

Biotypenausstattung und landschaftsökologische Analyse der Altbergbauhalden in der Freiburger Bergbaufolgelandschaft

Habitat types and landscape ecological analyses of historical mining dumps in the post-mining landscape of Freiberg

Lukas Häuser

Zusammenfassung: Die Region um Freiberg ist einer der bedeutendsten Standorte der Bergbaugeschichte Deutschlands. Zum Teil mehr als 150 bis 300 Jahre später zeugen noch immer zahlreiche Relikte von dieser Epoche. Die vielen Berge- und Spülhalden sowie wenige Schlackenhalden sind heute landschaftsprägende Elemente und stehen auf Grund ihrer bergbaugeschichtlichen Bedeutung zum Großteil unter Denkmalschutz. Viele der Halden sind durch anthropogene, aber auch natürliche Überprägung als solche in der Landschaft nur noch schwer auszumachen. Im Rahmen der Masterarbeit nach Häuser (2021) wurde der Frage nachgegangen, welche ökologische Bedeutung diese Halden haben und in welchen Beziehungen diese mit der Landschaft stehen. Dazu wurde auf allen noch existierenden Berge- und Spülhalden der Freiburger Bergbaufolgelandschaft mittels Interpretation von Luftbildern aus dem Jahr 2018 eine Biotypen-Kartierung durchgeführt. Weiterhin wurden landschaftsökologische Untersuchungen unter dem Einsatz von GIS-Methoden vorgenommen, wobei die geologischen Standortbedingungen, die morphologische Struktur, die Isolation und die Umgebung der Halden analysiert wurden. Auf den 478 Berge- und 5 Spülhalden wurden insgesamt 159 Biotypen festgestellt. Rund die Hälfte der akkumulierten Haldenfläche war mit Wald-Biotypen bedeckt, rund ein Viertel mit Offenland-Biotypen. Ein weiteres Viertel war durch Nutzungstypen (Siedlung, Infrastruktur, Grünflächen) geprägt. Die verbreitetsten Biotypen waren Birken-Laubwälder und eichendominierte Laubmischwälder. Beide waren in verschiedenen Artenzusammensetzungen auf 21 % der akkumulierten Haldenfläche zu finden. Die Wälder waren dominiert von den Laubbaumarten Stiel-Eiche (*Quercus robur*), Hänge-Birke (*Betula pendula*) und Zitterpappel (*Populus tremula*), Nadelbaumbestände waren seltener. In Mischwäldern kam insbesondere die Wald-Kiefer (*Pinus sylvestris*) vor. Damit waren Pionierarten in den Wäldern der Halden vorherrschend. Rund die Hälfte der Wälder waren im Vorwaldstadium, die andere Hälfte waren gemischtaltrige Bestände oder Altholzbestände. In forstwirtschaftlich genutzten Beständen war die Gemeine Fichte (*Picea abies*) dominierend. Besondere Biotope waren die durch natürliche Sukzession entstandenen Wälder und die geschützten Zwergstrauchheiden (Vorkommen auf 5 Halden) und Schwermetallrasen (Vorkommen auf 12 Halden). Auf den Bergehalden wurden durchschnittlich 3,4 und auf den Spülhalden 16,2 Biotypen festgestellt. Die mittlere Flächengröße der Bergehalden lag bei $3.612 \pm 474 \text{ m}^2$, die der Spülhalden bei 83.745 m^2 . Die Bergehalden waren im Mittel 3,8 m und die Spülhalden 29,6 m hoch. Die Bergehalden waren im Durchschnitt mit einem Wert von 0,78 kompakter als die Spülhalden (0,64). Zwischen den Haldenparametern konnten verschiedene Zusammenhänge festgestellt werden. Unter anderem korrelierte die Isolation mit der Haldengröße und der Kompaktheit. Die die Berge- und Spülhalden umgebende Landschaft war zu 60 % durch intensive Landwirtschaft geprägt. Auf 18 % der umgebenden Fläche waren Ruderal- und Staudenfluren zu finden. 16 % waren urban geprägt. Nur 4 % der Fläche nahmen die auf den Halden dominierenden Wälder ein. Ein Zusammenhang zwischen der Biotypenzusammensetzung auf den Halden und in der Umgebung bestand dennoch: Auf Halden, deren Umgebung von Wäldern dominiert war, kamen erkennbar häufiger auch Wald-Biotypen vor. Bei den Nutzungstypen der Siedlungen konnte ähnliches beobachtet werden. Die 5 Spülhalden waren hinsichtlich ihrer Biotypenzusammensetzung insbesondere aufgrund ihrer Größen- und Nutzungsunterschiede untereinander verschieden. Die Bergehalden jedoch zeigten im Vergleich untereinander zum Teil ähnliche Biotypenzusammensetzungen. Daher konnten 6 Haldentypen identifiziert werden. 20 Bergehalden wurden dem „Grünland-Typ, siedlungsbeeinflusst“ zugeordnet. Hier waren intensiv genutztes Grünland und urbane Grünflächen die vorherrschenden Biotypen. Häufig in Siedlungsnähe zu finden, waren daher auch Gebäude und Verkehrsflächen verbreitet. Eine ähnliche

