atlas von Deutschland [21], der Niederschlags-Abfluss-Atlas der ehemaligen DDR [22] sowie das Wasserhaushaltsportal von Sachsen [23] (WHHP-SN) herangezogen werden.

Tabelle 2: Simulationsergebnisse des langjährigen mittleren Wasserhaushaltes für das Untersuchungsgebiet und den Zeitraum von 1961 bis 1990 sowie Vergleichswerte aus Kartenwerken (alle Werte in mm/a).

Verfahren/Quelle	P	ETPU	ETPK	ETR	RO	RU(R)
BOWAM	672	625	619	504	3	166
HAD	600-700	600-650	–	450-500	–	75-125
NAU	673	–	–	–	–	(200)
WHHP-SN	650-750	–	–	490-540	–	(200-300)

P - Niederschlag, ETPU – potentielle Verdunstung, ETPK – standortangepasste potentielle Verdunstung, ETR – reale Verdunstung, RO – Oberflächenabfluss, RU – unterirdischer Abfluss (Sickerwasser)

Die Gegenüberstellung des simulierten langjährigen Mittels mit den Vergleichswerten der verschiedenen Quellen zeigt in erster Linie eine gute Übereinstimmung. Der Niederschlag und die potentielle liegen innerhalb der im HAD vorgefundenen Schwankungsbereiche. Das langjährige Mittel im BOWAM liegt leicht außerhalb des Schwankungsbereiches. Der Bereich für den RU wurde aus dem HAD grafisch ermittelt und gestaltete sich als schwierig. Im Vergleich mit BOWAM wird hier keine Übereinstimmung erzielt. Im Fall des Niederschlags stimmt der Wert des BOWAM nahezu komplett mit dem des N-A-U-Atlas überein, obwohl dieser einen komplett anderen Zeitraum zur Grundlage hat (1921-1940). Da der N-A-U-Atlas nur den Gesamtabfluss R berücksichtigt, ist es logisch, dass dieser größer ist als der RU im BOWAM. Wie groß jedoch die restlichen Abflüsse sind, welche den Gesamtabfluss bilden, kann nicht abgeschätzt werden, sodass die Bewertung von RU sich dadurch schwierig gestaltet. Beim Vergleich mit dem WHHP-SN liegen sowohl der Wert des Niederschlags als auch der realen Verdunstung aus dem BOWAM im unteren Teil des Schwankungsbereiches. Wie bereits beim NAU-Atlas lässt sich der RU schwer vergleichen, da auch hier nur der Gesamtabfluss angegeben ist.

5.1 Kalibrierung

Neben der Plausibilitätsprüfung der Modellergebnisse mithilfe verschiedener Datenquellen sollte der Versuch einer Kalibrierung unternommen werden. Reell gemessene Werte sollten dabei mit den Simulationsergebnissen einer Wasserhaushaltsgröße verglichen und somit die Güte der Modellierung abgeschätzt werden. Wie bereits in Kapitel 3.3 erwähnt, wurde dafür die Quelle im Badepark herangezogen werden.

Vor dem Austrittspunkt der Quelle befindet sich der bereits erwähnte Kontroll- und Regelschacht, in dem ein regulierbarer Schieber installiert ist. Aufgrund des hohen Gehaltes an Eisen(II)-sulfat kommt es immer wieder zur Ablagerung von Ausfällungsprodukten. Die Schiebereinrichtung dient der Spülung des Systems, welche zweimal pro Jahr durchgeführt wird, um eventuelle Ablagerungen zu entfernen, was an zwei Tagen im Jahr erfolgt. Den Rest des Jahres ist der Durchfluss in der Art geregelt, dass die Rohrleitung immer mit Wasser gefüllt und keine Luft im System ist. Auf diese Weise wird nach Angaben der Parkstiftung der Wasserstand im Fassungsschacht der Quelle annähernd konstant gehalten, sodass auch im offenen Gerinne immer Wasser fließt. Deshalb wurde in einer Näherung davon ausgegangen, dass die Menge an Wasser, welche im Brunnenschacht gefasst wird, auch im offenen Gerinne ankommt. Diese Umstände sollten trotz begrenzter Messungen einen Rückschluss auf langjährige Verhältnisse ermöglichen.

Dem Durchfluss im offenen Gerinne wurde die Menge an unterirdischem und oberirdischem Abfluss gegenübergestellt. Da die hydrogeologischen Verhältnisse und demzufolge auch das unterirdische Einzugsgebiet unbekannt sind, kann lediglich das oberirdische Einzugsgebiet der Quelle zu Grunde gelegt werden. Die Größe des Einzugsgebietes beläuft sich auf $136.544\ m^2$.

Mithilfe derer lässt sich der Mittelwert des Durchflusses von rund 2 l/s in mm/a umrechnen (siehe Gleichung (5)).

$$\frac{2\frac{l}{s}}{136,544m^2} \cdot 60s \cdot 60min \cdot 24h \cdot 365d = 461\frac{l}{m^2a} = 461\frac{mm}{a} \quad (5)$$

Die Umrechnung des Durchflusses ergibt rund 460 mm/a. Die Summe der gewichteten Abflüsse (RO + RU) ergibt 155 mm/a im langjährigen Mittel. Die Gegenüberstellung macht deutlich, dass der Durchfluss der Quelle ungefähr dreimal so groß ist wie der simulierte Abfluss der Hydrotope. Dieser große Unterschied deutet darauf hin, dass die Quelle nicht allein durch den RU der Hydrotope im oberirdischen Einzugsgebiet gespeist wird und das unterirdische Einzugsgebiet wahrscheinlich größer ist. Da die Plausibilitätsprüfung des RU der Modellierung erfolgreich ist, liegt der Schluss nahe, dass es unterirdische Zuflüsse gibt, welche die Quelle mit Wasser versorgen. Diese wahrscheinlich diffusen und möglicherweise dem Bergbau geschuldeten Abflüsse können somit tiefer im Abbaugebiet liegen. Dies unterstützt zumindest ein Bericht in den Unterlagen der Parkstiftung, in welchem erwähnt wird, dass selbst bei hoher Pumpleistung der Wasserstand im Brunnenschacht nahezu unverändert blieb. Dadurch werden eine hohe Wasserwegsamkeit und ein Nachströmen aus den ehemaligen Stollen oder Störzonen des Alaunabbaus vermutet. Somit ist die Kalibrierung nur von geringem Erfolg, was die Bestätigung der Modellierungsergebnisse betrifft.

6 Abschätzung von Veränderungen im Wasserhaushalt in der Zukunft

6.1 Vorgehensweise

Die bisher getroffenen Aussagen und Angaben zum mittleren, langjährigen Verhältnis beziehen sich ausschließlich auf den Ist-Zustand, wobei sich der Modellierungszeitraum aufgrund der verfügbaren Daten lediglich bis 1990 erstreckt. Mit Hinblick auf den anthropogen bedingten Klimawandel, welcher als gesichert angesehen wird [24], sind dessen Auswirkungen auf den Wasserhaushalt aus heutiger Sicht von besonderem Interesse.

Die zukünftigen klimatischen Änderungen werden häufig für die Zeitscheiben der nahen Zukunft 2021-2050 und fernen Zukunft 2071-2100 ermittelt so auch in dieser Untersuchung. Bezüglich der Entwicklung der Treibhausgasemissionen wird das SRES-Szenario A1B gewählt, da dieses den Mittelweg zwischen einer hohen (Szenario A2) und einer niedrigen Emission (B1) darstellt. Mithilfe des regionalen, statistischen Klimamodells WETTREG [25], welches mit den Ergebnissen des dynamischen Klimamodells ECHAM5/MPI-OM und tatsächlichen Beobachtungsdaten bestückt wird, wurde das Klima von 1961 bis 2100 für verschiedene Stationen simuliert. Dabei wurden aus den Primärdaten (z.B. Niederschlag, Temperatur, Sonnenscheindauer, ...) der nationalen Wetterdienste wurden je nach Messspektrum der Station weitere Klimagrößen wie Globalstrahlung, Gras-Referenzverdunstung, usw. abgeleitet. Die quantitative Ausprägung der Klimaelemente wurde in insgesamt 10 Realisierungen (00,...,99) umgesetzt, welche die natürliche Schwankungsbreite der klimatischen Entwicklung repräsentieren und somit eine höhere Sicherheit der Simulationsergebnisse bieten [26]. Alle verwendeten Daten entstammen dem Regionalen Klimainformationssystem (ReKIS) für Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen.

Zur Abschätzung der Klimaänderungen im Untersuchungsgebiet des Muskauer Bergparks werden die beiden Stationen Krauschwitz und Görlitz herangezogen, für welche die Ergebnisse der jeweils 10 Realisierungen als Tageswerte vorliegen. Krauschwitz ist wie in Kapitel 2.1 bereits erwähnt die nächstgelegene Ortschaft von Bad Muskau. Aufgrund der Nähe zu Bad Muskau erscheint die Auswahl für die Modellierung als geeignet. Für Krauschwitz liegen jedoch lediglich Niederschlagswerte der 10 Realisierungen vor. Diese werden nach Analyse des Zeitraumes 1961-1990, der in den Realisierungen enthalten ist, mithilfe eines Faktors an die

für Bad Muskau beim Ist-Zustand verwendeten Werte angepasst. Die restlichen meteorologischen Daten für die Zukunftsmodellierung werden der Station Görlitz entnommen, die bereits bei der Simulation des Ist-Zustandes verwendet wurde und der Einsatz somit naheliegend ist. Für Görlitz liegen in den Realisierungen alle notwendigen meteorologischen Daten vor, um den Wasserhaushalt zu simulieren. Um den Aufwand einer ersten Abschätzung in einem angemessenen Umfang zu halten, wurde der Wasserhaushalt nur für zwei gebietsrepräsentative Hydrotope simuliert. Das Hydrotop Nr. 4 spiegelt dabei die am häufigsten vorkommenden Parameter hinsichtlich Bewuchs, Boden und Exposition wider und das Hydrotop Nr. 65 fungiert als Gegenbeispiel. Für jedes dieser beiden Hydrotope wird der Wasserhaushalt aller 10 Realisierungen sowohl für den Zeitraum 2021-2050 als auch 2071-2100 modelliert.

6.2 Ergebnisse

Die Modellierung des zukünftigen Wasserhaushalts der beiden Hydrotope liefert die in Tabelle 3 dargestellten Ergebnisse. Hierbei handelt es sich um die Mittelwerte aus den jeweils 10 Realisierungen für jede Zeitscheibe. Stellt man diese dem langjährigen Mittel gegenüber wird deutlich, dass sich der Wasserhaushalt der beiden Hydrotope verändert. Bereits für die nahe Zukunft 2021-2050 verringert sich der Niederschlag im Mittel um 5 %. Die Temperatur steigt um 1,6 °C. Noch deutlicher wird es im Zeitraum 2071-2100, in dem sich eine Abnahme von 15 % im Niederschlag und eine Zunahme der Temperatur von 3,5 °C gegenüber dem Ist-Zustand von 1961-1990 einstellen. Zudem geht aus dem Vergleich der meteorologischen Ausgangsdaten in Tabelle 4 hervor, dass sich bei den Mittelwerten der Größen Sonnenscheindauer und Globalstrahlung eine Zunahme verzeichnen lässt.

Tabelle 3: Modellierungsergebnisse für die Veränderungen im Wasserhaushalt in der nahen und fernen Zukunft zweier repräsentativer Hydrotope.

Zeitraum	Hydrotop	P	ETPU	ETPK	ETR	RO	RU
1961-1990	4	672	625	577	465	1	206
Ist-Zustand	65	672	626	615	534	0	138
2021-2050	4	641	715	652	514	0	127
Nahe-Zukunft	65	641	716	703	582	0	60
2071-2100	4	574	836	760	508	0	66
Ferne-Zukunft	65	574	837	822	555	0	20

P – Niederschlag, ETPU – potentielle Verdunstung, ETPK – standortangepasste potentielle Verdunstung, ETR – reale Verdunstung, RO – Oberflächenabfluss, RU – unterirdischer Abfluss (Sickerwasser)

Für die relative Luftfeuchte wird hingegen eine Abnahme prognostiziert. Diese Umstände haben die höhere potentielle Verdunstung in Tabelle 3 zur Folge. Die reale Verdunstung dagegen nimmt im Zeitraum 2021-2050 gegenüber dem Ist-Zustand um max. 10 % zu, sinkt aber in der fernen Zukunft wieder, weil hier das Wasserdargebot des Niederschlags limitierend ist. Beträgt der Anteil der ETR am Niederschlag im Ist-Zustand noch 70 % bzw. 80 % (Hydrotop 65), liegt er in der nahen Zukunft bereits bei 81 % bzw. 91 %. In der fernen Zukunft macht die ETR sogar bis zu 97 % des Niederschlags aus. Beide Hydrotope produzieren unter den gegebenen Bedingungen im Mittel keinen Oberflächenabfluss. Ausgehend von den geringeren Niederschlägen und der höheren Verdunstung wirkt sich die Klimaänderung am stärksten auf die Sickerwassermenge aus. Während im Zeitraum 1961-1990 mit 206 mm (Hydrotop 4) bzw. 138 mm (Hydrotop 65) noch vergleichsweise viel Wasser in tiefer Bodenschichten versickert, reduziert sich diese Menge zwischen 2021 und 2050 um 38 % unter Nr. 4 und um 56 % bei Nr. 65. In der fernen Zukunft betragen die RU-Werte lediglich noch 32 % bzw. 15 % vom Ist-Zustand. Der Anteil des RU am Niederschlag verschiebt sich von 30 % (Hydrotop 4) und 20 %

(Hydrotop 65) im Ist-Zustand hin zu 11 % bzw. 3 % in der fernen Zukunft.

Tabelle 4: Vergleich der meteorologischen Eingangsdaten für die Modellierung des Ist-Zustands und in der Zukunft.

Zeitraum	**Temperatur** [°C]	**Rel. Luftfeuchte** [%]	**Sonnenscheindauer** [h]	**Globalstrahlung** [J/m^2]
1961-1990	8,2	79	4,5	982
2021-2050	9,8	76,2	4,9	1002
2071-2100	11,7	72,9	5,7	1117

Im Bericht zum NEYMO-Projekt findet sich eine Klimaprojektion für das Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße, in dem sich auch der Muskauer Bergpark befindet. Diese basiert auch auf den Simulationen mit dem Modell WETTREG 2013. Unter Verwendung des Szenarios A1B wurde die Klimaentwicklung für den Zeitraum 2071-2100 modelliert und anschließend mit 1971-2000 verglichen. Der Fokus lag auf dieser Zeitscheibe, da die Änderungen im Zeitraum 2021-2050 häufig schwach ausgeprägt [26] bzw. nicht eindeutig sind [2]. Jedoch werden in der nahen Zukunft bereits Trends hin zu höheren Verdunstungsmengen und niedrigeren Abflüssen verzeichnet [27]. Das mittlere Klimaänderungssignal der Temperatur ergab eine Zunahme um 2,8 - 3,2 °C. Für den Niederschlag zeigte sich eine Abnahme um 12 %, was das Sommerhalbjahr anbelangt. Für das Winterhalbjahr wurde eine geringe Zunahme von etwa 5 % prognostiziert. Damit liefert die Klimaprojektion des NEYMO-Projektes vergleichbare Ergebnisse wie die für das Untersuchungsgebiet umgesetzte Klimasimulation im BOWAM. Die Niederschlagsänderung ist mit -15 % gleichwie die Temperaturänderung mit 3,5 °C nur geringfügig stärker ausgeprägt.

7 Fazit

Im Zuge der wasserhaushaltlichen Betrachtung eines anthropogen geprägten Gebietes wie dem Muskauer Bergpark ergab die genauere Charakterisierung in Form von Kartierungen, dass ein großer Anteil von Waldflächen vorliegt. Diese werden von Altbaumbeständen dominiert und weisen nur vereinzelt einen mehrschichtigen Aufbau sowie üppigen Bewuchs auf. Daneben finden sich Wiesen als auch wenige versiegelte Flächen sowie einige Gewässer. Hinsichtlich des Bodens kommen über vor allem im Südwesten natürliche Profile zum Vorschein. Je weiter man Richtung Osten geht, desto stärker wird der anthropogene Einfluss anhand der Schichtabfolgen deutlich. Morphologisch erkennbare Halden konnten auch mithilfe der Bohrstockaufnahme identifiziert werden sowie die Veränderungen im Badepark anhand vorgefundener Auffüllschichten. Demnach ist das Gebiet viel heterogener als die BK50 vermuten lässt.

Die Wasserhaushaltsmodellierung liefert im langjährigen Mittel im Vergleich zu anderen Quellen plausible Ergebnisse. Bei einem Niederschlag von rund 680 mm/a über den Zeitraum 1961-1990 fallen um die 75 % der realen Verdunstung zu. Mit weniger als 1 % spielt der Oberflächenabfluss im Bergpark keine Rolle. Die restlichen 25 % des Niederschlags versickern in tiefer Bodenschichten, da im oberen Bereich kein hypodermischer Abfluss auftritt.

Der prognostizierte Klimawandel mit Wahl des Szenarios A1B bewirkt merkliche Änderungen im Wasserhalt für die Zeiträume 2021-2050 und 2071-2100. Wie gezeigt wurde, verringert sich die Niederschlagsmenge um bis zu 15 % in der fernen Zukunft während sich die reale Verdunstung aufgrund begünstigender Entwicklungen der meteorologischen Größen erhöht. Somit steigt der Anteil der Verdunstung auf über 90 %, wodurch sich gleichzeitig der Anteil der Sickerwassermenge entsprechend verringert. Diese Veränderungen könnten sich demnach in einer Zunahme des Trockenstresses der Vegetation äußern, welches gegebenenfalls angepasste Maßnahmen in der Parkpflege nach sich zieht. Insgesamt wurde somit die Prognose trockenerer Verhältnisse in der Niederlausitz ein weiteres Mal bestätigt.

Literaturverzeichnis

[1] DYCK, S.: *Hydrologische Prozesse und Systeme, Niederschlag-Abfluß-Beziehungen, Wasserhaushalt*. Zentralstelle für das Hochschulfernstudium, 1. Auflage, 1. Ausgabe, Dresden, 63 S., 1980

[2] SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE: *Lausitzer Neiße - Wasserressourcen der Region, EU-Projekt Neymo. Dresden, 134 S.* 2014

[3] KUPETZ, A. ; KUPETZ, M.: *Wanderungen in die Erdgeschichte. Pfeil, München, 224 S.* 2009

[4] CRAMER, R.: *Allgemeine geologische Verhältnisse des weiteren Gebietes. Preußische Geologische Landesanstalt: Erläuterungen zur Geologischen Karte von Preußen und benachbarten deutschen Ländern, Berlin, S. 5–8*. 1928

[5] KUPETZ, A. ; KUPETZ, M. ; RASCHER, J.: *Der Muskauer Faltenbogen. Gesellschaft für Geowissenschaften - Arbeitskreis Geoparke, Freiberg, 35 S.* 2004

[6] SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE: *Bodenkarte 1:50.000, zuletzt geprüft am: 24.08.2016 um 10:12 Uhr*. `https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/boden/28325.htm#article28327`

[7] SCHEFFER, F.: *Lehrbuch der Bodenkunde. 16. Aufl. / neu bearb. von Hans-Peter Blume, Ellen Kandeler, Karl Stahr, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, XIV, 569 S.* 2010

[8] SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE: *Lausitzer Neiße - Charakteristik und Klima der Region. EU-Projekt Neymo, Dresden, 69 S.* 2014

[9] DEUTSCHER WETTERDIENST: *Langjährige Mittelwerte, zuletzt geprüft am: 25.08.2016 um 09:36 Uhr*. `URL:http://www.dwd.de/DE/leistungen/klimadatendeutschland/langj_mittelwerte.html?nn=16102&lsbId=343278`

[10] SCHANZE, W.: *Zur Geschichte des ehemaligen Alaunbergwerkes zu Muskau. Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz, S. 10–13, 1980/81*

[11] MÖRBE, J.: *Ausführliche Geschichte und Chronik von der Stadt und der freien Standesherrschaft Muskau. Für alle Freunde der Geschichte und des Alterthums nach glaubwürdigen Quellen, Müller, Muskau, VI, 248 S.* 1861

[12] HAHMANN, H.-G.: *Zur Gewinnungstechnologie im ehemaligen Alaunbergwerk zu Muskau. Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz, S. 1–9, 1980/81*

[13] FÖRSTER, F.: *Das Ende des Muskauer Alaunwerks und der Beginn des Braunkohlenbergbaus auf dem Muskauer Faltenbogen. Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz, S. 36–44*. 1987

[14] POHL, N.: *Umweltgeschichte Sachsens. Ausgewählte Text- und Bilddokumente, Edition Leipzig, Leipzig, 320 S.* 2013

[15] PÜCKLER-MUSKAU, H.: *Andeutungen über Landschaftsgärtnerei, verbunden mit der Beschreibung ihrer praktischen Anwendung in Muskau. Hallberger, Stuttgart*. 1834

[16] DIN DEUTSCHES INSTITUT FÜR INDUSTRIENORMEN 14688-1: *Geotechnische Erkundung und Untersuchung - Benennung, Beschreibung und Klassifizierung von Boden - Teil 1: Benennung und Beschreibung. Beuth Verlag, Berlin*. 2013

[17] AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN: *Bodenkundliche Kartieranleitung. Bundesanst. für Geowiss. und Rohstoffe, 5., verb. und erw. Aufl. Schweizerbart i. Komm., Stuttgart und Hannover, 438 S.* 2005

[18] DUNGER, V.: *Dokumentation des Modells BOWAM (Version 2002) zur Simulation des Wasserhaushaltes in der wasserungesättigten Bodenzone (Aerationszone) Windows-Oberfläche Eingabeteilmodell BOWAMINP - 04/2002, BOWAMINP-Oberfläche: 04/2006, Freiberg*. 2006

[19] WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION: *Guide to climatological pratices. WMO-No. 100, Genf*. 2011

[20] RICHTER, D.: *Ergebnisse methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Meßfehlers des Hellmann-Niederschlagsmessers. Dt. Wetterdienst, Offenbach am Main, 93 S.* 1995

[21] BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT: *Hydrologischer Atlas von Deutschland. Bonn, 172 S.* 2000

[22] INSTITUT FÜR WASSERWIRTSCHAFT: *Niederschlag-Abfluss-Unterschied-Atlas 1921 bis 1940 über das Gebiet der DDR, Maßstab 1 : 200 000. Berlin,*. 1958

[23] SCHWARZE, R. ; DRÖGE, W. ; WAGNER, M. ; SPITZER, S. ; MALESKA, V. ; KUHN, K.: Untersuchung möglicher Auswirkungen des Klimawandels auf den Wasserhaushalt in Sachsen - Lösungsansatz, Analyse Ist-Zustand, Daten- und Parametermodell. In: *Modelltest.6Hydrologie und Wasserbewirtschaftung. Hydrology and water resources management, Germany,* (2016), S. 38–56

[24] IPCC: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, New York, 1535*. 2013

[25] KREIENKAMP, F. ; SPEKAT, A. ; ENKE, W.: *rgebnisse eines regionalen Szenarienlaufs für Deutschland mit dem statistischen Modell WETTREG 2010. Berichte an Umweltbundesamt*. 2010

[26] BERNHOFER, C. ; MATSCHULLAT, J. ; BOBETH, A.: *Klimaprojektionen für die REGKLAM-Modellregion Dresden. Rhombos Verl. Berlin*. 2011

[27] SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE: *KliWES - Klimawandel und Wasserhaushalt in Sachsen - Wasserhaushaltsberechnungen für den Ist-Zustand und verschiedene Klima- bzw. Landnutzungsszenarien. Schriftenreihe des LfULG, Dresden*. 2014

Modellierung der Sickerwasserrate unter rezenten und zukünftigen klimatischen Bedingungen für den urbanen Raum

Modelování míry infiltrace za recentních a budoucích klimatických podmínek pro zastavěné území

Sabine Meißner[1]; Volkmar Dunger[2]; Jörg Matschullat[3]

Kurzfassung

Für das Stadtgebiet von Dresden wurden die Auswirkungen beobachteter und projizierter Klimaänderungen auf die Sickerwasserrate aus der ungesättigten Bodenzone analysiert und bewertet. Die Modellierung der zeitlichen und räumlichen Variabilität der Sickerwasserrate erfolgte flächendeckend und rasterbasiert unter Anwendung des Bodenwasserhaushaltsmodells BOWAM. Für die Modellierung wurden Beobachtungs- und Klimaprojektionsdaten des statistischen Regionalklimamodells WETTREG 2010 unter dem Emissionsszenario A1B verwendet.

Entsprechend der Modellierungsergebnisse kommt es im 21. Jahrhundert zu einer starken Abnahme der Sickerwasserrate und folglich zu einer Reduzierung der Grundwasserneubildung. Diese Abnahme beträgt in der Mitte des 21. Jahrhunderts 30 bis 50 % und am Ende bis zu 70 %. Ein solcher starker Rückgang der Sickerwasserrate kann auf eine höhere Verdunstung und sehr geringe Jahresniederschläge bei WETTREG 2010 vor allem gegen Ende des 21. Jahrhunderts zurückgeführt werden. Dies hat nicht nur negative Auswirkungen auf die Gewährleistung bestehender Nutzungsansprüche, sondern auch für grundwasserabhängige Ökosysteme und die Bebauung sowie die Infrastruktur einer Stadt.

Abstrakt

Pro území města Drážďan byly analyzovány a vyhodnoceny vlivy sledovaných a projektovaných klimatických změn na míru infiltrace z nenasycené půdní zóny. Modelování časové a prostorové variability infiltrace bylo provedeno plošně na bázi rastru za použití modelu režimu půdní vody BOWAM. Pro modelování byly použity údaje ze sledování a projekce klimatu statistického modelu regionálního klimatu WETTREG 2010 a emisního scénáře A1B.

V souladu s výsledky modelování dojde v 21. století k silnému poklesu infiltrace a v důsledku toho ke snížení akumulace podzemní vody. V polovině 21. století bude tento pokles činit 30 až 50 %, na konci století pak až 70 %. Příčinou tohoto silného poklesu akumulace podzemní vody je vysoký výpar a velmi nízké roční srážkové úhrny modelované modelem WETTREG 2010 především v období kolem konce 21. století. Tato skutečnost negativně ovlivní nejen zajištění stávajícího využití, ale i ekosystémy, závislé na podzemní vodě a zástavbu a infrastrukturu měst.

[1]SAXONIA Standortentwicklungs- und –verwaltungsgesellschaft mbH Freiberg, Halsbrücker Str. 34, D-09599 Freiberg;
E-Mail: sabine.meissner@saxonia-freiberg.de

[2]TU Bergakademie Freiberg, Institut für Geologie, Gustav-Zeuner-Straße 12, D-09596 Freiberg;
Tel.: ++49 / 37 31 / 39 32 27, E-Mail: dungerv@geo.tu-freiberg.de

[3]TU Bergakademie Freiberg, Institut für Mineralogie, Interdisziplinäres Ökologisches Zentrum, Brennhausgasse 14, D-09599 Freiberg; E-Mail: joerg.matschullat@ioez.tu-freiberg.de

1 Einleitung

Für urbane Gebiete – wie z. B. der Landeshauptstadt Dresden ist die Bestimmung der Sickerwasser- und schließlich der Grundwasserneubildung eine besondere Herausforderung. Die unterschiedlichen Nutzungsansprüche und die fortschreitende Flächeninanspruchnahme führen dazu, dass der Anteil an befestigten und versiegelten Flächen stetig zunimmt. Aufgrund der klimatologischen sowie morphologischen Besonderheiten (Lage in der Elbtalweitung) und der Überlagerung verschiedener Nutzungsansprüche ist die Situation im Dresdner Innenstadtbereich sehr komplex. Angaben über die Sickerwasserrate und über die Menge an neu gebildetem Grundwasser sind wichtig u. a. für die Abschätzung, inwiefern die vorhandenen Nutzungen auch in Zukunft unter dem Aspekt des Klimawandels noch gewährleistet werden können.

2 Grundlagen

2.1 Der urbane Wasserhaushalt

Der urbane Wasserhaushalt weist gegenüber dem natürlichen Wasserhaushalt einige Besonderheiten auf. Dazu zählen z. B. die Versiegelung von Oberflächen, der Anschluss versiegelter Flächen an das Kanalnetz, die Verluste im Wasserversorgungsnetz, mögliche Ex- und Infiltrationen aus dem oder in das Kanalnetz, aber auch klimatische Besonderheiten wie der städtische Wärmeinseleffekt. Die Urbanisierung führt zu einer starken Veränderung der einzelnen Wasserhaushaltskomponenten eines Gebietes. Der urban veränderte Wasserhaushalt ist in Abbildung 1 in einer vereinfachten schematischen Darstellung veranschaulicht.

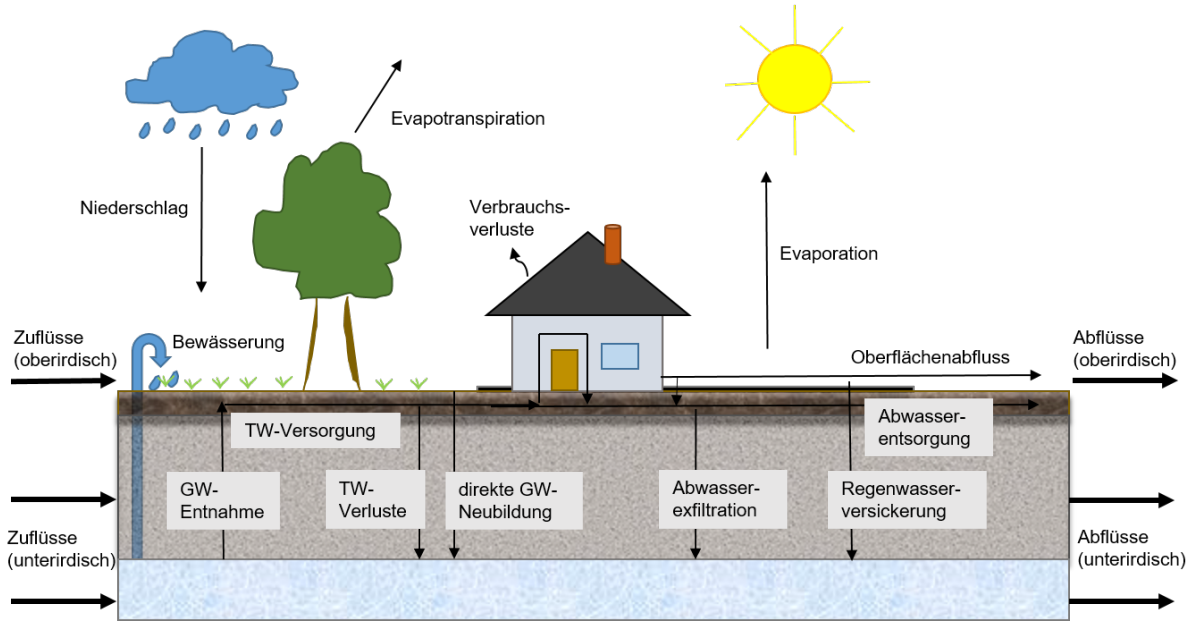


Abbildung 1: Schematische Darstellung des urbanen Wasserhaushaltes nach [1] und [2] verändert.

Für urban geprägte Gebiete ist die Wasserhaushaltsgleichung viel komplexer, da neben den natürlichen Komponenten weitere anthropogen bedingte Faktoren zu berücksichtigen sind. Folglich stellt sich die urbane Wasserhaushaltsgleichung in Anlehnung an [2] wie folgt dar:

$$N + RO_i + RU_i + Z_o + Z_u + B + V_{AW} + V_{TW} = ETR + RO + RU + A_o + A_u + GWE \quad (6)$$

Mit: RO_i, RU_i = natürliche Gebietszuflüsse (oberirdisch, unterirdisch); Z_o, Z_u = künstliche Zuleitungen (oberirdisch, unterirdisch); B = Bewässerung; V_{AW}, V_{TW} = etzverluste (Abwasser, Trinkwasser); RO, RU = natürliche Gebietsabflüsse (oberirdisch, unterirdisch);

A_o, A_u = künstliche Ableitungen (oberirdisch, unterirdisch), GWE = Grundwasserentnahme. Alle einzelnen Größen werden als Höhen in [mm] angegeben.

Die Bestimmung der einzelnen Wasserhaushaltsgrößen ist im urbanen Raum schwierig, da diese nur schwer zu erfassen und zu quantifizieren sind. Im urbanen Raum existiert gemäß [3] ein Netzwerk aus natürlichen sowie künstlichen Pfaden und Quellen. Auf lokaler Ebene müssen all diese Quellen und Senken der Neubildung identifiziert werden. Dafür sind jedoch riesige Datenmengen erforderlich. Für Untersuchungen auf regionaler Ebene ist es nicht wichtig jede einzelne Quelle zu identifizieren, sondern es ist wichtig zu zeigen, dass diese Quellen, wie z. B. Trinkwassernetzverluste existieren und folglich die urbane Grundwasser-neubildung beeinflussen [4].

2.2 Ansätze zur Bestimmung der Sickerwasserrate

Unter dem Sickerwasser wird gemäß [5] unterirdisches Wasser verstanden, das sich durch die Schwerkraft abwärts bewegt. Da die Versickerung innerhalb der ungesättigten Bodenzone stattfindet, handelt es sich folglich nicht um Grundwasser. Demzufolge wird unter der Sickerwasserrate die Sickerwassermenge verstanden, die an der Untergrenze der durchwurzelten Bodenzone in den Sickerwasserraum eindringt. Dabei kann maximal nur so viel Wasser die Grundwasseroberfläche erreichen und zur Grundwasserneubildung beitragen, wieviel auch vorher versickert ist. Die Versickerung stellt die Ausgangsgröße für die Grundwasserneubildung dar.

Nach [6] sind Angaben über die Sickerwasserrate nicht nur wichtig für planungsrelevante Aspekte wie der Grundwasserneubildung, sondern auch für die Abschätzung des Beregnungsbedarfs für die Landwirtschaft und der Austragsgefährdung sowie Mobilisation von Schadstoffen im Bereich des Boden- und Gewässerschutzes.

Für die Ermittlung der Sickerwasserrate aus der ungesättigten Bodenzone gibt es zahlreiche Ansätze und kombinierte Verfahren. Dazu zählen z. B. auch die Folgenden:

- Messung,
- Empirische Schätzverfahren bzw. Hydro-Pedotransferfunktionen,
- Modellierung.

Die genauste Bestimmung der Sickerwasserrate erfolgt durch die direkte Messung mit Hilfe sogenannter Lysimetermonolithe. Diese Messungen sind nicht nur sehr zeit-, sondern auch sehr kostenintensiv und liefern nur punktuelle Informationen, sodass eine Übertragung in die Fläche mit vielen Unsicherheiten verbunden ist. Die gewonnenen Lysimeterdaten stellen für viele Berechnungsverfahren wie z. B. DÖRHÖFER und JOSOPAIT [7], SCHROEDER und WYRWICH [8] wichtige Vergleichs- und Kalibrierdaten dar. Empirische Verfahren bzw. Regressionsgleichungen ermöglichen eine indirekte Ermittlung langjähriger Mittelwerte der Wasserhaushaltskomponenten. Einfache empirische Verfahren sind z. B. die Verfahren nach BAGROV/GLUGLA [9]; [10], RENGER & STREBEL [11]; [12], DÖRHÖFER und JOSOPAIT [7], SCHROEDER und WYRWICH [8] und das TU-BGR-Verfahren [13].

Da die zu beschreibenden Prozesse nicht abgebildet werden können, sind empirische Modelle bzw. Regressionsgleichungen nur eingeschränkt anwendbar und können nicht ohne weiteres auf abweichende Rahmenbedingungen übertragen werden. Bei diesen Modellen handelt es sich um sogenannte „Black-Box-Modelle“ [14]. Im Gegensatz zu den Abfluss- und Regressionsverfahren, die Aussagen zu langjährigen Mittelwerten der Grundwasserneubildung bzw. Sickerwasserrate anhand langjähriger Messreihen liefern, erlauben Wasserhaushaltsmodelle durch ihre prozessorientierten Ansätze und instationären Berechnungsmöglichkeiten Aussagen zu speziellen Aufgabestellungen [15], sodass auch die Auswirkungen von Klimaänderungen

berücksichtigt werden können. Prozess-beschreibende deterministische Modelle umfassen physikalisch begründete und konzeptionelle Modelle, die auf den Grundsätzen der Physik basieren und als „White-Box-Modelle“ bezeichnet werden. Konzeptionelle Modelle basieren ebenfalls auf physikalischen Gesetzen, bilden diese jedoch in einer vereinfachten Form ab. Dazu zählen z. B. die Speichermodelle, die die Bodenwasserbewegung in einem vereinfachten linearen Speichermodell abbilden. Konzeptmodelle sind z. B. AKWA-M [16], SLOWCOMP [17], WaSiM-ETH [18], ArcEGMO [19] sowie das Bodenwasserhaushaltsmodell BOWAM [20] und [21], das bereits in zahlreichen Projekten [21] verwendet wurde, sodass Erfahrungen hinsichtlich der Quantifizierung klimatisch bedingter Veränderungen des zukünftigen Wasserhaushaltes vorliegen.

2.3 Das Bodenwasserhaushaltsmodell BOWAM

Bereits beobachtete und projizierte Veränderungen im Wasserhaushalt und deren spezifische Auswirkungen wurden unter Nutzung des Bodenwasserhaushaltes BOWAM untersucht. Das Modell BOWAM ein quasi-zweidimensionales konzeptionelles Bodenwasserhaushaltsmodell und dient zur Simulation des Wasserhaushaltes in der wasserungesättigten Bodenzone. Es gleicht dem Modell BOWAHALD [21] zur Simulation des Wasserhaushaltes von Oberflächensicherungs-systemen von Halden und Deponien. Mit dem Modell BOWAM ist es möglich, kurz- bzw. langjährige Mittelwerte der einzelnen Wasserhaushaltskomponenten, wie Evapotranspiration, Interzeption, Oberflächen- sowie Zwischenabflusses, Speicheränderungen, Schneeakkumulation sowie -schmelze, Bodenfeuchteänderungen und Tiefenversickerung durch das Bodenprofil zu bestimmen. Demzufolge ist das Modell BOWAM für komplexe Untersuchungen des Gebiets-wasserhaushaltes geeignet.

Die wichtigsten hydrologischen Prozesse und deren zugrundeliegenden Modellansätze, die mit dem Modell BOWAM simuliert werden können, zeigt Tabelle 1.

Tabelle 1: Modellstruktur des Modells BOWAM [20].

Hydrologischer Prozess	**Ansätze**
Niederschlag	Gebiets- und saisonal variable Niederschlagskorrektur, Niederschlagssynthetisierung (WMO, Richter)
Interzeption	Interzeptionsspeicher-Modell für Grünland, Sträucher, landwirtschaftliche Kulturen und Wald
Schneeakkumulation	Bei mittleren Temperaturen unter 0 °C
Schneeschmelze	Tagesgradverfahren und Wasserabgabe aus der Schneedecke
Oberflächenabfluss/ Infiltration	US SCS Curve-Number-Verfahren
Evaporation und Transpiration	Potentielle Evaporation: Empirische Formeln von PENMAN, TURC, IVANOV und HAUDE, unter Verwendung von expositionsabhängigen Hangneigungskorrekturen Reale Evaporation: Reduktionsfunktionen nach KOITZSCH in Abhängigkeit von Bodenfeuchte, Wurzelverteilung und Pflanzenbedeckung
Hypodermischer Abfluss	DARCY-Gesetz
Perkolation	DARCY-Gesetz für gesättigte Fließbedingungen (Piston-Flow)

Die zeitliche Diskretisierung wird durch die zeitliche Auflösung der meteorologischen Ein-

gangsdaten bestimmt. Es können tägliche oder monatliche Messwerte bzw. langjährige Monatsmittelwerte verwendet werden. Vor der Modellanwendung wird das Untersuchungsgebiet horizontal in Hydrotope, d.h. in Flächen mit sehr ähnlichen hydrologischen Eigenschaften, unterteilt. Oder die Modellierung erfolgt rasterbasiert mit einer bestimmten räumlichen Auflösung. Vertikal erfolgt die Unterteilung entsprechend der geologischen bzw. bodenphysikalischen Gegebenheiten in maximal zehn verschiedene Schichten, den sogenannten Horizonten. Diese Horizonte können anhand ihrer pedologischen Eigenschaften weiter in Teilschichten unterteilt werden.

Die Tabelle 2 vermittelt einen Überblick über die wesentlichen Eingangsgrößen des Modells BOWAM.

Tabelle 2: Wesentliche Eingangsdaten und -parameter des Modells BOWAM [20], [21].

Eingangsdaten	**Eingangsparameter**
Meteorologische Daten	• Lufttemperatur • Luftfeuchtigkeit • Globalstrahlung* bzw. Sonnenscheindauer* • Windgeschwindigkeit* • Niederschlagsmenge, ggf. Niederschlagsverteilung **
Geographie und Morphologie	• Geographische Breite und mittlere Höhe ü. NN • dominante Exposition • Hangneigung • Mittlere Hanglänge bzw. mittlere Länge bis zur hydraulischen Entlastung
Pedologie	• Gesättigte hydraulische Leitfähigkeit (kf-Wert) • Sättigungswassergehalt** • Feldkapazität** • Welkepunkt** • Kapillarität** • Schichtenabfolge (vertikaler Aufbau)
Landnutzung	• Landwirtschaftliche Nutzung mit Informationen (Winter- und Sommergetreide, Hackfrüchte, Mais) bzw. ohne nähere Informationen • Wald: Nadel-, Laub- und Mischwald bzw. ohne nähere Informationen • Grünland: Dauergrünland, Wiese, Weide bzw. ohne nähere Informationen • unbewachsene Flächen • teil- bzw. vollversiegelte Flächen (Ortschaft: Wohn-, Industrie- bzw. Gewerbegebiet) • Gewässer
Bewuchs	• Vegetationsbedeckungsgrad** bzw. Versiegelungsgrad nur bei Ortschaft • Bewuchsüppigkeit** • Durchwurzelungstiefe** und Wurzelverteilung** • Tiefe der Evaporationswirkung** • Waldaufbau** (einstöckig, mehrstöckig) • Waldschadensstufe**

* Eingabe ist nicht zwingend notwendig. ** Es werden Defaultwerte angeboten.

Weitere und ausführliche Informationen über das Modell BOWAM können der Programmdokumentation von [20] entnommen werden.

2.4 Charakteristik des Untersuchungsgebietes

2.4.1 Geographische Lage

Die Modellierung der Sickerwasserrate erfolgte zum einem für das gesamte Stadtgebiet der Landeshauptstadt Dresden (Abbildung 2) mit einer Fläche von ca. 330 km^2 und zum anderen für den oberen, quartären Grundwasserleiter mit einer Fläche von ca. 130 km^2, der auch als „quartärer Elbtalaquifer“ bezeichnet wird. Die Landeshauptstadt Dresden ist beidseitig der Elbe in der Elbtalweitung gelegen. Innerhalb dieser länglich-ovalen Elbtalzone befindet sich der quartäre Elbtalaquifer. Dieser erstreckt sich von Südosten nach Nordosten über die Stadtgrenzen von Dresden hinaus.

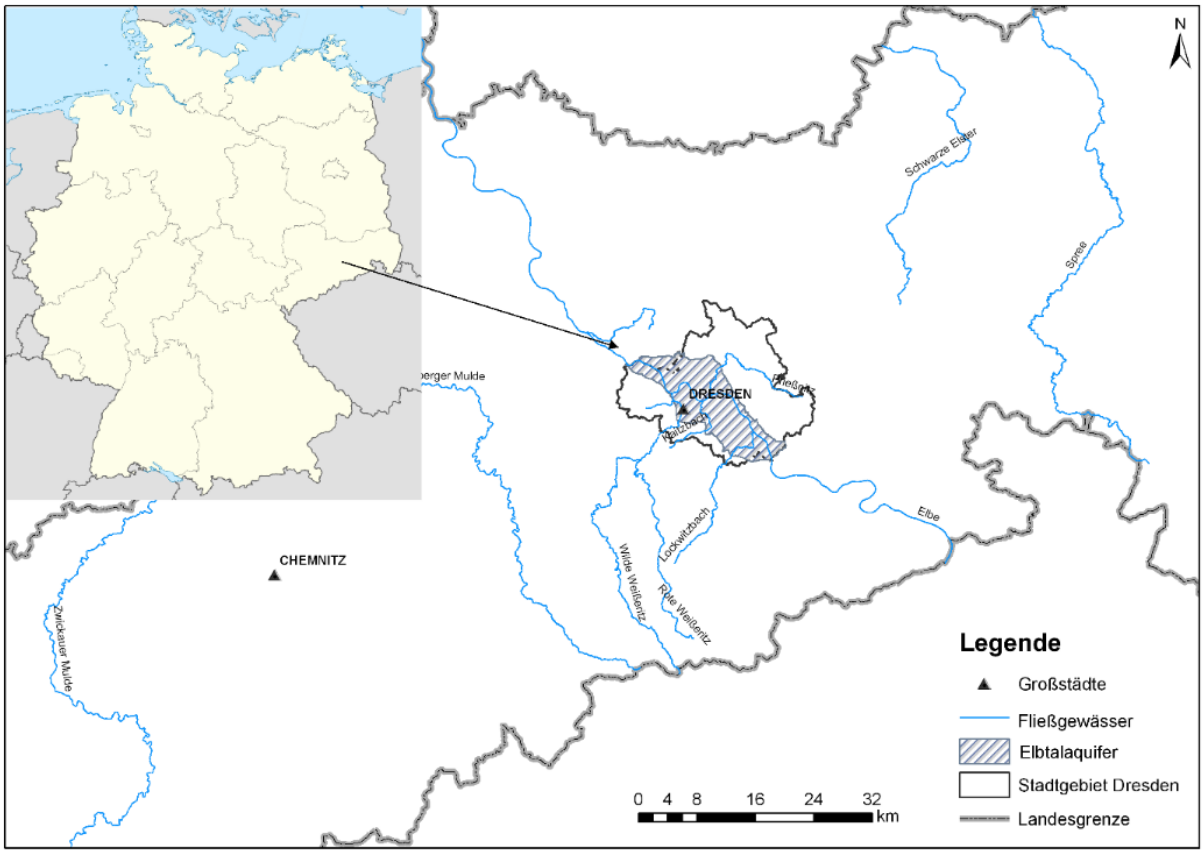


Abbildung 2: Lage des Stadtgebietes der Landeshauptstadt Dresden und des quartären Elbtalaquifers (schraffiert) im Zentrum des Freistaates Sachsen.

2.4.2 Morphologie

Der teilweise sehr breite sowie ebene Elbtalboden erstreckt sich zwischen Pirna und Meißen in Höhenlagen von 100 m ü. NN bis 150 m ü NN. Die Randhöhen überragen den Elbtalboden um 150 m bis 200 m und erreichen Höhen von bis zu 350 m ü. NN. Zahlreiche einmündende und tiefeingeschnittene Seitentäler gliedern die Randhöhen und strukturieren das Gelände. Das rechte Elbufer wird von steilabfallenden Seitentälern geprägt, während die linkselbischen Elbhänge stetig zum Talboden hinabfallen und die Täler der Weißeritz und des Lockwitzbaches am tiefsten eingeschnitten sind.

2.4.3 Geologie

Im Norden und Osten des Dresdner Stadtgebietes bilden die Gesteine des Lausitzer Granodioritmassivs das Grundgebirge, die im Süden von dem Dohnaer Biotitgranodiorit und von

den Schiefern und Grauwacken des Elbtalschiefergebirges begrenzt werden. Das Meißner Granodioritmassiv mit Syenodioriten und Granitoiden prägen den tiefen Untergrund im westlichen Teil des Stadtgebietes. Das Grundgebirge der weitgehend ebenen und zum Teil sehr breiten Elbtalzone bilden alte Schiefergebirge und unterschiedlich alte magmatische Gesteinskomplexe. Pleistozäne Lockergesteinsablagerungen wie Kiese, Sande und Schluffe verschiedenen Alters bilden den quartären Grundwasserleiter und werden von bis zu 2 m bis 4 m mächtigen Lösslehmschichten holozänen Ursprungs überdeckt. Der südliche Teil des Dresdner Stadtgebietes wird von Ausstrichbereichen der meist mit Lösslehm bedeckten kretazischen Ablagerungen gekennzeichnet.

2.4.4 Hydrogeologie und Hydrologie

Die Stadt Dresden verfügt über reiche Grundwasservorräte, deren Verteilung besonders durch die vorhandenen geologischen und tektonischen Gegebenheiten im Untergrund beeinflusst wird. Neben dem oberen quartären Grundwasserleiter existiert noch ein weiterer tiefer gelegener Grundwasserleiter. Beide Grundwasserleiter sind über weite Bereiche hydraulisch voneinander getrennt und werden auf unterschiedliche Art und Weise genutzt. Für die öffentliche Trinkwasserversorgung wird nur das Grundwasser des oberen Grundwasserleiters gefördert, wohingegen das Grundwasser beider Grundwasserleiter der Eigenversorgung dient. Der Abstand zwischen der Geländeoberkante und der Grundwasser-oberfläche wird als Grundwasserflurabstand bezeichnet. Der Bereich der Elbaue wird von Grundwasserflurabständen von 2 m bis 5 m bzw. 5m bis 10 m gekennzeichnet. In unmittelbarer Nähe des Elbeufers und im Bereich der alten Elbarme herrschen grundwassernahe Zustände, das heißt, es treten Grundwasserflurabstände von weniger als zwei Metern auf. Die Randbereiche beiderseits des quartären Elbtalaquifers weisen deutlich größere Grundwasser-flurabstände auf. Hier können die Abstände zwischen der Geländeoberkante und der Grundwasseroberfläche mehr als 60 m betragen.

Die Stadt Dresden ist nicht nur reich an Grundwasser, sondern auch an Oberflächengewässer wie Fließ- und stehenden Gewässern. In Dresden gibt es neben der Bundeswasserstraße Elbe und den großen Wasserläufen erster Ordnung wie der Vereinigten Weißeritz, dem Lockwitzbach mit dem Niedersedlitzer Flutgraben und der Großen Röder noch über 550 kleinere Fließgewässer und über 280 stehende Gewässer. Zu den wichtigsten Fließgewässern zweiter Ordnung gehören z.B. die Prießnitz, der Kaitzbach, der Gerberbach und der Zschornerbach.

2.4.5 Boden

Die Bodenlandschaften der Dresdener Elbtalweitung werden durch die Vielfalt geologischer und geomorphologischer Verhältnisse geprägt. Durch bodenbildende Faktoren wie die Art der Ausgangsgesteine, Relief, Morphologie und die anthropogene Beeinflussung ist ein Mosaik aus verschiedenen Böden entstanden. Ausläufer des Mittelsächsischen sowie Mulde-Lösshügellandes reichen bis weit an die nordwestlichen und südlichen Grenzen der Landeshauptstadt heran, sodass linkselbisch und im Hochland von Schönfeld-Weißig vor allem Böden aus Löss, Lössderivaten und Sandlöss vorkommen, die an einigen Stellen von Tälern und Hängen periglazialer Bodenbildung und von abgelagertem Erosionsmaterial durchbrochen werden. Das Elbtal wird von lehmig-sandigen Auenböden dominiert. Im Norden des Stadtgebietes und entlang der Lausitzer Überschiebung sind sandige glaziale Substrate und flachgründige sowie schuttreiche Verwitterungsböden anzutreffen. Fast 45 Prozent der Gesamtfläche des Dresdener Stadtgebietes wurden bodengenetisch anthropogen überprägt, sodass sich anthropogene Böden die sogenannten Stadtböden gebildet haben. Diese Böden werden weiterhin stark verändert, sodass ihr Anteil stetig zunimmt. Die Stadtböden werden bodengentisch und nutzungsgeschichtlich in Technosole, Rohböden Regosole, Hortisole, Nekrosole, und in einige Mischtypen unterteilt, deren Substrate anthropogenen und/oder natürlichen Ursprungs sein

können. Im Stadtgebiet von Dresden sind vor allem Lockersyrosem-Regosole bzw. die reinen Regosole weit verbreitet. Außerdem wird das Stadtzentrum von 3 m bis 5 m mächtigen Aufschüttungen anthropogenen Ursprungs gekennzeichnet, dem sogenannten Trümmerschutt. Gartenböden, die sogenannten Hortisole, treten vor allem im Bereich der Grünflächen (Parks und Kleingartenanlagen) auf. Die Schottertrassen der Bahnkörper sind reine Syroseme. Naturnahe Bodengesellschaften sind entlang der Elbe und teilweise im Großen Garten verbreitet, hierzu zählen insbesondere die Braunerden, Lessivés, Podsole, Stauwasser- und Grundwasserböden unterschiedlicher Bodenart. Vereinzelt treten auch Schwarzerden aus Schluff, Regosole aus Sand, Moore und sehr viele Mischtypen auf.

2.4.6 Landnutzung

Das Dresdner Stadtbild wird von landwirtschaftlichen Nutz- und Waldflächen dominiert (Abbildung 3), gefolgt von den Flächen der Wohnbebauung und gemischten Bauflächen sowie der Verkehrsanlagen und -flächen im innerstädtischen Bereich. Im Stadtkern treten vor allem Industrie-, Gewerbe- und Sonderflächen auf. Grünflächen und Erholungsanlagen sowie Kleingärten lockern den von starker Versiegelung geprägten Innenstadtbereich auf. Der Anteil versiegelter Flächen nimmt seit 1999 stetig zu. Die Äußere und Innere Altstadt sind dabei die Stadtteile mit den höchsten mittleren Versiegelungsgraden (ohne Verkehrsflächen). Vereinzelt sind Kleingehölze und Gebüsche vorzufinden. Grünlandflächen kennzeichnen ebenfalls das Stadtbild von Dresden. Der Grünflächenanteil hat durch Entsiegelungsmaßnahmen in den letzten Jahren deutlich zugenommen.

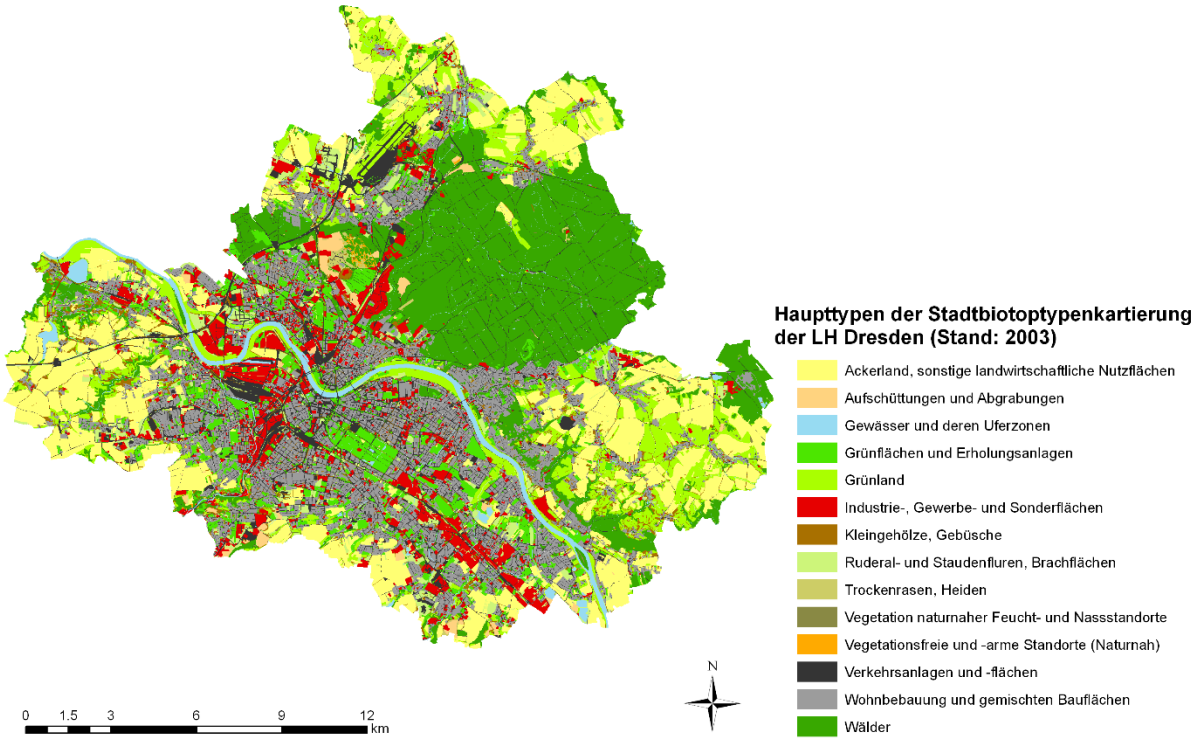


Abbildung 3: Karte mit den Stadtbiotoptypen der Landeshauptstadt Dresden.

2.4.7 Klima

Der Raum Dresden gehört gemäß der Klimaklassifikation von [22] großklimatisch zum Klimatyp Cfb, d.h. warmgemäßigtes Regenklima mit warmem Sommer. Das Klima der Stadt Dresden wird durch die Lage innerhalb der Elbtalweitung, die umgebenden Randhöhen sowie die

meist unbebauten Elbhänge bestimmt. Der Dresdener Raum zählt aufgrund der thermischen Begünstigung des Elbtales zu den wärmsten Gegenden der Neuen Bundesländer. Zusätzlich wird das Klima im Bereich der Elbtalzone durch Bebauung, Versieglung und Emissionen im großem Maße beeinflusst, was sich vor allem in den klimatologischen Kenngrößen Niederschlag und Temperatur widerspiegelt. Abbildung 4 zeigt das Klimadiagramm für die Stationen Dresden-Klotzsche/Wahnsdorf (Hochlage) für die Klimanormalperiode (KLINO) 1961–1990. Beim Niederschlag treten auf engstem Raum sehr große Unterschiede auf. Während im Elbtal am Stadtrand im langjährigen Mittel 646 mm Niederschlag fallen (Station Dresden–Hosterwitz, 1961–1990), betragen die mittleren Jahressummen des unkorrigierten Niederschlages auf der Hochfläche 668 mm (Station Dresden-Klotzsche/Wahnsdorf, 1961–1990). Die Herbst- und Wintermonate sind die Monate mit den geringsten Niederschlägen. Der meiste Niederschlag ist für die Station Dresden-Klotzsche/Wahnsdorf (1961–1990) in den Sommermonaten Juni und August zu verzeichnen. Das Jahresmittel der Lufttemperatur beträgt für denselben Zeitraum auf der Hochfläche (Station Dresden-Klotzsche/Wahnsdorf) 8,9 °C. Am Talboden, in Stadtrandnähe (Station Dresden-Pillnitz) ist das Jahresmittel der Lufttemperatur geringfügig höher als auf den Hochlagen am Stadtrand. Im Stadtkern von Dresden wird im Mittel eine um 0,7 K höhere Jahresmitteltemperatur gemessen als am Stadtrand am Talboden. Der wärmste Monat ist im Mittel der Juli, der kälteste der Januar (Station Dresden-Klotzsche/Wahnsdorf, (1961–1990).

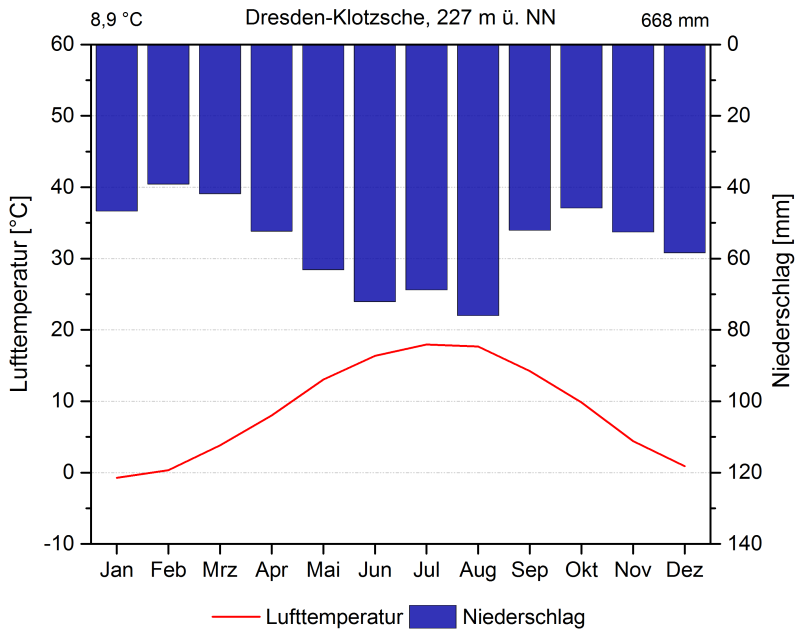


Abbildung 4: Klimadiagramm der Station Dresden-Klotzsche/Wahnsdorf für die Klimanormalperiode 1961–1990.

3 Material und Methoden

3.1 Meteorologische Daten

3.1.1 Beobachtungsdaten

Für die Modellierung des Referenzzeitraumes (1961–1990) und des Ist-Zustandes (1991-2010) wurden Beobachtungsdaten des Deutschen Wetterdienstes von 12 Klima- und 22 Niederschlagsstationen ausgewählt (Abbildung 5). Folgende meteorologischen Parameter wurden in

täglicher Auflösung für die Modellierung unter rezenten klimatischen Bedingungen verwendet:

- tägliche Niederschlagssummen (korrigiert) [mm/d],
- Tagesmittel der Lufttemperatur [°C],
- Tagesmittel der Luftfeuchtigkeit [%],
- absolute Sonnenscheindauer [h],
- Tagesmittel der Windgeschwindigkeit [m/s].

3.1.2 Klimaprojektionsdaten

Für die Modellierung wurde das regionale Klimamodell WETTREG 2010 verwendet, das auf dem Globalmodell ECHAM5/MPI-OM des MPI in Hamburg [23] unter den Annahmen der drei verschiedenen Emissionsszenarios A1B, B1 und A2 beruht. WETTREG 2010 ist ein statistisches, wetterlagenbasiertes Klimamodell, dessen Daten als Stationsdaten (Punktdaten) vorliegen. Auf Basis des ersten Laufs des Globalmodells wurde aus den Zeitreihen des Modells WETTREG 2010 pro Szenario ein Ensemble aus zehn Realisierungen (Modellläufen) erzeugt, die alle die gleiche Wahrscheinlichkeit haben und sich auch sehr ähnlich sind. Für die Modellierung der Sickerwasserrate unter zukünftigen klimatischen Bedingungen wurden die Klimaprojektionsdaten von 25 Stationen (sechs Klima- sowie 19 Niederschlagsstationen) verwendet (Abbildung 5). Die Modellierung des Kontrollzeitraumes von 1961–2000 sowie des Projektionszeitraumes ab 2001–2100 erfolgte für alle zehn Realisierungen (00 bis 99) unter den Annahmen des Emissionsszenarios A1B.

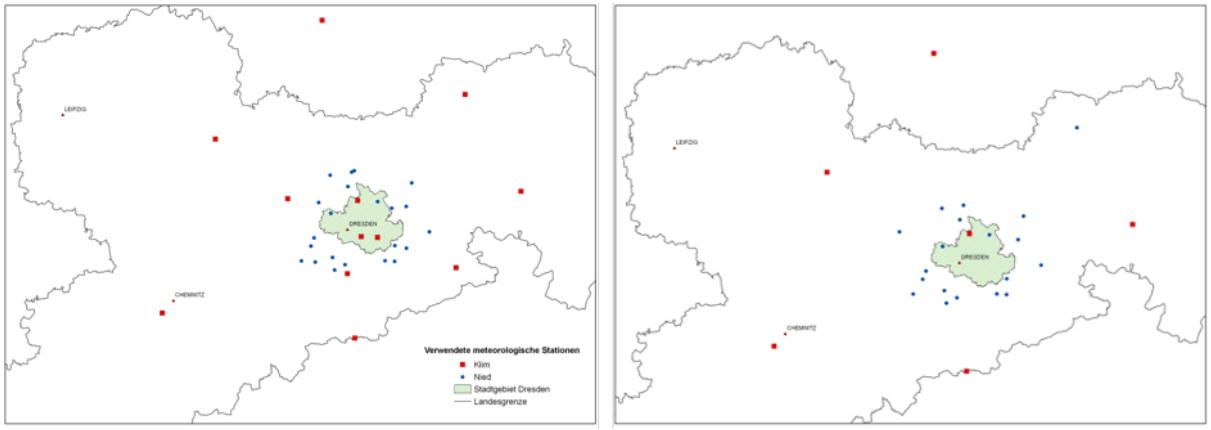


Abbildung 5: Räumliche Auflösung, Lage und Verteilung der verwendeten meteorologischen Messstationen (links) sowie der WETTREG 2010 – Stationen (rechts); die roten Quadrate symbolisieren Klimastationen und die blauen Punkte Niederschlagsstationen.

Bei den Klimaprojektionsdaten wurden die gleichen meteorologischen Parameter auf der Basis von Tageswerten verwendet wie bei den Beobachtungsdaten.

3.2 Bodendaten

Im Rahmen einer Wasserhaushaltsmodellierung sind Bodeninformationen weitere wichtige Eingangsdaten. Im Modell BOWAM wird jedes Hydrotop bzw. jede Rasterzelle vertikal in mehrere Bodenschichten bzw. Teilbodenschichten unterteilt. Diese vertikale Untergliederung ist für eine prozessnahe Modellierung der Verdunstung oberflächennaher Bodenschichten sehr wichtig.

Bei der Modellparametrisierung werden für jede festgelegte Boden(teil)schicht bodenphysikalische Parameter wie die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit, Sättigungswassergehalt, Feldkapazität benötigt. Diese Parameter können durch Feld- und Laborversuche bestimmt oder abgeschätzt werden. Stehen keine Feld- oder Laborwerte zur Verfügung, kann im Modell BOWAM bei bekannter Bodenart auf programminterne Vorschläge (Defaultwerte) zurückgegriffen werden. Angaben zu den dominierenden Bodentypen und schließlich der Bodenart können den analogen oder digitalen Bodenkarten, die in verschiedenen Maßstäben vorliegen, entnommen werden. Das amtliche bodenkundliche Kartenwerk Sachsens ist die Bodenkarte im Maßstab 1.50.000 (BK50) des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG). Diese befand sich zu Beginn dieser Arbeit, insbesondere für das Kartenblatt Dresden, in Bearbeitung. Daher wurde auf die digitale Fassung der 2006 aktualisierten Bodenkonzeptkarte (BK_{KONZ}) des LfULG zurückgegriffen. Im Dresdener Innenstadtbereich weist die BK_{KONZ} jedoch sehr viele Flächen auf (ca. 45 %), die keine Bodeninformationen enthalten (hellgraue Flächen in Abbildung 6, a)) und als „Ort“ oder „nk“ (nicht kartiert) ausgewiesen werden, da Siedlungsflächen bei den Kartierungen für die BK_{KONZ} nicht berücksichtigt wurden. Um diese Datenlücken zu schließen, wurde eine Strategie entwickelt, bei der mehrere verschiedene „Bodenkarten“ (Abbildung 6, a) bis d)) miteinander verschnitten wurden und eine „neue“ Bodenkarte erzeugt wurde. Genauere Informationen zu dieser Vorgehensweise können z. B. [24] entnommen werden.

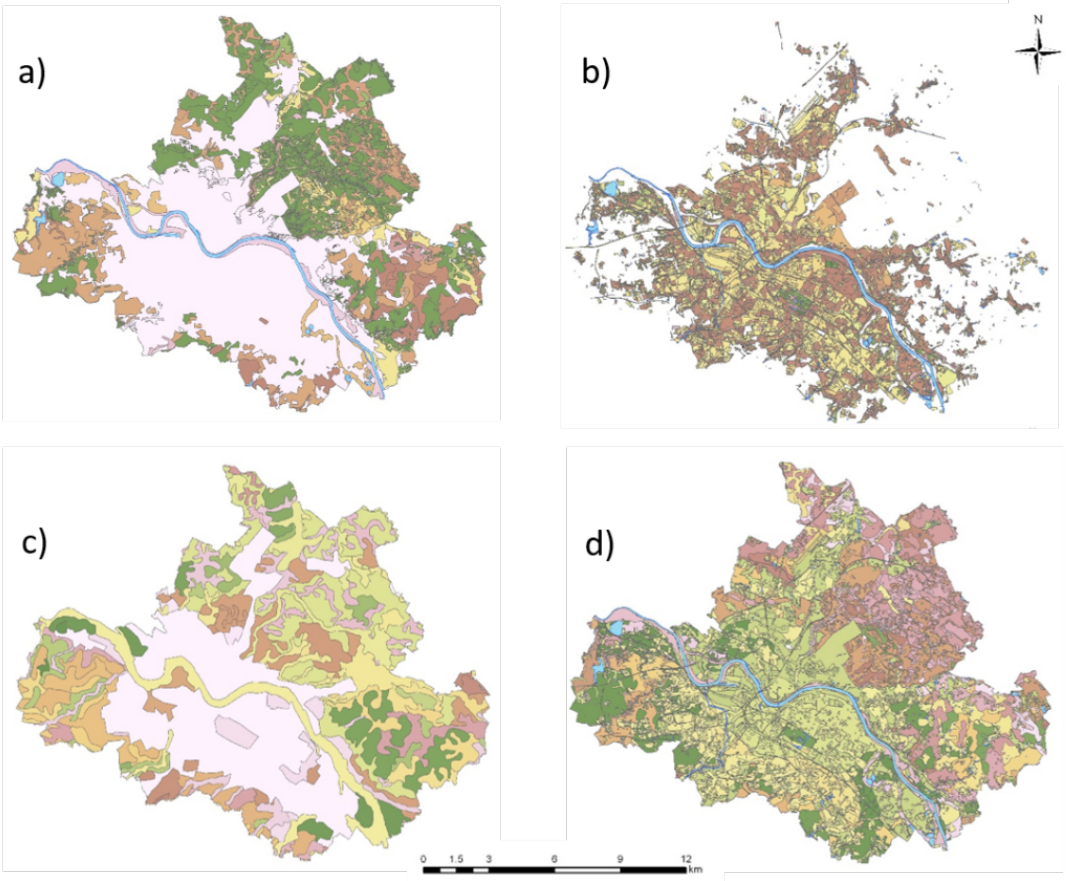


Abbildung 6: Verwendete digitale Bodenkarten für das Stadtgebiet Dresden mit a) Bodenkonzeptkarte (BK_{KONZ}) des LfULG, Stand 2006; b) Stadtbodenkonzeptkarte (SBK_{KONZ}) der Landeshauptstadt Dresden, Stand 2010; c) Auswertungskarte zum Bodenschutz des Bodenatlas des Freistaates Sachsen (BSA 200) des LfULG, Stand 2007 und d) „neue“ Bodenkarte, die durch die Verschneidung der drei Karten a) bis c) erzeugt wurde.

3.3 Weitere Datengrundlagen

3.3.1 Landnutzungsdaten

Neben bodenkundlichen Informationen werden auch Informationen zur Landnutzung benötigt. Informationen zum Landnutzungstyp und zum Versiegelungsgrad enthält die flächendeckende Stadtbiotoptypenkartierung der Landeshauptstadt Dresden (Abbildung 3).

3.3.2 Grundwasserflurabstand

Bei der Modellierung der Sickerwassermenge aus der ungesättigten Bodenzone für grundwassernahe und grundwasserferne Standorte ist der Grundwasserflurabstand. Bei grundwassernahe Verhältnissen wird die Verdunstung durch den Aufstieg von Kapillarwasser aus dem Grundwasser stark beeinflusst. Die vom LfULG zur Verfügung gestellten Grundwasserflurabstände stellen ein Nebenprodukt der überarbeiteten und erweiterten Hydrogeologischen Grundlagenkarte Sachsens im Maßstab 1:50.000 der Blätter Dresden L4948 und anteilig Pirna L5148 dar. Beide digitalen Kartenblätter decken den Bereich des Stadtgebietes der Landeshauptstadt Dresden komplett ab und liegen in einer räumlichen Auflösung von 50 m x 50 m vor.

3.3.3 Digitales Geländemodell

Die Grundlage für die Ableitung morphologischer Eingangsparameter wie Geländehöhe, Hangneigung und Exposition bildet das digitale Geländemodell DGM25 im Maßstab 1:25.000 des Staatsbetriebes Geobasisinformation und Vermessung Sachsen (GeoSN).

3.4 Datenaufbereitung und Modellaufbau

3.4.1 Räumliche Diskretisierung und Morphologie

Die Modellierung der Sickerwassermenge aus der ungesättigten Bodenzone für das gesamte Stadtgebiet von Dresden basiert auf einer räumlichen Auflösung von 100 m x 100 m, diese entspricht der räumlichen Diskretisierung des bestehenden Grundwassermodells des Umweltamtes der Landeshauptstadt Dresden. Auf Basis dieses Rasters ergeben sich für das gesamte Stadtgebiet 32.716 Rasterzellen. Alle verwendeten Vektor- und Rasterdaten wurden in das 100 m x 100 m Raster konvertiert. Auf Basis dieser neuen Skalierung wurden mittels GIS die mittlere Geländehöhe sowie -länge, die Hangneigung und die Exposition jeder Rasterzelle ermittelt.

3.4.2 Landnutzungsdaten

Die vorhandenen Landnutzungstypen der Stadtbiotoptypenkarte der Landeshauptstadt Dresden wurden für das Stadtgebiet von Dresden ausgewertet und entsprechend der im Modell BOWAM verfügbaren Nutzungstypen neu klassifiziert (Abbildung 7). So entstanden insgesamt 16 Landnutzungstypen. Für die teilversiegelten Flächen wurden die Versiegelungsgrade der Stadtbiotoptypenkarte verwendet und in fünf Klassen von 10 % bzw. 20 %-Schritten eingeteilt. Die festgelegte Landnutzung gemäß BOWAM wurde bei der Modellierung der Sickerwassermenge aus der ungesättigten Bodenzone unter veränderten klimatischen Bedingungen konstant gehalten.

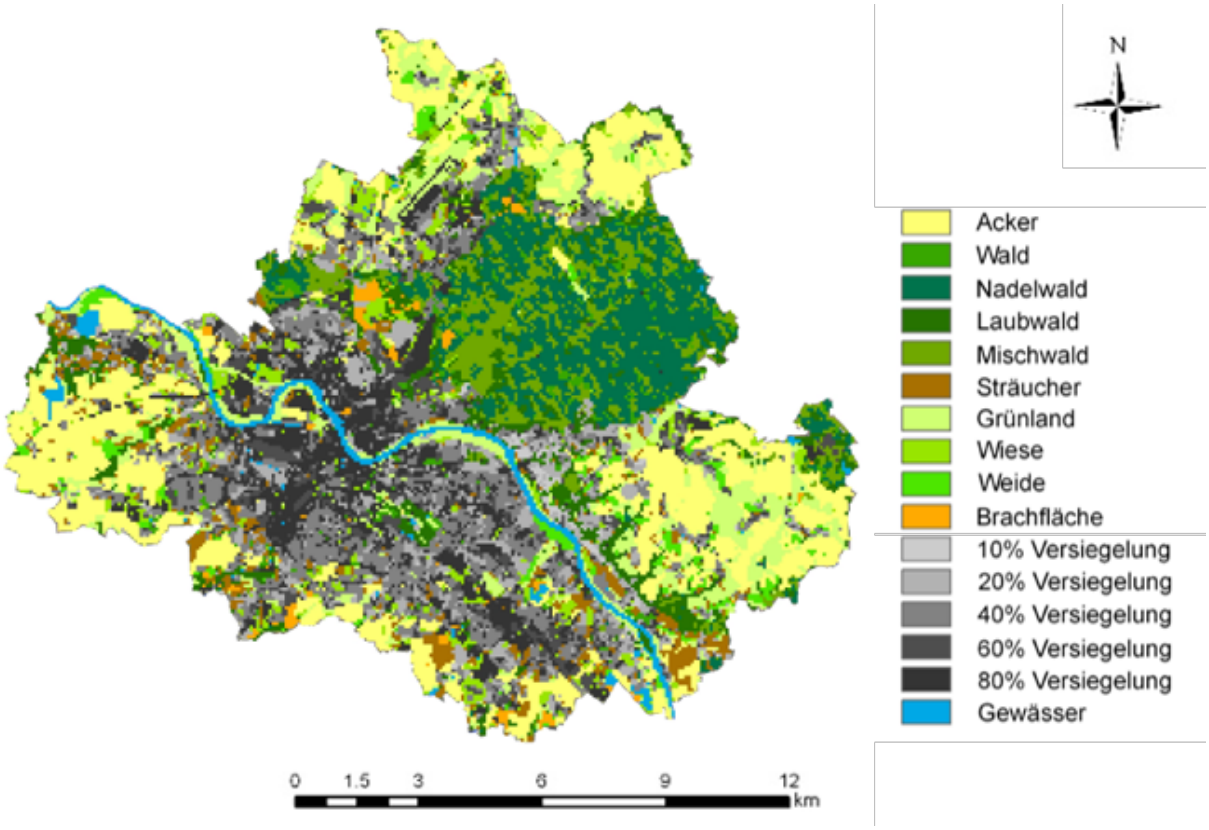


Abbildung 7: Neuklassifizierte Landnutzung im Stadtgebiet Dresden gemäß der bowam-Nutzungstypen (Quelle: Stadtbiotoptypenkarte der Landeshauptstadt Dresden, Stand 2003).

Außerdem wurden für Modellierung die Grundwasserflurabstände in folgende fünf Klassen eingeteilt: $<$ 1,0 m; 1,0 bis 1,5 m; 1,5 bis 2,0 m; 2,0 bis 2,5 m, $>$ 2,5 m. Die Grundwasserflurabstände wurden nur bis maximal 2,50 m Tiefe berücksichtigt, da diese Tiefe der maximalen Entnahmetiefe der Evapotranspiration entspricht. Es können aber auch Grundwasserflurabstände von 60 m und tiefer auftreten.

3.4.3 Korrektur-und Interpolationsverfahren der meteorologischen Daten

Da der gemessene Niederschlag stets geringer ist als der tatsächliche Niederschlag, bedarf es einer Niederschlagskorrektur. Für die Modellrechnungen lagen bereits im Rahmen des REGKLAM-Projektes korrigierte, tägliche Niederschlagssummen vor, die auf einem angepassten Korrekturverfahren nach Richter basieren.

Aufgrund der riesigen Datenmengen wurde die Interpolation der Klimadaten nicht rasterbasiert, sondern, für festgelegte Teilgebiete (Abbildung 8) durchgeführt. Anhand der vorhandenen meteorologischen Stationen und mit Hilfe des digitalen Geländemodells ATKIS-DGM 25 wurde das gesamte Dresdener Stadtgebiet in sieben Teilgebiete unterteilt, die eine sehr ähnliche Morphologie aufwiesen. Folglich wurde jeder Rasterzelle das entsprechende Teilgebiet zugewiesen.

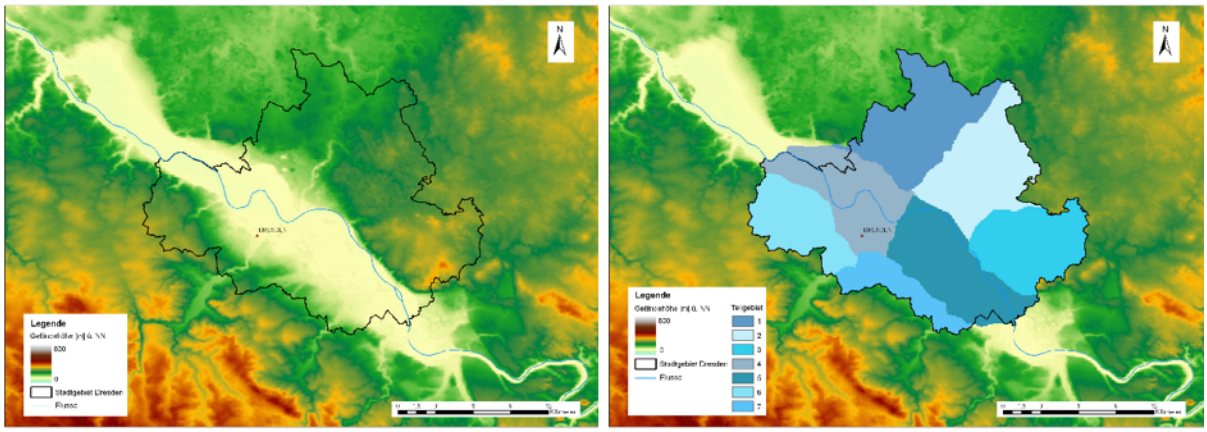


Abbildung 8: Verteilung der meteorologischen Teilgebiete über das Stadtgebiet Dresden; das digitale Geländemodell, links und die daraus sieben abgeleiteten Teilgebiete, rechts.

3.4.4 Festlegung von Hydrotopen

Die Modellierung der Sickerwassermenge aus der ungesättigten Bodenzone unter rezenten und zukünftigen klimatischen Bedingungen umfasst einen Zeitraum (1961–2100) von insgesamt 140 Jahren. Da Modellrechnungen über diesen Zeitraum für jede der 32.716 Rasterzellen viel zu lang dauern würden, wurden bestimmte Informationen wie z. B. die Hangneigungswerte zu Klassen zusammengefasst, um den hohen Zeitaufwand einzugrenzen. Folglich wurden die Datensätze Boden, Nutzungsart, meteorologisches Teilgebiet, Grundwasserflurabstandsklasse und Hangneigungsklasse im GIS zusammengefasst, sodass die Kombination dieser fünf Datensätze für das gesamte Stadtgebiet 5243 Hydrotope ergab. So entspricht nicht mehr eine Rasterzelle einem Hydrotop, sondern mehrere Rasterzellen mit ähnlichen Eigenschaften wurden zu einem Hydrotop zusammengefasst, sodass die ursprüngliche Rasteranzahl deutlich reduziert werden konnte und sich die Rechenzeit verkürzte.

4 Ergebnisse und Diskussion

Die Modellierung Sickerwassermenge aus der ungesättigten Bodenzone unter rezenten und zukünftig zu erwartenden Klimabedingungen wurde auf der Grundlage von hydrologischen Jahren mit einem Modellvorlauf von zwei Jahren durchgeführt, um das Modell „einzuschwingen“.

4.1 Verwendung eines einfachen Modells für eine komplexe Aufgabe

4.1.1 Analyse des Ist-Zustandes

Räumliche Variabilität

Als langjähriges Mittel ist die modellierte Sickerwasserrate für die Jahres- und Halbjahressummen im Referenzzeitraum 1961–1990 (links) und im Vergleichszeitraum 1991–2010 (rechts) für das gesamte Dresdener Stadtgebiet in Abbildung 9 dargestellt. Wie zu sehen ist, variiert das Jahresmittel der modellierten Sickerwassermenge räumlich betrachtet in beiden Zeiträumen zwischen 0 mm und 425 mm (Abbildung 9, oben).

Das arithmetische Mittel der modellierten Sickerwassermenge aus allen Rasterzellen beträgt im Referenzzeitraum 1961–1990 für die beobachteten Klimadaten 198 mm. Maximale Sickerwassermengen von $>$ 400 mm treten vereinzelt im Bereich von Brachflächen auf. Ackerbaulich und sonstige landwirtschaftlich genutzte Flächen vor allem im Norden sowie Westen bzw. im Osten des Dresdener Stadtgebietes wie z. B. das Schönfelder Hochland weisen im

langjährigen Mittel Sickerwassermengen von 130 mm bis 330 mm auf. In Bereichen mit Waldbedeckung liegt die Sickerwasserrate zwischen 80 mm und $>$ 300 mm. Auf Grünlandflächen werden Sickerwassermengen von 90 mm bis 300 mm erreicht. Bereiche mit Kleingehölzen und Büschen weisen Sickerwassermengen zwischen 80 mm und 280 mm auf. Flächen im innerstädtischen Bereich mit geringen Versiegelungsgraden (10 % bis 20 %) zeigen Sickerwassermengen von 150 mm bis reichlich 300 mm. Auf Flächen, die bis zu 40 % versiegelt sind, treten Sickerwassermengen von 50 mm bis 270 mm und bei Flächen mit Versiegelungsgraden von bis zu 60 % sind Sickerwassermengen zwischen 140 mm und 200 mm zu verzeichnen. Industrieflächen und Flächen der Wohnbebauung mit Versiegelungsgraden $>$ 80 % weisen im Jahresmittel Sickerwassermengen zwischen 60 mm und 100 mm auf.

Im 20-jährigen Vergleichszeitraum 1991–2010 nahm die Sickerwassermenge im Jahresmittel geringfügig um 2 mm zu. Vereinzelt sind räumliche Unterschiede zu erkennen. So wurden im Nordosten und Osten der Stadt im langjährigen Mittel des Vergleichszeitraumes mehr Sickerwasser ($>$ 250 mm bis 350 mm) gebildet als im Referenzzeitraum mit Sickerwassermengen von $>$ 200 mm bis 300 mm. Das Maximum lag im Vergleichszeitraum bei ca. 425 mm und wurde im Bereich von unversiegelten Flächen (Brachflächen) gebildet. Im Vergleichszeitraum unterliegt die modellierte Sickerwassermenge an der Modellbasis einer etwas größeren Schwankungsbreite (plus 10 mm) als im Referenzzeitraum.

Bei der Betrachtung von Halbjahren ist ein etwas differenziertes Bild zu erkennen. Im hydrologischen Sommerhalbjahr (Mai bis Oktober) variiert die modellierte Sickerwassermenge im Referenzzeitraum zwischen -99 mm und 173 mm und beträgt im Mittel ca. 43 mm (Abbildung 9, linke Mitte). Es treten vor allem im Nordosten des Stadtgebietes wie z.B. der Dresdener Heide und entlang von Flussläufen negative Werte auf. Negative Werte bedeuten, dass kapillarer Wasseraufstieg stattfindet. Aufgrund der Evapotranspiration kommt es zu einem Entzug von Wasser aus der Bodenzone. Im Vergleichszeitraum schwanken die Sickerwasser- bzw. kapillare Aufstiegsmengen im Sommerhalbjahr zwischen -110 mm und 180 mm. Die mittlere Sickerwassermenge aus der ungesättigten Bodenzone beträgt 41 mm und ist demzufolge etwas geringer als im Referenzzeitraum. Stark negative Werte sind ebenfalls für den Nordosten des Stadtgebietes zu verzeichnen. Außerdem treten im Vergleichszeitraum mehr Flächen mit Sickerwassermengen von 1 mm bis 50 mm auf als im Referenzzeitraum. Während des hydrologischen Winterhalbjahres (November bis April) sind deutlich höhere Sickerwassermengen zu verzeichnen als im Sommerhalbjahr. Die mittleren Sickerwassermengen variieren räumlich zwischen 0 mm und 300 mm. Bei beiden Untersuchungszeiträumen sind im Nordosten bzw. Osten des Stadtgebietes deutliche Unterschiede hinsichtlich der modellierten Sickerwassermengen erkennbar, aber genau entgegengesetzt zum Sommerhalbjahr. Die mittlere Sickerwassermenge des Winterhalbjahres beträgt im Vergleichszeitraum 159 mm (Abbildung 9, rechts unten) und ist geringfügig höher als im Referenzzeitraum mit einer Sickerwassermenge von 155 mm (Abbildung 9, links unten) im Halbjahresmittel.

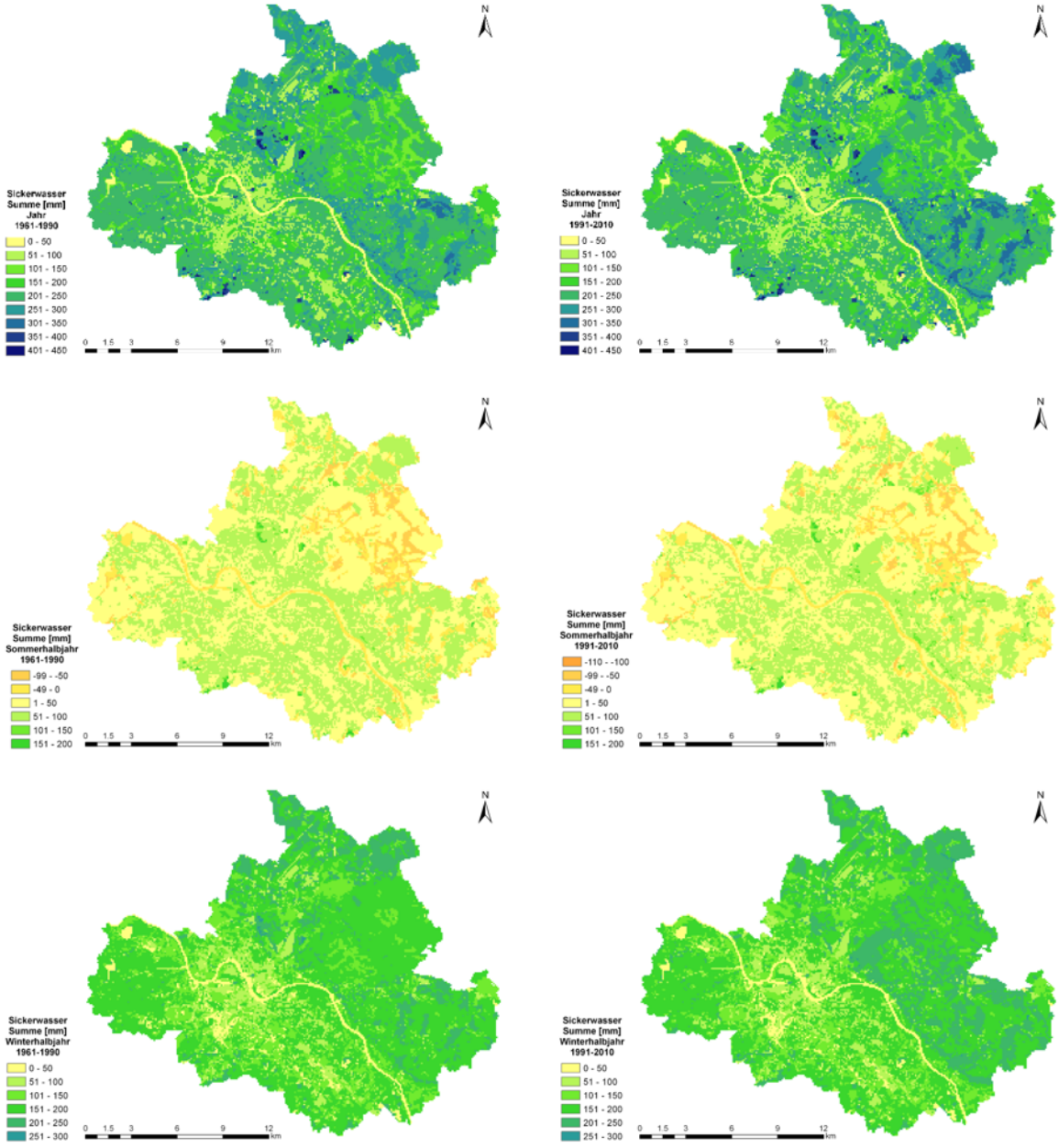


Abbildung 9: Räumliche Variabilität der simulierten Sickerwassermenge der ungesättigten Bodenzone für den Referenzzeitraum 1961–1990 (links) und den Vergleichszeitraum 1991–2010 (rechts) unter Nutzung von Beobachtungsdaten für das langjährige Mittel (oben) und das hydrologische Sommer- (Mitte) sowie Winterhalbjahr (unten).

Saisonale Variabilität und mittlerer Jahresgang

In Abbildung 10 sind zum einen die mit BOWAM simulierten Sickerwassermengen als Box- und Whisker-Diagramme für die Jahreszeiten des Referenzzeitraumes 1961–1990 (oben, links) sowie des Vergleichszeitraumes 1991–2010 (oben, rechts) dargestellt und zum anderen sind der mittlere Jahresgang der simulierten Sickerwassermenge für den Referenzzeitraum 1961–1990 (unten, links) und dessen Änderung für 1991–2010 (unten, rechts) gegenüber 1961–1990 veranschaulicht.

Wie in Abbildung 10 (oben, links) zu sehen ist, beträgt die mittlere Sickerwassermenge im Frühjahr des Referenzzeitraumes 50 mm. Die Sickerwassermengen variieren am stärksten. Im Sommer werden im Mittel mit 16 mm die geringsten Sickerwassermengen erreicht. Während

der Herbstmonate beträgt die mittlere Sickerwassermenge 40 mm. Die Wintermonate werden von positiven Sickerwassermengen geprägt, sodass die mittlere Sickerwassermenge bei 95 mm liegt. Im Frühjahr des Vergleichszeitraumes (Abbildung 10, rechts oben) kam es gegenüber des Referenzzeitraumes 1961-1990 zu einer Abnahme der mittleren Sickerwassermenge um ca. 18 %. In den Sommermonaten des Vergleichszeitraumes ist die mittlere Sickerwassermenge in etwa gleichgeblieben, während die Gesamtspannweite der simulierten Sickerwassermengen leicht zugenommen hat. Es ist vor allem ein Anstieg bei den Maximalwerten zu verzeichnen. Dahingegen werden die Herbstmonate im Zeitraum 1991–2010 von höheren Sickerwassermengen geprägt, sodass im Mittel bis zu 20 % mehr Sickerwasser gebildet wird. In den Wintermonaten 1991–2010 hat sich die Gesamtspannweite der Sickerwassermengen gegenüber dem Mittel von 1961–1990 deutlich verringert, während sich die mittlere Sickerwassermenge geringfügig verringert hat. Die Abbildung 10 (unten, links) veranschaulicht den mittleren Jahresgang der simulierten Sickwassermengen im Referenzzeitraum 1961–1990. Die höchsten Werte traten in den Wintermonaten auf, wobei das Maximum der mittleren monatlichen Sickerwassermenge mit 37 mm im Dezember lag. Das Minimum der mittleren monatlichen Sickerwasserwassermenge stellte sich in den Sommermonaten ein. Der Monat mit der geringsten Sickwasserbildung war der Juni mit 3 mm.

Demzufolge findet die Bildung von Sickerwasser überwiegend in den Wintermonaten statt. Aufgrund der eingeschränkten Verdunstung tragen die Winterniederschläge fast ausschließlich zur Sickerwasserbildung bei, sodass der Bodenspeicher wieder aufgefüllt wird. Mit Beginn der Vegetationsperiode im Frühjahr nimmt auch die Verdunstung wieder zu, was dazu führt, dass der Bodenspeicher vermehrt entleert wird. In den Sommermonaten kommt es unter normalen Bedingungen aufgrund des hohen Verdunstungsanspruches der Vegetation kaum zur Sickerwasserbildung, da anfallende Sommerniederschläge meist gleich wieder aufgezehrt werden. Aufgrund der Niederschlags-Maxima im Sommer und der Niederschlags-Minima im Winter zählt der Dresdener Raum zum „Sommerniederschlagstyp“, was dazu führt, dass auch während der Sommermonate Sickerwasser gebildet wird. Außerdem können Extremereignisse, wie z. B. die Hochwasser 2002 und 2010 mit Niederschlägen weit über dem Durchschnitt, zusätzlich zur Bildung von Sickerwasser beitragen. Diese beiden Hochwasserereignisse sind auch im Jahresgang des Vergleichzeitraumes (Abbildung 10, rechts unten) zu sehen, wo es im August und September zu einer deutlichen Zunahme der Sickerwasserrate kam.

Die Unterschiede zwischen den beiden Untersuchungszeiträumen sind vor allem auf die Veränderungen der innerjährlichen Variabilität der gemessenen Niederschläge im 20-jährigen Vergleichszeitraum zurückzuführen. Im Vergleichszeitraum haben die mittleren Jahresniederschläge sowohl im Sommerhalbjahr, als auch im Winterhalbjahr deutlich zugenommen, wobei die Zunahme im Winterhalbjahr überwiegt. Des Weiteren kommt hinzu, dass die Anzahl trockener Tage im Sommerhalbjahr zugenommen hat und auch die Verdunstung deutlich gestiegen ist. Zu beachten ist, dass beide Untersuchungszeiträume unterschiedlich lang sind. Der Referenzeitraum 1961–1990 umfasst 30 Jahre und der Vergleichszeitraum 1991–2010 lediglich 20 Jahre. Dies bedeutet, dass Jahre mit überdurchschnittlich hohen Niederschlägen wie z. B. 2002 und 2010 bzw. mit einer innerjährlichen Variabilität, die sehr stark von dem langjährigen Mittel des Referenzzeitraumes 1961–1990 abweicht im zehn Jahre kürzeren Vergleichszeitraum viel mehr ins Gewicht fallen.

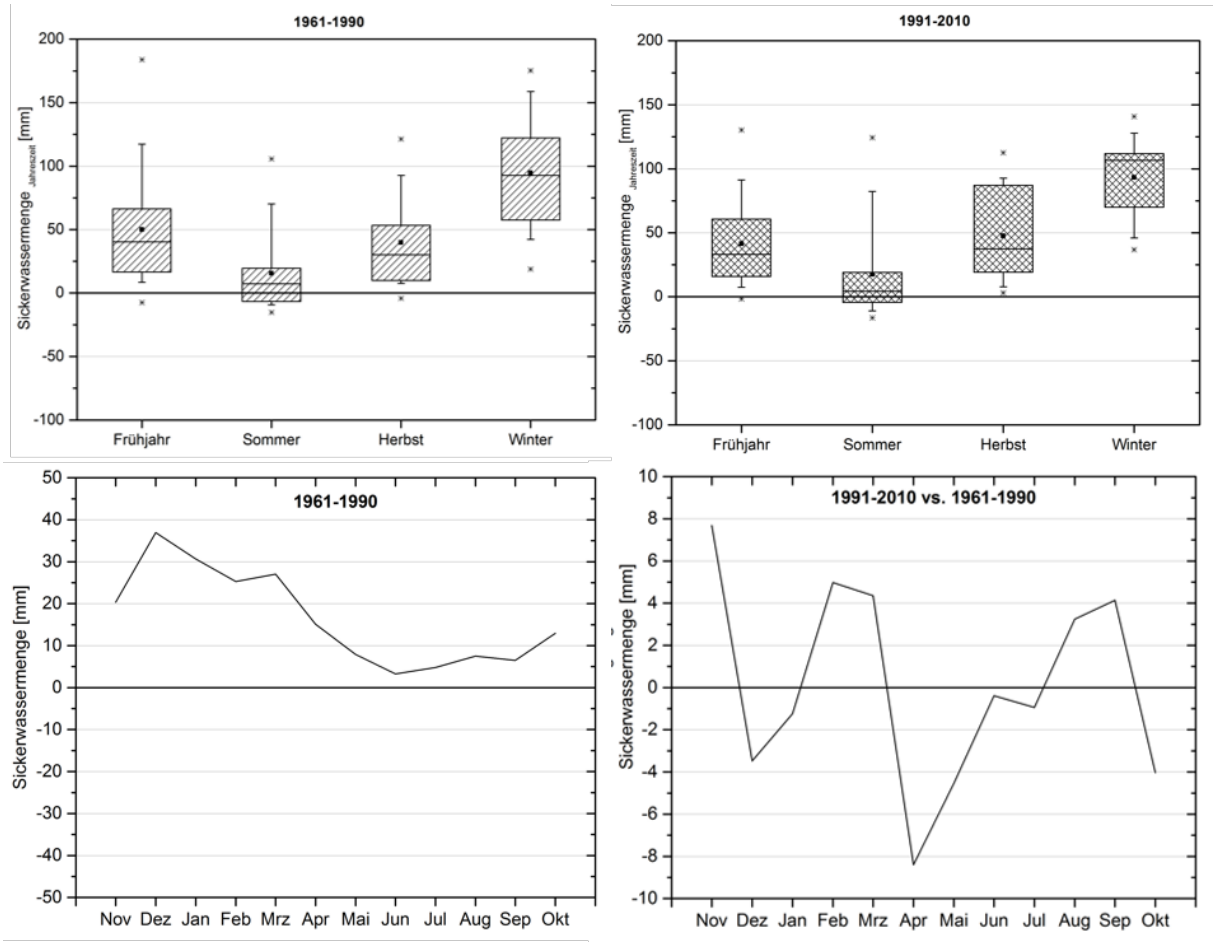


Abbildung 10: Zeitliche Variabilität der simulierten Sickerwassermengen im Beobachtungszeitraum 1961–2010 für das Stadtgebiet Dresden.
Oben: Saisonale Variabilität der Sickerwassermenge im Referenz- 1961–1990 (links) sowie im Vergleichszeitraum 1991–2010 (rechts).
Unten: Jahresgang der mittleren Monatssummen der Sickerwassermenge im Referenzzeitraum 1961–1990 (links) und die Veränderung im Jahresgang für 1991–2010 gegenüber 1961–1990 (rechts).

Plausibilitätsanalysen

Die simulierten Sickerwassermengen aus der ungesättigten Bodenzone werden folglich für den Beobachtungszeitraum 1961–2010 bezüglich ihrer Plausibilität beurteilt. Da keine gemessenen Werte für die mittlere jährliche Sickerwasserrate für den Bereich des Dresdener Stadtgebietes existieren, wurden die erzielten Ergebnisse der simulierten langjährigen mittleren Sickerwasserrate zum einen mit wissenschaftlichen Kartenwerken [25] und zum anderen mit den Ergebnissen von Qualifizierungsarbeiten [26]; [27], die während des Projektes REGKLAM entstanden sind bzw. mit den Ergebnissen aus anderen Projekten (z. B. KLIWES) verglichen. Bei diesen Vergleichen waren jedoch nur Abschätzungen möglich, da andere Berechnungs-, Korrektur- sowie Interpolationsverfahren und auch andere Eingangsdaten verwendet wurden. Außerdem wurden teilweise auch andere Zeiträume betrachtet. Im Folgenden werden beispielhaft die mit BOWAM simulierten Sickerwasserraten mit den Ergebnissen des Projektes KLIWES verglichen.

Über das Wasserhaushaltsportal Sachsen (WHHP) können sachsenweit Daten einzelner Wasserhaushaltskomponenten wie Niederschlag, Verdunstung, Oberflächen-, Grundwasser- und Gesamtabfluss für den Ist-Zustand 1961–2005 bzw. 1961–2010 in Form von Shape-Files heruntergeladen werden. Bei den verfügbaren Wasserhaushaltsdaten handelt es sich um Er-

gebnisse des Projektes KLIWES. Die Wasserhaushaltsberechnungen erfolgten dabei mit dem hydrologischen Modell ArcEGMO auf der Basis von Flusseinzugsgebieten, sodass für fast alle sächsischen Einzugsgebiete langjährige Mittelwerte sowie Monatswerte einzelner Wasserhaushaltskomponenten vorliegen. Obwohl der Elbeschlauch bei den Modellrechnungen nicht berücksichtigt wurde, bieten die Daten des WHHP, wenn auch nicht flächendeckend, eine Möglichkeit die mit BOWAM erzielten Ergebnisse zu vergleichen und zu beurteilen. zeigt für den Beobachtungszeitraum 1961–2010 die räumliche Verteilung der langjährigen Mittelwerte des korrigierten Niederschlages (P_{korr}), der realen Verdunstung (ER) und des Grundwasserabflusses (RG) für die Einzugsgebiete der Oberen Elbe und der Schwarzen Elster, die den Bereich des Dresdener Stadtgebietes abdecken. Die mit BOWAM simulierten, langjährigen Mittelwerte des korrigierten Niederschlages, der realen Evapotranspiration (ETR) und der Sickerwasserrate (RU) sind zum Vergleich für das gesamte Stadtgebiet für den Beobachtungszeitraum in Abbildung 12 dargestellt. Wie zu erkennen ist, variiert der korrigierte Niederschlag des WHHP (Abbildung 11, a)) für den Bereich des Dresdener Stadtgebietes zwischen 710 mm/a und 849 mm/a und beträgt im Mittel 773 mm/a. Die korrigierten Niederschläge im Rahmen der BOWAM-Modellierung weisen mit Werten zwischen 719 mm/a und 778 mm/a eine geringere Spannweite auf (Abbildung 12, a)). Das Gebietsmittel beträgt 754 mm/a. Vor allem im Nordosten des Stadtgebietes sind die korrigierten Niederschläge des WHHP aufgrund der differenzierten Höhenabstufung 50 mm bis 70 mm höher. Die reale Verdunstung des WHHP (Abbildung 11, b)) erreicht innerhalb des Dresdener Stadtgebietes Werte zwischen 294 mm/a und knapp 900 mm/a und beträgt im Mittel 550 mm/a, während die reale Evapotranspiration bei BOWAM zwischen 151 mm/a und knapp 700 mm/a schwankt (Abbildung 12, b)). Die reale Verdunstung des WHHP wird im Bereich der Dresdener Heide und südwestlichen Stadtgebiet mit Werten von $>$800 mm/a überschätzt. Auch wenn in diesen Bereichen des Stadtgebietes überwiegend Nadel- und Mischwaldbestände und grundwassernahe Verhältnisse vorzufinden sind, sind diese Werte extrem hoch, daher werden die BOWAM-Werte als realistischer eingeschätzt. Die räumliche Verteilung des Grundwasserabflusses des WHHP ist in Abbildung 11 (c) veranschaulicht. Es treten Werte zwischen -141 mm/a und 303 mm/a auf. Das Gebietsmittel des Grundwasserabflusses liegt bei 140 mm/a. Grundwasserabflüsse mit sehr geringen langjährigen Mittelwerten ($<$ -100 mm/a) sind in den Bereichen vorzufinden, wo die reale Verdunstung sehr hoch ist, wie z. B. im oberen Bereich der Prießnitz im Nordosten und im Bereich der Vereinigten Weißeritz im Südwesten des Stadtgebietes. Zum Vergleich dazu beträgt das Gebietsmittel der mit BOWAM simulierten langjährigen mittleren Sickerwasserrate knapp 200 mm/a und erreicht Werte zwischen 0 mm/a und 419 mm/a (Abbildung 12, c)). Da der Grundwasserabfluss nur der Teil des Sickerwassers darstellt, der auch die Grundwasseroberfläche erreicht, ist folglich die mit BOWAM simulierte Sickerwasserrate höher als der Grundwasserabfluss des WHHPs. Außerdem ist die mit BOWAM ermittelte reale Verdunstung viel geringer sind als die des WHHPs, sodass generell mehr Niederschlagswasser in den Boden infiltrieren kann und schließlich auch mehr Sickerwasser gebildet wird.

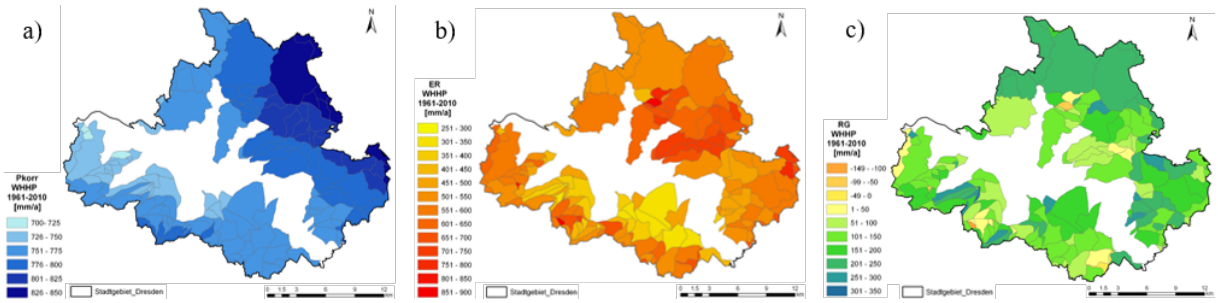


Abbildung 11: Räumliche Verteilung der langjährigen Mittelwerte der Wasserhaushaltsgrößen a) korrigierter Niederschlag, b) reale Verdunstung und c) Grundwasserabfluss im Beobachtungszeitraum 1961-2010 für die Einzugsgebiete der Oberen Elbe sowie der Schwarzen Elster des WHHPs.

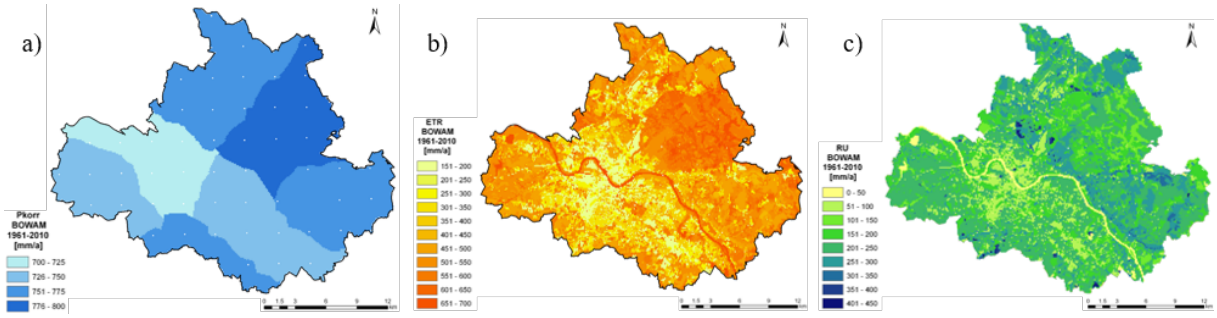


Abbildung 12: Räumliche Verteilung der mit BOWAM simulierten langjährigen Mittelwerte der Wasserhaushaltsgrößen a) korrigierter Niederschlag, b) reale Verdunstung und c) Sickerwasserrate im Beobachtungszeitraum 1961-2010 für den Bereich des Dresdener Stadtgebietes.

Die mit BOWAM simulierten Ergebnisse liegen zum größten Teil in der gleichen Größenordnung wie die Ergebnisse des WHHPs. Dies ist zeigt auch der Vergleich der beiden Abbildungen (Abbildung 11 und Abbildung 12), die eine sehr ähnliche räumliche Verteilung der erzielten Ergebnisse aufweisen.

Die Vergleiche, die im Rahmen der Plausibilitätsanalyse durchgeführt worden sind, zeigen, dass die mit BOWAM erzielten Ergebnisse als realistisch eingeschätzt werden können und gute Übereinstimmungen lieferten. Demzufolge lagen die mit BOWAM simulierten langjährigen Mittelwerte der Sickerwasserrate bzw. realen Verdunstung im Beobachtungszeitraum in der gleichen Größenordnung wie die zum Teil nur abgeschätzten Vergleichswerte anderer Studien oder Kartenwerke.

4.2 Sickerwasserrate unter veränderten klimatischen Bedingungen

Die Modellierung der Sickerwassermengen aus der ungesättigten Bodenzone erfolgte unter zukünftigen klimatischen Bedingungen analog zu den Modellrechnungen unter rezenten Klimabedingungen durch die Anwendung des Bodenwasserhaushaltsmodells BOWAM auf der Basis hydrologischer Jahre mit einer Modellvorlaufzeit von zwei Jahren für den Zeitraum 1961–2100. Dabei umfassen die verwendeten Projektionsdaten Klimadaten ausgewählter Stationsdaten des statistischen Klimamodells WETTREG 2010 (10 Läufe) jeweils unter dem Emissionsszenario A1B.

4.2.1 Räumliche Variabilität

Die Abbildung 13 zeigt die räumliche Verteilung der simulierten langjährigen mittleren Sickerwassermengen für die Beobachtungen und die Projektionsdaten des Klimamodells WETTREG 2010 exemplarisch für eine Realisierung (Lauf 11) im Referenzzeitraum 1961–1990 für die Jahre und das Sommer- sowie Winterhalbjahr. Die modellierte räumliche Verteilung der langjährigen mittleren Sickerwassermenge variiert für die Beobachtungen (Abbildung 13, oben) und die Klimamodelldaten (Abbildung 13, unten) zwischen 0 mm und 600 mm. Zwischen den beobachteten Klimadaten und den WETTREG 2010-Daten treten nur geringe Unterschiede auf. Das modellierte langjährige Jahresmittel der Sickerwassermenge schwankt für die Beobachtungen (Abbildung 13; oben, links) zwischen 0 mm und 416 mm und für die Projektionsdaten von WETTREG 2010 (Abbildung 13; unten, links) zwischen 0 mm und 422 mm. Das arithmetische Mittel aus allen Rasterzellen der simulierten Sickerwassermenge beträgt für die Beobachtungen 198 mm und für die WETTREG 2010-Daten 200 mm. Demnach simuliert WETTREG 2010 im langjährigen Mittel geringfügig mehr Sickerwasser als die Beobachtungen. Die räumliche Verteilung der mittleren langjährigen Sickerwassermenge wird durch die WETTREG 2010-Daten recht gut wiedergegeben.

Bei der Analyse der Halbjahre zeigt sich ein differenziertes Bild. Im Sommerhalbjahr variiert die simulierte Sickerwassermenge der Beobachtungen zwischen -99 mm und +173 mm und beträgt im Mittel 43 mm (Abbildung 13; oben, Mitte). Folglich treten in einigen Bereichen des Dresdener Stadtgebietes, wie z. B. der Dresdener Heide im Nordosten, Werte im deutlich negativen Bereich auf. Negative Werte bedeuten, dass es zu einem Entzug von Bodenwasser kommt, indem Bodenwasser entgegen der Schwerkraft kapillar bis in den Bereich der Pflanzenwurzeln aufsteigt. Auf der Grundlage der WETTREG 2010-Daten (Abbildung 13; unten, Mitte) ist die modellierte Sickerwassermenge im Sommerhalbjahr mit 31 mm (Schwankungsbreite: -104 mm bis +169 mm) im Mittel etwas geringer als die der Beobachtungsdaten. Des Weiteren sind auch die Unterschiede in der räumlichen Verteilung zwischen den WETTREG 2010- und den Beobachtungsdaten etwas größer als über das gesamte Jahr betrachtet.

Im Winterhalbjahr wird der Bodenspeicher durch zunehmende Niederschläge und einen reduzierten Verdunstungsanspruch der Vegetation langsam wieder aufgefüllt. Es kann viel mehr anfallendes Niederschlagswasser infiltrieren und bis in tiefere Bodenschichten versickern als im Sommer. Es kommt ebenfalls zu deutlichen Unterschieden in der räumlichen Verteilung zwischen den Beobachtungs- und den Modelldaten.

Während unter den beobachteten Klimadaten die mittlere langjährige Sickerwassermenge zwischen 0 mm und 254 mm schwankt und im Mittel bei 156 mm liegt (Abbildung 13; oben, rechts), variiert das langjährige Mittel der Sickerwassermenge für die Projektionsdaten zwischen 0 mm und 260 mm für WETTREG 2010 (Abbildung 13; unten, rechts). WETTREG 2010 simuliert mit 169 mm im Mittel ebenfalls etwas mehr Sickerwasser als die Beobachtungen. Die räumliche Verteilung hat sich bezüglich der WETTREG 2010-Daten genau umgekehrt, sodass letztendlich die Jahreswerte durch WETTREG 2010 im Referenzzeitraum ganz gut wiedergegeben werden können.

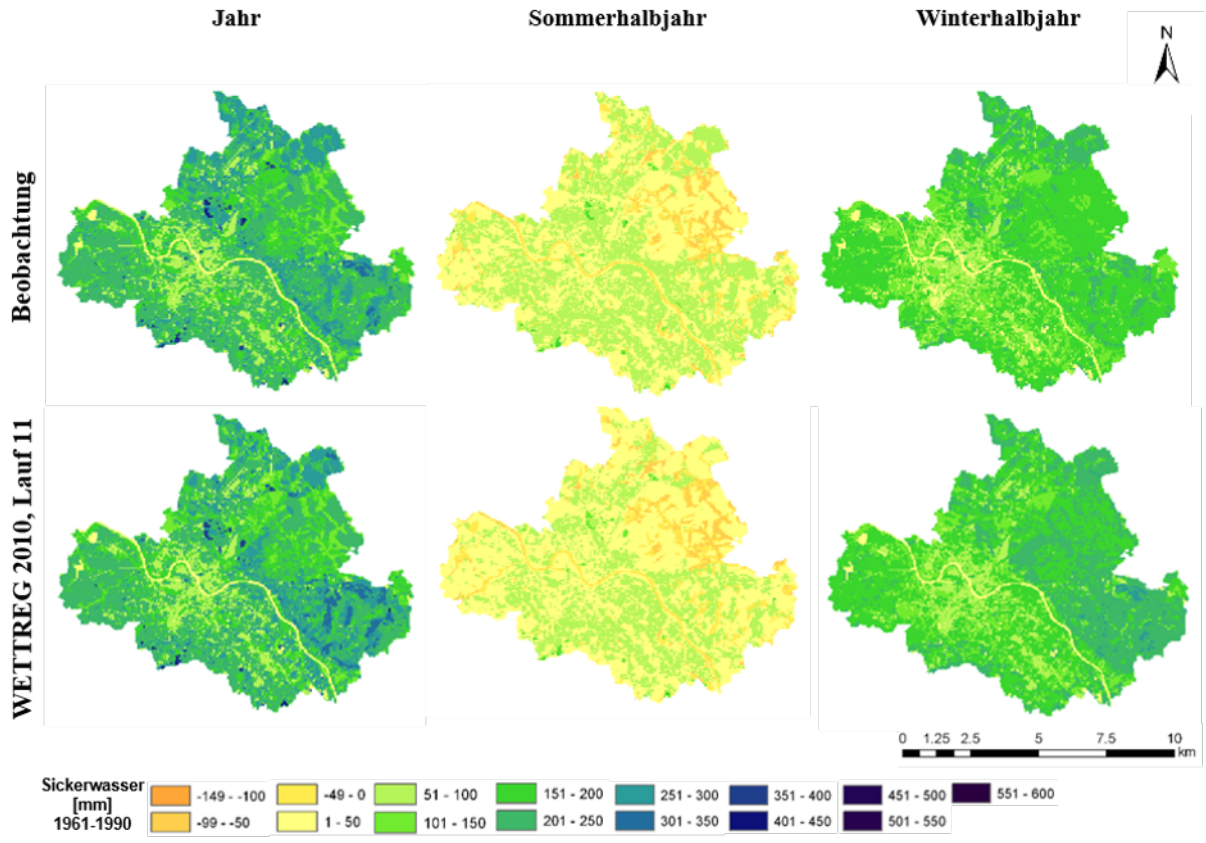


Abbildung 13: Räumliche Verteilung der simulierten langjährigen mittleren Sickerwassermenge [mm] für die Beobachtungen(oben) und die Klimamodelldaten des statistischen Regionalmodells WETTREG 2010 (Lauf 11; unten) im Referenzzeitraum 1961–1990 für die Jahreswerte (links), das Sommerhalbjahr (Mitte) und das Winterhalbjahr (rechts).

Die Veränderungen in der räumlichen Verteilung der modellierten langjährigen mittleren Sickerwassermenge für die frühe Vergangenheit (1991–2020), die nahe Zukunft (2021–2050) und die ferne Zukunft (2071–2100) zeigt Abbildung 14 für WETTREG 2010 (Lauf 11) für die Jahre und Halbjahre.

Wie in Abbildung 14 veranschaulicht wird, zeichnet sin in den drei Projektionszeiträumen ein deutlicher Rückgang der langjährigen mittleren Sickerwassermenge ab. Im Zeitraum 1991–2020 ist der Rückgang im Vergleich zur Referenzperiode 1961–1990 mit knapp 8 % noch moderat (Abbildung 14; oben). Die mittleren Jahreswerte der gebildeten Sickerwassermenge schwanken zwischen 0 mm und 411 mm und das Gebietsmittel liegt bei 185 mm. Der Rückgang betrifft beide Halbjahre, wobei die Sickerwassermenge im Sommerhalbjahr (-10 %) etwas mehr abnimmt als im Winterhalbjahr (-7 %). Bis zur Mitte des 21. Jahrhunderts (2021–2050) nimmt die Sickerwasserbildung im Vergleich zur Referenzperiode 1961-1990 weiter deutlich ab (Abbildung 14; Mitte), sodass diese im Mittel 125 mm beträgt und zwischen -64 mm und 338 mm schwankt. Vor allem im Sommerhalbjahr ist ein sehr starker Rückgang von bis zu -74 % zu verzeichnen, der aber auch im Winterhalbjahr (-31 %) zu spüren ist. Noch deutlicher ist dieser Rückgang bis zum Ende des 21. Jahrhunderts, wo das langjährige Mittel der Sickerwassermenge zwischen -245 mm und +260 mm variiert und im Mittel bei 62 mm (-69 %) liegt (Abbildung 14; unten). Dieser Rückgang findet wie auch in der nahen Zukunft (2021-2050) in beiden Halbjahren statt. Im Sommerhalbjahr ist der Rückgang jedoch besonders stark mit einer Schwankungsbreite von -330 mm bis +75 mm, treten vor allem im Nordosten bzw. vereinzelt im Osten sowie Westen des Dresdener Stadtgebietes Werte $<$ -300 mm auf, sodass auch das Gebietsmittel (-15 mm) im negativen Bereich liegt. Der starke Rückgang der Sickerwasserbil-

dung hat vor allem aber im Winterhalbjahr drastische Folgen, da aufgrund einer reduzierten Sickerwasserbildung durch fehlende Niederschläge der Bodenspeicher während der Wintermonate nicht wieder aufgefüllt werden. Solche enormen Defizite sind besonders im Bereich der Dresdener Heide möglich, wo sandige Böden mit Laubbaumbeständen anzutreffen sind und im Bereich der zahlreichen Flüsse und Bäche grundwassernahe Verhältnisse herrschen.

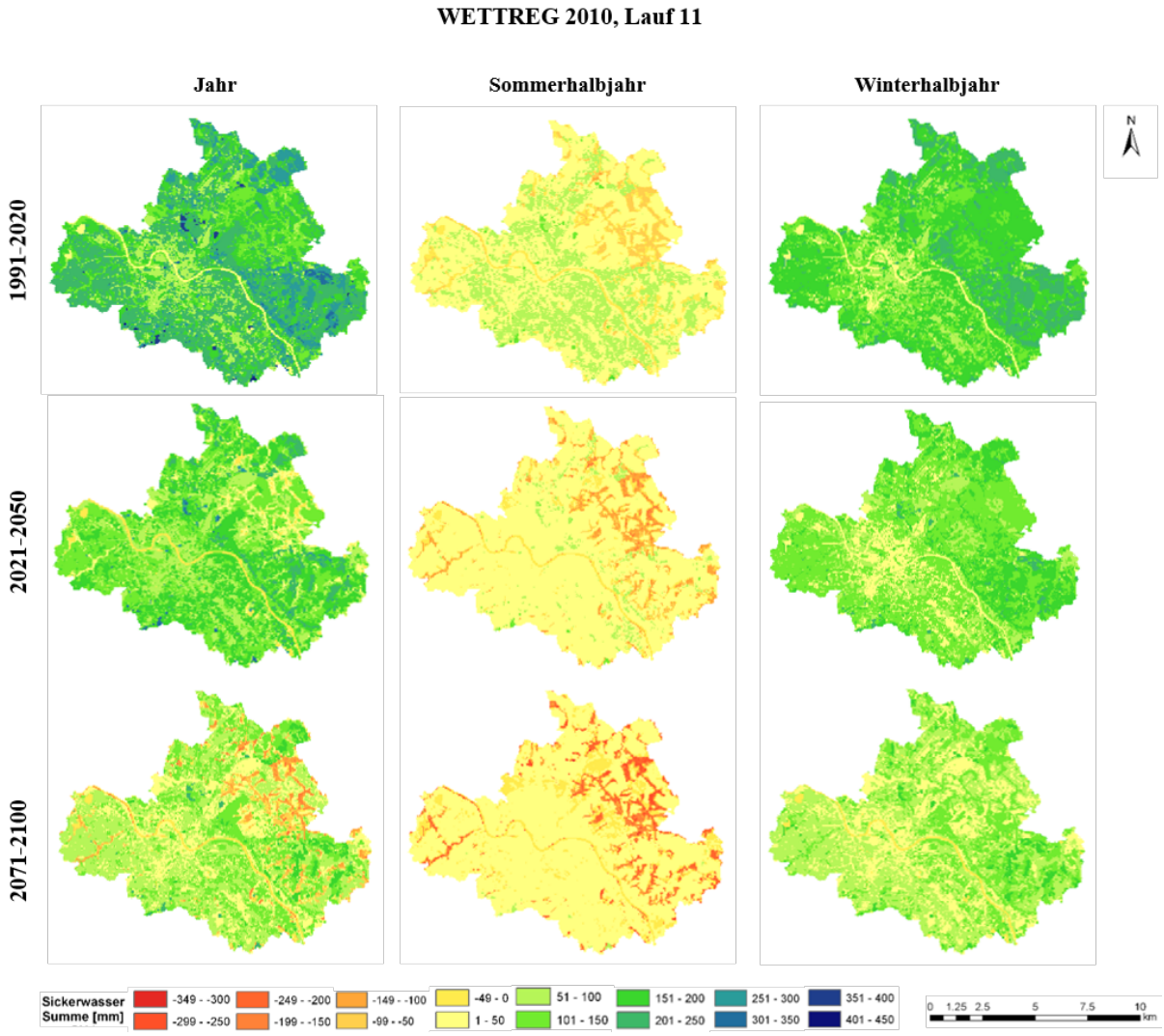


Abbildung 14: Räumliche Verteilung der simulierten langjährigen mittleren Sickerwassermenge [mm] der Klimamodelldaten des statistischen Regionalmodells WETTREG 2010 (Lauf 11) in den Zeiträumen 1991–2020 (oben), 2021–2050 (Mitte) und 2071–2100 (unten) für die Jahreswerte (links), das Sommerhalbjahr (Mitte) und das Winterhalbjahr (rechts).

Das statistische Klimamodell WETTREG 2010 (Lauf 11) projiziert bis zum Ende des 21. Jahrhunderts einen deutlichen Rückgang der langjährigen mittleren Sickerwassermenge. Dieser Rückgang tritt sowohl im Sommer- als im Winterhalbjahr auf und ist besonders ausgeprägt zum Ende des 21. Jahrhunderts.

In Abbildung 15 sind die Änderungen in der räumlichen Verteilung der simulierten mittleren jährlichen Sickerwasserrate gegenüber dem Referenzzeitraum 1961-1990 für die drei untersuchten WETTREG 2010-Läufe (00; 11; 66) dargestellt. Wie zu sehen ist, weisen die Differenzenkarten der drei betrachteten Modelläufe in den einzelnen Projektionszeiträumen deutliche Unterschiede auf. Die Änderungen in der simulierten Sickerwasserrate schwanken für den Projektionszeitraum 1991-2020 zwischen -11 mm/a und +11 mm/a für Lauf 00, zwischen 0 mm/a

und -28 mm/a für Lauf 11 sowie zwischen +1 mm/a und -26 mm/a für Lauf 66. Lauf 00 (oben links) simuliert für das Dresdener Stadtgebiet im ersten Projektionszeitraum mehr oder weniger gleichbleibende Sickerwasserraten, wobei im Nordosten leicht abnehmende Sickerwasserraten zu verzeichnen sind. Bis auf den Innenstadtbereich, wo sich die zukünftigen Sickerwasserraten kaum gegenüber des Referenzzeitraumes verändern, kommt es bei Lauf 11 (oben, Mitte) im gesamten Dresdener Stadtgebiet, insbesondere im Bereich der Dresdener Heide und im östlichen Zipfel der Stadt, zu einem leichten Rückgang der zukünftigen Sickerwasserraten.

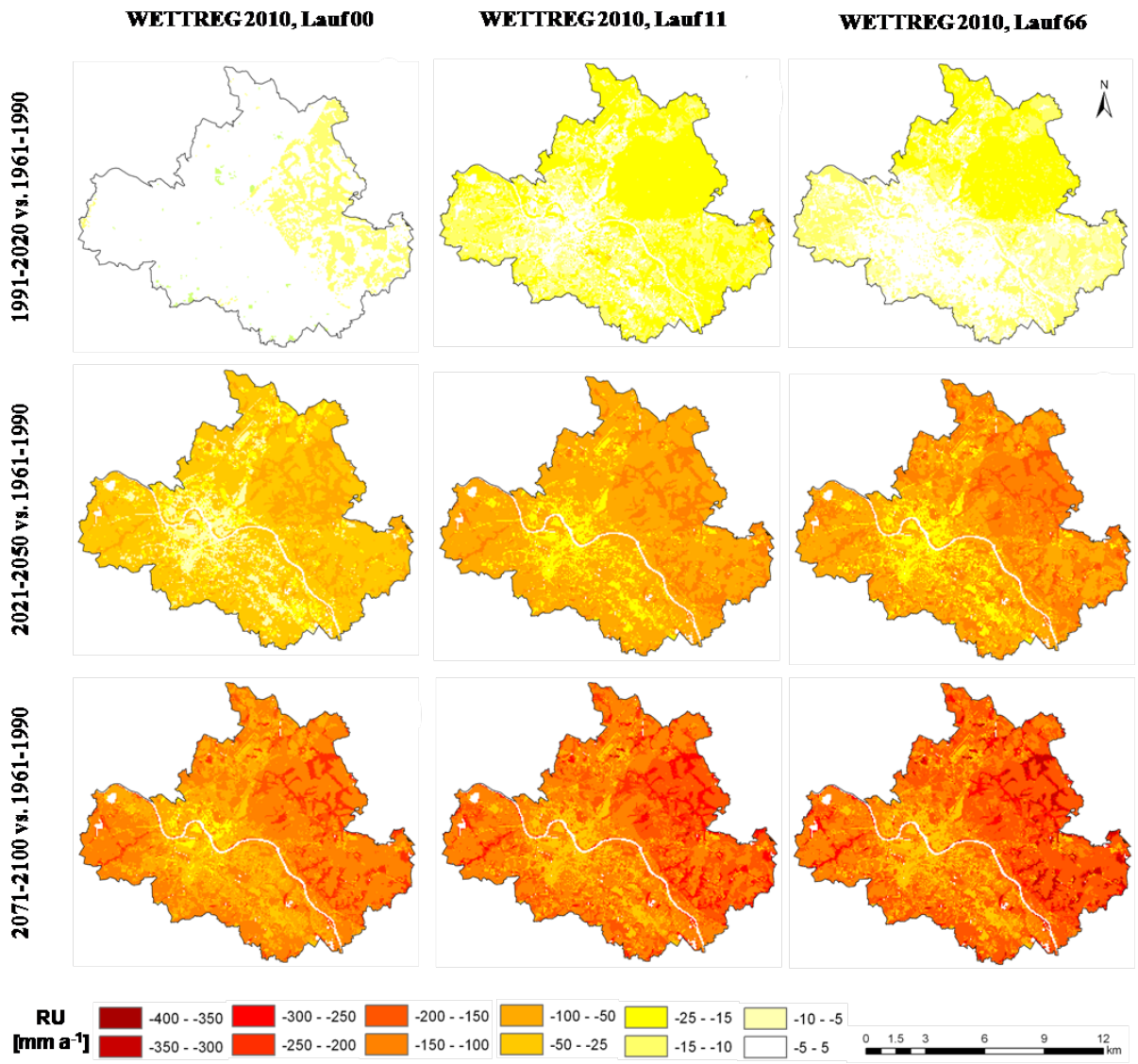


Abbildung 15: Differenzenkarten der Änderungen der simulierten Sickerwasserrate RU in mm a-1 für das Stadtgebiet Dresden für die Zeitscheiben 1991–2020 (oben), 2021–2050 (Mitte) sowie 2071–2100 (unten) im Vergleich zum Referenzzeitraum 1961–1990 für die Läufe 00, 11 und 66 des regionalen Klimamodells WETTREG 2010; Emissionsszenario A1B.

Eher gleichbleibende Sickerwasserraten simuliert auch Lauf 66 für das Stadtgebiet, nur im Nordosten sind abnehmende Sickerwasserraten zu erkennen (oben rechts). Für die nahe Zukunft 2021-2050 simulieren alle drei Modelläufe einen deutlichen Rückgang der Sickerwasserraten gegenüber dem Referenzzeitraum 1961-1990, sodass die Änderungen zwischen 0 mm/a und -174 mm/a schwanken. Die größten Änderungen treten in diesem Zeitraum bei Lauf 66 auf, die vor allem, wie auch bei den beiden anderen Läufen, das nordöstliche bis östliche sowie

das westliche Stadtgebiet betreffen und dabei im Bereich der Flussläufe vorzufinden sind. Im Bereich der Dresdener Innenstadt treten die geringsten Änderungen auf. Sehr große räumliche Änderungssignale im negativen Bereich (bis zu -360 mm/a) zeigen vor allem Lauf 11 und 66 in der fernen Zukunft 2071-2100. Diese starken Rückgänge hinsichtlich der zukünftigen mittleren langjährigen Sickerwasserrate treten besonders im Bereich der Flussläufe im Nordosten bis Südosten sowie im westlichen Stadtgebiet auf.

Die Unterschiede zwischen den drei Modelläufen sind vor allem auf die deutlich voneinander abweichenden Jahresniederschläge im gesamten Projektionszeitraum zurückzuführen. Der Lauf 00 wurde als ein eher „feuchter“ Lauf, Lauf 11 als ein „mittlerer“ Lauf und Lauf 66 als ein „trockener“ Lauf eingestuft. Diese Rangfolge ist auch in den einzelnen Differenzenkarten für die nahe und die ferne Zukunft (2021-2050; 2071-2100) in Abbildung 15 deutlich zu erkennen.

4.3 Abhängigkeiten von der Nutzungsart und dem Grundwasserflurabstand

In der folgenden Abbildung (Abbildung 16) sind die mittleren Jahresverläufe der simulierten Sickerwasserrate für sieben Nutzungsarten in Abhängigkeit des Grundwasserflurabstandes (grundwassernah, grundwasserfern) für die Projektionsdaten des regionalen Klimamodells WETTREG 2010 (Lauf 11) unter dem SRES-Szenario A1B für den Referenzzeitraum 1961–1990 und die Zeitscheiben 1991–2020, 2021–2050 sowie 2071–2100 dargestellt.

Die unter Nutzung der WETTREG 2010-Daten simulierten monatlichen Sickerwasserraten zeigen im Referenzzeitraum 1961–1990 (Abbildung 16, ganz oben) einen sehr ähnlichen Jahresverlauf wie die Beobachtungsdaten. Es treten im Vergleich zu den Beobachtungsdaten vor allem in den Herbstmonaten September bis November, aber auch während der Wintermonate im Februar und teilweise im Dezember deutlich höhere Sickerwasserraten auf. Dagegen sind im Januar etwas geringere Sickerwasserraten zu verzeichnen. Mit Beginn der Vegetationsperiode im April kommt es zu einer starken Abnahme der Sickerwasserbildung bis hin zur Wasserzehrung vor allem bei den grundwassernahen Standorten mit Waldbeständen, aber auch landwirtschaftliche Nutzflächen und Grünlandbereiche zeigen Werte im eindeutig negativen Bereich ($<$ -5 mm pro Monat), sodass der Bodenspeicher durch den höheren Verdunstungsanspruch der Vegetation immer mehr entleert wird. Für die vegetationslosen Brachflächen und die teilversiegelten Flächen ist ebenfalls im Vergleich zu den Beobachtungsdaten ein deutlicher Rückgang der Sickwasserbildung zu verzeichnen. Bei Standorten mit grundwasserfernen Verhältnissen kommt ebenfalls zu einer Abnahme der Sickerwasserbildung während der Sommermonate.

Für den kurzfristigen Planungshorizont bzw. die frühere Vergangenheit 1991–2020 (Abbildung 16; 2. Graphik von oben) werden auf der Grundlage der WETTREG 2010-Daten im Winterhalbjahr mit Ausnahme des Januars im Vergleich zum Referenzzeitraum 1961–1990 sowohl für die grundwassernahen als auch -fernen Standorte um bis zu -10 mm geringere Sickerwasserraten simuliert. Wohingegen in den Sommermonaten Juni und Juli höhere Sickerwasserraten auf den grundwassernahen sowie -fernen Standorten ohne Vegetation auftreten. Bei den grundwassernahen Waldstandorten hat sich der Zeitraum, wo Wasserzehrung auftritt bis in den September verlängert, sodass während der gesamten Vegetationsperiode bei grundwassernahen Standorten mit Vegetation keine Sickerwasserbildung stattfindet, sondern anfallendes Niederschlagswasser sofort wieder verdunstet wird. Die Wasserzehrung ist jedoch auf den Standorten mit Vegetation im Vergleich zum Referenzzeitraum 1961–1990 nicht so intensiv.

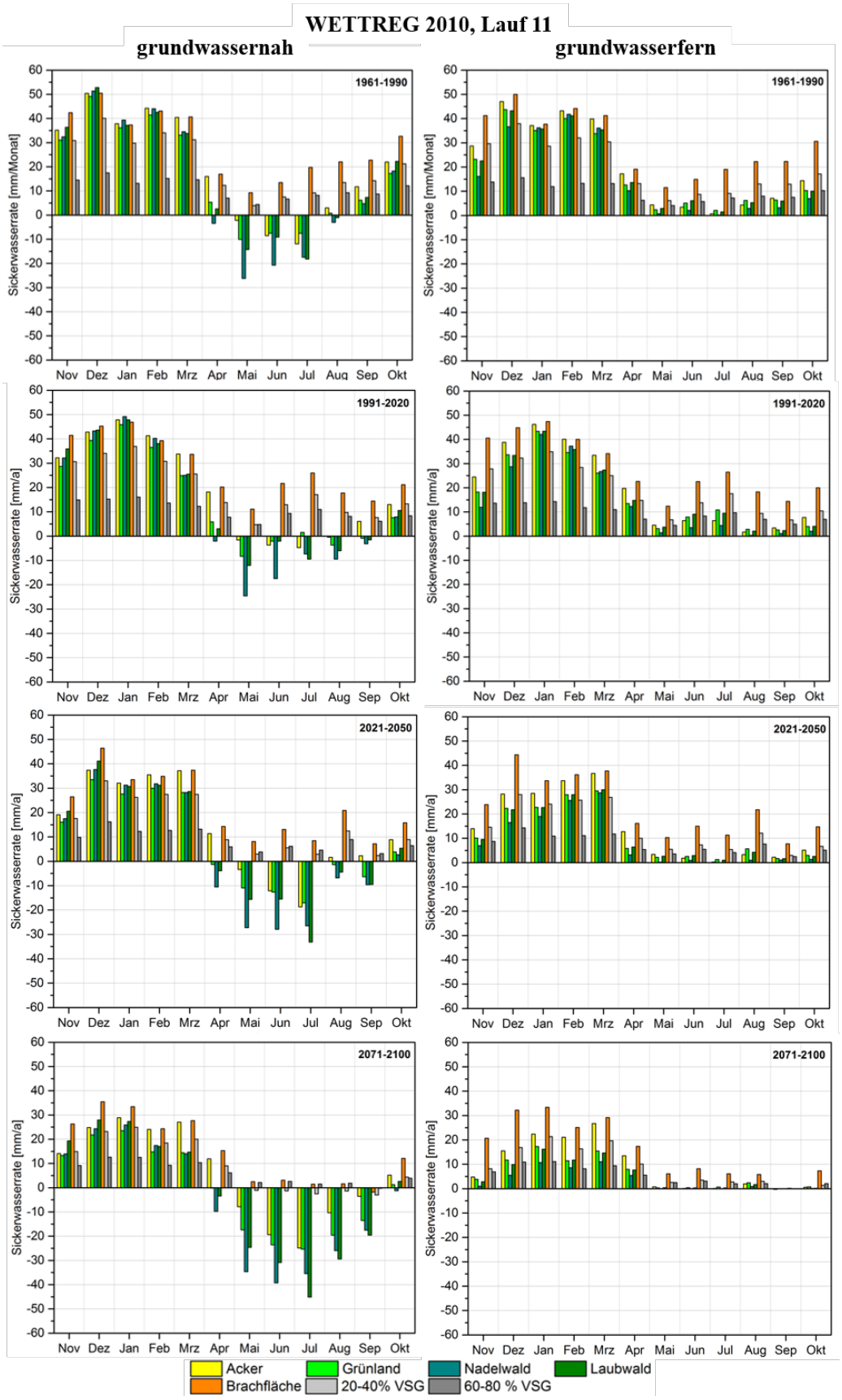


Abbildung 16: Jahresgang der simulierten Sickerwasserrate für ausgewählte Landnutzungstypen getrennt nach grundwassernahen (links) und grundwasserfernen (rechts) Standorten für die Klimamodelldaten des Regionalmodells WETTREG 2010 (Lauf 11, SRES A1B) für den Referenzzeitraum 1961-1990 (oben) und die Zeitscheiben 1991-2020 (2. von oben); 2021-2050 (3. von oben) sowie 2071-2100 (unten).

Für die nahe Zukunft 2021-2050 projizieren die WETTREG 2010-Daten eine deutliche Abnahme der Sickerwasserraten im Jahresverlauf (Abbildung 16; 3. Graphik von oben). Der Jahresgang der Sickerwasserbildung ist mit Ausnahme der vegetationslosen Standorte nur gering ausgeprägt. Dies ergibt sich aus dem veränderten Niederschlagsverhalten und der höheren Temperaturen des verwendeten regionalen Klimamodells WETTREG 2010.

Während der Wintermonate treten auf den Standorten mit Vegetation deutlich geringere Sickerwasserraten auf. Mit beginnender Vegetationsperiode im April findet auf den Flächen mit Waldbestand und Grünland Wasserzehrung statt. Ab Mai kommt es auch auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen mit geringen Grundwasserflurabständen aufgrund der höheren Verdunstung zu einer ausgeprägten Wasserzehrung. Während der gesamten Vegetationsperiode zeigen die grundwassernahen Standorte mit Vegetation Werte im negativen Bereich. Besonders ausgeprägt ist die Wasserzehrung im Juli mit Werten $<$ -20 mm bzw. $<$ -30 mm auf Laubwaldstandorten. Nach der Vegetationsperiode findet im Oktober kaum Sickerwasserbildung statt – Standorte mit Vegetation weisen Sickerwasserraten $<$ 10 mm auf. Auch im November sind die Sickerwasserraten gegenüber des Referenzzeitraumes deutlich reduziert (-15 mm). Dies wirkt sich negativ auf den Bodenwasservorrat aus, der durch die geringen Sickerwasserraten verzögert bzw. nur unzureichend wiederaufgefüllt werden kann.

In der fernen Zukunft 2071–2100 (Abbildung 16; ganz unten) wirken sich die veränderten klimatischen Randbedingungen noch stärker auf die Sickerwasserbildung aus. Während der Wintermonate variieren die Sickerwasserraten in Abhängigkeit von der jeweiligen Nutzung nur noch zwischen 15 mm und knapp 30 mm pro Monat und betragen folglich zum Teil weniger als die Hälfte der für den Referenzzeitraum simulierten Sickerwasserraten. Die Brachflächen sind am wenigsten von diesen starken Rückgängen der Sickerwasserraten betroffen und weisen während der Wintermonate noch relativ hohe Sickerwasserraten auf. Der Zeitraum mit negativen Sickerwasserraten (Wasserzehrung) verlängert sich bis in den Oktober hinein, sodass von Mai bzw. April (Waldstandorte) bis September bzw. Oktober (Nadelwaldstandorte) alle grundwassernahen Flächen mit Vegetation negative Sickerwasserraten aufweisen. Für Teilversiegelte Flächen und Flächen ohne Vegetation sind die Sickerwasserraten auch gering und betragen $\pm$3 mm pro Monat auf grundwassernahen Standorten. Auf Standorten mit größeren Grundwasserflurabständen und mit Bewuchs (Abbildung 16; ganz unten rechts) findet im Sommerhalbjahr aufgrund der fehlenden bzw. unzureichenden Niederschläge keine Sickerwasserbildung statt, auch im Winterhalbjahr sind die Sickerwasserraten deutlich reduziert.

Die zukünftigen klimatischen Veränderungen wie sie von den WETTREG 2010-Daten (Lauf 11) projiziert werden, führen zu einem starken Rückgang der Sickerwasserraten besonders zum Ende des 21. Jahrhunderts. Durch die starke und sehr lang anhaltende Entleerung des Bodenwasserspeichers während des Sommerhalbjahres kann dieser nur sehr langsam bzw. nur unzureichend im Winterhalbjahr wieder aufgefüllt werden. Folglich kann viel weniger Sickerwasser die Grundwasseroberfläche erreichen und zur Grundwasserneubildung beitragen, was sich auch auf das zukünftige Wasserdargebot auswirkt. Am stärksten wirkt sich diese deutliche Abnahme der Sickerwasserrate auf die Standorte mit geringen Grundwasserflurabständen und Waldbestand, wie sie in der Dresdener Heide vorzufinden sind, aus. Aber auch die landwirtschaftlich genutzten Flächen im Schönfelder Hochland können von der stark eingeschränkten Sickerwasserbildung und dem geringeren Wasserdargebot betroffen sein.

Da es sich bei dem ausgewählten Lauf 11 um einen „mittleren“ Lauf handelt, können die Ergebnisse auf Grundlage der anderen WETTREG 2010-Realiserungen auch anders ausfallen.

5 Fazit

Die Wahl des einfachen Bodenwasserhaushaltsmodells BOWAM erwies sich als sinnvoll, da schon dessen Parametrisierung aufgrund der sehr komplexen und heterogenen Standortbedingungen der Stadt Dresden sehr umfangreich war. Komplexere Modelle würden zum Teil noch deutlich umfangreichere Datengrundlagen benötigen, die zum Teil für urbane Gebiete nicht vorliegen. Insgesamt scheint dennoch der Vergleich zu den mit anderen Wasserhaushaltsmodellen erzielten Ergebnissen als sinnvoll.

Grundsätzlich hängen die modellierten Grundwasserneubildungen sehr stark von ihren Eingangsparametern ab – die Ergebnisse können nur so gut wie ihre Eingangsdaten sein. Gerade in urbanen Gebieten ist die Erhebung der Datengrundlage jedoch mit vielen Unsicherheiten behaftet.

Für das 21. Jahrhundert wird eine starke Abnahme der Sickerwasserrate projiziert. Sie beträgt 30 bis 50 Prozent für die Mitte und bis zu 70 % für das Ende des 21. Jahrhunderts. Diese enormen Rückgänge der Sickerwasserbildung sind auf eine höhere Verdunstung und auf die starke Abnahme der Jahresniederschläge bei WETTREG 2010 vor allem in der Zeitscheibe 2071–2100 zurück zu führen. Bei WETTREG 2010 ist der simulierte Rückgang der Niederschläge in den Wintermonaten teilweise sogar ausgeprägter als in den Sommermonaten, dabei tragen insbesondere die Wintermonate derzeit zum Auffüllen der in den Sommermonaten entleerten Bodenwasservorräte bei. Die Folge ist ein drastischer Rückgang des Wasserdargebots. Durch die Abnahme der Sickerwasserrate und folglich der Grundwasserneubildung ist auch zukünftig mit größeren Grundwasserflurabständen zu rechnen. Diese Grundwasserflurabstandsänderungen wirken sich nicht nur negativ auf grundwasserabhängige Ökosysteme aus, sondern auch auf die Bebauung und die Infrastruktur einer Stadt. Bereiche wie die Dresdener Heide im Nordosten mit grundwassernahen Verhältnissen, Waldbeständen und sandigen Böden, die das Niederschlagswasser nicht zurückhalten können, sind Bereiche mit besonders starken Defiziten in der Grundwasserneubildung.

Bei der Ableitung von Anpassungs- und Handlungsmaßnahmen sind vor allem die großen Unsicherheiten der Klimaprojektionsdaten zu beachten [28]. Die Beobachtung der tatsächlichen Entwicklung der Sickerwasser- und schließlich der Grundwasserneubildung auf der Grundlage neuer Klimaprojektionen hat in der Zukunft eine besonders große Bedeutung. Daher ist ein umfassendes Monitoring der tatsächlich eintretenden Veränderungen sowie robuster und vor allem flexibler Anpassungsmaßnahmen, bezüglich des Wasserdargebotes besonders wichtig. Die Mengen an neu gebildetem Sickerwasser bzw. Grundwasser stehen im direkten Zusammenhang mit der Planung neuer Entwässerungskonzepte und bilden eine Entscheidungsgrundlage hinsichtlich der zukünftigen Gewährleistung von bestehenden Nutzungsansprüchen. Denn Industrie und produzierendes Gewerbe nutzen wieder verstärkt Grundwasser als Prozess- und Kühlwasser. Außerdem gewinnt die Nutzung des Grundwassers für energetische Zwecke und zur Klimatisierung von Gebäuden immer an Bedeutung. In den Sommermonaten ist in längeren Trockenperioden mit einem steigenden Bedarf an Bewässerungswasser zu rechnen. Der errechnete Rückgang der Sickerwasserrate und damit der Grundwasserneubildung wird die Versorgungssicherheit in Dresden voraussichtlich nicht beeinträchtigen. Bereits jetzt und in den Folgejahren sind trotzdem erhöhte Anstrengungen zur Verbesserung der Sickerwasserbildung im urbanen Raum zu unternehmen. Wichtige Bausteine können dabei Flächennutzungen mit ausreichend Grün- und Freiflächen sein. Das Niederschlagswasser muss so bewirtschaftet werden, dass die Bildung von Sickerwasser gefördert wird. Außerdem sollte die Flächenversiegelung minimiert werden und wenn möglich durch wasserdurchlässige Beläge ersetzt werden.

Literaturverzeichnis

[1] BEIER, M.: *Urbane Beeinflussung des Grundwassers: Stoffemissionen und –immissionen am Beispiel Darmstadts*. Dissertationsschrift, 2008

[2] KLINGER, J.: *Beschreibung der Wasser- und Stoffflüsse in einem urbanen Raum unter besonderer Berücksichtigung von Kanalleckagen*. Dissertationsschrift, 2007

[3] LERNER, D.N.: *Groundwater recharge in urban areas*. Atmospheric Environment, Part B. Urban Atmosphere 24(1): 29-33, 1990

[4] LERNER, D.N.: *Identifying and quantifying urban recharge, a review*. Hydrogeology Journal 10(1): 143-152, 2002

[5] *DIN 4049-3 Hydrologie, Teil 3: Begriffe zur quantitativen Hydrologie*. Beuth Verlag GmbH, Berlin, 1994

[6] LORZ, C. ; HAASE, D.: *Stoff- und Wasserhaushalt in Einzugsgebieten. Beiträge zur EU-Wasserrahmenrichtlinie und Fallbeispiele*. 2004

[7] DÖRHÖFER, G. ; JOSOPAIT, V.: *Eine Methode zur flächendifferenzierten Ermittlung der Grundwasserneubildungsrate*. Geol. Jb., 27: 45-65, 1980

[8] SCHROEDER, M. ; WYRWICH, D.: *Eine in Nordrhein-Westfalen angewendete Methode der flächendifferenzierten Ermittlung der Grundwasserneubildungsrate*. DGM, 34: 12-16, 1990

[9] BAGROV, N. A.: *Über den vieljährigen Verdunstungsdurchschnitt von der Oberfläche des Festlandes (in russ.)*. Meteorologia i Gidrologia, 10: 20-25; Leningrad, 1953

[10] GLUGLA, G. ; ENDERLEIN, R. ; EYRICH, A.: *Das Programm RASTER - ein effektives Verfahren zur Berechnung der Grundwasserneubildung im Lockergestein- Wasserwirtschaft*. Wassertechnik, 26 (11): 377-382, 1976

[11] RENGER, M. ; STREBEL, O.: *Jährliche Grundwasserneubildung in Abhängigkeit von Bodennutzung und Bodeneigenschaften*. Wasser u. Boden, 32 (8): 362-366, 1980

[12] RENGER, M. ; WESSOLEK, G.: *Auswirkungen von Grundwasserabsenkung und Nutzungsänderung auf die Grundwasserneubildung*. Mitt. Inst. für Wasserwesen, Univ. der Bundeswehr München, 386: 295-307; München, 1990

[13] WESSOLEK, G. ; KLUGE, B. ; NEHLS, Th. ; KOCHER, B.: *Aspekte zum Wasserhaushalt und Stofftransport urbaner Flächen*. Fachbeiträge Gewässer und Boden. KW Korrespondenz Wasserwirtschaft 2009, 2009

[14] LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE: *Fachkonzept zur Berechnung des Wasserhaushalts für den Fest- und Lockergesteinsbereich in Sachsen mit dem Schwerpunkt Grundwasserhaushalt („Grundwasserhaushalt Sachsen“)*. 2008

[15] AD-HOC-AG HYDROGEOLOGIE UND DER AD-HOC-AG BODEN DES BUND/LÄNDER-AUSSCHUSSES BODENFORSCHUNG (BLA-GEO): *Empfehlungen für die Charakterisierung und Parametrisierung des Transportpfades Boden - Grundwasser als Grundlage für die Sickerwasserprognose*. 2008

[16] MÜNCH, A. ; DITTRICH, I. ; WAHREN, A.: *The Effects of Changes in Tree Species Composition and of Afforestation on Water Budget and Flood Dynamics Calculated with AKWA-M®, Ore Mountains*. 2007. – in: FEGER, K.H., Wang, Y., Bernhofer, C., Seegert, J. (Eds.): Progress in Hydro Science and Engineering, Dresden Water Center Volume 3/2007, pp. 331 – 337, Dresden, ISBN: 978-3-86780-074-7

[17] SCHWARZE, R. u. a.: *Regionalspezifische Untersuchungen um Wasser- und Stofffluss im Festgesteinsbereich*. 2004. – In: Becker, A., Lahmer, W. (Hrsg.) Wasser- und Nährstoffhaushalt im Elbegebiet und Möglichkeiten zur Stoffeintragsminderung. - Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft. Weißenseeverlag, Berlin

[18] SCHULLA, J.: *Hydrologische Modellierung von Flussgebieten zur Abschätzung der Folgen von Klimaveränderungen*. Dissertation Nr. 12018, ETH Zürich, Verlag Geographisches Institut der ETH Zürich, 1997

[19] PFÜTZNER, B.: *Modelldokumentation ArcEGMO*. 2002

[20] DUNGER, V.: *Dokumentation des Modells BOWAM (Version 2002) zur Simulation des Wasserhaushaltes in der wasserungesättigten Bodenzone (Aerationszone) Windows-Oberfläche Eingabeteilmodell BOWAMINP - 04/2002, BOWAMINP-Oberfläche: 04/2006, Freiberg*. 2006

[21] DUNGER, V.: *Dokumentation der Modelle BOWAM und BOWAHALD zur Simulation des Wasserhaushaltes von Böden sowie Oberflächensicherungssystemen von Halden und Deponien*. 2017

[22] KÖPPEN, W. ; GEIGER, R.: *Handbuch der Klimatologie, Band I, Teil C: Das geographische System der Klimata*. Verlag von Gebrüder Borntraeger. Berlin,

[23] ROECKNER, E. ; BRASSEUR, G.P. ; GIORGETTA, M. ; JACOB, D. ; JUNGCLAUS, J. ; REICK, C. ; SILLMANN, J.: *Climate projections for the 21st century*. Max Planck Institut für Meteorologie, Hamburg, 2006

[24] HÄNSEL, S. ; ULLRICH, K. ; SOMMER, T. ; BENNING, R. ; PRANGE, N. ; MATSCHULLAT, J.: *Regionaler Wasserhaushalt im Wandel. Klimawirkungen und Anpassungsoptionen in der Modellregion Dresden*. REGKLAM Publikationsreihe, Heft 5. Rhombos-Verlag, Berlin, 2013

[25] BMU (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT) (HRSG. 1998, 2001, 2003): *Hydrologischer Atlas von Deutschland. 1. Lieferung (1998), 2. Lieferung (2001) und 3. Lieferung, Bonn*. 2003

[26] FRITZSCH, D.: *Ermittlung der Grundwasserneubildungsrate in der Dresdener Heide*. Unveröffentlichte Diplomarbeit. TU Bergakademie Freiberg. Fakultät Geowissenschaften, Geotechnik und Bergbau. Institut für Geologie, 2010

[27] KLUCK, G.: *Modellierung des Wasserhaushaltes für den quartären Elbtalaquifer im Stadtgebiet von Dresden*. Unveröffentlichte Diplomarbeit. TU Bergakademie Freiberg. Institut für Mineralogie. 2010, 2012

[28] BERNHOFER, C. ; MATSCHULLAT, J. ; BOBETH, A.: *Klimaprojektionen für die REGKLAM-Modellregion Dresden*. Rhombos Verl. Berlin, 2011

Rekultivierungsziel Naturwald am Beispiel der Deponie Grüne Fichte – ein lohnendes wasserhaushaltliches Experiment?

Rekultivační cíl – přirozený les na příkladu skládky Grüne Fichte – hydrologický experiment, který se vyplatí?

Volkmar Dunger[1]; Eduard Stuhr[2]; Toni Ryčer[3]; Uwe Bartholomäus[4]

Kurzfassung

Für die Deponie „Grüne Fichte“ unweit der Stadt Weißwasser (Oberlausitz), die gegenwärtig durch eine temporäre Oberflächenabdichtung gesichert ist, sind Planungen zur endgültigen Oberflächenabdichtung im Gange. Eine mögliche Option ist dabei, Teile des bisherigen Abdichtungssystems zu nutzen und soweit zu qualifizieren, dass in Kombination mit einem Baumbewuchs eine hohe wasserhaushaltliche Wirksamkeit erreicht wird.

Die im vorliegenden Beitrag vorgestellten Ergebnisse sind im Zuge einer Masterarbeit erarbeitet worden (Pfeffer, 2017), die seitens der TU Bergakademie Freiberg, der Hochschule Zittau/Görlitz sowie des RAVON Regionaler Abfallverband Oberlausitz-Niederschlesien betreut worden ist.

Im Zuge der wasserhaushaltlichen Untersuchungen wurden verschiedene Szenarien bezüglich der Gestaltung der Rekultivierungsschicht in Kombination mit dem Bewuchs betrachtet. Im Brennpunkt des Interesses stand dabei die Frage, in wie weit die Etablierung eines Naturwaldes, bestehend aus Bäumen und Sträuchern aus wasserhaushaltlicher Sicht möglich und unter dem Gesichtspunkt des Klimawandels auch nachhaltig ist.

Zur Quantifizierung des Wasserhaushalts wurde das Modell BOWAHALD genutzt. Die Modellergebnisse zeigen, dass das Rekultivierungsziel Naturwald als Nachnutzungskonzept für eine ehemaligen Deponie ein lohnendes Ziel ist, wenn in Rechnung gestellt wird, dass zur Etablierung eines sich gut entwickelnden Baumbewuchses einige Anstrengungen nötig sind, die eine Optimierung des Wasserhaushalts einschließen und dass einige Jahrzehnte notwendig sind, bis die Vorteile des Waldes zum Tragen kommen.

Auf den konkreten Anwendungsfall bezogen helfen die wasserhaushaltlichen Untersuchungen, optimale Bewuchsszenarien herauszuarbeiten, Bandbreiten der für die Gestaltung der Schichten des Oberflächenabdichtungssystems notwendigen Wassertransport- und Wasserspeicherparameter zu ermitteln und Aussagen zur Langzeitbeständigkeit der Sicherungsmaßnahmen abzuleiten.

[1]TU Bergakademie Freiberg, Institut für Geologie, Gustav-Zeuner-Straße 12, D-09596 Freiberg;
Tel.: ++49 / 37 31 / 39 32 27, E-Mail: dungerv@geo.tu-freiberg.de

[2]Ministerium für ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft; Referat 24 – Hochwasserschutz, Stabilisierung Wasserhaushalt; Henning-von-Tresckow-Str. 2-13, Haus S, D-14467 Potsdam;
Tel.: ++49 3 31 / 8 66 78 54; E-Mail: eduard.stuhr@mlul.brandenburg.de

[3]RAVON Regionaler Abfallverband Oberlausitz-Niederschlesien, Am Kalkwerk 6, 02829 Schöpstal, OT Kunnersdorf;
Tel.: ++49 / 3 58 25 / 72 0, E-Mail: t.rycer@ravon.de

[4]Hochschule Zittau-Görlitz, Institut für Verfahrensentwicklung, Torf- und Naturstoff-Forschung, Theodor-Körner-Allee 16, 02763 Zittau; Tel.: +49 (0) 3583-612-4989, E-Mail: u.bartholomaeus@hszg.de

Abstrakt

Pro skládku „Grüne Fichte“ nedaleko města Weißwasser v Horní Lužici, zajištěné v současné době dočasnou izolací povrchu, se zpracovávají projekty, řešící definitivní zakrytí povrchu. Jednou z možností přitom je využít části dosavadního izolačního systému a kvalifikovat je tak, aby bylo v kombinaci s růstem stromového porostu dosaženo vysokého hydrologického účinku.

Výsledky, představované v tomto příspěvku, byly získány v rámci řešení magisterské práce (Pfeffer, 2017), vedené Technickou univerzitou - báňskou akademií ve Freibergu, Vysokou školou v Žitavě a Zhořelci a regionálním sdružením pro odpadové hospodářství Horní Lužice - Dolního Slezska RAVON.

V rámci průzkumu vodního režimu byly sledovány různé scénáře složení rekultivační vrstvy v kombinaci s orostem. Středobodem zájmu přitom byla otázka, do jaké míry je etablování přirozeného lesa, skládajícího se ze stromů a keřů, z hydrologického pohledu možné a z hlediska změn klimatu i udržitelné.

Pro kvantifikaci vodního režimu byl využit model BOWAHALD. Výsledky modelu ukazují, že rekultivační cíl - přirozený les jako koncepce využití - je pro bývalou skládku cílem, který se vyplatí, pokud uvážíme, že pro etablování dobře rozvinutého porostu dřevin je nutno vyvinout jisté úsilí, zahrnující optimalizaci vodního režimu a že navíc je zapotřebí několika desetiletí, nežli se výhody lesa projeví.

Ve vztahu ke konkrétnímu případu využití pomáhají hydrologické průzkumy při definování optimálních scénářů růstu, při zjišťování šíře parametrů transportu a retence vody, které jsou důležité pro složení vrstev systému izolace povrchu a závěry ke stálosti zabezpečení.

1 Problemstellung

Für die Deponie „Grüne Fichte“ unweit der Stadt Weißwasser (Oberlausitz), die gegenwärtig durch eine temporäre Oberflächenabdichtung gesichert ist, sind Planungen zur endgültigen Oberflächenabdichtung im Gange. Eine mögliche Option ist dabei, Teile des bisherigen Abdichtungssystems zu nutzen und durch eine Erhöhung der Mächtigkeit der Rekultivierungsschicht soweit zu qualifizieren, dass in Kombination mit einem naturnahen Baumbewuchs, so wie er im Umfeld der Deponie vorhanden ist, eine hohe wasserhaushaltliche Wirksamkeit erreicht wird. Im Zusammenhang mit der Nachnutzung von Deponien gibt es eine ganze Reihe von Beispielen für eine Begrünung mit Bäumen bzw. Sträuchern. Allerdings sind hierfür einige Voraussetzungen bezüglich der Mächtigkeit und der Wasserspeichereigenschaften der Rekultivierungsschicht nötig, die zum Teil deutlich über die Mindestanforderungen nach Deponieverordnung [1] bzw. Bundeseinheitlichen Qualitätsstandards BQS 7-1 bzw. BQS 7-2 [2], [3] hinausgehen.

Will man im Vorfeld prüfen, wie die Rekultivierungsschicht konkret zu gestalten ist, also welche Mächtigkeiten und welche wasserhaushaltlich relevanten Eigenschaften sie aufweisen sollte, um dem Bewuchs optimale Bedingungen zu ermöglichen, so bietet sich als eine Möglichkeit an, Wasserhaushaltsmodelle zu verwenden. In Deutschland haben sich in der Vergangenheit insbesondere die Modelle HELP [4] und BOWAHALD [5], [6] als hierfür geeignet erwiesen. Für den konkreten Anwendungsfall fand das Modell BOWAHALD Anwendung.

Um die wasserhaushaltliche Wirksamkeit eines naturnahen Baumbewuchses beurteilen zu können, reicht es nicht aus, allein die Wasserbilanz zu betrachten. Ebenso wichtig ist es, die Zehrung des Bodenwasservorrats, die der Baumbewuchs innerhalb der Rekultivierungsschicht verursacht, zu quantifizieren. Die Häufigkeit und die Stärke von Bodenfeuchtezuständen, die als trockenstressrelevant für den Bewuchs anzusehen sind, entscheiden in hohem Maße darüber, ob der avisierte Bewuchs sich tatsächlich entwickeln kann und die berechneten Verdunstungsmengen auch tatsächliche erreicht werden.

Letztgenannter Aspekt sollte auch unter dem Aspekt des Klimawandels betrachtet werden, zum einen deshalb, weil ein Baumbewuchs viele Jahrzehnte braucht, um sich zu entwickeln

und seine wasserhaushaltliche Leistungsfähigkeit zu erreichen und zum anderen, weil die prognostizierten klimatischen Veränderungen für Nord- und Ostsachsen besonders dramatisch ausfallen. Neben zunehmenden Temperaturen und Strahlungswerten ist besonders für Nord- und Ostsachsen von abnehmenden Niederschlägen insbesondere im Frühling und Sommer bei einer gleichzeitigen Häufung von extremen Ereignissen (insbesondere lokalen sommerlichen Starkniederschlägen) auszugehen [7], [8]. Damit setzt sich der bereits seit den 1950-er Jahren beobachtete Trend zu geringeren Niederschlägen fort.

2 Charakteristik des Untersuchungsstandorts

Die ehemalige Hausmülldeponie „Grüne Fichte“, die im Zuständigkeitsbereich des Regionalen Abfallverbandes Oberlausitz-Niederschlesien Kunnersdorf (RAVON) liegt, befindet sich unweit der Stadt Weißwasser und ist von weitläufigen Wald- und Forstgebieten umschlossen, wobei als dominierende Baumarten Kiefern und Birken zu nennen sind. Vereinzelt finden sich Buchen und Eichen. Des Weiteren ist das Umland stark durch die bergbauliche Vergangenheit und die geologischen Besonderheiten des Muskauer Faltenbogens geprägt.

Ab 1970 diente das Tagebaurestloch der ehem. Grube „Caroline II, Mulde IV“ zur Ablagerung von Siedlungsabfall, Bauschutt und Industriestoffen der Gemeinde Weißwasser. Ab 1990 bis zur Schließung 1999 erfolgte eine Nutzung als Hausmülldeponie des Landkreises Weißwasser. Insgesamt wurden auf ca. 5,2 ha etwa 800.000 m^3 Abfälle eingelagert [9]. Bis 2002 wurde im Rahmen von Sanierungsmaßnahmen eine temporäre Oberflächenabdichtung aufgebracht. Eine Basisabdichtung existiert nicht. Entsprechend Deponieverordnung ist die Deponie der Deponieklasse DK II (Deponie für nicht gefährliche Abfälle mit geringem organischem Anteil) zuzuordnen.

Die gegenwärtig vorhandene temporäre Abdeckung ist für die beiden Deponiebereiche Plateau und Böschungen verschieden aufgebaut. In den Böschungsbereichen ist folgender Schichtenaufbau realisiert worden (von oben nach unten):

- 0,7 m Rekultivierungsschicht, davon 0,2 m Mutterboden und 0,5 m Oberboden,
- 0,3 m mineralische Dränschicht,
- Dränmatte,
- HDPE-Kunststoffdichtungsbahn,
- Bentonitmatte,
- 0,25 m Ausgleichsschicht.

Der Plateaubereich wurde bisher nur mit einer Bentonitmatte, ohne eine zweite Dichtungskomponente abgedichtet. Dieser Zustand bietet jedoch die Chance, konstruktiv günstige Bedingungen für eine Baum- und Strauchvegetation zu schaffen.

3 Möglichkeiten der Überführung der temporären in eine endgültige Oberflächenabdichtung

Generell ist die Überführung einer temporären in eine endgültige Oberflächenabdichtung möglich, wenn dadurch die Ziele entsprechend Deponieverordnung eingehalten werden. Für den konkreten Fall bedeutet dies, dass in den Böschungsbereichen, für die ja bereits zum gegenwärtigen Zeitpunkt eine Abdichtung aus zwei unterschiedlich wirksamen Elementen (mineralisch + KDB) vorhanden ist, lediglich die Mächtigkeit der Rekultivierungsschicht in Konformität zur Deponieverordnung zu bringen ist.

Für die Plateaufläche gestaltet sich die Situation etwas anders. Dort ist nur ein dichtendes Element in Form einer Bentonitmatte vorhanden. Nach Deponieverordnung [1] sind für DK-II-Deponien jedoch zwei Dichtungselemente mit unterschiedlichen Wirkmechanismen vorgeschrieben. Allerdings besteht nach Deponieverordnung die Möglichkeit, eine Dichtungskomponente durch eine Wasserhaushaltsschicht zu ersetzen, falls der Nachweis erbracht werden kann, dass die langjährig mittlere Sickerwassermenge an der Basis der Wasserhaushaltsschicht einen Wert von 10 % des Niederschlages, maximal jedoch 60 mm/a nicht überschreitet. Da im konkreten Fall der langjährig mittlere Jahresniederschlag über 600 mm/a liegt, ist folglich der Sickerwasser-Grenzwert von 60 mm/a relevant. Bei einem Jahresniederschlag von etwa 650 mm ist es keine Illusion, eine Sickerwassermenge kleiner 60 mm/a durch eine Wasserhaushaltsschicht in Kombination mit dem Bewuchs zu erreichen.

Der Nachweis, dass ein solcher Grenzwert eingehalten wird, ist prinzipiell durch geeignete Messungen vor Ort (Lysimeter, Testfelder) bzw. durch Modellrechnungen möglich. Zum gegenwärtigen Bearbeitungsstand liegen die Ergebnisse von Modellrechnungen vor [10], die nachfolgend vorgestellt werden.

4 Modellierung des Wasserhaushalts für das Rekultivierungsziel Naturwald

4.1 Modellauswahl, -aufbau und -parametrisierung

Zur Modellierung des Wasserhaushalts des zu qualifizierenden Oberflächenabdichtungssystems wurde u. a. das Deponiewasserhaushaltsmodell BOWAHALD verwendet. Der Modellaufbau umfasst die räumliche Diskretisierung des Untersuchungsraums, die Parametrisierung hinsichtlich der morphologischen, pedologischen und Bewuchseigenschaften sowie die Aufbereitung der meteorologischen Daten.

Bezüglich der räumlichen Diskretisierung ist eine horizontale und vertikale Diskretisierung vorzunehmen. Die horizontale Diskretisierung beinhaltet die Hydrotopeinteilung (Hydrotope = Flächen mit vergleichbaren hydrologischen Eigenschaften) und berücksichtigt im vorliegenden Fall die Unterschiede hinsichtlich Exposition und Hangneigung sowie die Berücksichtigung der unterschiedlichen Schichtenaufbauten in den Plateau- bzw. Böschungsbereichen. Der Abbildung 1 ist zu entnehmen, dass sich auf dieser Basis eine Unterteilung in insgesamt 9 Hydrotope ergibt, wobei es sich bei den Hydrotopen 1 – 8 um Böschungshydrotope handelt und das Hydrotop 9 die Plateaufläche umfasst.

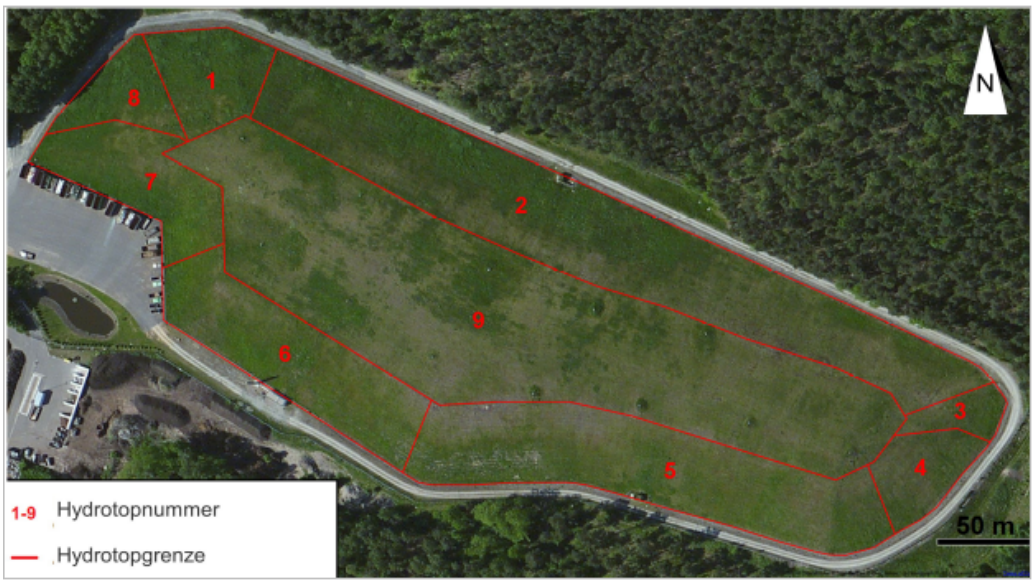


Abbildung 1: Hydrotopeinteilung auf Basis des gegenwärtigen Zustandes der Deponie [10].

Nachfolgend soll beispielhaft der Wasserhaushalt des Plateauhydrotops 9 dargestellt werden, weil sich für das Hydrotop 9 die Frage stellt, unter welchen Voraussetzungen für den konkreten Standort eine Reduzierung der Sickerwassermengen an der Basis der Rekultivierungsschicht auf maximal 60 mm/a möglich ist. In diesem Fall wäre die vorhandene temporäre Oberflächenabdichtung ohne zusätzliche Dichtungsmaßnahmen direkt in eine endgültige Oberflächenabdichtung überführbar (vgl. auch Abschnitt 3).

Die Vertikaldiskretisierung des Plateauhydrotops 9 ergibt sich aus der Schichtenabfolge der Oberflächenabdichtung, die sich für den Planungszustand, d. h. für die endgültige Oberflächenabdichtung, folgendermaßen gestaltet (s. auch Abschnitt 2):

- Rekultivierungsschicht als Wasserhaushaltsschicht qualifiziert, hinsichtlich der Mächtigkeit und der Wassertransport- bzw. Wasserspeichereigenschaften so zu optimieren, dass die langjährig mittlere Jahressickerwassermenge an deren Basis maximal 60 mm/a beträgt,
- 0,3 m mächtige mineralische Dränschicht,
- Bentonitmatte,
- 0,25 m mächtige Ausgleichsschicht.

Mit Hinblick auf die Zielstellung der Etablierung eines naturnahen Waldbewuchses galt es, verschiedene Nutzungsszenarien zu definieren und entsprechend ihrer Schutzwirkung aus wasserhaushaltlicher Sicht zu bewertet. Da die endgültige Sicherung der Deponie möglichst auf den Istzustand aufbauen soll, bilden die Mächtigkeit und Bodenart der Rekultivierungsschicht sowie der Bewuchs die Hauptfaktoren für die Erfüllung der Zielstellung.
In diesem Zusammenhang wurden die folgenden 4 Szenarien betrachtet:

- Szenario 1: einfacher Grasbewuchs auf einem Rekultivierungssubstrat, das die Mindestanforderung nach Deponieverordnung bezüglich der nutzbaren Feldkapazität erfüllt. Unter Zugrundelegung eines eher sandigen Substrats aus dem nahegelegenen Tagebau Nochten, das eine nutzbare Feldkapazität etwa 12 – 13 Vol.-% aufweist, ergibt sich eine Rekultivierungsschichtmächtigkeit von ca. 1,8 m.
- Szenario 2: Baumbewuchs über verschiedene Vorwaldstadien bis hin zum Zielwald, bestehend aus den primären Baumarten Hainbuche und Traubeneiche sowie sekundärem (unterlagerndem) Strauch- und Krautbewuchs auf einer 3 m mächtigen Rekultivierungsschicht aus einem sandigen Substrat (analog Szenario 1).
- Szenario 3: Baumbewuchs analog Szenario 2 auf einer ebenfalls 3 m mächtigen Rekultivierungsschicht aus einem gut wasserspeicherfähigem, d. h. sandig-schluffig-lehmigem Substrat.
- Szenario 4: Baumbewuchs über verschiedene Vorwaldstadien bis hin zum Zielwald, bestehend aus den primären Baumarten Kiefer und Eiche sowie sekundärem (unterlagerndem) Strauch- und Krautbewuchs auf einer 4 m mächtigen Rekultivierungsschicht aus einem sandigen Substrat (analog der Szenarien 1 und 2).

Die zur Modellierung notwendigen Klimadaten stammen von den umliegenden DWD-Stationen Bad Muskau, Krauschwitz, Hoyerswerda und Cottbus, die auf den Untersuchungsstandort übertragen worden sind.

4.2 Modellergebnisse

In der Abbildung 2 sind die prozentualen Anteile der Wasserhaushaltgrößen an der langjährig mittleren Wasserhaushaltsbilanzen für die 4 im vorangegangenen Abschnitt genannten Szenarien dargestellt. Bezüglich der Szenarien 2 – 4 sind die Bilanzen jeweils für den Zielwald visualisiert, für den der Wasserumsatz am größten ist.

Erwartungsgemäß zeichnen sich die Szenarien mit einem Baumbewuchs (Szenarien 2 – 4) gegenüber dem Szenario 1, das lediglich durch einen einfachen Grasbewuchs gekennzeichnet ist, durch einen erhöhten Wasserumsatz aus.

Bezogen auf den Niederschlag, der im Untersuchungsgebiet bei etwa 710 mm/a (messfehlerkorrigiert) liegt, werden um bzw. über 90 % in Verdunstung umgesetzt. Dies sind etwa 20 % mehr, als ein Grasbewuchs dazu in der Lage ist. Zu beachten ist, dass die hohen Verdunstungsleistungen des Baumbewuchses erst im Stadium des Zielwaldes, d. h. nach vielen Jahrzehnten erreicht werden.

Oberflächenabflüsse spielen auf Grund der guten Wassertransporteigenschaften des Rekultivierungssubstrats keine Rolle. Dränwasserabflüsse sind von untergeordneter Bedeutung.

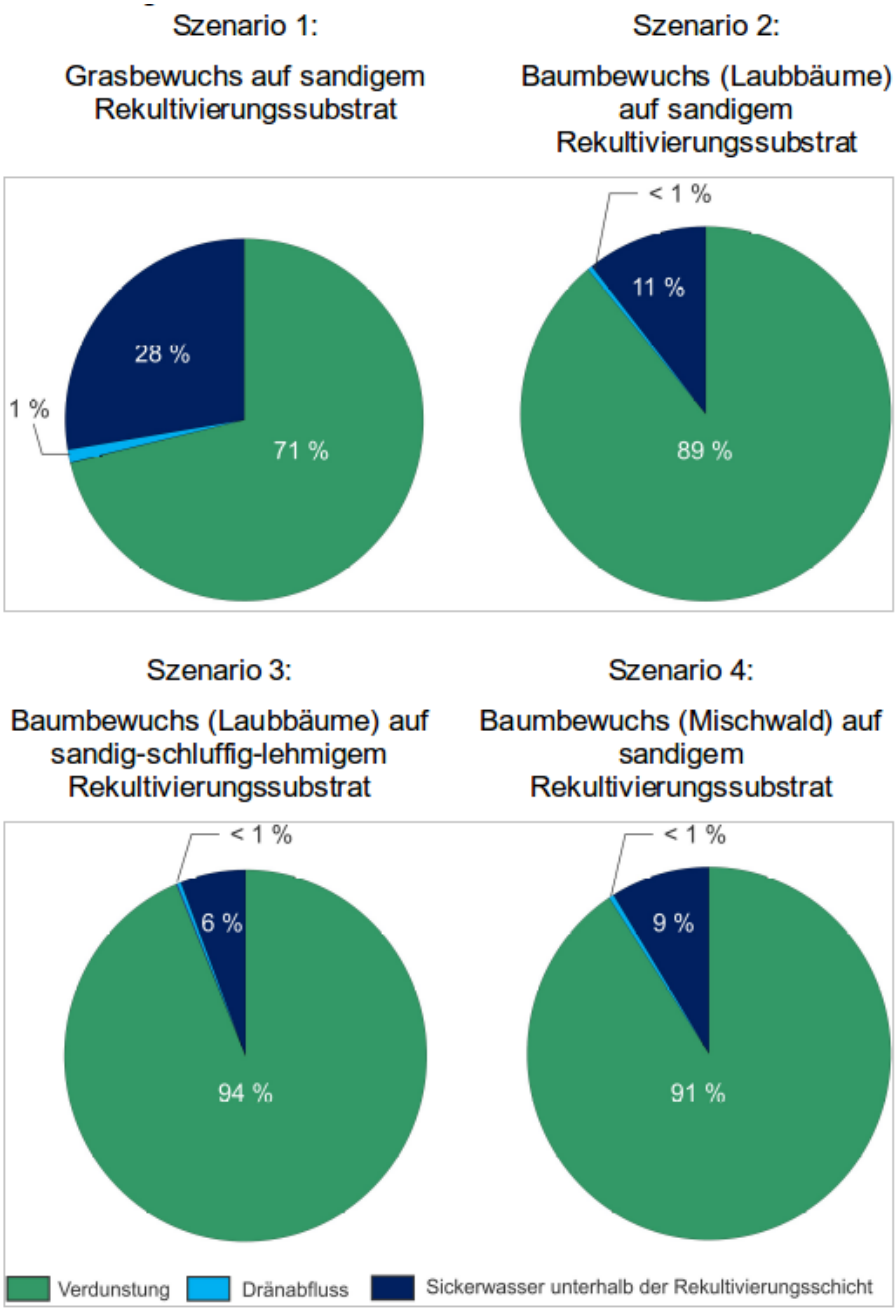


Abbildung 2: Prozentualer Anteil der Wasserhaushaltskomponenten am Niederschlag für die untersuchten Szenarien.

n Konsequenz der hohen Verdunstungswerte bewegen sich die Sickerwassermengen, die

an der Basis der Rekultivierungsschicht ankommen, für alle Szenarien mit einem Baumbewuchs bei bzw. etwas unter 10 %, bezogen auf den Niederschlag. In der Abbildung 3 sind die langjährig mittleren Sickerwassermengen an der Basis der Rekultivierungsschicht der 4 Szenarien als Absolutbeträge in mm/a gegenüber gestellt.

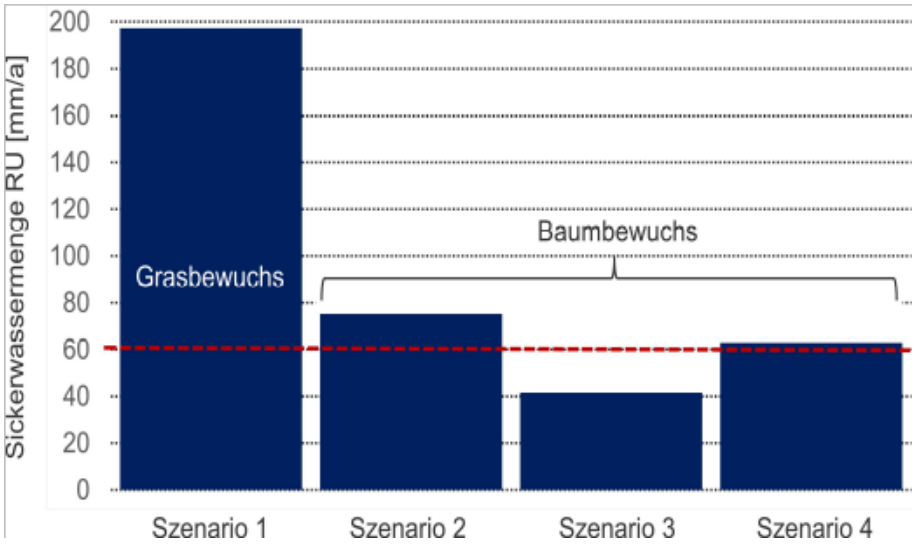


Abbildung 3: Langjährig mittlere Sickerwassermengen an der Basis der Rekultivierungsschicht für die untersuchten Szenarien.

In der Abbildung 3 ist der Sickerwasserwert von 60 mm/a hervorgehoben, weil für den Fall des Unterschreitens dieses Wertes die Wasserhaushaltsschicht die 2. Dichtungskomponente ersetzen kann (s. auch Abschnitt 3). Wie der Abbildung 3 zu entnehmen ist, werden die 60 mm/a im Fall des Szenarios 3 (Hainbuche und Traubeneiche auf einer 3 m mächtigen Rekultivierungsschicht aus einem gut wasserspeicherfähigem Substrat) deutlich unterschritten. Allerdings gilt dies nur für das Endstadium des Zielwaldes, der sich erst nach einigen Jahrzenten voll entwickelt haben wird. Für die Dauer der Rekultivierung bis dahin werden Sickerwasserwerte über 60 mm/a modelliert. Für das Szenario 4 (Waldkiefer und Traubeneiche auf einer 4 m mächtigen Rekultivierungsschicht aus einem sandigen Substrat) bestehen Chancen, im Ergebnis weiterer Optimierungsschritte (z. B. Bodenverbesserungen in den obersten 30 cm) die Sickerwassermengen unter 60 mm/a zu senken.

Begibt man sich auf eine Zeitschiene, die im Fall der Etablierung eines Deponiewaldes viele Jahrzehnte umfasst, so sollte man die zukünftig zu erwartenden klimatischen Veränderungen in die Betrachtungen einbeziehen. Hierfür können regionale Klimamodelle genutzt werden, welche die klimatischen Verhältnisse kleinskalig abbilden, indem sie die Prognosen globaler Klimamodelle für konkrete Regionen herunterskalieren. Dadurch lassen sich die vielfältigen und mitunter auch gegenläufigen klimatischen Entwicklungstendenzen einzelner Teilregionen eines Gebietes genau abbilden [11].

Für die Modellierung des Zukunftsszenarios wurden Daten des Regionalen Klimainformationssystems für Sachsen ReKIS genutzt, die auf Basis des Emissionsszenarios A1B, einem mittleren Emissionsszenario, erzeugt worden sind. Auf die Einbeziehung extremer Emissionsszenarien wurde bewusst verzichtet.

Die Daten umfassen 10 Realisierungen. Die 10 Datensätze beinhalten Tageswerte aller modellrelevanten Klimaelemente für einen Zeitraum von 1961 bis 2100. Durch die Betrachtung von insgesamt 10 Realisierungen sollen die Unsicherheiten des statistischen Klimamodells berücksichtigt werden. Im Folgenden werden die Ergebnisse für den zukunftsfernen Zeitraum 2071 – 2100 dargestellt, d. h. für den Zeitraum, in dem sich sehr wahrscheinlich der Zielwald etabliert haben wird.

Analog zur Abbildung 3 sind in der Abbildung 4 die langjährig mittleren Sickerwassermengen, die an der Basis der Rekultivierungsschicht für die 4 betrachteten Szenarien des Plateauhydrotops ankommen, für die Zeitschiene 2071 – 2100 dargestellt. Bei den in der Abbildung 4 visualisierten Sickerwassermengen handelt es sich um Mittelwerte, resultierend aus den insgesamt 10 Realisierungen des regionalen Klimamodells.

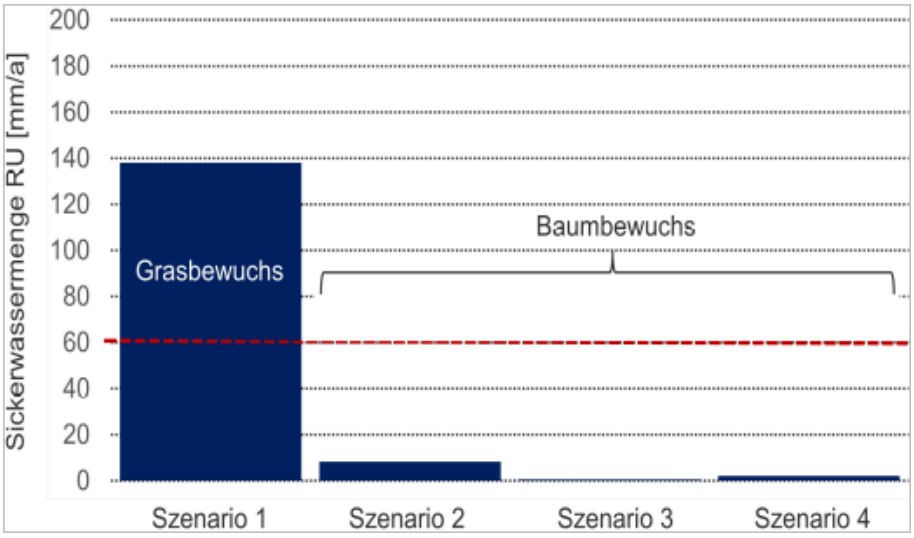


Abbildung 4: Langjährig mittlere Sickerwassermengen an der Basis der Rekultivierungsschicht für die untersuchten Szenarien, Zeitscheibe 2071 – 2100.

Der zu erwartende Klimawandel bewirkt, dass unter den gegebenen Standortbedingungen mit einer spürbaren Abnahme der Sickerwassermengen aus der Rekultivierungsschicht zu rechnen ist. Nach jetziger Gesetzeslage könnte die Wasserhaushaltsschicht für alle 3 Szenarien, für die ein Baumbewuchs angesetzt worden ist, die 2. Dichtungskomponente ersetzen.

Die erzeugten Modellergebnisse gelten unter der Maßgabe, dass sich der Bewuchs gut entwickelt und folglich die berechneten Verdunstungsleistungen auch erbringen kann. Ob dies tatsächlich der Fall ist, hängt in entscheidendem Maße davon ab, wie häufig und in welchem Maße der Bewuchs in Trockenstresssituationen gerät, in Folge dessen irreversible Bewuchsschädigungen zu befürchten sind.

Nach [12] können Bodenfeuchtewerte über 30 % nutzbarer Feldkapazität 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- bzw. Baumbewuchs nicht oder nur äußerst selten auftreten. Für einen Grasbewuchs gestalten sich die Verhältnisse weit weniger problematisch. Gräser reagieren mit saisonalem Absterben.

Exemplarisch ist für das Szenario 2 untersucht worden, wie sich die Bodenfeuchtezehrung für das hydrologische Sommerhalbjahr (Mai bis Oktober) gestaltet. Das Szenario 2 wurde gewählt, weil es sich beim Szenario 2 infolge des gering speicherfähigen sandigen Rekultivierungssubstrats und wegen der verglichen mit Szenario 4 geringeren Mächtigkeit der Rekultivierungsschicht um das hinsichtlich des Austrocknungsverhaltens kritischste Szenario handelt. Im Folgejahr steht einer erneuten Entwicklung des Grasbewuchses nichts entgegen. Gleichwohl wird die Verdunstungsleistung der Gräser in trockenstressrelevanten Jahren stark eingeschränkt sein, was die Schutzfunktion der gesamten Abdichtung gefährden kann.

Wiederum werden im Folgenden ausschließlich die Ergebnisse für den Plateaubereich dargestellt. In der Abbildung 5 sind die Bodenfeuchteverteilungen für die beiden Zeitscheiben (Gegenwart bzw. zukunftsferner Zeitraum 2071 – 2100) gegenüber gestellt. Die bezüglich der Aus-

trocknung kritischen bzw. sehr kritischen Bereiche sind kenntlich gemacht. Die angegebenen Bodenfeuchtewerte beziehen sich auf die Gesamtmächtigkeit der Rekultivierungsschicht sowie auf den Zielwald.

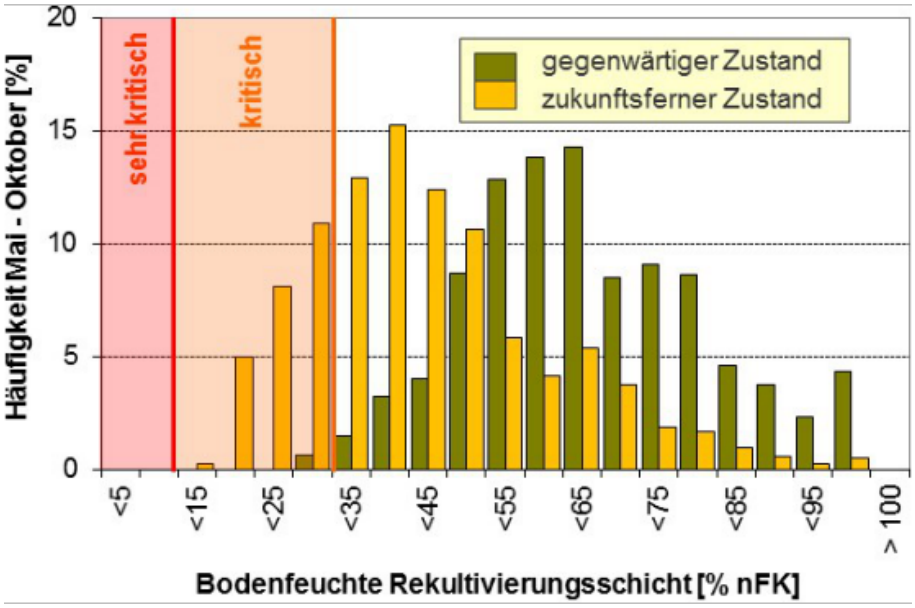


Abbildung 5: Verteilung der Bodenfeuchtewerte in der Rekultivierungsschicht für das Szenario 2 für die beiden Zeitscheiben gegenwärtiger und zukunftsferner Zustand.

Wie der Abbildung 5 zu entnehmen ist, sind unter den gegebenen Standortbedingungen selbst für das hinsichtlich des Austrocknungsverhaltens kritischste Szenario keine Austrocknungszustände modelliert worden, die als sehr kritisch in Bezug auf die Entwicklung des Baumbewuchses zu bewerten sind. Daran ändert sich auch in fernerer Zukunft nichts. Die durch das Modell berechneten Bilanzen können somit als realistisch angesehen werden. Die gute Bewuchsentwicklung, die den berechneten Verdunstungswerten zugrunde liegt, scheint gerechtfertigt. Allerdings ist auch zu erkennen, dass in Zukunft mit einer Häufung kritischer Austrocknungswerte zu rechnen ist. Dies ist bereits im Zusammenhang mit heutigen Planungsaufgaben z. B. durch eine gezielte Auswahl trockenstressresistenter Baumarten zu berücksichtigen.

5 Schlussfolgerungen, Ausblick

Das Rekultivierungsziel Naturwald als Nachnutzungskonzept für eine ehemaligen Deponie kann ein lohnendes Ziel sein, wenn berücksichtigt wird, dass zur Etablierung eines sich gut entwickelnden Baumbewuchses einige Anstrengungen nötig sind, die eine Optimierung des Wasserhaushalts einschließt.

Deponiewasserhaushaltsmodelle wie z. B. HELP oder BOWAHALD können in diesem Prozess ein brauchbares Instrumentarium darstellen, wenn es darum geht, Aussagen zur Gestaltung und Dimensionierung einer wasserhaushaltlich wirksamen Oberflächenabdichtung abzuleiten.

Auf den konkreten Anwendungsfall bezogen helfen die wasserhaushaltlichen Untersuchungen, optimale Bewuchsszenarien herauszuarbeiten, Bandbreiten der für die Gestaltung der Schichten des Oberflächenabdichtungssystems notwendigen Wassertransport- und Wasserspeicherparameter zu ermitteln und Aussagen zur Langzeitbeständigkeit der Sicherungsmaßnahmen abzuleiten.

Literaturverzeichnis

[1] *Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts - Artikel 1 Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung - DepV)*. 2009. – Vom 29. April 2009, BGBl. I Seite 900 ff

[2] LAGA AD-HOC-AG „DEPONIETECHNIK“: *Bundeseinheitlicher Qualitätsstandard (BQS) 7-1 „Rekultivierungsschichten in Deponieoberflächenabdichtungssystemen“ vom 04.02.2015*

[3] LAGA AD-HOC-AG „DEPONIETECHNIK“: *Bundeseinheitlicher Qualitätsstandard (BQS) 7-2 „Wasserhaushaltsschichten in Deponieoberflächenabdichtungssystemen“ vom 02.12.2015*

[4] 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

[5] DUNGER, V.: *Entwicklung und Anwendung des Modells BOWAHALD zur Quantifizierung des Wasserhaushaltes oberflächengesicherter Deponien und Halden*. 2006. – Habilitationsschrift, TU Bergakademie Freiberg, Fakultät für Geowissenschaften, Geotechnik und Bergbau

[6] 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

[7] BERNHOFER, C. ; FRANKE, J. ; FISCHER, S. ; KIRSTEN, L. ; KÖRNER, P. ; KOSTROWSKI, D. ; PRASSE, H. ; SCHALLER, A. ; DONIX, T.: *Analyse der Klimaentwicklung in Sachsen*. 2015. – Schriftenreihe des LfULG Sachsen, Heft 3/2015

[8] HÄNSEL, S.: *Changes in Saxon Pricipitation Charactersitics: Trends of Extreme Precipitation and Drought*. 2009. – Cuvillier Verlag Göttingen

[9] KRÖNERT, H: *ahresbericht zur Anlagenüberwachung für die Deponie „Grüne Fichte“ bei Weißwasser im Landkreis Görlitz – Monitoring 2015*. 2016. – unveröffentlichter Projektbericht des S&G – Freies Sachverständigenbüro für Sanierung und Geologie in Weißwasser

[10] PFEFFER, E.: *Bodenwasserhaushaltliche Modellierung einer Rekultivierungsschicht der Hausmülldeponie „Grüne Fichte“ in Weißwasser unter Etablierung einer naturnahen Waldvegetation*. Masterarbeit, TU Bergakademie Freiberg, Institut für Geologie, 2017

[11] BERNHOFER, C. ; MATSCHULLAT, J. ; BOBETH, A.: *Klimaprojektion für die REGKLAM-Modellregion Dresden*. 2011. – REGKLAM-Publikationsreihe, Heft 2, RHOMBOS-Verlag, Berlin

[12] LANUV NRW – LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN: *Technische Anforderungen und Empfehlungen für Deponieabdichtungssysteme – Konkretisierungen und Empfehlungen zur Deponieverordnung*. LANUV Arbeitsblatt 13, Eigenverlag, Recklinghausen, 2010

Nutzung der numerischen Modellierung zur Bewertung der Kapillarsperre

Užití numerického modelování při posuzování kapilární bariéry

Barbora Krijt[1]; Jiří Mls[2]

Kurzfassung

Die Kapillarsperre stellt eine der alternativen Methoden zur Abdichtung von Deponien dar. Gegenüber einer traditionellen mineralischen Dichtung liegt ihr Vorteil in einem geringeren Preis und einer längeren Lebensdauer. Um Parameter eines Modells der Retentionskurven zu erhalten werden meistens nur Drainagestrecken verwendet. Wie aus gegenwärtigen Studien aber hervorgeht, kommt es insbesondere im Fall von Kapillarsperren bei der Anwendung nur einer Drainagestrecke zu einer wesentlichen Überbewertung der Kapillarsperren. Ein unabdingbares Bestandteil von Analysen und Planungen von Kapillarsperren sollte somit die Aufnahme der Hysterese sein. Dieses Projekt ist auf eine nummerische Modellierung der Auswirkungen der Hysterese auf die Wirksamkeit der Kapillarsperre ausgerichtet. Es wurden mehrere Varianten nummerischer Modelle von zwei Kapillarsperren im Programm S2D aufgestellt. Die Modelle umfassten jedes Mal den Drainagen-, sowie den Bewässerungsteil der Retentionskurven. Folgend wurden die Ergebnisse der Modelle verglichen und das Maß des Effektes der Hysterese für die Wirkung der Kapillarsperren festgestellt.

Abstrakt

Kapilární bariéra je jedna z alternativních metod využívaná k odizolování skládek. Její výhodou oproti tradičním minerálním těsněním je nižší cena a delší životnost. Pro získání parametrů modelu retenčních křivek jsou obvykle používány jen drenážní větve. Současné studie ale ukazují, že obzvláště v případě kapilárních barier dochází při použití jen drenážní větve retenčních křivek k výraznému nadhodnocení účinnosti kapilárních bariér. Zahrnutí hysterese by tedy mělo být nezbytnou součástí analýz a navrhování kapilárních bariér. Tento projekt je zaměřen na numerické modelování vlivu hysterese na účinnost kapilární bariéry. Bylo sestaveno několik variant numerických modelů dvou kapilárních bariér v programu S2D. Modely vždy zahrnovaly jak drenážní tak zvlhčovací větev retenčních křivek. Výsledky modelů byly následně porovnány a byla zjištěna míra efektu hysterese na účinnost kapilárních bariér.

1 Úvod

Kapilární bariéra je metoda používaná k odizolování skládek. Její účinnost je srovnatelná s porovnání s nejčastěji používanou metodou minerálního těsnění. Její princip je založen na specifických vlastnostech toku vody v nesaturované zóně. Skládá se ze dvou nakloněných vrstev lišících se různou zrnitostí. Horní vrstva nazývaná kapilární vrstva je složená z jemnozrnné půdy. Spodní vrstva označovaná jako kapilární blok zahrnuje hrubozrnné půdy. Těsnící efekt

[1]Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova v Praze, Albertov 6, 128 43 Praha 2, barbora.havlikova@natur.cuni.cz

[2]Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova v Praze, Albertov 6, 128 43 Praha 2, jiri.mls@natur.cuni.cz

kapilární bariéry je založen na faktu kdy při určitém rozmezí tlakové výšky má kapilární vrstva větší hydraulickou vodivost než kapilární blok. Voda, která infiltruje do kapilární bariéry stéká po kapilárním rozhraní (mezi kapilární vrstvou a kapilárním blokem) místo aby se vsakovala do kapilárního bloku [5].

Laboratorní testy funkčností hydraulických bariér pro různé materiály kapilární vrstvy i kapilárního bloku byly provedeny na Ruhrské universitě v Bochumi [8]. Základem výzkumu bylo provedení měření odtoku jak z kapilární vrstvy, tak z kapilárního bloku za různých podmínek a různých časově závislých infiltrací do kapilární vrstvy. Výsledkem bylo hodnocení účinnosti několika kapilárních bariér při různých podmínkách. Nicméně výsledky získané ze zmíněných měření byly ovlivněny hysteresí půdní vlhkosti. Hysterese je ve většině numerických simulací, které jsou jedním z hlavních nástrojů pro studování efektivity kapilárních bariér, zanedbána [[4],[7]]. Morris and Stormont (1998) ale uvádějí, že hysterese má na účinnost kapilární bariéry výrazný vliv na tokové a tlakové podmínky a neměla by být při jejím navrhování zanedbána [3].

Základním principem numerického modelování v nenasycené zóně je řešení Richardsovy rovnice. Rovnice obsahuje dvě neznámé funkce: vlhkost θ a tlakovou výšku h a jeden parametr K. Jelikož rovnice obsahuje dvě neznámé funkce a jeden parametr je pro její řešení nutné ji zkombinovat s další doplňující rovnicí, kterou bývá nejčastěji retenční křivkou v následující formě:

$$h = h(\theta) \tag{7}$$

nebo

$$\theta = \theta(h) \tag{8}$$

Jelikož je retenční křivka použita nejen pro řešení Richardsovy rovnice, ale také pro definování funkce K(h) je její přesné určení velmi důležité pro správnost numerických modelů.

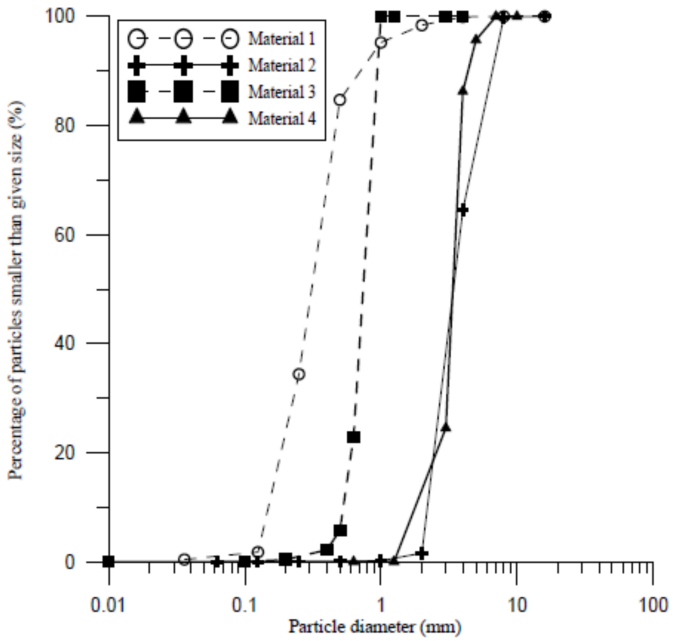
Bylo provedeno laboratorní měření hydraulických charakteristik materiálů používaných pro navrhování kapilární bariéry a to tak aby bylo možné zahrnout hysteresi retenční křivky v navazujícím numerickém modelování. Dále byla hodnocena efektivita kapilárních bariér v závislosti na hydraulických charakteristikách. Na laboratorní měření navázalo numerické modelování, u kterého bylo využito získaných výsledků z laboratorních experimentů.

2 Fyzikální charakteristiky studovaných materiálů

Při laboratorních experimentech na Ruhrské universitě v Bochumi byly zkoumány 4 materiály kapilární bariéry. Experimenty byly provedeny tak, aby byly získány obě větve retenční křivky, odvodňovací i zvlhčovací, a tím i hysterese daných materiálů. Měřené materiály jsou shrnuty následovně:

Materiál č. 1: kapilární vrstva kapilární bariéry č. 1,
Materiál č. 2: kapilární blok kapilární bariéry č. 1,
Materiál č. 3: kapilární vrstva kapilární bariéry č. 2,
Materiál č. 4: kapilární vrstva kapilární bariéry č. 2.

Zrnitostní křivka všech čtyř materiálů je znázorněna na Obrázku1.



Obrázek 1: Zrnitostní křivky studovaných materiálů.

3 Laboratorní měření

Pro měření retenčních křivek daných materiálů byla zvolena podtlaková aparatura na vržená podle Havlíčka a Myslivce (1965) [1]. Výhoda podtlakové aparatury oproti ostatním metodám spočívá v jednoduchém měření jak odvodňovací tak i zvlhčovací větve retenční křivky. Většina ostatních metod umožňuje měření jen odvodňovací větve nebo je k měření zvlhčovací větve zapotřebí speciálních úprav [2].

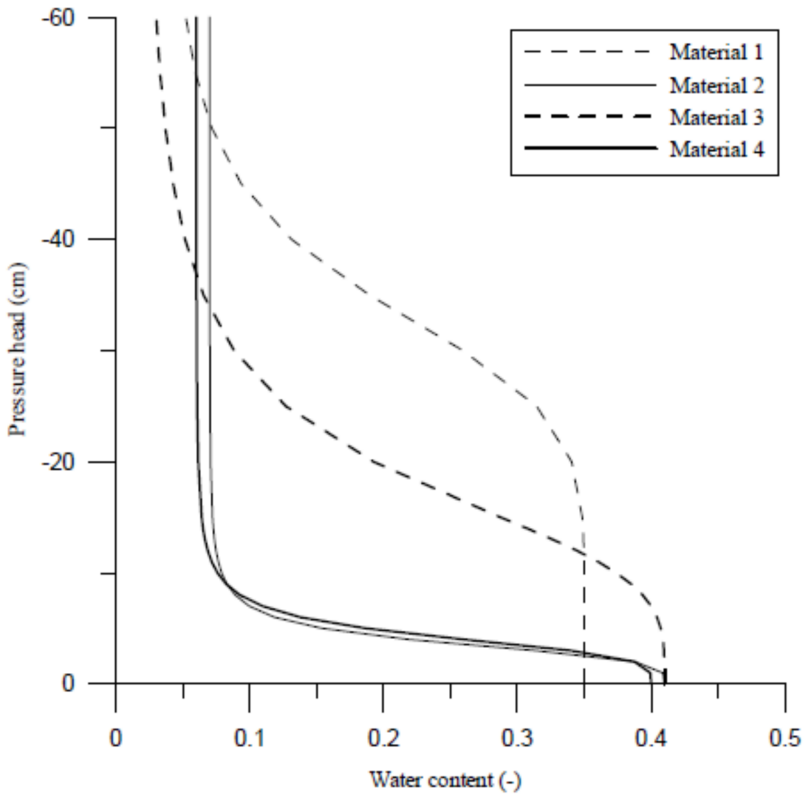
Měření bylo prováděno nastavováním hodnoty tlakové výšky a to v krocích od 0,5 do 20 cm. Každé změně tlakové výšky odpovídá i změna vlhkosti v daném vzorku. Pro každou křivky retenční křivky bylo naměřeno minimálně 10 bodů. Pro získání daných křivek se vycházelo ze saturovaného vzorku a pomocí snižování tlakové výšky bylo dosaženo residuální vlhkosti. V bodě residuální vlhkosti se začala měřit zvlhčovací větev retenční křivky zvyšováním tlakové výšky.

Množství vody ve vzorku bylo ovlivněno výparem, který bylo nutné následně zahrnout do výpočtu a vyhodnocení naměřených výsledků.

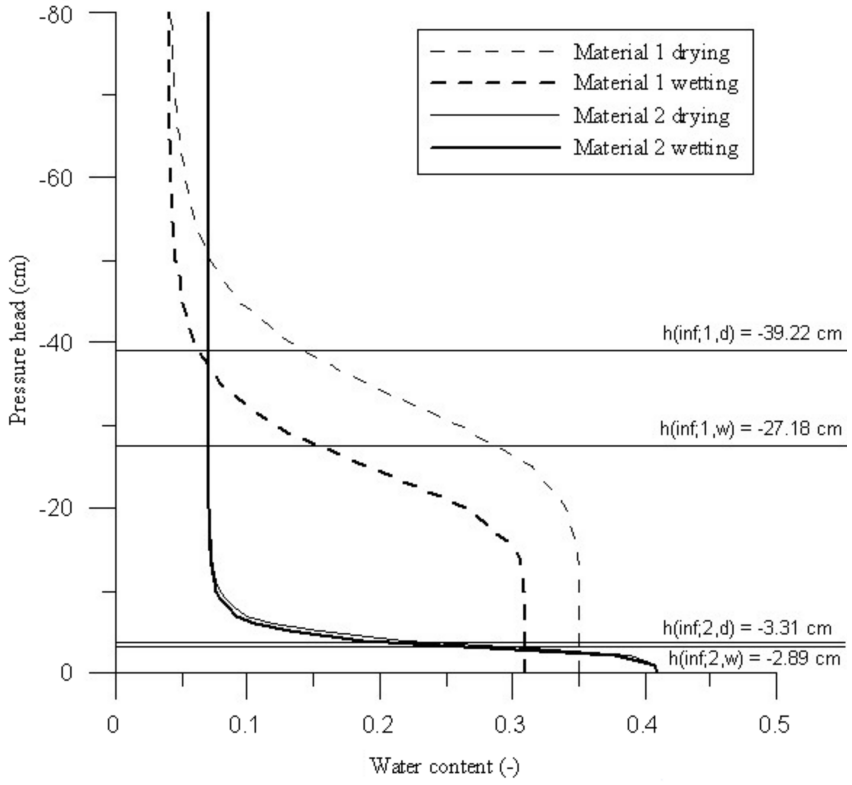
4 Výsledky laboratorních experimentů

Na každém vzorku byla měřena jak odvodňovací tak zvlhčovací větev retenční křivky. Dále byla měřená nasycená hydraulická vodivost pomocí porosimetru a to při konstantních rozdílech hydraulických výšek.

Program RETC code [6] byl použit pro určení parametrů α a n pro všechny vzorky a každou větev retenční křivky. Naměřená data byla následně použita pro vyhodnocení hydraulických charakteristik čtyř měřených materiálů. Výsledné retenční křivky jsou znázorněny na Obrázku 2. Hysterese retenčních křivek kapilární bariéry č. 1 je na Obrázku 3.



Obrázek 2: Retenční křivky studovaných materiálů.



Obrázek 3: Hysterese retenčních křivek kapilární bariéry č. 1.

5 Diskuze

Předešlá měření provedená na Ruhrské universitě v Bochumi ukazují na vyšší efektivitu kapilární bariéry č. 1 oproti kapilární bariéře č. 2. Rozdíly v hydraulických vodivostech jsou větší u kapilární bariéry č. 2. Na druhou stranu samotný rozsah tlakové výšky je větší pro kapilární bariéru č. 1. Ukazuje se tedy, že použití inflexních bodů retenčních křivek by bylo pro určení efektivity kapilárních bariér vhodnější než použití hydraulických vodivostí jak tomu bylo doposud. Rozdíl tlakových výšek je navíc u všech kapilárních bariér menší u zvlhčovací větve než u odvodňovací. Při navrhování kapilární bariéry se používá pouze odvodňovací větev retenční křivky, čímž dochází k nadhodnocení její efektivity.

6 Závěr

Z naměřených dat bylo vyhodnoceno, že pro posuzování efektivit kapilárních bariér je vhodnější použití inflexních bodů retenčních křivek než hydraulických vodivostí. Z výsledků vyplývá, že je důležité zahrnout hysteresi do numerických modelů kapilárních bariér. Pokud je hysterese retenční křivky zanedbána a použije se pouze odvodňovací větev, dojde k nadhodnocení účinnosti kapilární bariéry.

Numerické modely, které přímo navazují na laboratorní měření, jsou zaměřeny na určení vlivu hysterese na účinnost kapilární bariéry a jsou nadále zpracovávány

Literatura

[1] Havlíček, J.; Myslivec, A.: The influence of saturation and stratification on the hearing properties of certain soils. *Proc. 6th Int. Conf. Soil and Mech. Found. Engineering*, 1965: s. 235–239, univ. of Toronto Press.

[2] Kuráž, V.; Kučerová, A.; M., K.: Využití genetických algoritmů pro aproximaci retenčních čar. *Pedologické dny, Velké Bílovice*, 2003.

[3] Morris, C. E.; Stormont, J. C.: Evaluation of numerical simulations of capillary barrier field tests. *Geotechnical and Geological Engineering*, 1998: s. 201–213.

[4] Oldenburg, C. M.; Pruess, K.: On numerical modeling of capillary barriers. *Water Resources Research 29*, 1993: s. 1045–1056.

[5] Pícha, P.: Laboratory testing of the capillary barrier. *Acta Universitas Carolinae - Geologica*, 2004: s. 29–36.

[6] Van Genuchten, M. T.; Lei, j. F. J.; R, Y. S.: The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils. 1991.

[7] Webb, S. W.: Generalization of Ross tilted capillary barrier diversion formula for different two-phase characteristic curves. *Water Resources Research 33*, 1997: s. 1855–1859.

[8] Wohnlich, S.: Untersuchungsbericht-Dichtigkeits-nachweis der Kombikapillardichtung (KKD), in 3.Kipprinnenversuch. 2006.

Stoffströme im Abfallbereich

Materiálové toky v oblasti odpadů

Management mineralischer Stoffströme und Ersatzbaustoffe in Deutschland

Management minerálních látkových proudů a sekundárních stavebních hmot v Německu

Petra Schneider[1]; Andreas Meyer[2]; Mario Müller[3]

Kurzfassung

Kreislaufwirtschaftlich basiertes Management mineralischer Stoffströme hat in den letzten Jahren signifikant an Bedeutung gewonnen. Mineralische Stoffströme im Sinne einer nachhaltigen Ressourcenbewirtschaftung umfassen dabei sowohl Rohstoffe als auch Sekundärrohstoffe. Die nachhaltige Ressourcenbewirtschaftung hat den Fokus auf der rationellen Bewirtschaftung basierend auf den naturwissenschaftlich-technischen-ökonomischen Grundlagen der Ressourcenschonung und der Verbesserung der Ressourceneffizienz. Übergeordnetes Ziel ist dabei die Verringerung der negativen ökologischen Folgen und der Belastungen durch die Ressourcennutzung. Stoffströme umfassen dabei alle Materialbewegungen durch Gewinnung, Verarbeitung, Produktion, Verbrauch und Verwertung von Roh-, Hilfs-und Betriebsstoffen, Energie, Produkten und Abfällen. Der Beitrag stellt den aktuellen Stand des Umgangs mit Reststoffen, mineralischen Rückständen sowie Bodenmaterialien vor, und den Umgang mit bei auf Altlasten bzw. Industriebrachen anfallenden Abfälle und Rückstände.

Der Begriff des Stoffstrommanagements beschreibt dabei eine tiefgreifende Analyse und gezielte Optimierung von Material- und Energieströmen, die bei der Herstellung von Produkten und Dienstleistungen entstehen, zum Beispiel durch Werkzeuge wie die Ökobilanzierung und /oder Stoffstromanalysen. Die Ergebnisse einer Ökobilanzierung dienen in besonderer Art und Weise der Optimierung und somit der Implementierung eines angewandten Stoffstrommanagements, welches in integraler Weise die Möglichkeit eröffnet Ökonomie und Ökologie auf verschiedenen Ebenen zu verbinden, und dabei durch den Einbezug der Vorketten deutlich über die Vorgehensweise einer Umweltverträglichkeitsuntersuchung hinausgeht. Beispielhaft werden in dem Beitrag Ökobilanzen a) der Gewinnung mineralischer Rohstoffe, b) weiterverarbeiteter mineralischer Baustoffe, und c) von Sekundär- bzw. Ersatzbau-stoffen vor- und gegenübergestellt.

Abstrakt

Management minerálních látkových toků v rámci oběhového hospodářství získal v uplynulých letech signifikantně na významu. Minerální látkové toky zahrnují v duchu udržitelného využívání zdrojů jak suroviny, tak i sekundární látky. Udržitelné využívány surovin je zaměřeno na racionální přístup na základě přírodovědně-technicko-ekonomických zásad úsporného využívání zdrojů a zlepšování efektivity spotřeby zdrojů. Nadřazeným cílem je snížení negativních

[1]Hochschule Magdeburg-Stendal, Deutschland; Breitscheidstraße 2, 39114 Magdeburg;
Tel.: +49 (0)391 886 4577, E-Mail: petra.schneider@hs-magdeburg.de

[2]Hochschule Magdeburg-Stendal; Breitscheidstr. 2, D-39114 Magdeburg;
E-Mail: andreas.meyer@hs-magdeburg.de

[3]DBI-EWI GmbH; Halsbrücker Str. 34; D-09599 Freiberg;
E-Mail: m.mueller@dbi-ewi.de

ekologických důsledků a zátěže v důsledku využívání zdrojů. Látkové toky přitom zahrnují veškerý pohyb matriálu v důsledku těžby, zpracování, výroby, spotřeby a zhodnocení surovin, pomocných a provozních látek, energií, produktů a odpadů. V tomto příspěvku bude představen aktuální stav přístupu k surovinám, minerálním reziduím a půdnímu materiálu a přístup k odpadům a reziduím z brownfields.

Pojem management látkových toků přitom popisuje hloubkovou analýzu a cílenou optimalizaci materiálových a energetických toků, vznikajících při výrobě produktů a služeb, například pomocí nástrojů a ekologické bilance a / nebo analýzy látkových toků. Výsledky ekologické bilance slouží optimalizaci a tím implementaci aplikovaného managementu látkových toků, který integrálním způsobem otevírá možnosti pro spojení ekonomie a ekologie na různých úrovních a přitom zapojením předcházejících řetězců jasně přesahuje postup posuzování vlivů na životní prostředí. Jako příklad je v příspěvku porovnávána ekologická bilance a) těžby minerálních surovin, b) dalšího zpracování minerálních stavebních hmot a c) druhotných surovin, případně sekundárních stavebních hmot.

1 Einleitung

Die nachhaltige Ressourcenbewirtschaftung hat den Fokus auf der rationellen Bewirtschaftung von biotischen und abiotischen Ressourcen, basierend auf den naturwissenschaftlich-technischen-ökonomischen Grundlagen der Ressourcenschonung und der Verbesserung der Ressourceneffizienz. Übergeordnetes Ziel ist dabei die Verringerung der negativen ökologischen Folgen. Stoffströme umfassen dabei alle Materialbewegungen durch Gewinnung, Verarbeitung, Produktion, Verbrauch und Verwertung von Roh-, Hilfs-und Betriebsstoffen, Energie, Produkten und Abfällen. Der Begriff des Stoffstrommanagements beschreibt die tiefgreifende Analyse und gezielte Optimierung von Material- und Energieströmen, die bei der Herstellung von Produkten und Dienstleistungen entstehen, zum Beispiel durch Werkzeuge wie die Stoffstromanalyse, Ökobilanzierung und/oder Ökoeffizienzanalyse. Die Ergebnisse einer Ökobilanzierung dienen in besonderer Art und Weise der Optimierung und somit der Implementierung eines angewandten Stoffstrommanagements, welches in integraler Weise die Möglichkeit eröffnet, Ökonomie und Ökologie auf verschiedenen Ebenen zu verbinden, und dabei durch den Einbezug der Vorketten deutlich über die Vorgehensweise einer Umweltverträglichkeitsuntersuchung hinausgeht.

Ökoeffizienz ist definiert als Verhältnis zwischen ökonomischen und ökologischen Größen, und stellt die sprachliche Verkürzung von „ökonomisch-ökologischer Effizienz“ dar [1]. Hierbei fließt die ökonomische Größe als Wertschöpfung, die ökologische Größe als Schadschöpfung in das Verhältnis ein, wobei die Schadschöpfung der Summe aller direkt und indirekt verursachten Umweltbelastungen entspricht [1]. Beispiele für Ökoeffizienzmaße sind Wertschöpfung [€]/emittiertes CO_2 [t], Wertschöpfung [€]/fester Abfall [t] oder Wertschöpfung [€]/verbrauchte Energie [kWh] [1]. Ein geeignetes Werkzeug für die Ermittlung der Umweltwirkungen entlang eines Produktlebensweges ist die Ökobilanzierung gemäß DIN ISO 14040:2006. Ökobilanzen sind Lebenszyklusanalysen. Daher sind bei der Erstellung von Ökobilanzen die zwei Grundsätze der medienübergreifenden und der stoffstromintegrierten Betrachtung zu berücksichtigen. Die stoffstromintegrierte Betrachtung geht davon aus, dass alle Stoffströme, die mit dem betrachteten System verbunden sind, in die Analyse einbezogen werden (Rohstoffeinsätze und Emissionen von der Exploration bis zur Entsorgung einschließlich des Transportes, aller Nebenprozesse und der Energieerzeugung und Bereitstellung)

Der Beitrag befasst sich mit dem Management mineralischer Stoffströme und Ersatzbaustoffe in Deutschland, und hat hierbei sowohl Primär- und Sekundärrohstoffe als auch Ersatzbaustoffe im Fokus. Primärrohstoffe sind natürliche Ressourcen, die bis auf die Lösung aus ihrer natürlichen Quelle noch keine Bearbeitung erfahren haben. Sekundärrohstoffe werden durch Recycling der Primärrohstoffe gewonnen. Bei mineralischen Ersatzbaustoffen (MEB)

handelt es sich gemäß der geplanten Ersatzbaustoffverordnung, als Artikel 1 der Mantelverordnung [2] um „anstelle von Primärrohstoffen verwendete Baustoffe aus industriellen Herstellungsprozessen oder aus Aufbereitungs-/ Behandlungsanlagen (Abfälle, Produkte) wie z. B. Recyclingbaustoffe (Bauschutt), Bodenmaterial, Schlacken, Aschen, Gleisschotter“. Wie aus der Auflistung ersichtlich ist wird ein Teil der Sekundärrohstoffe auch Ersatzbaustoffen zugeordnet (z.B. Bauschuttrecyclingmaterial).

Den jährlich etwa 520 Mio. t entnommenen Baumineralien stehen etwa 100 Mio. t nicht verwertete Rohstoffentnahme, d.h. Abraum, gegenüber (Quelle: Statistisches Bundesamt). Weitere signifikante mineralische Stoffströme in Deutschland sind Bergematerialien aus dem Abbau von Braunkohle oder sonstigen Energieträgern mit 1.640 Mio. t. Außerdem fallen in Deutschland jährlich etwa 240 Mio. t mineralische Abfälle und industrielle Nebenprodukte an ([3], Statistisches Bundesamt 2012), die zu mehr als 90 % verwertet werden. Von den mineralischen Abfällen sind ca. 140 Mio. t Boden und Steine, ca. 73 Mio. t Bauabfall und Straßenaufbruch, ca. 15 Mio. t Aschen und Schlacken aus Kraftwerken und anderen Verbrennungsprozessen, ca. 7 Mio. t Hochofenschlacke sowie ca. 6 Mio. t Stahlwerksschlacke [3]. Im Jahr 2014 betrug die Menge mineralischen Bauabfälle einschließlich Bodenaushubs 202,0 Mio. t (Quelle: Umweltbundesamt (UBA)), von denen 118,5 Mio. t auf Bodenaushub entfielen. Die beiden wichtigsten Verwertungswege für mineralische Abfälle sind das Recycling, sowie die Verfüllung von Abgrabungen und Tagebauen.

2 Übersicht über mineralische Stoffströme und Ersatzbaustoffe in Deutschland und in Sachsen

Die folgende Übersicht über mineralische Stoffströme in Deutschland bezieht sich auf Primärrohstoffe, mineralische Sekundärbaustoffe und Ersatzbaustoffe.

2.1 Mineralische Primärrohstoffe

Abbildung 1 gibt eine Übersicht über die Entwicklung der Entnahme an Primärrohstoffen in Deutschland im Zeitraum 1994 bis 2013.

Der Bundesverband Baustoffe – Steine und Erden e. V. (BBS) hat im Rahmen der aktuellen DIW/SST-Studie „Die Nachfrage nach Primär- und Sekundärrohstoffen der Steine-und-Erden-Industrie bis 2035 in Deutschland“ [2] die Bedeutung der mineralischen Baustoffe untermauert. Die Prognosen besagen, dass die Nachfrage nach primären Steine-Erden-Rohstoffen bei geringer wirtschaftlicher Dynamik mit 523 Mio. t in 2035 nur leicht unter dem Stand von 2013 (544 Mio. t) liegen dürfte. Im Falle eines stärkeren Wachstums wird eine Nachfrage von 650 Mio. t/a prognostiziert. Mit einer Substitutionsquote von 15 % an Primärrohstoffen durch Sekundärrohstoffe ist die Branche ein Eckpfeiler der Kreislaufwirtschaft.

Im Jahr 2014 dominierten unter den Baumineralien Sand und Kies mit 238 Mio. t sowie gebrochene Natursteine mit 211 Mio. t, gefolgt von Kalkstein und Dolomit mit 64 Mio. t (Quelle: UBA). Gemäß den Angaben des Umweltbundesamtes nahm die Masse aller im Tagebau entnommenen Rohstoffe wischen 1994 und 2014 im Mittel um 28,8 % ab, wobei der deutlichste Rückgang wegen der nachlassenden Bautätigkeit seit den 1990er Jahren bei den mineralischen Baustoffen mit 33,2 % zu verzeichnen war (Quelle: UBA). Der Abbau von Rohstoffen im Tagebau ist mit Flächeninanspruchnahme verbunden. Im Jahr 2014 war hiervon eine Fläche von 2.549 ha betroffen, was einer täglichen Flächeninanspruchnahme von 7,0 ha entspricht. Hierbei entfielen im Jahr 2014 pro Tag rund 3,6 ha auf den Abbau von Baumineralien (Quelle: UBA). Der Anteil an genehmigten und im Verfahren befindlichen Rohstoffabbauflächen der Steine und Erdenindustrie liegt im Bundesgebiet bei 0,05 % der Landesfläche. Aus geologischer Sicht besteht Deutschland aus einer bedeutenden Ressource an abbaubaren mineralischen

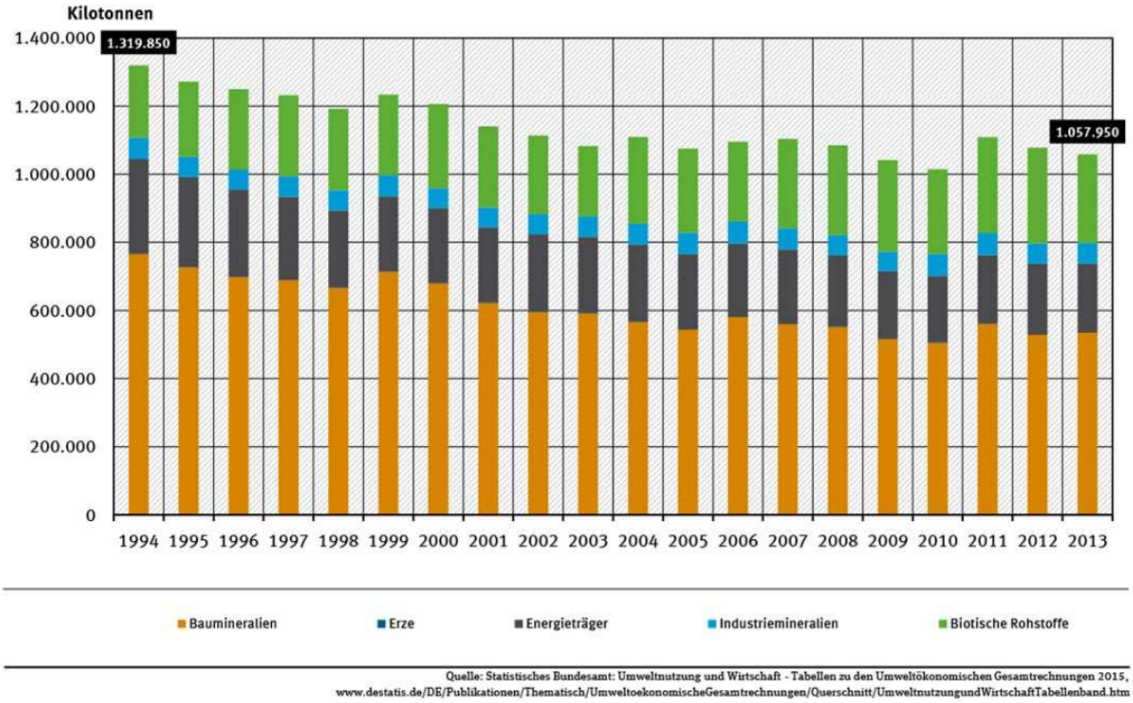


Abbildung 1: Rohstoffentnahme in Deutschland (Quelle: Statistisches Bundesamt): orange Balkenabschnitte beschreiben Baumineralien.

Primärrohstoffen, welche jedoch zu einem großen Teil aufgrund konkurrierender Nutzungsansprüche praktisch nicht verfügbar.

In Sachsen stehen 330 operative Steine- und Erdenbetriebe unter Bergaufsicht. Das entspricht einer Gesamtfläche von 82,4 km^2, wobei 22,3 km^2 auf die Nassgewinnung (34 Betriebe) entfallen. Die Jahresförderleistung (2014) der Gewinnungsbetriebe ist Tabelle 1 [4] zu entnehmen.

Tabelle 1: Zusammenstellung der Rohförderung, unterteilt in Bodenschatzgruppe und die Anzahl der fördernde Betriebe 2014 im Bundesland Sachsen [4].

Bodenschatzgruppe	**Rohförderung 2014 (Mio. t)**	**Anzahl fördernde Betriebe 2014**
Festgestein	19,76	70
Kiese und Kiessande	14,11	101
Kaolin	1,60	11
Lehm, Ziegelton	1,03	12
Kalk und Dolomit	0,54	3
Quarz- und Formsande	0,044	1
Spezialton	0,32	8
Gesamt	**37.40**	**206**

Die Steine-Erden-Rohstoffe finden in der Bau- und Baustoffindustrie und als Grundstoff in anderen Industriezweigen Verwendung. Die Gewinnung findet überwiegend über Tage statt, d. h. aktuell in 221 Betrieben (Stand: 2015, eine zunehmende Anzahl im Vergleich zu 2014 mit 206 Betrieben), die unter Bergaufsicht stehen. Drei Betriebe gewinnen die Bodenschätze derzeit unter Tage. Daneben betreiben etwa 50 weitere Betriebe Rohstoffgewinnung außerhalb der Bergauf-sicht, d.h. dass deren Aktivitäten unter dem Abgrabungsgesetz geregelt sind.

2.2 Bau- und Abbruchabfälle / mineralische Sekundärbaustoffe

Mineralische Sekundärbaustoffe werden maßgeblich aus Bau- und Abbruchabfällen gewonnen, welche mit >500 Mio. t (25 – 30 % des gesamten Abfallaufkommens) nicht nur der bedeutendste mineralische Stoffstrom in der EU, sondern auch in Deutschland sind. Der Bundesverband Baustoffe – Steine und Erden e. V. (BBS) ordnet Bau- und Abbruchabfälle den „praxisrelevanten Fraktionen“ Bauschutt, Straßenaufbruch, Boden und Steine, Bauabfälle auf Gipsbasis und Baustellenabfälle zu [4]. Mineralische Bau- und Abbruchabfälle stellen ein großes kreislaufwirtschaftliches Wertstoffreservoir dar. In den vergangenen Jahren wurde zwar ein Großteil der Bau- und Abbruchabfälle in Sachsen einer Verwertung zugeführt, jedoch wurde mehr als die Hälfte davon zur Verfüllung übertägiger Abbaustätten genutzt. Gemäß der abfallwirtschaftlichen Prioritätenfolge des Kreislaufwirtschaftsgesetzes ist die Verfüllung als „Sonstige Verwertung“ dem Recycling nachrangig.

Mineralische Sekundärbaustoffe, d.h. recycelte Baustoffe, werden maßgeblich als Gesteinskörnungen im Straßen-, Erd- und Deponiebau eingesetzt. Gemäß den Angaben des Umweltbundesamtes (UBA) betrug der Anfall mineralischer Abfälle aus den Fraktionen Bauschutt und Straßenaufbruch im Jahr 2014 deutschlandweit 68,2 Mio. t und diente der Erzeugung von 55,3 Mio. t Recycling-Baustoffen. Unter Einbezug der Recycling-Gesteinskörnungen aus Boden, Steinen und Baustellenabfällen ergab sich eine bereitgestellte Menge von 67,6 Mio. t an Recycling-Baustoffen. Die Recyclate wurden folgendermaßen eingesetzt: 14,0 Mio. t als Gesteinskörnung in der Asphalt- und Betonherstellung, 35,5 Mio. t im Straßenbau, 16,4 Mio. t im Erdbau und 1,7 Mio. t in sonstigen Anwendungen wie Deponiebau (Quelle: UBA). Die Recyclingprodukte deckten einen Anteil von 12,3 % des Gesamtbedarfs an Gesteinskörnungen (549 Mio. t im Jahr 2014). Aktuelle gesetzliche Entwicklungen sind im Zusammenhang mit der Wiederverwertung von Bau- und Abbruchabfällen zu berücksichtigen: der Beschluss des Kabinetts vom 03.05.2017 zur Einführung einer Ersatzbaustoffverordnung, zur Neufassung der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung und zur Änderung der Deponieverordnung und der Gewerbeabfallverordnung (zusammengefasst unter der „Mantelverordnung“) [2], welche die Optionen zur Nutzung mineralischer Ersatzbaustoffe erweitert.

Die Bundesregierung weist in ihrer Begründung für die Mantelverordnung [2] auf Folgendes hin:
„Die als Beurteilungsgrundlage in der Praxis häufig herangezogenen Regelwerke, die LAGA-Mitteilung 20 und die „Technische Regel Boden“, bilden weder eine bundeseinheitliche noch eine rechtsverbindliche Grundlage für die ordnungsgemäße und schadlose Verwertung mineralischer Abfälle. Auch aus fachlicher Sicht entsprechen diese Regelwerke nicht mehr in vollem Umfang dem gegenwärtigen Stand der Erkenntnisse“.
Weiterhin wird in [2] bilanziert, dass neben einem einmaligen Umstellungsaufwand für die Wirtschaft Mehrkosten in Höhe von 150 bis 195 Mio. €/a auf Grund von zu erwartenden Stoffstromverschiebungen beim Bodenaushub und Bauschutt resultieren, die sich aus der Neufassung der BBodSchV ergeben.

Im Projekt MinRessource I [4] wurden die in Sachsen zukünftig anfallenden Stoffströme an Baurestmassen überschlägig ermittelt, um den zukünftigen Umgang mit diesem Stoffstrom bilanzieren zu können. Während 2012 die Fraktionen Bodenmaterial und Bauschutt zu nahezu gleichen Anteilen die Menge der Bau- und Abbruchabfälle bestimmten, wird sich deren Verhältnis bis 2060 auf etwa 40:60 verschieben [4] (vgl. Abbildung 2). Die langfristige absolute Menge wurde mit 9 bis 10 Mio. t/a prognostiziert. Gemäß den Ergebnissen in MinRessource I [4] wurden im Jahr 2010 in Sachsen ca. 9,8 Mio. t mineralischer Bau- und Abbruchabfälle entsorgt, wobei 92 % der Gesamtsumme auf die Fraktionen Boden und Steine sowie Bauschutt [4] entfielen. Gemäß den Angaben in [4] werden in Sachsen 99 % der betrachteten Abfälle einer Verwertung in übertägigen Abbaustätten (59 %) und in Aufbereitungsanlagen (35 %) zugeführt. Insgesamt war im Zeitraum 2006 – 2012 ein abnehmender Trend bei den Mengen an mineralischer Bau- und Abbruchabfällen zu verzeichnen (Bodenmaterial -36 %, Bauschutt

-17 % [4]).

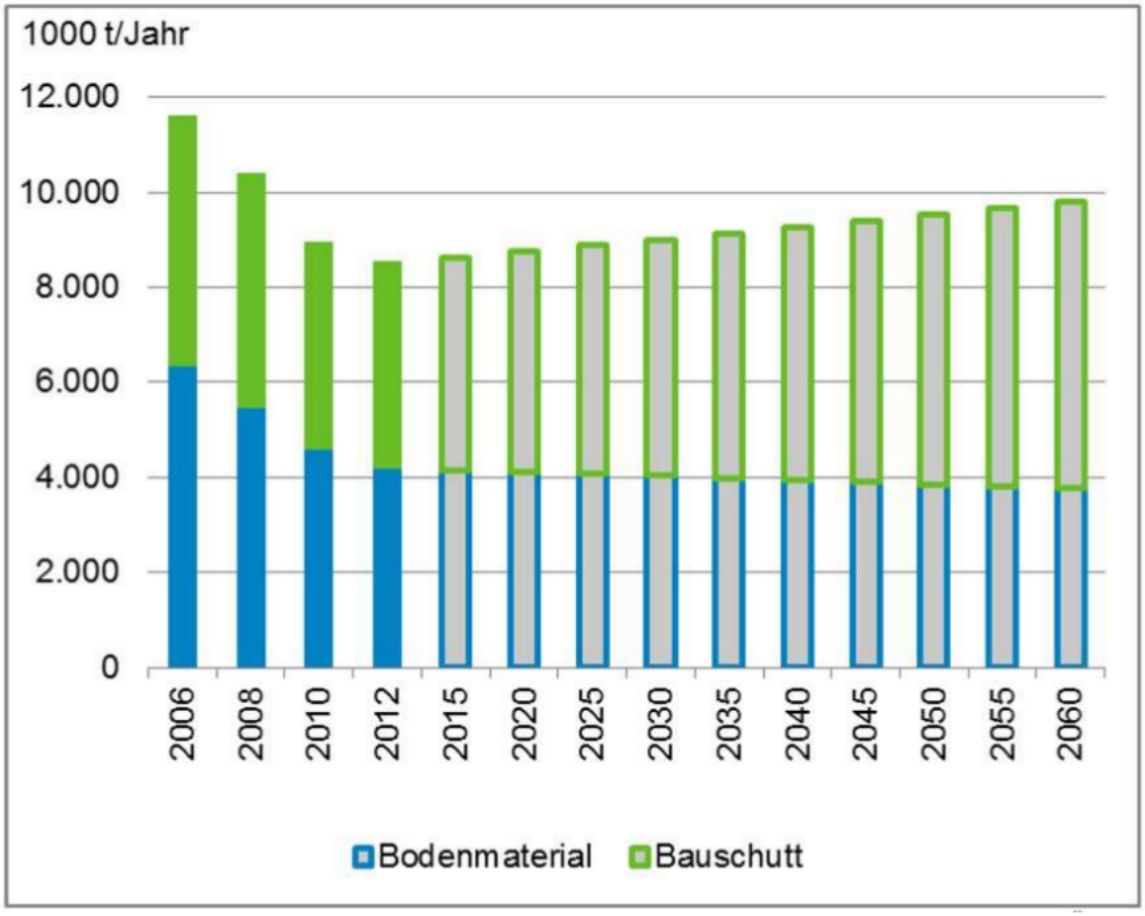


Abbildung 2: Prognostische Entwicklung der anfallenden Mengen an Bodenmaterial und Bauschutt in Sachsen [4].

2.3 Mineralische Ersatzbaustoffe (MEB)

Die Ersatzbaustoffverordnung wird erstmalig Regelungen zum Umgang mit mineralischen Ersatzbaustoffen (MEB) beinhalten. In der aktuellen Fassung berücksichtigt der Entwurf der Verordnung folgende Materialarten: Bodenmaterial, gem. § 2 Absatz 1 des BBodSchG und deren Ausgangssubstrate, aufbereitetes Baggergut, Recycling-Baustoff, Ziegelmaterial, Hochofenstückschlacke, Hüttensand, Stahlwerksschlacke, Edelstahlschlacke, Gießereirestsand, Gießerei-Kupolofenschlacke, Kupferhüttenmaterial, Schmelzkammergranulat, Steinkohlenkesselasche, Steinkohlenflugasche, Braunkohlenflugasche, Hausmüllverbrennungsasche, Sonderabfallverbrennungsasche und Gleisschotter.

Mit der Ersatzbaustoffverordnung soll eine bundeseinheitliche, rechtsverbindliche Vollzugspraxis für die Verwendung von mineralischen Ersatzbaustoffen in technischen Bauwerken geschaffen werden. Dies betrifft auch die Einsatzmöglichkeiten in Deponiebauwerken. Gemäß DepV sind als Deponieersatzbaustoff (DEBS), außer für die Rekultivierungsschicht des Oberflächenabdichtungssystems, ausschließlich mineralische Abfälle zugelassen. Die Zuordnungskriterien und Zuordnungswerte sind in der DepV, Anhang 3, geregelt. Um die grundsätzlichen Materialanforderungen sowie die Anforderungen an die Qualitätsmerkmale Abdichtungswirkung, mechanische Widerstandsfähigkeit, Beständigkeit, Herstellbarkeit sowie Art und Umfang von Eignungsnachweisen zu vereinheitlichen, wurden von der LAGA Ad-hoc-AG „Deponietechnik“ u. a. nachfolgende Bundeseinheitlichen Qualitätsstandards (BQS) für den Einsatz von MEB

in Deutschland ausgearbeitet und durch die LAGA veröffentlicht:

- BQS 2-3 „Mineralische Basisabdichtungskomponenten aus Deponieersatzbaustoffen“ vom 04.12.2014 (in Verbindung mit BQS 2-0)
- BQS 3-2 „Mineralische Entwässerungsschichten in Basisabdichtungssystemen aus nicht natürlichen Baustoffen“ vom 04.12.2014
- BQS 4-1 „Trag- und Ausgleichschichten in Deponieoberflächenabdichtungssystemen“ vom 04.12.2014
- BQS 5-3 „Mineralische Oberflächenabdichtungskomponenten aus Deponieersatzbaustoffen“ vom 04.12.2014 (in Verbindung mit BQS 5-0_2010)
- BQS 6-2 „Mineralische Entwässerungsschichten in Oberflächenabdichtungssystemen aus nicht natürlichen Baustoffen“ vom 04.12.2014.

Eine Übersicht über die MEB-Mengen wurde in [5] zusammengestellt, basierend auf den Daten aus [6] (siehe Abbildung 3). Aus der Darstellung wird deutlich, dass das Aufkommen an anderen MEB-Materialarten als Bodenmaterial und Recyclingbaustoff in Deutschland nur ein kleiner Stoffstrom ist.

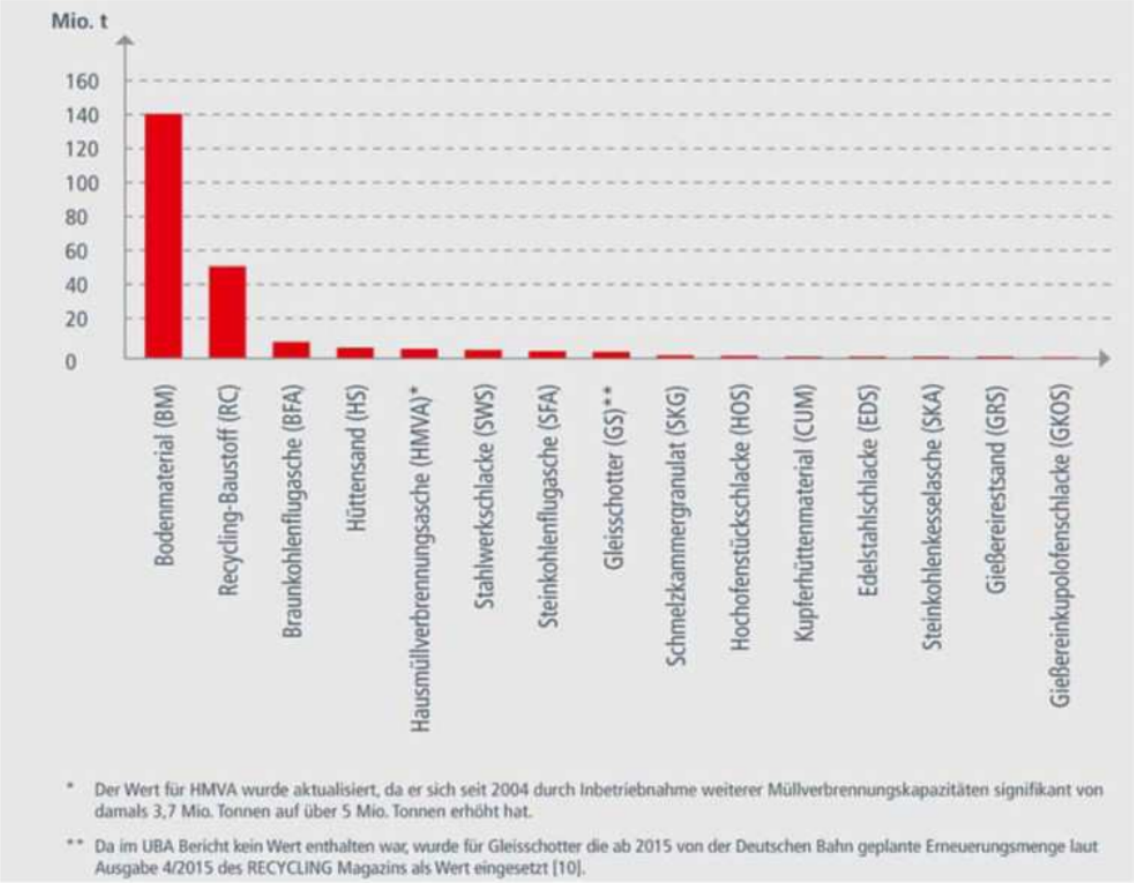


Abbildung 3: Aufkommen mineralischer Abfälle im Sinne der Ersatzbaustoffverordnung [5], [6].

3 Lebenszyklusanalyse für mineralische Baustoffe

3.1 Methodik der Ökobilanzierung gemäß DIN ISO 14040:2006

Eine Ökobilanzierung ist eine über die klassische Umweltbewertung hinausgehende umweltbezogene Bewertung, die der Bewertung der Umweltwirkungen entlang des Produktlebensweges

dient. Die Erarbeitung erfolgt nach DIN ISO 14040 [7] schrittweise mit

1. Zieldefinition und Umfang (Untersuchungsrahmen).
2. Sachbilanz, d.h. die Stoffstromanalyse (Input-Output-Analyse) zur Herstellung des Produktes. Es werden alle in den Herstellungsprozess eingehenden Stoffströme (Material, Energie, Hilfsstoffe usw.) hinsichtlich ihrer Transformationsprozesse bzw. bzgl. ihres Verbleibs bilanziert.
3. Wirkungsabschätzung. Dies beinhaltet die Bewertung der Umweltauswirkungen entlang des Herstellungsprozesses einschließlich der quantitativen Untersetzung, insbesondere im Hinblick auf den Verbrauch von Naturkapital.
4. Auswertung und Interpretation.

Die Bewertungskriterien umfassen sowohl Schädigungen der menschlichen Gesundheit (ausgedrückt z.B. über Toxizität) als auch Umwelteinflüsse (z.B. biotischer und abiotischer Ressourcenverbrauch, Treibhausgasemissionspotenzial, Bildungspotenzial für bodennahes Ozon, Versauerungspotenzial und Primärenergieverbrauch). Bilanz-Bezugsgröße ist die sogenannte funktionelle Einheit. Mittlerweile liegt auch eine Anzahl von Studien vor, die sich mit Ökobilanzierungen im Zusammenhang mit mineralischen Primär- und Sekundärrohstoffen beschäftigen.

3.2 Unbearbeitete und weiterverarbeitete mineralische Baustoffe

In der Schweiz stehen übersichtliche Datenzusammenstellungen von Ökobilanzdaten zur Herstellung von unbearbeiteten und weiterverarbeiteten mineralischen Baustoffen zur Verfügung, die auf Daten des Vereins eco-bau zur Nachhaltigkeit im öffentlichen Bau basieren [8]. In eco-bau haben sich Bauämter von Bund, Kantonen und Städten zusammengeschlossen mit dem Zweck, das ökologische und gesunde Bauen zu fördern. Die Abbildungen 4 und 5 zeigen beispielhaft die in [8] dokumentierten vergleichenden Ergebnisse für das Treibhausgasemissionspotenzial und den Primärenergieverbrauch für ausgewählte mineralische Baustoffe.

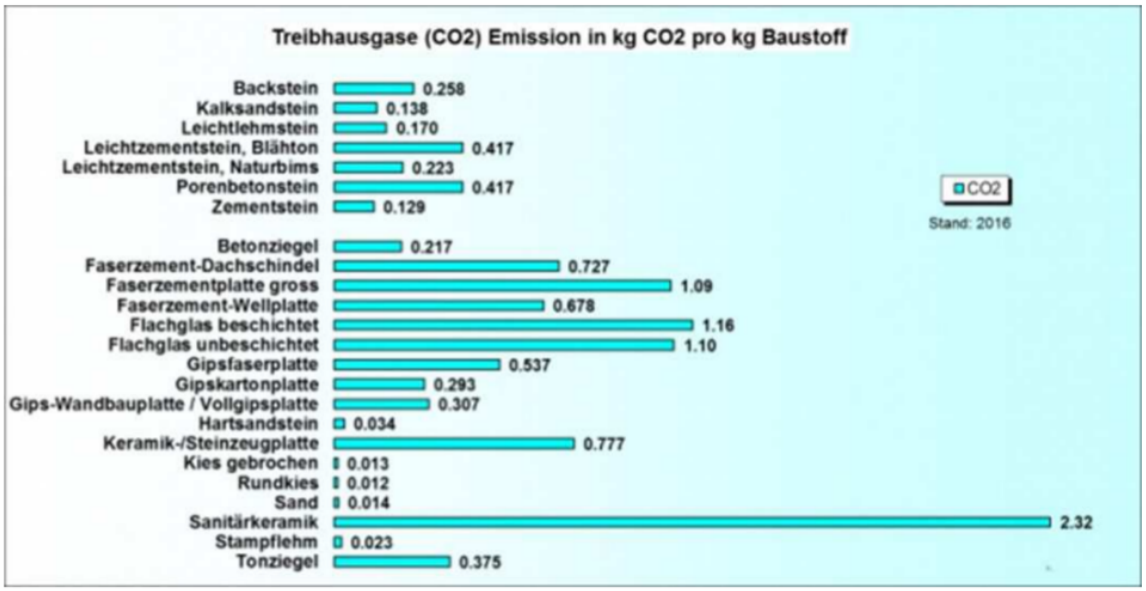


Abbildung 4: Übersicht über CO_2-Emissionen in kg CO_2 pro kg Baustoff [8].

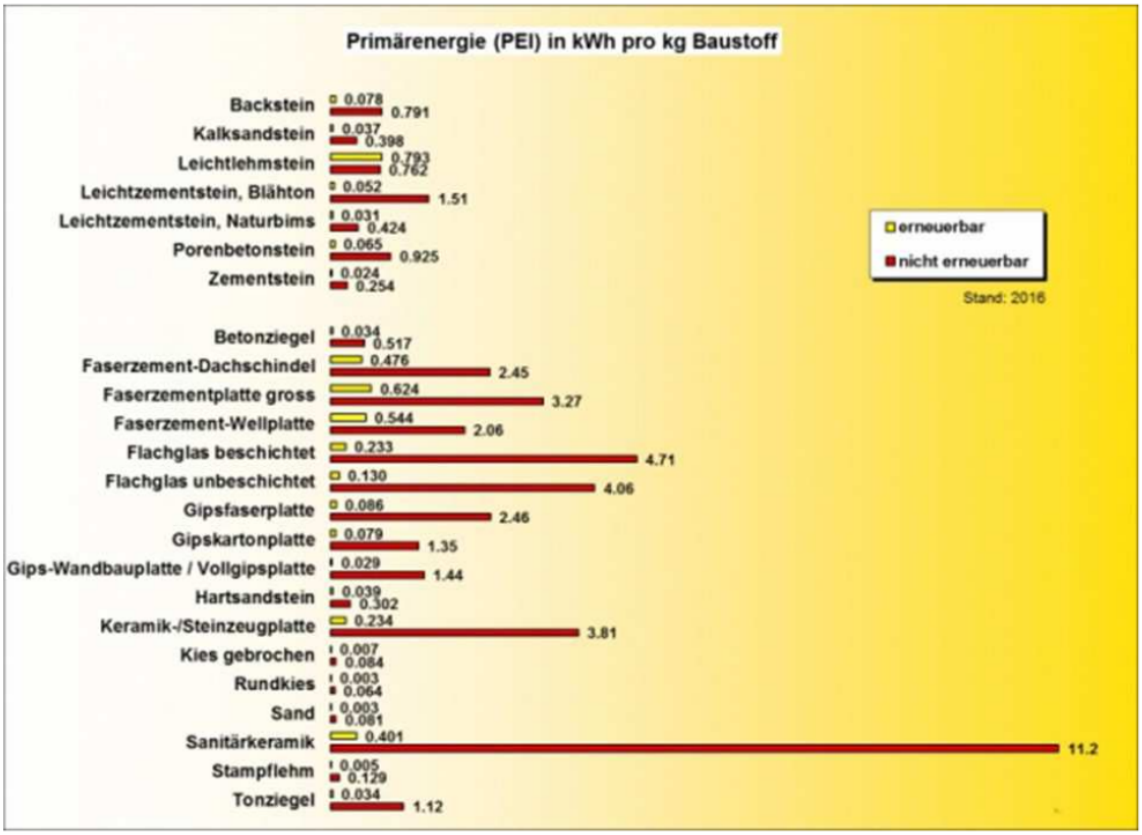


Abbildung 5: Übersicht über Primärenergie pro kg Baustoff [8].

Naturgemäß zeigen die Ergebnisse für die CO_2-Emissionen, dass das Emissionspotenzial bei energieintensiven Verarbeitungsprozessen erheblich höher ist, wie dies bei nachfolgenden Verarbeitungsschritten des Rohstoffes zu Baustoffprodukten oder Bauelementen der Fall ist. Die Akkumulation der Umweltwirkungen zur Herstellung des Baustoffes bzw. Bauelementes entlang des Produktlebensweges werden durch die Ökobilanz nachvollziehbar visualisiert.

Beispielhaft kann dies an Hand der Ökobilanz für Kalksandstein illustriert werden, welche im Rahmen der Umwelt-Produktdeklaration nach ISO 14025 [9] des Bundesverbands Kalksandsteinindustrie e.V. mit dem von der Universität Stuttgart und PE International entwickelten Software-System zur Ganzheitlichen Bilanzierung GaBi 6 erarbeitet wurde [10]. Die Ökobilanz umfasst die Rohstoff- und Energiegewinnung, Rohstofftransporte und die eigentliche Herstellungsphase von Kalksandsteinen der Rohdichteklasse 1,8, basierend auf er funktionellen Einheit von 1 t Kalksandstein. Die Ergebnisse der Ökobilanz zeigen, dass die Umweltwirkungen durch den Verbrauch an (v.a. thermischer) Energie im Werk dominiert werden [10]. Die Vorketten der Kalkherstellung haben signifikanten Einfluss insbesondere auf die Ergebnisse des Treibhausgaspotenzials, welches bei 136 kg CO_2-Äquivalenten pro Tonne liegt. Für die Herstellung von 1 t Kalksandstein werden knapp 1.000 MJ nicht erneuerbare Primärenergie benötigt. Zusätzlich werden 175 MJ an erneuerbarer Primärenergie eingesetzt. Der nicht erneuerbare Primärenergieeinsatz wird in relevantem Maß vom Einsatz thermischer Energie bestimmt.

3.3 Mineralische Ersatzbaustoffe (MEB)

Veröffentlichte Ökobilanzierungen zu MEB gibt es bisher in nur sehr geringem Umfang. Eine der verfügbaren Untersuchungen behandelt die Substitution von industriellen Nebenprodukten der Stahlerzeugung durch Primärrohstoffe beim Einsatz im Straßen- und Wegebau [11]. In der Studie wurde als Einsatzstoff beispielhaft Hochofenschlacke mittels einer Modellrech-

nung mit UMBERTO untersucht. Ziel der Untersuchung war die Bewertung welche Auswirkungen eine Nutzungseinschränkung (Moderate Case) oder ein Nutzungsverbot (Worst Case) von Schlacken im Straßenbau nach sich ziehen würde.

Im Ergebnis der Studie [11] wurde festgestellt, dass Nutzungseinschränkungen der schlacken-basierten Gesteinskörnungen im Straßenbau und deren einhergehende Deponierung dem Ziel der Reduzierung von zu deponierenden Stoffströmen entgegensteht. Als signifikant wird vor allem die Flächeninanspruchnahme bewertet, die durch Erschließung und Betrieb von neuen Tagebauen verursacht würde, ebenso wie durch das Errichten neuer Deponieflächen. Dabei ist mit einer Mehrinanspruchnahme von Flächen bei der Deponierung und dem zusätzlich Primärabbau von Gesteinen zwischen 385 ha und 985 ha pro Jahr zu rechnen. Die Bewertung des Treibhausgaspotenzials führte zum Ergebnis, dass bei Nutzungseinschränkungen der schlackenbasierten Gesteinskörnungen im Worst Case mit einer Zunahme von rund 44.000 t CO_2-e/a zu rechnen ist, da in diesem Fall mehr Abbau von natürlichen Gesteinen und die Deponierung der Schlacken erforderlich wäre. Für den Moderate Case ist mit einem Anstieg von rund 17.000 t CO_2-e/ a zu rechnen. Die Studie kommt zum Ergebnis, dass falls die Schlacke weiterhin zum Straßenbau verwendet werden kann statt durch Primärrohstoffe substituiert zu werden, könnten bei gleichbleibendem Treibhausgaspotenzial ca. 5.035 km Straße mehr gebaut werden.

4 Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Beispiele zeigen, wie die Ökobilanzierung einen neuen Blickwinkel auf an sich bekannte Sachverhalte eröffnet und auf diese Weise zu einer ganzheitlichen Betrachtung der Prozessketten von der Erzeugung des mineralischen Baustoffes über die Nutzungs- bis hin zur Entsorgungsphase führt. Aus diesem Grund gewinnt das Werkzeug der Ökobilanzierung auch zunehmend an praktischer Bedeutung, wenn es darum geht, langzeitliche und komplexe Umweltwirkungen zu analysieren und zu bewerten.

Sekundärrohstoffe haben wegen ihres langen Produktlebensweges ein signifikant höheres Treibhausgaspotenzial als Primärrohstoffe, was aber nicht automatisch die Schlussfolgerung zulässt, mehr Primärrohstoffe zu nutzen, wie die Ergebnisse zur Flächeninanspruchnahme in der Studie zu Ersatzbaustoffen im Straßenbau [10] zeigt. Die Flächeninanspruchnahme zur Gewinnung abiotischer Ressourcen in Form mineralischer Primärrohstoffe führt zu einer geringen Ökoeffizienz des Primärrohstoffes, da die Schadschöpfung sehr groß ist. Da sich Ökoeffizienz über das Verhältnis von Wertschöpfung (ökonomische Größe) zu Schadschöpfung (ökologische Größe) definiert, kann ein einmal durch Inbetriebnahme einer Gewinnungsstätte mineralischer Baustoffe eingetretener Umweltschaden eigentlich nur durch die Weiternutzung des Standortes zur weiteren Generierung von Wertschöpfung kompensiert werden. Dieses ökonomische Merkmal unterscheidet die Ökoeffizienzanalyse auch von der Ökobilanz, in der ökonomische Aspekte keine Berücksichtigung finden. Bezogen auf das Management mineralischer Stoffströme in Deutschland ist daher die signifikante Erweiterung der Datenbasis zu Ökoeffizienz und Ökobilanzierung notwendig. Dies schließt die Untersuchung der Ökoeffizienz auflässiger Steinbrüche als Deponieraum ein, ein Ansatz, der auch im Zusammenhang mit Flächenkreislaufwirtschaft diskutiert wurde [12]. Darüber hinaus eignen sich Lebenszyklusuntersuchungen um fachlich begründete Abfallvermeidungskonzepte zu entwickeln.

Literaturverzeichnis

[1] SCHALTEGGER, S. ; HERZIG, C. ; KLEIBER, O. ; KLINKE, T. ; MÜLLER, J.: *achhaltigkeitsmanagement in Unternehmen - Von der Idee zur Praxis: Managementansätze zur Umsetzung von Corporate Social Resposibility und Corporate Sustainability*. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, ISBN 978-3-935630-60-3., 2007

[2] *Verordnung der Bundesregierung zur Einführung einer Ersatzbaustoffverordnung, zur Neufassung der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung und zur Änderung der Deponieverordnung und der Gewerbeabfallverordnung vom 03.05.2017*. http://www.bmub.bund.de/themen/wasser-abfall-boden/bodenschutz-und-altlasten/wasser-bodenschutz-und-altlasten-download/artikel/mantelverordnung-ersatzbaustoffebodenschutz/. – Abgefragt am 05.10.2017

[3] WAGNER, R.: *Anforderungen an den Einbau von mineralischen Ersatzbaustoffen und an Verfüllungen*. Beitrag zum 11. Baustoff-Recycling-Tag am. 08.10.2008e, 2008

[4] SCHILLER, G. ; BRÄUER, A. ; WESTPHAL, M. ; ZINKLER, S. ; FRIEDERICH, I. ; KRAMER-HEINKE, K.: *MinResource - Nachhaltiges Ressourcenmanagement von mineralischen Primär- und Sekundärbaustoffen*. https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/13598. Version: 2016

[5] ONKELBACH, A.: *Mineralische Ersatzbaustoffe – Herausforderungen der Wiederverwertung und Strategien zur Verbesserung der Marktsituation*. Thomé-Kozmiensky, K.J. (Hrsg.): Mineralische Nebenprodukte und Abfälle, Band 2, vivis TK Verlag, ISBN: 978-3-944310-21-3, 2015

[6] DEHOUST, G. ; KÜPPERS, P. ; GEHARDT, P. ; RHEINBERGER, U. ; HERMANN, A.: *Aufkommen, Qualität und Verbleib mineralischer Abfälle*. Endbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes, Öko-Institut e.V. (Hrsg.): Darmstadt., 2008

[7] *ISO 14040:2006 Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework*

[8] *Ratgeber Ökobilanz – Baustoffe*. http://www.gesundes-haus.ch/baumeister/oekobilanz-baustoffe.html. – Abgefragt am 13.10.2017

[9] *ISO 14025:2006 Environmental labels and declarations – Type III environmental declarations – Principles and procedures*

[10] BUNDESVERBAND KALKSANDSTEININDUSTRIE E.V.: *Umwelt-Produktdeklaration nach ISO 14025 und EN 15804, Institut Bauen und Umwelt e.V. (IBU)*. 2016

[11] GMBH, Clausthaler Umwelttechnik-Institut: *Bewertung der Substitution von industriellen Nebenprodukten der Stahlerzeugung durch Primärrohstoffe beim Einsatz im Straßen- und Wegebau*. Abschlussbericht im Auftrag des FEhS – Institut für

Baustoff-Forschung e.V. http://www.fehs.de/pressebereich/?jumpurl=fileadmin%2F_media%2Fdownloads%2FPressebereich%2F1_Studie_Bewertung_der_Substitution_von_industriellen_Ne.pdf&juSecure=1&locationData=234%3Att_content%3A628&juHash=302dcfacfd594ca0f2201e50e5d4240564d2d82e. Version: 2017. – Abgefragt am 13.10.2017

[12] SCHNEIDER, P. ; OSWALD, K.-D.: *Potenzial der Flächenkreislaufwirtschaft in der Altlasten- und Deponietechnik*. Tagungsband zum Deponieworkshop Liberec-Zittau 2015 „Nachhaltige Deponiesicherung, Flächen- und Ressourcennutzung“, 05.-06. 11. 2015, pp. 67 - 77, 2015

[13] BUNDESVERBAND BAUSTOFFE – STEINE UND ERDEN E. V.: *Die Nachfrage nach Primär- und Sekundär-rohstoffen der Steine-und-Erden-Industrie bis 2035 in Deutschland, Aktualisierung einer Studie von 2013*. 2016. – Die Langfassung der Vorgängerstudie ist auf der Homepage des Bundesverbandes Baustoffe – Steine und Erden e. V. (www.baustoffindustrie.de ¿ Downloads) erhältlich. http://www.baustoffindustrie.de/downloads/; Abgefragt am 05.07.2017

[14] CRAMER, B.: *Steine- und Erden-Bergbau in Sachsen*. MAREX-Workshop/Conference „Management of Mineral Resource Extraction in Hoa Binh Province. A Contribution to Sustainable Development in Vietnam“, 27.06. – 04.07.2016, am Institut für Ökologische Raumentwicklung Dresden., 2016

Die Rolle des informellen (inoffiziellen) Sektors in der Abfallwirtschaft mit Fokus auf Entwicklungsländern

Role neformálního (neoficiálního) sektoru v odpadovém hospodářství se zaměřením na rozvojové země

Petra Schneider[1]; A. Le Hung[2]; Jan Šembera[3]; Rodolfo Silva[4]

Kurzfassung

Die wirtschaftlichen Aktivitäten des sogenannten informellen, d.h. inoffiziellen Sektors im Zusammenhang mit der Sammlung und dem Handel recyclebarer Abfälle haben bisher in der Literatur keine breite Aufmerksamkeit erfahren. Um Informationen über die informellen Abfallsammler zu erhalten, wurden mit Hilfe eines Fragebogens und Interviews in folgenden Ländern Informationen gesammelt: Deutschland, Jordanien, Mexiko, Nepal, Österreich, Südafrika, Tschechische Republik, Türkei und Vietnam. Die Fallstudien zeigen den informellen Sektor als wichtigen Teil der Abfallwirtschaftsaktivitäten, wenn ein Land anfängt sich zu entwickeln. Mit zunehmender wirtschaftlicher Entwicklung nimmt die Bedeutung des informellen Sektors mit der zunehmenden Implementierung formaler Aktivitäten ab. Obwohl diese Entwicklung in städtischen Gebieten schneller verläuft, so trifft die generelle Schlussfolgerung aber auch für ländliche Gebiete zu. Obwohl nicht offiziell anerkannt, leisten informelle Abfallsammler oft nicht nur einen erheblichen Prozentsatz der Abfallentsorgung, sondern tun dies in vielen Ländern sogar ohne Kosten für die lokalen Behörden oder Einwohner.

Abstrakt

Ekonomickým aktivitám tak zvaného neformálního, tzn. neoficiálního sektoru v souvislosti se sběrem a obchodováním s recyklovatelnými odpady dosud v literatuře nebyla věnována široká pozornost. K tomu, aby bylo možno získat informace o neformálních sběračích odpadů, byly za pomoci dotazníku a rozhovoru shromažďovány informace v následujících zemích: Německo, Jordánsko, Mexiko, Nepál, Rakousko, Jižní Afrika, Česká republika, Turecko a Vietnam. Případové studie představují neformální sektor jako důležitou součást aktivit v oblasti odpadového hospodářství ve chvíli, kdy se dotyčná země začíná rozvíjet. Se stoupajícím ekonomickým rozvojem klesá význam neformálního sektoru společně se stoupající implementací formálních aktivit. I když tento vývoj probíhá v městských oblastech rychleji, týká se obecný závěr rovněž venkovských oblastí. I když to není oficiálně uznáváno, přispívají neformální sběrači odpadů nejen k významnému procentu likvidace odpadů, ale v mnoha zemích tak činí dokonce bez nákladů pro místní orgány nebo obyvatelstvo.

[1]Hochschule Magdeburg-Stendal, Deutschland; Breitscheidstraße 2, 39114 Magdeburg;
Tel.: +49 (0)391 886 4577, E-Mail: petra.schneider@hs-magdeburg.de

[2]Industrial University of Ho Chi Minh City, No. 12 Nguyen Van Bao, Ward 4, Ho Chi Minh City,
Vietnam; E-mail: lh.anh.9@googlemail.com

[3]Technická univerzita v Liberci, Fakulta mechatroniky, informatiky a mezioborových studií, Studentská 2, 46117 Liberec, Česká republika,
E-mail:jan.sembera@tul.cz

[4]FGlez Consulting & Associates, Insurgentes Sur #1855 Col. Guadalupe Inn 01020, Mexico City,
Mexico; E-mail: rodolfo.silva.m@gmail.com

1 Einleitung

Der Begriff „informell“ findet in der Literatur keine eindeutige Definition. Informelle Tätigkeiten befinden sich nach Chi et al. (2011) [1] „aufgrund fehlender Gesetzgebung, Struktur oder Institutionalisierung außerhalb der Reichweite von verschiedenen Ebenen und Mechanismen der offiziellen Regierungsgewalt“. Des Weiteren können sie als „nicht registriert“ charakterisiert werden. Informelle Handlungen können somit nicht mit illegalen Handlungen gleichgesetzt werden, da der Begriff „informell“ zusätzlich rechtliche Graubereiche abdeckt. Der Begriff ïnformellümfasst also auch nicht regulierte Handlungen und unklar definierte Regeln [2]. Den informellen stehen grundsätzlich formelle Handlungen gegenüber. Der Umkehrschluss, dass alle informellen Tätigkeiten illegal sind, da alle formellen Tätigkeiten Legalität aufweisen müssen, trifft daher nicht zu. Der informelle Sektor ist durch eine arbeitsintensive, weitgehend unregulierte und unregistrierte, niedertechnologische Bereitstellung von Abfallsammelaktivitäten charakterisiert [3]. Informalität ist in der Regel mit unerwünschten Effekten wie Steuerhinterziehung und unregulierten Unternehmen verbunden, und kann ggf. sogar zu Umweltverschmutzung führen [4].

Die Abfallbewirtschaftung umfasst gemäß der EU-Abfallrahmenrichtlinie (EU, 2008) „die Sammlung, den Transport, die Verwertung und die Beseitigung von Abfällen, einschließlich der Überwachung dieser Verfahren sowie der Nachsorge von Beseitigungsanlagen und einschließlich der Handlungen, die von Händlern oder Maklern vorgenommen werden“. Zusammenführend schließt die informelle Abfallwirtschaft somit alle Tätigkeiten mit ein, die einerseits gegen Gesetze über die Sammlung, den Transport, die Verwertung und die Beseitigung von Abfällen verstoßen, und die sich andererseits innerhalb dieses Bereiches in Gesetzeslücken bzw. Graubereichen bewegen [2]. Diese auf den ersten Blick als Manko erscheinende Charakteristik bildet weltweit gesehen in zahlreichen Entwicklungs- und Schwellenländern ein wesentliches Merkmal der Abfallwirtschaft. Es gibt zahlreiche Länder, in denen die Abfallwirtschaft ohne den informellen Sektor nicht funktionieren würde und wo er außerdem eine maßgebliche soziale Rolle beim Einkommenserwerb bestimmter Bevölkerungsschichten spielt.

Informelle Abfallrecyclingaktivitäten spielen insbesondere in urbanen Gebieten (und hier insbesondere in Megastädten) in Ländern mit niedrigem und mittlerem Einkommen eine maßgebliche Rolle, wie von Scheinberg et. al. (2010) [5] dokumentiert wurde. Der Anteil an den Gesamtaktivitäten des Abfallrecyclings beträgt beispielsweise in Belo Horizonte (Brasilien) 6,9 %, in Canete (Peru) 11 %, in Dhaka (Bangladesch) 18 %, in Managua (Nicaragua) 15 %, in Moshi (Tansania) 18 %, und in Delhi (Indien) 27 % bzw. in Quezon City (Philippinen) sogar 31 %. In der Vergangenheit zahlten informelle Unternehmer im Abfallsektor in der Regel keine Steuern, hatten keine Handelslizenz und wurden auch nicht in staatliche Sozialleistungs- oder Versicherungssysteme einbezogen [6]. Seit einigen Jahren gibt es allerdings in vielen Ländern Aktivitäten, um den informellen Sektor in das offizielle Abfallwirtschaftssystem einzubinden [7], [8]. Wie Fallstudien zeigen, erzielt der informelle Sektor in der Regel hohe Recyclingraten (bis zu 80 %), auch weil die Recyclingfähigkeit der gesammelten Abfälle für den Lebensunterhalt der beteiligten Personen unerlässlich ist [7], [8]. Obwohl nicht offiziell anerkannt, leisten informelle Abfallsammler oft nicht nur einen erheblichen Prozentsatz der Abfallentsorgung, sondern tun dies in vielen Ländern sogar ohne Kosten für die lokalen Behörden oder Einwohner. Die Aktivität des informellen Sektors ist naturgemäß marktgetrieben, anpassungsfähig, flexibel und nachfrageorientiert.

Die informelle Sammlung von Abfällen ist ein Phänomen, das prinzipiell aus sozialen Unterschieden in der Gesellschaft resultiert. Daher ist es nicht verwunderlich, dass sich die Wahrnehmung der informellen Aktivitäten in der wissenschaftlichen Literatur maßgeblich auf Entwicklungs- und Schwellenländer bezieht, wo soziale Unterschiede stärker ausgeprägt sind. Die informellen Systeme in diesen Ländern bestehen in der Regel parallel zu formalen Abfallbewirtschaftungssystemen, was sowohl für städtische als auch für ländliche Gebiete zutrifft. Die informellen Systeme tragen maßgeblich zur Reduzierung der Arbeitslosigkeit sowie der Men-

ge der deponierten Abfälle bei und unterstützen somit die Kreislaufwirtschaft. Nachteile des Systems sind Umweltverschmutzung durch Lagerung, Transport und Low-Tech-Recycling und Gesundheitsprobleme der informellen Abfallsammler. Megastädte wie Istanbul in der Türkei verdanken den Fakt, dass sie nicht völlig im Abfall versinken, unter anderem den Aktivitäten der informellen Abfallsammler. Sie sammeln, sortieren, recyceln, und verdienen damit ihren meist geringen Lebensunterhalt, häufig unter umwelt- und gesundheitsschädigenden Bedingungen. Verschiedene Quellen schätzen, dass weltweit zwischen 15 - 50 Mio. Menschen im informellen Abfallsektor arbeiten [8]. Eine genauere Zahl ist wegen der Informalität und der schwankenden Preise für Recyclingmaterialien, deren Höhe die Anzahl der Abfallsammler beeinflusst, schwer zu ermitteln. Die Arbeit der öffentlichen Hand oder privater Entsorger und die des informellen Sektors sind selten aufeinander abgestimmt. Tendenzen wie die Privatisierung der Entsorgungsdienstleistungen bergen die Gefahr, dass der informelle Sektor seine Nischenfunktion verliert. Daher sind weltweit Konzepte gefragt, die den informellen Sektor in eine kreislauforientierte Abfallwirtschaft einbeziehen. Gegenstand der vorliegenden Untersuchung ist es, den Beitrag des informellen Sektors zum Stoffstrom- und Ressourcenmanagement näher zu beleuchten.

2 Untersuchungsmethodik

Die für die Datenerhebung verwendete Methodik bestand aus einer Hintergrundanalyse mit Literaturrecherche, ergänzt durch Feldinterviews und eine Fragebogenaktion. Für die Datenerhebung beinhalteten die Interviews folgende Fragen:

- Wie hoch sind die urbanen und ländlichen Abfallerzeugungsraten?
- Wie ist die Abfallzusammensetzung?
- Wie hoch ist der Anteil, der von den inoffiziellen Abfallsammlern erbracht wird?
- Wie ist die allgemeine Organisation des informellen Sektors, findet informelle Abfallsammlung auf den Straßen bzw. Deponien statt)?
- Welche Art von Abfall wird von den informellen Abfallsammlern gesammelt?
- Sind sie ein offizieller Teil des Abfallwirtschaftssystems?

Mexiko, Nepal, Südafrika, Österreich, Tschechische Republik, Türkei (Istanbul) und Vietnam (Auflistung in alphabetischer Reihenfolge):
Deutschland: Lokale Datenerfassung aus Primär- und Sekundärquellen, sowie Interviews mit Vertretern der örtlichen Entsorgungsbehörden,
Jordanien: Lokale Datenerfassung aus Primär- und Sekundärquellen, sowie Datenerhebung vor Ort im März 2017,
Mexiko: Lokale Datenerfassung aus Primär- und Sekundärquellen,
Nepal: Lokale Datenerfassung aus Primär- und Sekundärquellen, Information des Solid Waste Management and Ressource Mobilisation Center (SWMRMC) in Nepal. Das SWMRMC hat in jeder Gemeinde eine Untersuchung durchgeführt [9].
Österreich: Lokale Datenerfassung aus Primär- und Sekundärquellen sowie Sammlung von Informationen in einem Ressourcenmanagement-Workshop in Österreich im April 2017,
Südafrika: Lokale Datenerfassung aus Primär- und Sekundärquellen, sowie Feldrecherche einschließlich Interviews mit Abfallsammlern aus dem informellen Sektor im Februar 2017,
Tschechische Republik: Lokale Datenerfassung aus Primär- und Sekundärquellen,
Türkei (Istanbul): Lokale Datenerfassung aus Primär- und Sekundärquellen, sowie Feldrecherche einschließlich Interviews mit Abfallsammlern aus dem informellen Sektor im November 2016, Workshop „Nachhaltige Abfallwirtschaft und Recycling“ mit dem Deutsch –Türkischen

Umweltcluster der Exportinitiative Umwelttechnologien,
Vietnam: Lokale Datenerfassung aus Primär- und Sekundärquellen, sowie Zusammentragen von Informationen aus der National Farmers Union im Januar 2017.

Von Natur aus haben die gesammelten Daten aus zwei Gründen eine inhomogene Zusammensetzung, a) weil die Datenverfügbarkeit in den Ländern stark variiert (was auch die Art der Daten betrifft) und b) weil nicht alle Arten von Daten aus allen Ländern erhoben werden konnten. Dennoch sind die gesammelten Daten geeignet um für einen Überblick über den informellen Sektor.

3 Ergebnisse der Datenerhebung

3.1 Generelle Übersicht

Generell kann gesagt werden, dass der informelle Sektor sowohl im städtischen als auch im ländlichen Raum existiert, wenn auch die zu sammelnde Abfallmenge in den ländlichen Gebieten geringer ist. Weiterhin liegt oft eine Ansiedlung des informellen Sektors im Bereich kommunaler Abfalldeponien vor, wo sie entweder das recycelbare Material absammeln, bevor der Abfall auf die Deponie kommt („Abfangen“ von Lieferfahrzeugen) oder die recyclebaren Abfälle direkt von der Deponie absammeln. Darüber hinaus hängt das Ausmaß der Tätigkeit des informellen Sektors von der Art und Struktur des Sammelsystems im Land ab. Wenn das Sammelsystem kein selektives System ist, d.h. die Wertstoffe nicht getrennt erfasst werden, ist in der Regel eine größere Aktivität des informellen Sektors zu verzeichnen. Dies ist üblicherweise in Ländern mit niedrigem und mittlerem Einkommen der Fall. In Ländern mit global gesehen durchschnittlich hohem Einkommen, wie in Mitteleuropa, spielt der informelle Sektor eine ungeordnete Rolle. Die im Folgenden gemachten mittleren Einkommenszuordnungen der betrachteten Länder beziehen sich auf den von der OECD dokumentierten globalen Durchschnitt.

3.2 Ländern mit hohem mittleren Haushaltseinkommen: Deutschland, Österreich und die Tschechische Republik

Nach Angaben der OECD hat Deutschland aktuell 82,7 Mio. Einwohner mit einem mittleren Haushaltseinkommen von 29.600€/a. Die mittlere Abfallerzeugungsrate in Deutschland liegt bei 1,68 kg/EW/d (Quelle: Umweltbundesamt). Das Abfallsammelsystem ist ein selektives System, das Recycelbares (Glas, Papier, PET-Flaschen, andere Kunststoffe, Metalle, biologisch abbaubare Abfälle) vom Restmüll trennt. Eine Wertstoffrückgewinnung, die als eine informelle Aktivität gilt, erfolgt durch (in der Regel arme) Menschen, die Flaschen und Dosen von Straßen sammeln, um sie dem Pfandsystem zuzuführen. In Deutschland beträgt das Pfand für eine PET-Flasche oder eine Metalldose 0,25 €, und für eine Glasflasche 0,08 €. Da 2005 in Deutschland alle Deponien für Haushaltabfälle geschlossen wurden, gibt es keine informellen Abfallsammler auf Deponien. Andere Abfallarten werden in der Regel nicht von privaten Abfallsammlern gesammelt. In Gebieten, die nahe (bis zu 50 km) der osteuropäischen Grenzen liegen, finden sich oft informelle osteuropäische Abfallsammler (vor allem aus Rumänien, Ungarn, Polen und Tschechien [10]) außerhalb von Wertstoffhöfen um nutzbare Abfälle direkt von den Kunden zu sammeln. In der Regel sammeln sie Haushaltsgeräte, Textilien, Spielzeug, Sportgeräte, Elektrogeräte, Reifen, Altmetalle und sperrige Abfälle, wie zum Beispiel Möbel. Diese Art von Abfallübertragung ist kostenlos, und auch wenn sie nicht offiziell erlaubt ist, wird sie toleriert und ist daher informell.

Eine vergleichbare Situation gibt es in Österreich. Das Land hat 8,5 Mio. Einwohner und ein mittleres Haushaltseinkommen von 38.800€/a. Die mittlere Abfallerzeugungsrate ist mit 1,58 kg/EW/d etwas niedriger als in Deutschland. In Österreich liegen nicht selten in städtischen Bereichen Flaschen um öffentliche Sammelbehälter herum, während dies in den ländlichen Gebieten nicht der Fall ist. Das Ergebnis des Interviews zeigte, dass es ein vergleichbares

Pfandflaschensystem wie in Deutschland gibt, aber offensichtlich scheint es nicht überall effizient zu funktionieren, möglicherweise auch weil das Flaschenpfand zu gering ist. Für einfache wiederverwendbare Bierflaschen werden 0,09 € zurückerstattet und 0,36 € für spezielle Arten von Bierflaschen. Für wiederverwendbare PET-Flaschen sowie für 1 Liter Mineralwasser-Glasflaschen wird ein Pfand von 0,29 € berechnet. Wie in Deutschland besteht auch in Österreich regional ein informeller Abfalltransfer nach Osteuropa. Gemäß Obersteiner et.al. (2010) [10] stammen 69 % der inoffiziellen Abfallsammler in Österreich aus Ungarn, und nur 19 % aus Österreich. Der Rest kommt aus Bulgarien, Tschechien, Slowenien, der Slowakei, und Rumänien. Istvan et. al. (2010) [11] berichteten, dass informelle Abfallsammler aus Ungarn für das Sammeln von Abfall sogar bis in die Niederlande reisen. Nach Obersteiner et al. (2011) [12] zeigte eine Überprüfung an der ungarischen Grenze, dass die gesammelten Gegenstände 47,2 Vol.-% Möbel waren, 18,8 Vol.-% Elektrogeräte und 13,2 Vol.-% Metalle.

Auch die Tschechische Republik gilt als ein Land mit hohem Einkommen, dennoch kommen Abfallsammler aus der Tschechischen Republik in die deutschsprachigen Nachbarländer. Die Tschechische Republik hat etwa 10,5 Mio. Einwohner und ein mittleres Haushaltseinkommen von 16.200€/a. In Analogie zum Einkommen, das proportional niedriger ist als in Deutschland oder Österreich, liegt auch die mittlere Abfallerzeugungsrate mit 0,8 kg/EW/d niedriger und unter dem EU-Durchschnitt von 1,3 kg/EW/d. Weder für Aluminiumdosen noch Plastikflaschen gibt es Pfand, ausschließlich auf einige Glasflaschen gibt es 3 Kč (ca. 0,09€). Deshalb ist das ßekundäreSSammeln von Abfällen dieser Art dort vernachlässigbar. Die informellen Abfallsammler, die in der Tschechischen Republik tätig sind, sind oft Zigeuner oder/und stammen aus Rumänien und Ungarn. Der informelle Sektor sammelt in der Regel Metalle, die einfach verkauft werden können. In einigen Fällen stehlen sie auch Metallteile aus funktionierenden Systemen (elektrische Drähte, Eisenbahnsicherheitssysteme, etc.) und verkaufen sie als Metallabfälle. Im Allgemeinen sind die informellen Abfallsammler in den armen Gebieten des Landes (Nordböhmen oder Nordmähren) viel aktiver als in wohlhabenden Regionen. Eine Untersuchung von Tydlitatova et. al. (2014) [13] aus der Tschechischen Republik zeigte, dass nicht nur das mittlere Haushaltseinkommen Auswirkungen auf die Abfallerzeugungsrate hat, sondern auch das System der Abfallgebühren. Höhere Gebühren haben einen regulierenden Einfluss und verursachen niedrigere Abfallerzeugungsraten.

3.3 Länder mit mittlerem Haushaltseinkommen im oberen Bereich: Mexiko, Südafrika und Türkei

Mexiko ist ein Land in Lateinamerika mit 122 Mio. Einwohnern. Das jährliche mittlere Haushaltseinkommen beträgt 10.900€, die Abfallerzeugung zwischen 0,68 - 1,09 kg/EW/d in ländlichen und 1,24 kg/EW/d. in städtischen Regionen. In Mexiko ist die informelle Abfallsammlung sehr verbreitet [14], wobei in vielen Fällen Wertstoffe wie Aluminium, Blechdosen und Eisenabfälle gesammelt werden und der Rest verbrannt wird. Abfallsammler, die auf Deponien arbeiten, sammeln vor allem PET-Flaschen, aber auch Aluminiumdosen, HDPE und Metalle. Laut Medina (2005) [15] holen informelle Abfallsammler in einigen Städten den Abfall ab und berechnen jedem Haushalt eine Gebühr von 0,09 – 0,43€. Im Fall der informellen Tätigkeit in größerer Entfernung zu kommunalen Deponien, wird der gesammelte Abfall zu privat betriebenen Umschlagstationen gebracht. Während für Konservendosen 17 MXN Peso/kg (0,17€/kg) Einnahmen erzielt werden können, liegt die Erstattung für 1 kg Papier und 1 kg PET bei 3.00 MXN Peso (0,14€), während für Glas nur 0.60 MXN Peso/kg (0,03€/kg) erzielt werden können. Informelle Sammler in Mexico können ein mittleres Einkommen von 7,70-12,80€ pro Tag erzielen, was dem Drei- bis Fünffachen des Mindestlohns entspricht. In vielen Städten Lateinamerikas, nicht nur in Mexiko, wurde der informelle Sektor als halboffizielles Instrument genutzt, um in strukturschwachen Regionen Arbeitsplätze zu schaffen,

Südafrika hat 70 Mio. Einwohner und ein durchschnittliches Haushalts-Jahreseinkommen

von 5.480 €. Die mittlere Abfallerzeugung beträgt 1,7 kg/EW/d in städtischen Regionen und 0,35 kg/EW/d in ländlichen Regionen [16]. Laut Ergebnissen des Rates für wissenschaftliche und industrielle Forschung von Südafrika verdienen zwischen 60.000 bis 90.000 Abfallsammler ihren Lebensunterhalt aus der Verwertung von recycelbaren Materialien. Dieser intensive informelle Sektor, der vor allem auch in den ländlichen Gebieten tätig ist, stellt eine kostengünstige Recyclinglösung dar. Während der informelle Sektor in den städtischen Gebieten Schritt für Schritt formalisiert wird, lebt der informelle Sektor in ländlichen Gebieten vor allem von der Tätigkeit privater Recyclingunternehmen. In einigen Städten, so zum Beispiel in Bloemfontain, wurde der informelle Sektor durch spezielle grüne T-Shirts formalisiert, wodurch die offizielle Erlaubnis, Abfall sammeln zu dürfen, repräsentiert wird. Auf diese Weise formalisiert können Abfallsammler bis zu 12.000 ZAR/y (ca. 787€/y) verdienen.

In den ländlichen Gebieten sammelt der informelle Sektor in der Regel die Wertstoffe auf Deponien, oder an Deponiezufahrtsstraßen, wo er Autos auf dem Weg zur Deponie stoppt. Neben diesen Aktivitäten gibt es auch konventionelle Sammelaktivitäten in den Dörfern, die allerdings nicht die Masse des informellen Einkommens ausmachen. Informelle Aktivitäten in Südafrika führen in der Regel nicht zu einer kontinuierlichen Einkommenssituation. Wie die Abfallsammler in den Interviews berichteten, wissen sie oft nicht, wann die privaten Recyclingunternehmen die Wertstoffe des informellen Sektors einsammeln. In der Regel geschieht dies zweimal im Jahr, manchmal aber nur einmal, wobei der Termin vorab nicht bekannt gegeben wird. Dies führt zur Situation, dass die informellen Abfallsammler Zwischenlagerplätze (in der Regel in der Nähe von Deponien) einrichten müssen, in denen die recycelbaren Abfallanteile schon vorsortiert und verpackt werden, um immer für die Erfassung durch den Recycler bereit zu stehen. Die Bezahlung fällt gering aus: 2 ZAR pro Kilogramm Metall (0,13 €) sowie je 1 ZAR (0,07€) pro Kilogramm Plastik und Glas. Wenn die Abfuhraktivität ordnungsgemäß erfolgt und die private Recyclingfirma den Sammelwagen schickt, kann ein informeller Abfallrecycler etwa 6.000 ZAR/a (ca. 393€/a) verdienen. Dieses jährliche Einkommen eines informellen Abfallsammlers in den ländlichen Gebieten ist vergleichbar mit einem mittleren jährlichen Einkommen eines Arbeitnehmers im städtischen Gebiet. Die informelle Tätigkeit wird fast ausschließlich von Männern ausgeübt.

Als ein Beispiel aus der Türkei, einem Land mit 79 Mio. Einwohnern und einem mittleren jährlichen Haushaltseinkommen von 6.270€, wurde auch Istanbul angeschaut. Die mittlere Abfallerzeugungsrate in der Türkei beträgt 1,21-1,77 kg/EW/d und ist somit vergleichsweise hoch, was die große Dynamik der türkischen Wirtschaft widerspiegelt. Nach Angaben des türkischen Ministeriums für Umwelt und Urbanisierung werden die Schritte unternommen, um im Rahmen des National Recycling Strategy Action Plan eine leistungsfähige Recyclingwirtschaft bis 2023 zu implementieren. Derzeit wird ein Umsatz im Recycling von 6,87 Mrd. TL (1,62 Mrd. €) erzielt, den informellen Sektor nicht eingerechnet. Es wird erwartet, dass dieser Umsatz durch die Umsetzung der nationalen Recyclingstrategie bis 2023 auf 15 bis 18,6 Mrd. TL (3,54-4,39 Mrd. €) gesteigert werden kann, insbesondere durch verbesserte Recyclingstrategien in den großen Städten und den Einbezug des informellen Sektors in das formale Abfallwirtschaftssystem. Abbildung 1 zeigt beispielhaft die aktuelle Struktur der Abfallentsorgung in Istanbul [17].

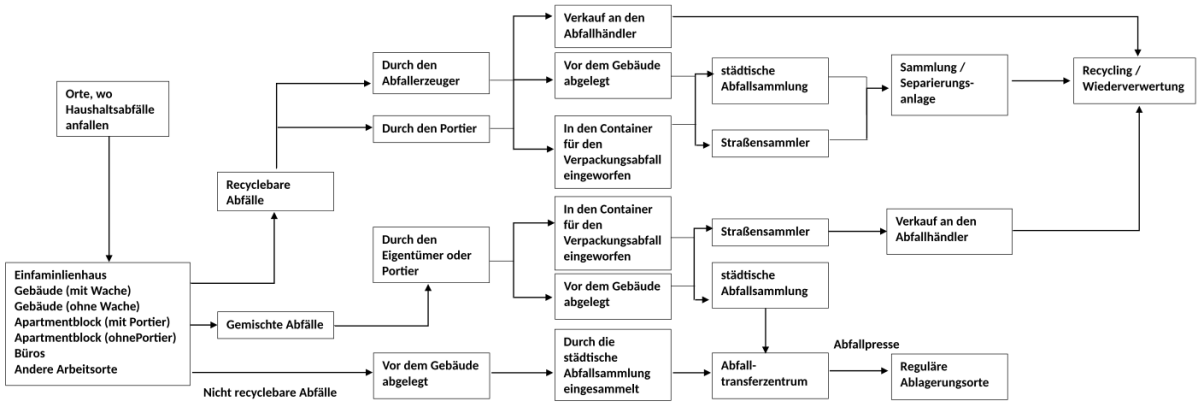


Abbildung 1: Die Struktur der Abfallentsorgung in Istanbul [17].

Erste Pilotaktivitäten zur Formalisierung des informellen Sektors laufen in Istanbul, einer Megacity mit 14 Mio. Einwohnern (2015). Die Abfallproduktion in Istanbul ist von 3.000 t/d im Jahr 1995 auf 14.000 t/d im Jahr 2009 angewachsen, und wächst wie die Stadt selbst exponentiell weiter. Während im Jahr 2010 bereits 15.580 t/d Abfall anfielen sind es derzeit etwa 16.500 t/d. Die Türkei orientiert sich prinzipiell an den Recyclingzielen der EU und strebt bis 2020 Recyclingraten für Glas, PPK, Kunststoffe und Metalle von mindestens 60 % an. Nachstehende Abbildung zeigt die allgemeine Struktur der Abfallsammlung und -entsorgung in Istanbul. Der kommunale Abfallentsorgungbetrieb İSTAÇ A.Ş. wurde 1994 als Ausgründung der Istanbul Metropolitan Municipality geschaffen. Die Firma arbeitet nach dem “Integrated Solid Waste Management Strategic Plan in accordance with EU Environmental Legislation” von 2005, und hat die Strategie und Entsorgungsziele in Istanbul entsprechend bis 2027 spezifiziert.

3.4 Länder mit mittlerem Haushaltseinkommen im unteren Bereich: Jordanien

Jordanien ist ein Land im Mittleren Osten, mit einer ursprünglichen Einwohnerzahl von 6,5 Mio. im Jahr 2013 (Daten der OECD), die sich durch Migranten aus dem Irak und Syrien um mindestens 2 Mio. erhöht haben. 21,2 % der Einwohner leben in den ländlichen Gebieten [18]. Das jährliche durchschnittliche Haushaltseinkommen beträgt etwa 4.400 €. Die mittlere Abfallerzeugung beträgt 0,9 kg/EW/d in städtischen und 0,6 kg/EW/d in ländlichen Gebieten. Jordanien ist ein dicht besiedeltes Land, und der bestehende informelle Sektor hat in den letzten Jahren durch die Zuwanderung von Migranten einen höheren Wettbewerb erfahren. Diese Situation wurde kürzlich auch in der Türkei beobachtet, wo der bestehende gut organisierte informelle Sektor durch einen stärkeren Wettbewerb unter wirtschaftlichen Druck geriet.

Wertstoffrückgewinnung und -recycling wird in Jordanien in begrenztem Umfang praktiziert, in städtischen Gebieten funktioniert die Abfallsammlung deutlich besser als in ländlichen Gebieten. Eine gut dokumentierte Studie über den informellen Sektor in Tafila in Jordanien wurde von Aljaradin et.al. (2015) [18] vorgelegt. Es gibt keine Gesetzgebung, die die informelle Tätigkeit in Jordanien verbietet. Dennoch hat das Ministerium für soziale Entwicklung den informellen Sektor wegen potenzieller Kinderarbeit im Auge [18]. Der Anteil des informellen Recyclings in Jordanien wurde auf rund 10 % des gesamten städtischen Abfalls geschätzt, wobei der Großteil der Sammlung direkt auf den Deponien erfolgt. Generell sind die informellen Abfallsammler aber willkommen, da sie die Kosten für die offiziellen Abfallmanagementsysteme reduzieren. Die am häufigsten gesammelten Materialien sind Aluminium, Kunststoff, Papier, Pappe, Glas, Kupfer und Eisen [18]. Die durchschnittliche Menge, die 100 Abfallsammler pro Tag sammeln, wird auf 150 kg Dosen, 5 kg Aluminiumreste, 2 kg Kupferdrähte und 90 kg Schrottmetalle geschätzt. Die Mehrheit der informellen Abfallsammler in Tafila (78 %) bezieht ein monatliches Einkommen von $>$250 €, der Rest verfügt über $<$250 €. Ihr sozialer Status ist

sehr gering [18].

3.5 Länder mit geringem Einkommen: Nepal und Vietnam

Nepal in Ostasien mit 28 Mio. Einwohnern hat ein jährliches mittleres Haushaltseinkommen von 597 €. Gemäß einer Untersuchung des Solid Waste Management and Ressource Mobilisation Center (SWMRMC) [19] wurden 3.330 Haushalte aus 60 Gemeinden untersucht, wobei sich eine mittlere Erzeugungsrate von 0,12 kg/EW/d ergab. Die Datenlage für Nepal zeigt, dass die Abfallerzeugungsraten je nach Wirtschaftslage variieren. Die Abfallerzeugung korreliert mit dem monatlich verfügbaren Haushaltseinkommen. Die Haushalte mit einem monatlichen Budget von NRs $\geq$ 40.000 (ca. 332 €) erzeugen 0,88 kg/d im Vergleich zu 0,4 kg/d für Haushalte mit einem monatlichen Budget von weniger als NRs *leq*5.000 (ca. 42 €). Die Ergebnisse der Studie zeigten eine Pro-Kopf-Abfallerzeugung von mindestens 0,07 kg/EW/d (Bheriganga Municipality) bis von 0,22 kg/EW/d (Gemeinde Bhojpur) [20]. Die durchschnittliche Zusammensetzung des Hausmülls umfasst als höchsten Anteil organische Stoffe (68 %), gefolgt von Kunststoffen (10 %), Papier und Papierprodukten mit 8 % sowie anderen Abfallarten mit 6 %. Der Rest ($<$4 %) war Glas, Metall, Gummi und Leder und Textil-Komponenten [19]. In der Mehrzahl der Gemeinden existiert kein Abfallsammelsystem, und in den Gemeinden, in denen es existiert wird es unzureichend praktiziert [19]. Nur 2 % der befragten Haushalte verkaufen nicht biologisch abbaubare Anteile an den informellen Sektor. 52 % der Befragten sagten, dass sie entweder Kunststoffe und Papier offen verbrennen, während die Verbleibenden angaben, diese Stoffe entweder in die Abwasserkanäle zu werfen oder beide Entsorgungsstrategien zu praktizieren [19]. Abfallbewirtschaftung wie Müllabfuhr und Stadtreinigung wird prinzipiell nicht täglich durchgeführt, nur Hauptstraßen werden täglich bedient. Andere Bereiche werden zeitweilig, zweimal wöchentlich bis zweimal im Monat bedient [19]. Obwohl in Nepal im Juli 2011 ein Abfallwirtschaftsgesetz mit Recyclingstrategie in Kraft gesetzt wurde, gibt es in den Gemeinden kein formales Abfall- und Recyclingprogramm [20]. Wegen der geringen kommunalen Budgets sind Abfälle daher für alle Gemeinden zu einer Umwelt-, Finanz- und Sozialbelastung geworden [19].

Das südostasiatische Vietnam hat fast 90 Mio. Einwohnern. Das jährliche mittlere Haushaltseinkommen betrug 1.630 € im Jahr 2014. Die Hauptwirtschaft in Vietnam ist die Landwirtschaft mit dem Anbau von Nassreis auf 4,5 Mio. ha des Landes. Das Land ist sehr dicht besiedelt. Die Menschen leben in allen Arten von organisatorischen Formen, von Dörfern bis hin zu Megastädten. Die Abfallerzeugung im ländlichen Raum beträgt 0,4 - 0,5 kg/EW/d (ohne landwirtschaftliche Abfälle), im urbanen Raum 0,6 – 1,5 kg/EW/d. Der organische Anteil im Abfall ist in den ländlichen Gebieten sehr hoch, bis zu 90 %. Plastiktüten bilden einen Prozentsatz von bis zu 15 %. Ein ernstes Problem ist der Prozentsatz der gefährlichen Abfälle, vor allem pestizidhaltige Abfälle. In privaten Haushalten in ländlichen Gebieten wird der Abfall oft verbrannt. Nur ein kleiner Prozentsatz wird kompostiert. Die Abfallsammlung ist in den Provinzen unterschiedlich organisiert, in der Regel gibt es zwei Ebenen:

a) Abfallentsorgung aus den Haushalten durch Unternehmen, NGOs (z.B. Gewerkschaft der Landwirte, Frauengewerkschaft, Veteranen) oder private Abfallsammler (informeller Sektor). Die Abfallentsorgungsgebühr wird selbst festgelegt, wie auch die Sammelgebühren. Informelle Abfallsammler sammeln vor allem Kunststoff, Papier und Metall. In einigen Regionen werden die gesammelten Abfälle recycelt, in anderen auf Deponien verbracht. In Gemeinden, die weit von der offiziellen Abfuhr und Recycling-Infrastruktur entfernt sind, wird der Abfall in nicht ordnungsgemäßen Mülldeponien abgelagert oder verbrannt.

b) b) Abfallentsorgung auf die Deponien der Provinz. Die zentrale Abfallwirtschaftsgesellschaft URENCO ermöglicht den privaten Abfallsammlern die Sammlung von Wertstoffen aus den deponierten Abfällen und bezahlt diese Dienstleistung. Ein typisches Beispiel hierfür ist die

Deponie Nam Son in Hanoi, die arbeitstäglich die Deponie zwei Stunden lang für informelle Abfallsammler zur Betretung auf eigene Gefahr freigibt.

Obwohl Vietnam große Mengen an biologisch abbaubaren Abfällen produziert, wird dieser in der Regel nicht recycelt. Auch für den informellen Sektor stellt die Biomasse keinen interessanten Abfallstrom dar. Derzeit gibt es in der städtischen und ländlichen Gegend in Vietnam ein Pfandflaschensystem für Alkoholflaschen. Das Pfand für einen Kasten mit 20 Bier- oder 24 Softdrinkflaschen beträgt 20.000 - 40.000 VND (0.75 - 1.50 €). Die recycelbaren Materialien werden von Sammlern mit folgenden Preisen von Haushalten abgekauft Karton: 3.000 – 4.000 VND/kg (0.11 – 0.15 €), Papier: 4.000 – 5.000 VND/kg (0.15 – 0.19 €), PET Flaschen: 4.500 VND/kg (0.17 €), Metallschrott: 4.800 -10.000 VND/kg (0.18 – 0.38 €), Aluminiumschrott: 20.000 VND/kg (0.75 €) und Kupferschrott: 60.000 – 90.000 VND/kg (2.26– 3.38 €).

4 Schlussfolgerungen und Ausblick

Die informelle Sammlung von Abfällen stellt ein Phänomen dar, das grundsätzlich aus sozialen Unterschieden innerhalb der Gesellschaft bzw. der Bevölkerung resultiert. Daher ist es nicht verwunderlich, dass sich die Wahrnehmung der Tätigkeiten informeller Abfallsammler in der wissenschaftlichen Literatur auf Entwicklungs- und Schwellenländer bezieht, da dort die sozialen Unterschiede ausgeprägter sind. Ein aktueller Schwerpunkt der formalen Abfallwirtschaftsaktivitäten besteht darin, Lösungen für die Formalisierung des informellen Sektors zu finden. Prinzipiell existieren hierfür folgende Ansätze:

- Anreiz-Systeme zur Abgabe bestimmter Abfälle,
- Dachorganisation für informelle Sammler außerhalb des formalen Abfallregimes,
- Eingliederung informeller Abfallsammler in ein gewerbliches Abfallwirtschaftsunternehmen,
- Gründung einer Dachorganisation innerhalb des formalen Abfallregimes,
- Gebrauchtwarenhandel durch kommunale Abfallwirtschaft,
- Berücksichtigung in nationalen ReUse-Konzepten.

Im Oktober 2016 fand in Istanbul ein Workshop der Deutsch-türkischen Außenhandelskammer statt, bei dem das Thema des Einbezugs des informellen Sektors in das offizielle Abfallwirtschaftssystem diskutiert wurde und an dem auch der informelle Sektor teilnahm. Erstaunlicherweise stimmten nicht alle Mitglieder des informellen Sektors zu, in formale Abfallwirtschaftsorganisationen einbezogen zu werden. Die meisten von ihnen nannten als Motivation den Fortbestand ihrer freien Arbeitsbedingungen. Mittelfristig wird diese Situation aber auch mit der fortschreitenden wirtschaftlichen Entwicklung des betreffenden Landes zu deren Verdrängung führen. In diesem Zusammenhang tut sich die Möglichkeit auf, dass der informelle Sektor mit seinen Recyclingaktivitäten vor allem ländliche Regionen abdeckt, in der die Infrastruktur weniger entwickelt ist, oder Regionen bedient, die weit vom nächsten Recyclingzentrum entfernt liegen und daher nicht wirtschaftlich mit formalen Abfallwirtschaftsaktivitäten abgedeckt werden können. In einem solchen Fall wäre der informelle Sektor in der Lage, derartige Regionen mit den ihm eigenen technischen Mitteln, wie z.B. Pferdekutschen (wie vor allem in osteuropäischen Ländern) oder kleineren motorisierten Fahrzeugen (wie vor allem in Ostasien) zu managen. Generell sind weitere internationale Forschungsprojekte für die Verbesserung der Abfallwirtschaft in den diesen Ländern mit besonderem Augenmerk auf dem informellen Sektor notwendig. Eine erste international orientierte Übersicht über den informellen Sektor im ländlichen Gebiet gaben die Autoren dieses Beitrags in [21].

Literaturverzeichnis

[1] CHI, X. ; STREICHER-PORTE, M. ; WANG, M. ; REUTER, M.: *Informal electronic waste recycling: A sector review with special focus on China*. Waste Management 31: 731-742, 2011

[2] HOLD, F.: *Informelle Abfallwirtschaft in Österreich - Chancen, Risiken und Praxis*. Universität Graz, Institut für Systemwissenschaften, Innovations- und Nachhaltigkeitsforschung Graz, 2012

[3] WILSON, D. ; WHITEMAN, A. ; TORMIN, A.: *Strategic planning guide for municipal solid waste management*. Washington, DC: World Bank. `http://www.worldbank.org/urban/solid_wm/erm/start_up.pdf`. Version: 2001

[4] BENSON, E. u. a.: *Informal and Green? The forgotten voice in the transition to a green economy, London: International Institute for Environment and Development (IIED)*. 2014

[5] SCHEINBERG, A. ; WILSON, D.C. ; RODIC, L.: *Solid Waste Management in the World's Cities*. Published for UN-Habitat by Earthscan, London, 2010

[6] HAAN, H. C. ; COAD, A. ; LARDINOIS, I.: *Municipal waste management: Involving micro-and-small enterprises. Guidelines for municipal managers. Turin, Italy: International Training Centre of the ILO, SKAT, WASTE*. `http://www.skat-foundation.org/publications/waste.htm`. Version: 1998

[7] SCHEINBERG, A. ; SIMPSON, Y. M. a. M. andGupt u. a.: *Economic Aspects of the Informal Sector in Solid Waste Management*. GTZ and CWG, Eschborn, Germany, 2010

[8] DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR TECHNISCHE ZUSAMMENARBEIT (GTZ) GMBH: *The Waste Experts: Enabling Conditions for Informal Sector Integration in Solid Waste Management Lessons learned from Brazil, Egypt and India*. Eschborn, 2010

[9] SOLID WASTE MANAGEMENT TECHNICAL SUPPORT CENTER (SWMTSC): *Solid Waste Management Baseline Study of 60 New Municipalities, Engineering Study & Research Centre (P) Ltd.* 2017

[10] OBERSTEINER, G. ; LINZNER, R. P. ; SCHERHAUFER, S. ; SCHMIED, E.: *Formalisation of informal sector activities in collection and transboundary shipment of waste in and to CEE - Introduction to the project Transwaste"*. 2010. – International CARE Electronics Office (Hrsg.): Going Green CARE INNOVATION 2010: From Legal Compliance to Energy-efficient Products and Services, 8th International Symposium and Environmental Exhibition (8. - 11. November 2010, Wien). Abstract Book, Abstract, 17, Full paper on CD.

[11] ISTVÁN, Z. ; SÁNDOR, R. B. ; NÉGYESI, B.: *Situation of informal waste picking in Hungary*. 2010. – International CARE Electronics Office (Hrsg.): Going Green. CARE INNOVATION 2010: From Legal Compliance to Energy-efficient Products and Services, 8th International Symposium and Environmental Exhibition (8. - 11. November 2010, Wien). Abstract Book, Abstract, 27, Full paper on CD.

[12] OBERSTEINER, G. ; SCHERHAUFER, S. ; LINZNER, R. ; PERTL, A. ; SCHMIED, E.: *Trans-Waste - Status der wissenschaftlichen Analysen*. 2011. – ÖWAV (Hrsg.): "Wie viel Abfall braucht Österreich", Österreichische Abfallwirtschaftstagung 2011 (4. und 5. Mai 2011, Graz). Österreichischer Wasser und Abfallwirtschaftsverband, Wien, ISBN 978-3-902810-07-6

[13] TYDLITATOVA, E.M. ; HAVRLAND, B. ; IVANOVA, T.: *Social Awareness on Waste Production in Rural Areas*. Engineering for rural development, Jelgava, 29.-30.05.2014, pp. 560 – 564. tf.llu.lv/conference/proceedings2014/Papers/95_Mrlikova_E.pdf. Version: 2014

[14] TABOADA-GONZÁLEZ, Paul ; AGUILAR-VIRGEN, Quetzalli ; OJEDA-BENÍTEZ, Sara ; ARMIJO, Carolina: *Waste characterization and waste management perception in rural communities in Mexico: a case study*. Enviromental Engineering and Management Journal, 10, 11, 1751-1759. Technical University of Iasi, Romania, http://omicron.ch.tuiasi.ro/EEMJ/, 2011

[15] MEDINA, M.: *Serving the unserved: informal refuse collection in Mexico*. Waste Management and Research, 23, 390-397. https://doi.org/10.1177/0734242X05057698. Version: 2005

[16] DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL AFFAIRS: *National Waste Information Baseline Report*. 2012. – Pretoria, South Africa

[17] YAMAN, C.: *Evaluation of the current condition of packaging wastes throughout Istanbul*. Scientific Re-search and Essays Vol. 6(16), pp. 3378-3388. http://dx.doi.org/10.5897/SRE11.179. Version: 2011. – ISSN: 1992-2248

[18] ALJARADIN, M. ; PERSSON, K.M. ; SOOD, E.: *The Role of Informal Sector in Waste Management, A Case Study*. Tafila-Jordan, Resources and Environment 2015, 5(1): 9-14

[19] ASIAN DEVELOPMENT BANK (ADB): *Solid Waste Management in Nepal: Current Status and Policy Recommendations, Asian Development Bank*. 2013

[20] ASIAN DEVELOPMENT BANK (ADB): *Status of Solid Waste Management in 58 Municipalities of Nepal, Technical Assistance Consultant's Report: IPE Global Private Limited in association with Environment Resource Management Consultants (ERMC) (P.) Ltd. and Full Bright Consultancy (Pvt.) Ltd.* 2012. – Project Number: 44069

[21] SCHNEIDER, P. ; LE HUNG ANH, A. ; SEMBERA, J. ; SILVA, R.: *The Role of the Informal Sector in a Rurbanized Environment*. Dr. Florin-Constantin Mihai (Ed.) "Solid Waste Management in Rural Areas", InTech, ISBN 978-953-51-5487-7, pp. 27 – 52, Rijeka, Croatia. https://www.intechopen.com/books/solid-waste-management-in-rural-areas/the-role-of-the-informal-sector-in-a-rurbanised-environment. Version: 2017

Wasserhaushalt und Durchwurzelung von geböschten Erdbauwerken

Vodní režim a prokořenění svažitých zemních staveb

Peter Clemenz[1]; Robert Pabel[2]; Isabelle Weber[1,3]; Marlieb Dedek[1]; Jürgen I. Schoenherr[1]; Jens Engel[2]; Volkmar Dunger[3]; Reiner Schulz[1]

Kurzfassung

Die Standsicherheit von Böschungen hängt von einer Vielzahl von Einflussfaktoren ab. Neben der Böschungsneigung, der Böschungshöhe und der Scherfestigkeit des Bodenmaterials, spielen insbesondere der im Erdkörper vorherrschende Wassergehalt, sowie die Durchwurzelung eine bedeutende Rolle. Im Rahmen des Nachwuchsforscherprojektes „Nachhaltige Bodenressourcennutzung“, werden in speziell an die Problemstellung angepassten Pflanzkästen die komplexen Zusammenhänge zwischen klimatischen, hydrologischen und materialspezifischen Einflüssen messtechnisch erfasst. Die Bewertung der Durchwurzelung erfolgt in Abhängigkeit von der gewählten Begrünungsvariante. Vergleichsweise werden die beiden Varianten „Rohbodenbegrünung“ und „Oberbodenandeckung“ gegenübergestellt. Als Optimierungsversuch, wird außerdem eine Kombination aus beiden Methoden untersucht. Im weiteren Verlauf des Projektes soll aus den Ergebnissen der Pflanzkästenversuche eine optimale Begrünungsvariante abgeleitet werden. Ein weiterer Schwerpunkt der Projektarbeit liegt in der interdisziplinären Charakterisierung und verfahrenstechnischen Aufbereitung von natürlichen und technogenen Substraten. Vorgestellt wird im Rahmen dieses Beitrages der Vergleich zwischen einem natürlich gewachsenen plastischen Ton und einem Ziegelmehl gleicher Kornzusammensetzung.

Abstrakt

Stabilita svahů závisí na řadě faktorů. Kromě sklonu a výšky svahu a smykové pevnosti půdního materiálu hraje významnou roli obsah vody v zemním tělese a jeho prokořenění. V rámci projektu výzkumného dorostu „Udržitelné využívání půdních zdrojů“ jsou ve specifických zařízeních, upravených pro řešení tohoto úkolu, měřeny a zaznamenávány komplexní souvislosti mezi klimatickými, hydrologickými a specifickými materiálovými vlivy. Vyhodnocení prokořenění je prováděno v závislosti na zvolené variantě výsadby zeleně. Porovnávány jsou dvě varianty, „ozelenění surové půdy“ a „zakrytí svrchní vrstvy půdy“. Jako optimalizační zkouška je kromě toho sledována i kombinace obou metod. Během dalšího průběhu projektu by z výsledků pokusů s rostlinami měla být odvozena optimální varianta pro výsadbu. Další těžiště práce v rámci projektu spočívá v interdisciplinárním popisu a technologické úpravě přirozených a technogenních substrátů. V rámci tohoto příspěvku bude představeno srovnání přirozeného plastického jílu a cihelné moučky se stejným složením zrn.

[1]Hochschule Zittau/Görlitz, Institut für Verfahrensentwicklung, Torf- und Naturstoff-Forschung, Theodor-Körner-Allee 16, D-02763 Zittau;
E-Mail: Peter.Clemenz@hszg.de, Marlieb.Dedek@hszg.de

[2]Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden, Friedrich-List-Platz 1, D-01069 Dresden;
E-Mail: Robert.Pabel@htw-dresden.de

[3]Technische Universität Bergakademie Freiberg, Gustav-Zeuner-Straße 12, D-09596 Freiberg;
E-Mail: Isabelle.Weber@geo.tu-freiberg.de

1 Einleitung

Die Thematik der „Nachhaltigen Bodenressourcennutzung“ gewinnt immer mehr an Bedeutung, im Besonderen für den Bau von Böschungen. Diese spezielle Problemstellung ergab sich, da es immer wieder zu Hangrutschungen, zum Beispiel an Lärmschutzwällen von Autobahnen kommt. Mit Hilfe von Pflanzkästenversuchen, die mit natürlichen und regional vorkommenden Böden in drei unterschiedlichen Varianten durchgeführt werden, sollen Erkenntnisse zum Verhalten des Bodens aus verfahrens- und geotechnischer, bodenkundlicher und hydrologischer Sicht gewonnen werden. In einem engmaschigen Netz werden Daten zu meteorologischen Parametern, der Vegetation und der Versickerung erfasst. Des Weiteren sollen auch gezielt hergestellte technogene Substrate einbezogen werden, um deren Nutzbarmachung abzuschätzen. Es wird geprüft, ob die natürlichen Bodenressourcen durch die Wiederverwertung anthropogen beeinflussten Materials eingespart werden können, oder sogar verbesserte Eigenschaften erreichbar sind. Es werden erste Ergebnisse vorgestellt.

2 Aufbau der Versuchsstände

Bei den Versuchsständen handelt es sich um sechs speziell an die Problemstellung angepasste Doppelpflanzkästen (Abb. 1), in welchen der Wasserhaushalt und die Durchwurzelung von geböschten Erdbauwerken untersucht werden.

Abbildung 1: Doppelpflanzkasten im Versuchsgewächshaus in Zittau.

Der Versuchsaufbau für die Gewinnung von Referenzdaten zur späteren Ableitung von Optimierungsparametern für die oberste Bodenzone orientiert sich an in der gängigen Praxis durchgeführten Verfahren. Nach ZTV-E-StB und DIN 19731 bzw. DIN 18915 wird für die Herstellung des Unterbodens der Böschung eine optimale Verdichtung gefordert. Diese Anforderungen widersprechen jedoch den optimalen Voraussetzungen für ein gutes Pflanzenwachstum. Da eine Begrünung in jedem Falle erforderlich ist, entwickelten sich verschiedene Ansätze, die oberste, durchwurzelte Bodenschicht zu gestalten. Den oben genannten Vorschriften entsprechend, wird zum einen auf den verdichteten, aufgerauten Unterboden eine 15 cm mächtige humushaltige Oberbodenschicht aufgebracht, in welche das Saatgut aufgegeben wird. Dieses als Oberbodenandeckung (OB) bezeichnete Verfahren birgt trotz der Vorteile des Erosionsschutzes bei dafür empfindlichen Unterböden und des Nährstoffgehalts im Humus den Nachteil der Ausbildung eines „Blumentopfeffektes“. Dies bedeutet, dass die Pflanzenwurzeln in der

Oberbodenschicht verbleiben, keine ausreichende Verzahnung mit der Unterbodenschicht entsteht und diese oberste Schicht bei anhaltender Durchnässung auf der Unteren, wie auf einer Gleitschicht, abrutscht.

Dem genannten Verfahren steht eine Rohbodenbegrünung (RB) gegenüber. Hier wird der verdichtete Unterboden nur in geringer Schichtstärke aufgeraut und direkt darauf angesät. Ziel ist es, das Entstehen einer abgleitenden Grenzschicht zu vermeiden und auch bei ungünstigen Begebenheiten einen robusten und stabilen Bewuchs zu etablieren. Problematisch bei diesem Verfahren ist das langsamere Entstehen einer geschlossenen Pflanzendecke, wodurch es insbesondere in der ersten Phase nach Errichtung des Erdbauwerkes verstärkt zu Verschlämmungs- und Erosionserscheinungen kommen kann.

Aus diesen beiden Begrünungsvarianten, lässt sich ein als Mischbodenbegrünung (MB) bezeichneter Optimierungsversuch ableiten, der darin besteht, den Unterboden wie bei der Rohbodenbegrünung in geringer Schichtstärke aufzurauen, eine dünne, humushaltige Oberbodenschicht aufzubringen und in die aufgeraute, leicht gelockerte Unterbodenschicht einzuarbeiten. So könnte u. U. ein schnelleres Aufgehen der Saat, und damit die Etablierung einer stabilen Außenhaut des Bauwerkes bei gleichzeitiger Vermeidung des „Blumentopfeffektes“ bewirkt werden.

Diesen drei Möglichkeiten der Gestaltung der oberen Bodenzone entsprechend, wurden die Versuchsstände im Gewächshaus entwickelt und aufgebaut. Die Auswahl des Bodenmaterials erfolgte nach regionalen Gegebenheiten und Problemen hiesiger Bauunternehmen. Als Unterbodenmaterial wurde ein leicht plastischer Ton ausgewählt, welcher bei optimalem Wassergehalt und Proctordichte in die Pflanzkästen eingebaut wurde. Die Größe der Kästen richtet sich nach gängigen Durchwurzelungstiefen und einer sinnvollen Erfassungsmöglichkeit wasserhaushaltlicher Parameter. Deren Erfassung erfolgt über Messtechnik zur Bodenfeuchtemessung, Saugspannung und Bodentemperatur. Gleichzeitig werden die Klimadaten, wie Strahlung, Temperatur und relative Luftfeuchte, direkt im Gewächshaus erfasst. Niederschläge werden nach definierten zeitlichen und mengenmäßigen Vorgaben nach zwei verschiedenen Beregnungsszenarien aufgegeben. Gegenübergestellt werden ein normales (durchschnittliches) und ein trockenes Jahr. Die Parameter Oberflächenabfluss, Erosion von Bodenmaterial und Sickerwasser werden hierbei jeweils erfasst. Die folgende Abbildung (Abb. 2) stellt den Versuchsaufbau schematisch dar.

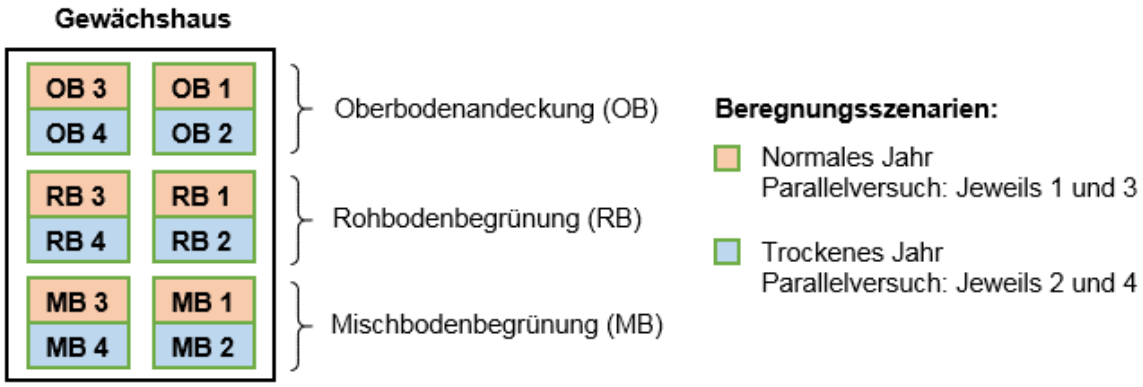


Abbildung 2: Schematische Darstellung der Versuchsstände zur Untersuchung von Durchwurzelung und Wasserhaushalt von geböschten Erdbauwerken.

Für die Ansaat der Versuchsböschungen wurde eine zertifizierte Regiosaatgutmischung für Böschungen und Straßenbegleitgrün verwendet, um die ab 2020 geforderten neuen Richtlinien zum Ausbringen von Saatgut in der freien Landschaft mit zu berücksichtigen. Mittel- und langfristig, sollen die Entwicklung des Bewuchses (Deckung), Durchwurzelungstiefen und Durchwurzelungsdichten, sowie die Gefügeentwicklung bzw. Aggregatstabilität der obersten Bodenzone

beobachtet und ermittelt werden. Daraus sollen weitere Möglichkeiten der Materialbehandlung und Ressourcenoptimierung abgeleitet werden.

3 Klimatische und hydrologische Aspekte

Die Pflanzkästenversuche finden in einem Gewächshaus statt, um definierte, aber trotzdem realitätsnahe Witterungsbedingungen einstellen zu können. Dazu erfassen eine meteorologische Messstation im Gewächshaus und eine weitere außerhalb kontinuierlich Parameter. Die klimatischen Daten, wie zum Beispiel Lufttemperatur und Luftfeuchtigkeit, werden durch automatisches Öffnen und Schließen der Gewächshausfenster an die realen Umgebungsbedingungen angepasst. Die Globalstrahlung ist durch die Glasscheiben des Gewächshauses etwas gedämpft und wird in der Auswertung ebenfalls berücksichtigt. Das Ziel ist die Beschreibung des Bodenwasserhaushaltes durch die meteorologischen Messwerte, die Vegetation und die pedologischen Parameter in den einzelnen Pflanzkästen, wobei auch eine realitätsnahe, im Folgenden näher erläuterte Beregnung, durchgeführt wird.

Für die Beregnung ist aus hydrologischer Sicht eine meteorologische Datengrundlage von mindestens 30 Jahren für die Betrachtung eines Untersuchungsgebietes heranzuziehen. Aus den Einzelwerten, zum Beispiel Tageswerten, werden Mittelwerte berechnet, die die durchschnittlichen meteorologischen Größen des Gebietes repräsentieren. Für die Pflanzkästenversuche erwiesen sich die Klimadaten vom Deutschen Wetterdienst, Station Görlitz, unter anderem mit den Parametern Niederschlag, Globalstrahlung, Lufttemperatur und relative Luftfeuchte, als geeignet [1]. Für die Beregnungsmengen wurde die aktuelle Reihe von 1981-2010 verwendet. Darauf aufbauend wurde jedes hydrologische Jahr (November des Vorjahres bis Oktober des Untersuchungsjahres) auf dessen Gesamt-Niederschlagsmenge, die innerjährliche Verteilung sowie auf tägliche Extremereignisse hin untersucht. Danach wurden ein durchschnittliches, normales Jahr und ein trockenes Jahr ausgewählt. Das hydrologische Jahr 2016 wurde als normales Jahr festgelegt, da es eine relativ durchschnittliche Gesamtniederschlagsmenge und die beste innerjährliche Niederschlagsverteilung der gesamten Datenreihe aufweist. Es wurde anhand der täglichen Niederschlagsmengen überprüft und diese entsprechend auf die Fläche der Pflanzkästen angepasst. Um einen weiteren, wichtigen Aspekt zu betrachten, wurde das trockenste, hydrologische Jahr der gesamten Aufzeichnungsreihe, 2015, ausgewählt, um eine in Zukunft auftretende Erscheinung der Trockenheit auf Böschungen zu erforschen. Auch in dieser Beregnungssituation wurde auf eine gute innerjährliche und tägliche Verteilung der Niederschläge geachtet.

Für die angepasste Beregnung der Pflanzkästenversuche ist auch die Regenintensität zu beachten. Dazu wurden die Starkregenwerte aus dem KOSTRA-Atlas herangezogen [2]. Für die Station Görlitz gibt es Tabellenwerte, in welcher Zeit, welche Regenmengen für die jeweilige Wiederkehrszeit des Niederschlages auftreten. Die Daten wurden als maximale Gießgeschwindigkeit für die täglichen Beregnungsmengen angenommen. Anhand der Messdaten, wie Oberflächenabfluss, Bodenwassergehalt und Restdurchsickerung in Kombination mit der Entwicklung des Bewuchses, den meteorologischen und den pedologischen Parametern, soll ein Vergleich der verschiedenen Pflanzkästenversuche erfolgen.

4 Erste Ergebnisse der Pflanzkästenversuche

Nachdem Mitte Mai 2017 alle Vorbereitungen des Bodens in den Pflanzkästen entsprechend oben beschriebenen Aufbaus für die Aufnahme des Saatgutes abgeschlossen waren, wurde am 23.05.2017 das Regiosaatgut für Böschungen und Straßenbegleitgrün in gleichmäßiger, wie vom Hersteller vorgegebener, Schichtstärke von 5 g/cm^2 ausgesät, leicht angedrückt, befeuchtet und mit einer Mulchabdeckung von 100 g/Pflanzfach abgedeckt (Abb. 3).

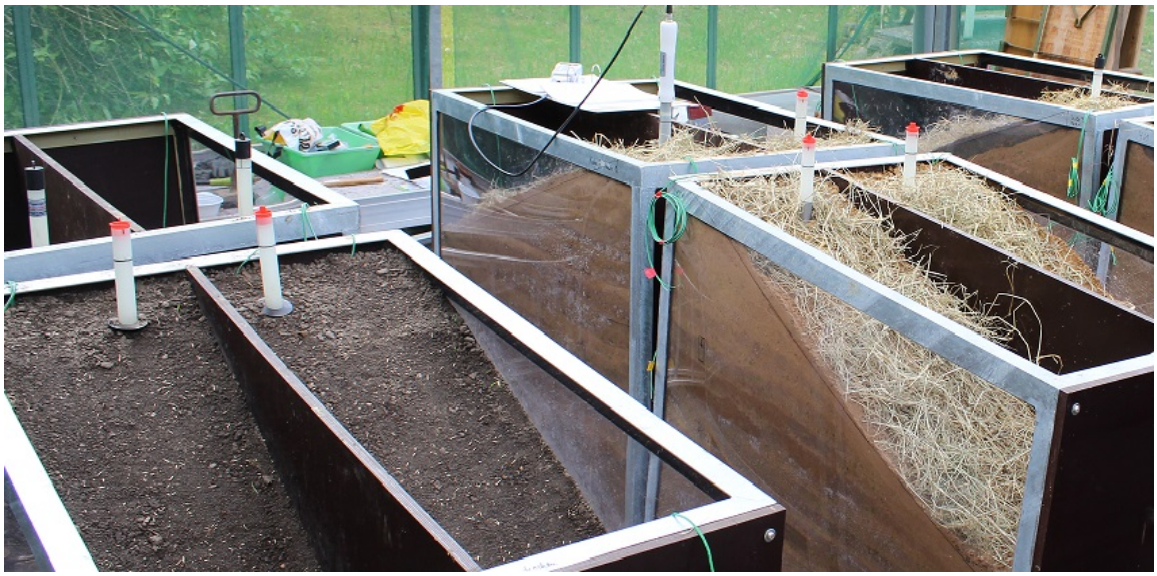


Abbildung 3: Ansaat des Regiosaatgutes in den Pflanzkästen im Versuchsgewächshaus in Zittau.

Für eine Woche wurde die Ansaat gleichmäßig feucht gehalten und anschließend entsprechend der entwickelten Gießpläne für die Niederschlagsverteilung eines normalen bzw. trockenen Jahres bewässert. Die für das jeweilige Szenario ermittelten Niederschlagsmengen werden nach definierten zeitlichen und mengenmäßigen Vorgaben manuell aufgegeben. Im wöchentlichen Abstand wurde die Entwicklung der Vegetation durch Schätzung des prozentualen Deckungsgrades (Bodenfläche, die durch Blätter bedeckt wird) und Messung der Wuchshöhe beurteilt.

Das Saatgut ging in allen Kästen gleichmäßig schnell und gut auf. Nach einem Monat konnten schon Deckungsgrade zwischen 20 und 30 % erreicht werden. Die folgende Abbildung (Abb. 4) stellt die durchschnittliche Entwicklung der Deckungsgrade und der maximalen Wuchshöhen aller Versuchsansätze dar.

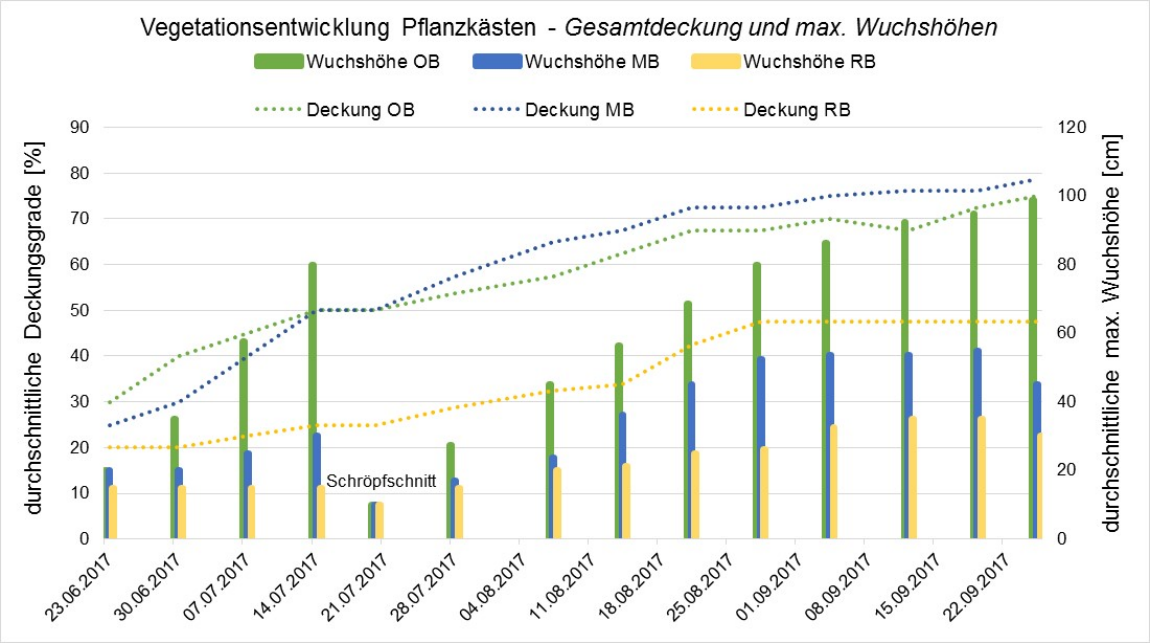


Abbildung 4: Durchschnittliche Vegetationsentwicklung der verschiedenen Versuchsansätze OB, RB und MB unabhängig vom jeweiligen Beregnungsszenario im Vergleich.

Da sich über den beobachteten Zeitraum bisher noch keine deutlichen Unterschiede zwischen den beiden Niederschlagsszenarien abgebildet haben, wurde aus den vier Ansätzen der jeweiligen Begrünungsvariante (OB, RB, MB) der Mittelwert gebildet.

Mit dem eingebrachten Oberboden eingeschlepptes Saatgut kam ebenfalls zur Entwicklung. Dadurch wurden im Misch- bzw. reinen Oberboden unter Ausbildung einer Dominanz gegenüber ausgesäten Kräutern der Saatgutmischung höhere Deckungsgrade festgestellt. Mitte Juli 2017 zeigten der Oberboden- und Mischbodenansatz bereits eine Gesamtdeckung von 50 %, wohingegen bei der Rohbodenvariante erst ein Deckungsgrad von ca. 25 % erreicht wurde. Auch die maximalen Wuchshöhen zeigten deutliche Unterschiede. Im Oberboden hatten vereinzelte Gräser Wuchshöhen von 80 cm erreicht, im Mischboden betrug die max. Wuchshöhe ca. 25 cm und im Rohboden nur knapp über 10 cm. Zum betrachteten Zeitpunkt wurde bei allen Pflanzkästen ein Schröpfschnitt (21.07.2017) durchgeführt, um die starkwüchsigen (Fremd-)arten zu hemmen und der eigentlichen Ansaat eine weitere Entwicklung zu ermöglichen. Im Laufe der nächsten zwei Monate nahmen das Längenwachstum und die Gesamtdeckungsgrade weiter zu (Abb. 4), jedoch in verschiedenem Maße. Die Pflanzkästen mit der starken Oberbodenschicht erreichten bald hohe Gesamtdeckungsgrade von 70 - 80 %, jedoch mit teilweise sehr unterschiedlich starker Ausprägung innerhalb eines Kastens. Der Oberhang der Versuchsböschungen weist in der Regel eine 100%ige Deckung auf, der Unterhang blieb teilweise fast ohne Deckung, weshalb im August nachgesät wurde. Ein Aufgehen dieser Neuansaat gelingt auch nur stellenweise, da Kräuter des Oberhanges durch ihren Massewuchs den Unterhang stellenweise mit abdecken. Arten, die besonders dominant und massewüchsig auftreten, sind Gemeiner Stechapfel, Gewöhnliche Hühnerhirse, Kahle Fingerhirse, Kleines Knopfkraut, Große Brennnessel, Schöllkraut und Raps. Die Brennnesseln, der Gemeine Stechapfel und der Raps wurden entfernt, die anderen, etwas weniger hohe Deckungsgrade einnehmenden Pflanzen, wurden belassen, um die Konkurrenzwirkung zum ausgebrachten Saatgut zu beobachten. Von den ausgesäten Kräutern konnten sich nur Spitzwegerich, Wilde Möhre, Klee und Gewöhnliche Scharfgarbe neben den starkwüchsigen Arten des Oberbodens behaupten. Am Hangfuß mit geringer Deckung wachsen auch Labkraut, Weiße Lichtnelke und Kleiner Wiesenknopf.

Auf dem gegenteiligen Versuchsansatz, dem Rohboden, entwickelte sich die Vegetation hingegen sehr gleichmäßig. Zwar sind die Gesamtdeckungsgrade immer noch erst bei ca. 50 %, jedoch wesentlich gleichmäßiger über die gesamte Böschung verteilt. Nur an einigen Stellen des Unterhangs gibt es Kahlstellen mit leichten Erosionserscheinungen. Ein weiterer wesentlicher Unterschied ist das Höhenwachstum der Gräser und Kräuter. Die Wuchshöhe der Gräser erreicht 10 bis 15 cm, Kräuter erzielen im Durchschnitt max. Wuchshöhen von 30 cm. Von den ausgesäten 40 Kräuterarten sind elf aufgegangen und zum Teil zur Blüte übergegangen. Beispiele sind verschiedene Kleearten, Gewöhnliches Ferkelkraut, Gewöhnliche Schafgarbe, Scharfgarbe, Kornblume und Mohn.

Die Vegetationsentwicklung auf dem Mischboden nimmt eine mittlere Stellung ein. Die Gesamtdeckungsgrade ähneln denen der Oberbodenvariante, jedoch sind die Arten wie beim Rohboden wesentlich gleichmäßiger über die gesamte Böschung verteilt. Die maximalen Wuchshöhen liegen ebenfalls zwischen denen der bereits genannten Varianten. Arten der ausgesäten Mischung entwickeln sich gut neben den etwas dominanteren Arten, die durch den Oberboden auch hier mit eingebracht wurden. Die folgende Abbildung (Abb. 5) zeigt die Vegetationsentwicklung auf Oberboden, Rohboden und Mischboden ca. 3 Monate nach der Ansaat.

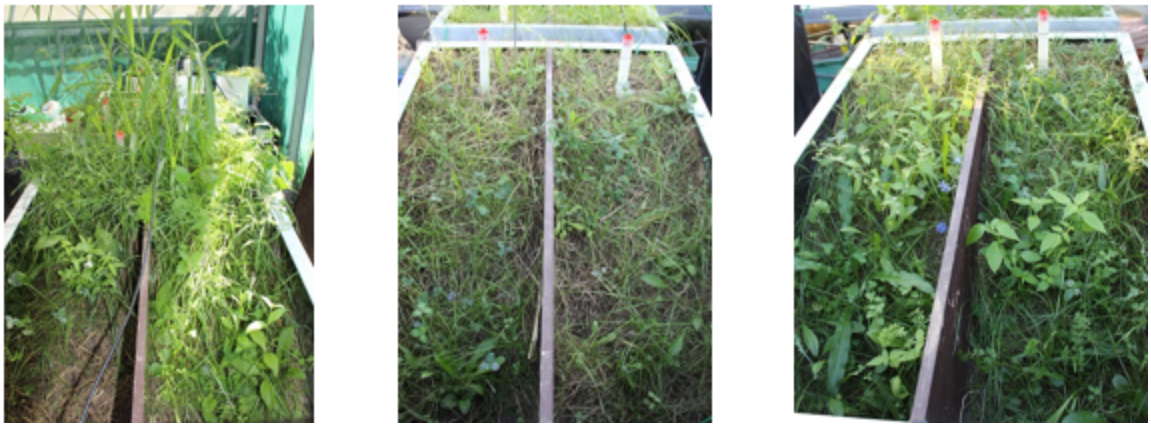


Abbildung 5: Vegetationsentwicklung auf OB, RB und MB (von links nach rechts) drei Monate nach der Ansaat.

Die oben aufgezeigten Vor- und Nachteile der jeweiligen Begrünungsvarianten scheinen sich in den ersten Beobachtungen zu bestätigen und sollen nach der vollständigen Vegetationsperiode sowie im Folgejahr abschließend bewertet werden. Die beiden unterschiedlichen Niederschlagsszenarien zeichnen sich momentan noch kaum in der oberirdischen Vegetationsentwicklung ab, weshalb auch die im Diagramm (Abb. 4) dargestellten Werte jeweils Mittelwerte aller vier Pflanzfächer der entsprechenden Begrünungsvariante darstellen. Es ist zu erwarten, dass sich die unterschiedlichen Niederschlagsmengen erst im Laufe eines längeren Beobachtungszeitraums in der Vegetationsentwicklung abbilden werden.

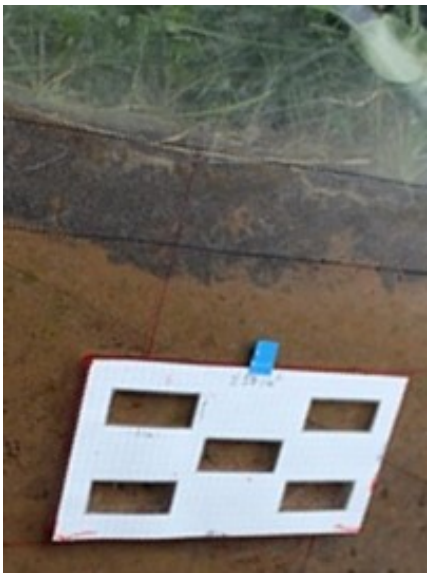


Abbildung 6: Schablone zur Erfassung des Wurzelwachstums nach BESTE.

Neben der oberirdischen Vegetationsentwicklung wird über die seitlich eingebauten Sichtfenster außerdem das Wurzelwachstum beobachtet. Mittels einer Messschablone von 50 cm^2 (fünf Fenster zu je 10 cm^2) werden jeweils am Ober- und Unterhang gestaffelt in Schritten von 10 cm in der Vertikalen die Wurzeln ausgezählt und anschließend die Wurzeldichte (Wurzeln/cm^2) errechnet (Abb. 6). Diese Methode orientiert sich an der Vorgehensweise nach BESTE [3].

Da das Wurzelwachstum am Rand eines Pflanzkastens von dem im Inneren des Bodenkörpers abweichen kann, dient die derzeitige Beobachtung nur einer orientierenden Bewertung. Nach Öffnen der Kästen kann die Wurzeldichte direkt bestimmt werden. Aufgrund der Datenfülle werden hier nur drei Diagramme abgebildet, die einen vergleichenden Einblick zum

Wurzelwachstum jeweils am Oberhang der verschiedenen Begrünungsvarianten ca. 4 Monate nach der Ansaat geben (Abb. 7, Abb. 8 und Abb. 9).

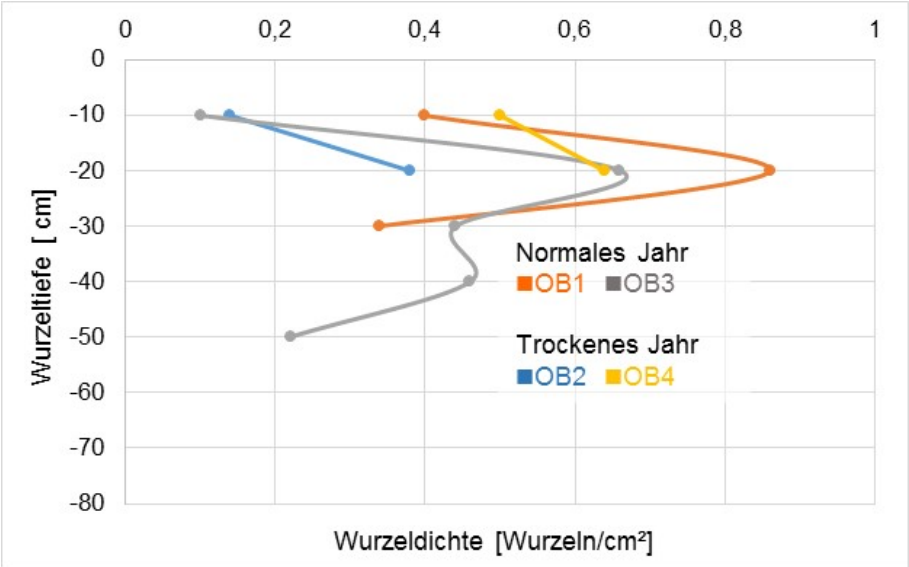


Abbildung 7: Wurzeldichte und Wurzeltiefe im Oberhang des Oberbodens am 25.09.2017.

Im Oberboden wird ersichtlich, dass einheitlich in allen Kästen momentan die höchste Durchwurzelungsdichte in 20 cm Tiefe erreicht wird. Dies ist die Grenzschicht zwischen Oberboden und Unterboden. Jedoch werden in OB1 und OB3 auch größere Wurzeltiefen als 20 cm erreicht. Diese beiden Versuchsansätze werden mit normalen Niederschlagsmengen begossen. Die Kästen OB2 und OB4 mit den Niederschlagsmengen des trockenen Jahres erreichen derzeit nur Durchwurzelungstiefen von max. 20 cm. Die auch von außen zu beobachtende, etwas verstärkte horizontale Ausrichtung der Wurzeln in dieser Tiefe, könnte evtl. auf die Ausbildung des „Blumentopfeffektes“ hinweisen. Doch wie bereits erwähnt, ist eine abschließende Beurteilung erst nach einer längeren Versuchsdauer und dem Öffnen der Pflanzkästen möglich.

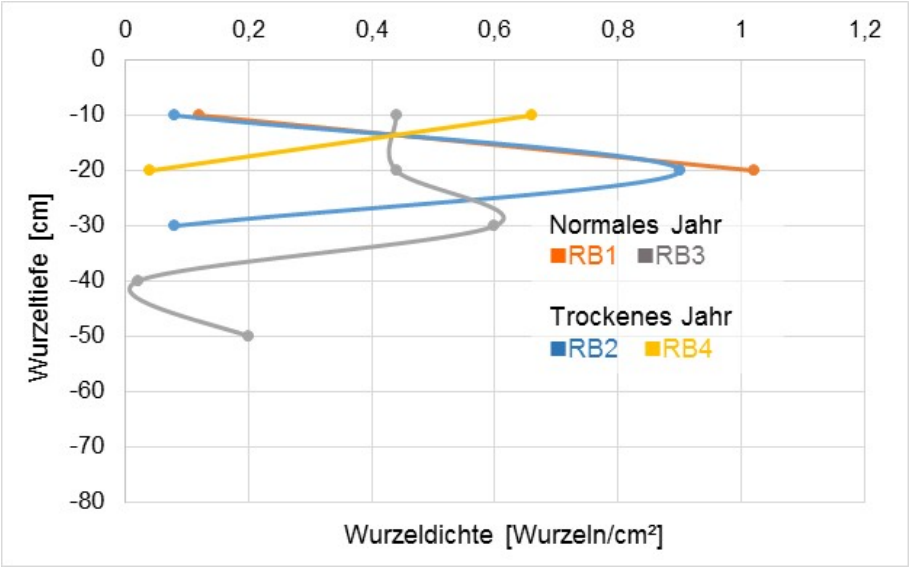


Abbildung 8: Wurzeldichte und Wurzeltiefe im Oberhang des Rohbodens am 25.09.2017.

In den Kästen der Rohbodenbegrünung ist die an der Glaswand zu beobachtende Wurzelentwicklung noch recht unterschiedlich, so dass sich noch keine klaren Aussagen ableiten

lassen. Außer bei RB3 liegen die höchsten Durchwurzelungsdichten zwischen 20 und 30 cm Tiefe, die maximalen Durchwurzelungstiefen reichen von 20 bis 50 cm. Von den Kästen der normalen Bewässerung hat RB1 die höchste Wurzeldichte, RB3 hingegen eine tiefere Durchwurzelung.

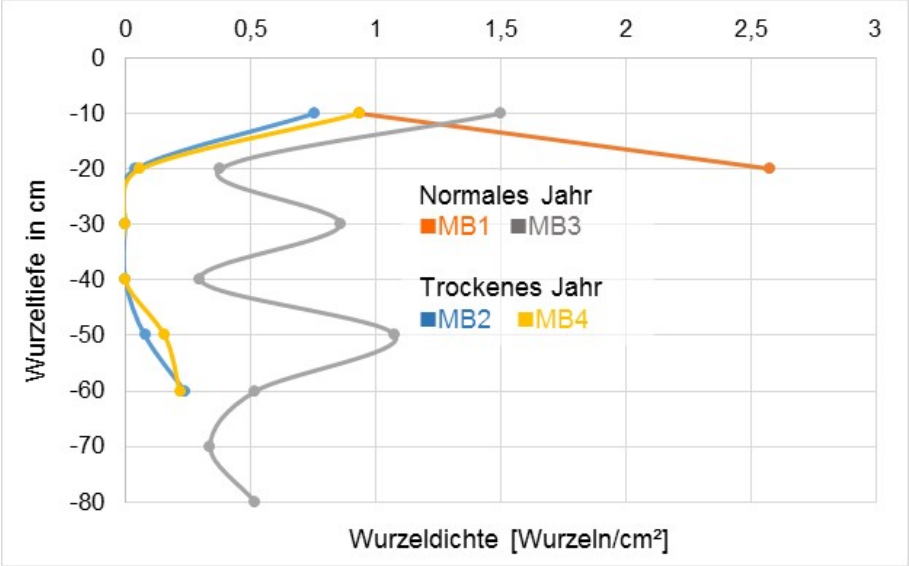


Abbildung 9: Wurzeldichte und Wurzeltiefe im Oberhang des Mischbodens am 25.09.2017.

Im Mischboden werden von allen Versuchsansätzen zurzeit die größten maximalen Durchwurzelungstiefen erreicht. Wobei sich gerade hier die beiden Kästen des normalen Niederschlagregimes sehr gegensätzlich verhalten. Während in MB1 bei sehr hoher Wurzeldichte nur eine Wurzeltiefe von 20 cm erreicht wird, konnte in MB3 eine Wurzeltiefe von 80 cm ermittelt werden. Einige Wurzeln haben bereits die Drainageschicht erreicht. Auch hier ist die Wurzeldichte relativ hoch. Die beiden Kästen der trockneren Bewässerung verhalten sich fast gleich. Die höchste Wurzeldichte ist in der obersten Bodenzone zu finden. Jedoch werden beide Pflanzkästen mit noch geringer Dichte, aber schon bis in 60 cm Tiefe durchwurzelt.

Wie bei der oberirdischen Vegetationsentwicklung scheint die Mischbodenvariante auch für das Wurzelwachstum ein guter Ansatz zu sein. Jedoch muss in jedem Falle die gesamte Versuchsdauer abgewartet werden.

5 Vergleich von natürlichen und technogenen Bodensubstraten

Unter dem Begriff „Technogene Substrate“ werden all diejenigen Substrate zusammengefasst, die nicht natürlichen Ursprungs sind, sondern ein Resultat anthropogener Verarbeitungs-, Veränderungs- oder Umlagerungsprozesse. Dazu zählen neben ausgewählten Kornfraktionen natürlicher Böden, auch unterschiedliche mineralische Reststoffe, wie Schlacken, Aschen, Schlämme oder RC-Materialien. Viele dieser Substrate unterscheiden sich hinsichtlich ihrer chemischen und physikalischen Eigenschaften mitunter stark von natürlich gewachsenen Böden. Für die Verwertung derartiger Substrate, welche aus industriellen oder technischen Prozessen hervorgehen, stellt sich auch die Frage, inwiefern sie sich als Rohböden für eine anschließende Begrünung eignen [4]. Nachfolgend wird ein für die Ziegelherstellung geeigneter Lößlehm mit einem aus Ziegelbruch hergestellten Substrat gleicher bzw. sehr ähnlicher Körnung verglichen. Die entsprechenden Korngrößenverteilungssummenkurven sind in Abb. 10 dargestellt.

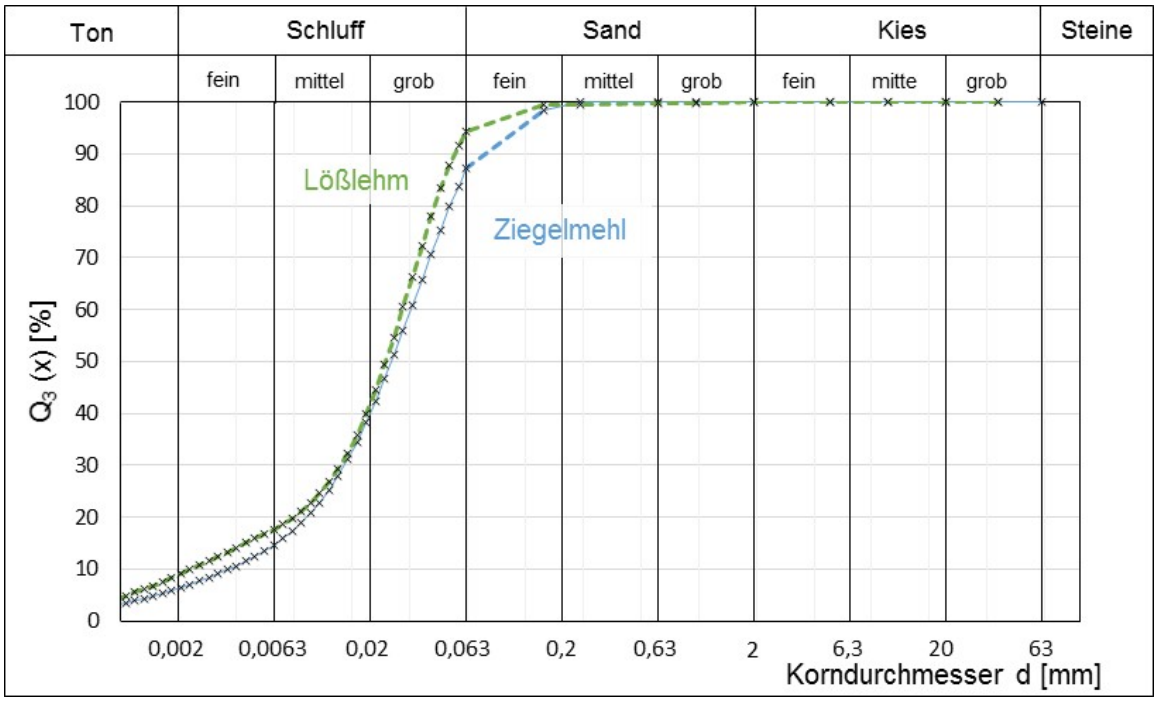


Abbildung 10: Korngrößenverteilung Lößlehm und Ziegelmehl.

Beide Substrate bestehen überwiegend aus Schluff. Nach DIN EN ISO 14688-1 können sowohl der Lößlehm, als auch das Ziegelmehl, als toniger, feinsandiger Schluff eingestuft werden und wären somit in den Bereich der feinkörnigen Böden einzuordnen [5]. Insbesondere ein im Feinkornanteil enthaltener Tonmineralgehalt nimmt großen Einfluss auf einige relevante geotechnische Materialeigenschaften, wie beispielsweise Wasserdurchlässigkeit, Scherfestigkeit, Plastizität oder Verdichtungsverhalten [6]. Die Korngrößenverteilung allein gibt nur unzureichend Aufschluss über das Verhalten eines Bodens bzw. die Eignung eines Substrates für Anwendungen im Erdbau.

Zur besseren Klassifizierung bindiger Böden werden daher zusätzlich zur Korngrößenverteilung die Zustandsgrenzen nach DIN 18122 bestimmt. Der Lößlehm konnte daraufhin als leicht plastischer Ton (TL) eingestuft werden. Für das Ziegelmehl konnten die definierten Versuche aus folgendem Grund nur teilweise durchgeführt werden. Zur Bestimmung der Fließgrenze nach CASAGRANDE (DIN 18122), wird ein Teil der aufbereitenden Probe mit einem Spatel in eine Messingschale gestrichen. Anschließend wird mit einem speziellen Furchenzieher senkrecht zur Schale eine Furche in die Probe gezogen. Die Messingschale wird daraufhin leicht angehoben und wieder fallengelassen, bis die Furche auf einer Länge von 10 mm wieder geschlossen ist. Der Wassergehalt, bei dem sich die Furche nach 25 Schlägen dementsprechend wieder geschlossen hat, wird als Fließgrenze bezeichnet. Zulässig sind nach DIN 18122 jedoch nur Wassergehalte, bei denen mind. 5, aber höchstens 40 Schläge erreicht werden [7]. Ein solcher Wassergehalt ließ sich für das Ziegelmehl nicht einstellen. Erst ab einem Wassergehalt von ca. 40 % war es überhaupt möglich, eine Furche in das Material zu ziehen, ohne dabei die gesamte Probe zu zerstören. Geschlossen hat sich diese Furche jedoch bereits nach wenigen Schlägen. Auch die Ausrollgrenze konnte nicht sicher bestimmt werden, da das Material auch bei hohem Wassergehalt sofort anfängt zu bröckeln. Damit unterscheidet sich das Ziegelmehl hinsichtlich seiner plastischen Eigenschaften sehr stark vom Lößlehm. Trotz der sehr ähnlichen Korngrößenverteilung verhält sich das Ziegelmehl im Gegensatz zum Lößlehm nicht wie ein bindiges Material. Als mögliche Ursachen für das gegensätzliche Verhalten kommen große Unterschiede bei der Kornform, sowie unterschiedliche chemische Bindungseigenschaften in Betracht.

Da die Verdichtungsfähigkeit bindiger Böden sehr stark vom Wassergehalt abhängt, wurde im Weiteren für beide Materialien der Proctorversuch nach DIN 18127 durchgeführt. Die Proctordichte bezeichnet die höchste erreichbare Dichte eines Bodens, welche sich unter definierter Verdichtungsarbeit beim dazugehörigen optimalen Wassergehalt einstellt [8]. Das folgende Diagramm (Abb. 11) stellt die Proctorkurven der beiden Materialien gegenüber.

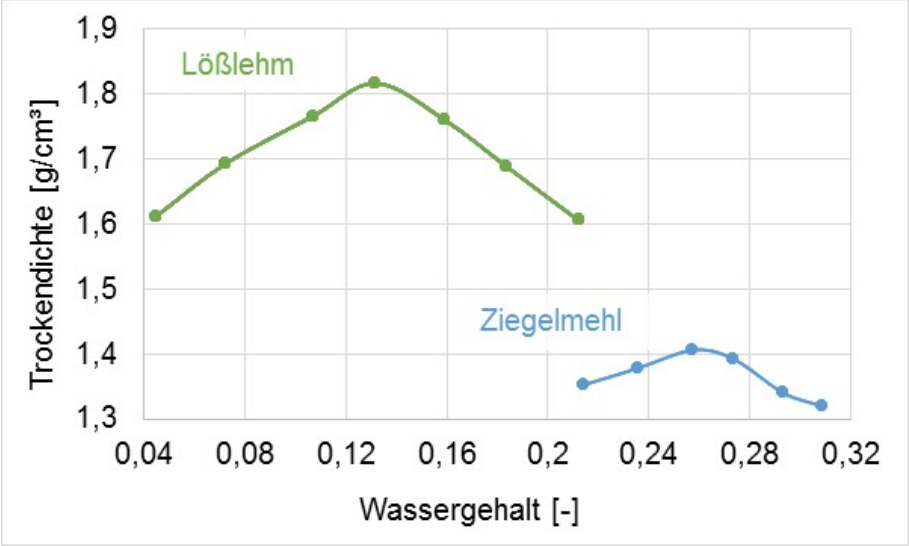


Abbildung 11: Proctorkurve Lößlehm und Ziegelmehl.

Bei einem Wassergehalt von ca. 13 % lässt sich der Lößlehm im Proctorversuch bis zu einer Trockendichte von reichlich 1,8 g/cm^3 verdichten. Beim Ziegelmehl liegt der optimale Wassergehalt mit ca. 26 % wesentlich höher. Erreichbar ist bei diesem Wassergehalt eine Trockendichte von 1,4 g/cm^3. Die Ursache für den deutlich höheren optimalen Wassergehalt könnte im Abbinden von Wasser, bedingt durch den höheren Kalkgehalt des Ziegelmehls, liegen. Während für den Lößlehm nach SCHEIBLER (DIN 18129) nur ein mittlerer Kalkgehalt von 0,3 % bestimmt wurde, liegt der mittlere Kalkgehalt des Ziegelmehls bei 7,6 %. Die Geschwindigkeit, mit welcher Wasser unter dem Einfluss der Schwerkraft in einem Boden versickert, wird durch den Durchlässigkeitsbeiwert kf beschrieben. Einen wesentlichen Einfluss auf den kf-Wert nehmen die Korngröße, die Korngrößenverteilung sowie die Lagerungsdichte. Zum Vergleich der beiden Substrate wurde das Material bei mittlerer Lagerungsdichte entsprechend der Einstufung nach Bodenkundlicher Kartieranleitung KA5 auf seine hydraulische Wasserdurchlässigkeit hin untersucht. Die Ergebnisse des Laborversuchs zur Bestimmung des Durchlässigkeitsbeiwertes nach DIN 19683-9 sind in der folgenden Tabelle (Tab. 1) zusammengefasst.

Tabelle 1: k_r-Wert Lößlehm und Ziegelmehl bei definierter Trockendichte.

Substrat	Trockendichte nach DIN EN ISO 11272	Durchlässigkeitsbeiwert nach DIN 19683-9
Lößlehm	1,30 g/cm³	7,3 x 10^{-7} m/s
Ziegelmehl	1,39 g/cm³	5,9 x 10^{-7} m/s

Im Hinblick auf ihre hydraulische Durchlässigkeit unterscheiden sich die beiden Materialien nur unwesentlich voneinander. Sowohl der Lößlehm, als auch das Ziegelmehl, sind nach KA5 als „gering wasserleitfähig“ einzustufen [9].

Um zu beurteilen, inwiefern sich technogener und natürlich gewachsener Schluff im Hinblick auf Pflanzenwachstum und Wasserhaushalt unterscheiden, wurden beide Substrate bei optimalem Wassergehalt und mittlerer Lagerungsdichte in spezielle Mitscherlich-Pflanzgefäße eingebaut und mit Messtechnik zur Erfassung von Saugspannung und Wassergehalt ausgestattet. Um gleiche Ausgangsbedingungen zu schaffen, wurden beide Substrate zu Beginn des Versuches durch Wasserzugabe komplett aufgesättigt.

Nach der Aufsättigung wurde mit jeweils 20 Körner eines schnell keimenden Ammengrases (Roggentrespe) angesät. In der darauffolgenden Zeit wurden die Versuchsansätze durch tägliche Wasserzugabe gleichmäßig feucht gehalten. Nach acht Tagen konnte sowohl auf Lößlehm, als auch auf Ziegelmehl, ein gleichermaßen gutes Aufgehen des Saatgutes beobachtet werden. In der weiteren Entwicklung kam es jedoch auf dem Lößlehm zu einem stärkeren Längenwachstum des Grases. Die folgende Abbildung (Abb. 12) zeigt die beiden Versuchsansätze sechs Wochen nach der Ansaat.

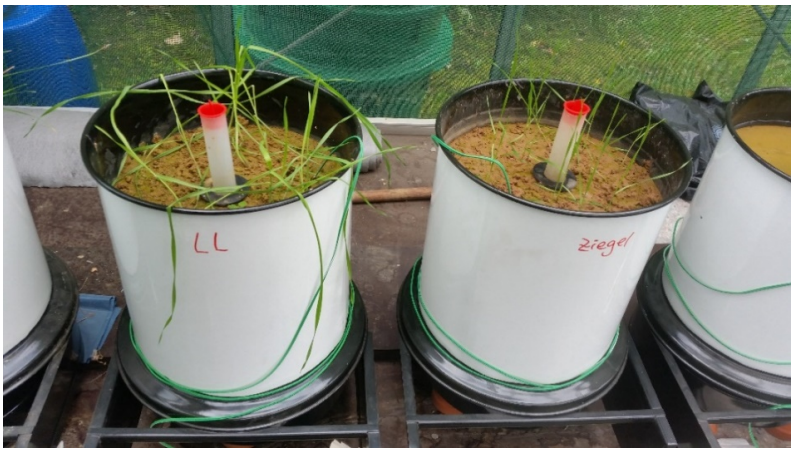


Abbildung 12: Lößlehm (links) und Ziegelmehl (rechts) in Mitscherlich-Pflanzgefäßen sechs Wochen nach der Ansaat mit Roggentrespe.

Nach Aufsättigung der beiden Substrate zu Beginn des Versuches, konnte im Ziegelmehl ein Wassergehalt von 50 Vol-% gemessen werden, im Lößlehm hingegen nur ein Wassergehalt von knapp 44 Vol-% (Abb. 13).

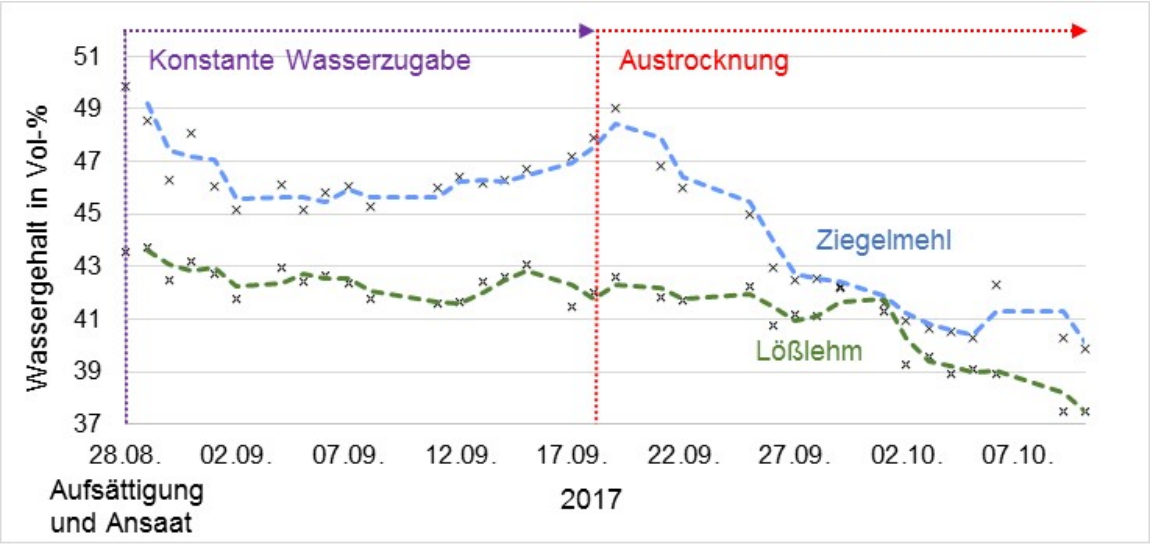


Abbildung 13: Vergleich des volumetrischen Wassergehaltes von Lößlehm und Ziegelmehl.

In den darauffolgenden drei Wochen blieb der volumetrische Wassergehalt in beiden Substraten unter täglicher Wasserzugabe nahezu unverändert. Bei Ziegelmehl ist der Wassergehalt jedoch bezogen auf den Sättigungszustand anfangs stärker abgefallen, bevor er sich in etwa auf einem Level eingepegelt hat. Drei Wochen nach Versuchsbeginn wurde das tägliche Aufgeben von Wasser eingestellt, um daraufhin das Austrocknungsverhalten der beiden Substrate vergleichsweise beobachten zu können. Dabei konnte wiederum beim Ziegelmehl eine anfangs deutlich schnellere Wasserabgabe beobachtet werden, und zwar von 49 Vol-% auf ca. 41 Vol-% innerhalb der ersten drei Wochen nach Beenden des Gießens. Im Lößlehm blieb der Wassergehalt während dieser drei Wochen mit ungefähr 42 Vol-% weitestgehend konstant. Der weitere Austrocknungsverlauf wird beobachtet.

6 Zusammenfassung und Ausblick

Zur Bewertung der obersten Bodenzone von Erdbauwerken unter Verwendung regionaltypischer Bodenmaterialien und einer nachfolgenden Ableitung optimierender Verfahren zur nachhaltigen Bodenressourcennutzung, wurden in einem automatischen Gewächshaus Versuchsböschungen in speziell gefertigte Pflanzkästen eingebaut. Unter gleichen klimatischen Bedingungen werden die Entwicklung der Vegetation, das Wurzelwachstum und die Bodenentwicklung in drei verschiedenen Varianten der Gestaltung jener Bodenzone über den Zeitraum einer bzw. zwei Vegetationsperioden beobachtet und beurteilt. Weiterhin werden Daten zur Wasserbewegung im Boden aufgenommen, deren Auswertung in Zukunft unter Einbeziehung der im Gewächshaus erfassten klimatischen Parameter und des unterschiedlichen Niederschlagsregimes erfolgen soll.

Zum jetzigen Zeitpunkt des Versuchsverlaufes lassen sich als erste Ergebnisse der Vegetationsentwicklung darstellen, dass sich bei der Variante zur Gestaltung der obersten durchwurzelbaren Bodenzone mittels Oberbodenabdeckung eine massewüchsige Vegetationsschicht vor allem durch eingeschlepptes Saatgut herausbildet. Die Rohbodenbegrünung stellt sich als günstige Variante für ein gleichmäßiges Aufgehen des speziell vorgesehenen Saatgutes dar. In einer Mischbodenvariante kann dies durch den Humusgehalt der dünnen eingearbeiteten Oberbodenschicht optimiert werden. Das Wurzelwachstum erscheint, soweit von außen durch die Sichtfenster beurteilbar, auch hier optimale Bedingungen zu finden und diese Bodenzone gut zu stabilisieren. Aber auch im Ansatz der Rohbodenbegrünung kommt es trotz ungünstiger Bedingungen im verdichteten Boden durchaus zu einem Wurzelwachstum bis in tiefere Schichten. Die Ausbildung des „Blumentopfeffektes“ beim Aufbringen einer stärkeren Oberbodenschicht auf dem verdichteten Unterboden, lässt sich aufgrund des horizontalen Wurzelwachstums am Sichtfenster vermuten. Die abschließende Beurteilung dessen steht noch für den Zeitpunkt des Öffnens der Pflanzkästen aus.

Der Vergleich zwischen Lößlehm und einem mittels Stiftmühle hergestellten Ziegelmehls sehr ähnlicher Korngrößenverteilung hat gezeigt, dass sich die beiden Materialien in den durchgeführten Versuchen mitunter sehr gegensätzlich verhalten. Besonders das vom Wassergehalt abhängige Verdichtungsverhalten von Ziegelmehl unterscheidet sich sehr stark von dem des natürlich gewachsenen Materials. Bei Lößlehm wird im Proctorversuch bei geringerem optimalem Wassergehalt eine deutlich höhere Lagerungsdichte erreicht. Ein interessanter Aspekt ist in dem unterschiedlichen Wasseraufnahme- und Wasserabgabeverhalten zu sehen. Ziegelmehl ist in der Lage, kurzfristig mehr Wasser aufzunehmen, welches jedoch bei anschließender Austrocknung wieder schnell an die Umgebung abgegeben wird.

Die hydraulische Leitfähigkeit der beiden Substrate unterscheidet sich hingegen nur unwesentlich voneinander. Auch eine Ansaat mit schnellwachsender Roggentrespe ließ sich auf beiden Substraten gleichermaßen realisieren.

7 Danksagung

Die vorliegende Veröffentlichung entstand im Rahmen des Verbundforschungsprojektes „Nachhaltige Umweltingenieurtechnik – Teilprojekt 1: Nachhaltige Bodenressourcennutzung“, welches durch Mittel aus dem Europäischen Sozialfonds gefördert wird
(Antragsnummer 100270155, Projektlaufzeit 01.07.2016 bis 30.06.2019). Das Projekt wird am Institut für Verfahrensentwicklung, Torf- und Naturstoff-Forschung (iTN) der Hochschule Zittau/Görlitz, der HTW Dresden, Fakultät Bauingenieurwesen/Architektur, sowie in Kooperation mit der TU Bergakademie Freiberg, durchgeführt.

Literaturverzeichnis

[1] DEUTSCHER WETTERDIENST (HRSG.): *Regionales Klimainformationssystem für Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen. ¡www.rekis.org¿, Recherchiert am 05.05.2017*

[2] BARTELS, H. ; DIETZER, B. ; MALITZ, G. ; ALBRECHT, F.M. ; GUTTENBERGER, J.: *KOSTRA-DWD-2000: Starkniederschlagshöhen für Deutschland (1951-2000). Fortschreibungsbericht des Deutschen Wetterdienstes, Abteilung Hydrometeorologie*. Selbstverlag, Offenbach a. M., 2005

[3] BESTE, A.: *Weiterentwicklung und Erprobung der Spatendiagnose als Feldmethode zur Bestimmung ökologisch wichtiger Gefügeeigenschaften landwirtschaftlich genutzter Böden*. Dissertation, Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung der Justus-Liebig-Universität Gießen, Mainz, 2002

[4] BLOEMER, S.: *Möglichkeiten der Begrünung technogener Bodensubstrate.* Fachzeitschrift für Garten-, Landschafts-, Spiel- und Sportplatzbau, Nr. 09, S.51 ff., 2012

[5] *DIN EN ISO 14688-1: Geotechnische Erkundung und Untersuchung - Bennenung, Beschreibung und Klassifizierung von Boden*. 2013

[6] HILTMANN, W. ; STRIBRNY, B.: *Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten. Band 5 - Tonmineralogie und Bodenphysik*. Springer, Berlin, 1998

[7] *DIN 18 122-1: Baugrund, Untersuchung von Bodenproben - Zustandsgrenzen*. 1997

[8] *DIN 18 127: Baugrund, Untersuchung von Bodenproben - Proctorversuch*. 2012

[9] AD-HOC-AG BODEN (HRSG.): *Bodenkundliche Kartieranleitung KA5. 5. verbesserte und erweiterte Auflage*. E. Schweitzerbart'sche, Hannover, 2005