Biotoypenzusammensetzung war auf den 86 Bergehalden anzutreffen, die dem „Siedlungs-Typ, grünlandbeeinflusst“ zugeordnet wurden. Der urbane Einfluss und die damit einhergehende Versiegelung waren jedoch höher. Die Halden dieses Typs waren im Mittel die größten. Der „Brachen-Typ, Stauden“, der „Brachen-Typ, Gehölze“ und der „Sukzessionswald-Typ“ zeichneten sich hingegen durch einen höheren Grad an Naturnähe aus. Dementsprechend zeigten sich für diese Haldentypen die höchsten relativen Biotopwerte. Diese unterschieden sich hinsichtlich ihres Sukzessionsstadiums. Die 26 Bergehalden des „Brachen-Typ, Stauden“ waren am stärksten isoliert. Hier kamen insbesondere Biotoypen der frischen Ruderal- und Staudenfluren vor. Diese wurden ebenfalls auf den 34 Bergehalden des „Brachen-Typ, Gehölze“ festgestellt. Dominant waren jedoch Gebüsche frischer Standorte und vereinzelte Individuen der Pionierbaumarten. Am weitesten verbreitet war der „Sukzessionswald-Typ“, welcher auf 239 Bergehalden mit natürlicher Artenzusammensetzung vorkam. Dem gegenüber wurde auf 69 Bergehalden der „Wirtschaftswald-Typ“ festgestellt. In Folge forstwirtschaftlicher Nutzung waren die Baumbestände von standortfremden Arten geprägt. Die meisten Halden wurden nach Nutzungseinstellung folglich der natürlichen Sukzession überlassen und fungieren heute als wichtige Trittsteinbiotope im landwirtschaftlich geprägten unteren Erzgebirge.

Schlüsselwörter/Keywords: Biotoypenausstattung, Bergehalden, Gehölze, Bergbaufolgelandschaft; habitat type composition, mine dumps, woody plants, post-mining landscape.

1. Einleitung

Im Jahre 1168 wurde in Christiansdorf, im Bereich der heutigen Altstadt von Freiberg, erstmals Silber gefunden (Sebastian 2013). Von da an begann die Bergbautradition im bis dahin wenig besiedelten Erzgebirge. Markgraf Otto von Wettin gab den Abbau für jedermann frei, was zu einem regelrechten Silberrausch führte (Wagenbreth & Wächter 1988). Die bergbauliche Tätigkeit dehnte sich ausgehend vom Erstfundort immer weiter aus. Ende des 17. Jahrhunderts erstreckte sich das unterirdische Stolln-Netz des Freiburger Bergbaureviers auf einer Länge von rund 150 km und ging in das Brander Bergbaurevier über (Wagenbreth & Wächter 1988). Heute zeugen noch zahlreiche Relikte um Freiberg und Brand-Erbisdorf vom Bergbau. Allen voran sind dabei die zahlreich entstandenen Bergehalden zu nennen, sind diese doch charakteristische und landschaftsprägende Elemente.

Nach Einstellung der Bergbautätigkeit wurden die Halden außerhalb der Siedlungsbereiche weitestgehend sich selbst überlassen, sodass sie eine Wiederbesiedelung mit nachfolgender natürlicher Sukzession durchliefen. Heute sind die Halden als Gehölzinseln in der überwiegend landwirtschaftlich genutzten Landschaft zu erkennen. In der letzten Phase des modernen Bergbaus kamen im Freiburger Lagerstättenbezirk noch einige wenige Spülhalden hinzu, welche Flotationsrückstände der Erzaufbereitung fassen sollten (Mollée 2013). Da der Schwermetallgehalt des Gesteins der Region hoch ist und bei der Aufbereitung der Erze in den Rückständen eine Aufkonzentration der Schwermetalle stattfand, ist die Belastung auf den Spülhalden besonders hoch (Golde 2013). Einerseits aufgrund der bemerkenswerten Standortbedingungen auf den Halden mit besonderen Artvorkommen und andererseits aufgrund der durch primäre natürliche Sukzession entstandenen Lebensräume sind die Halden in der Freiburger Bergbaufolgelandschaft von hoher ökologischer und landschaftsstruktureller Relevanz. Damit ist die Freiburger Bergbaufolgelandschaft ein in Deutschland einzigartiger Landschaftsraum.

Die hiesigen Halden waren schon einige Male Untersuchungsgegenstand der AG Biologie/ Ökologie der TU Bergakademie Freiberg. Recht umfangreich untersucht wurden insbesondere die Spülhalden. Bekannt sind nach Erler et al. (2017), Richert et al. (2017), Scholz et al. (2017), Meyer & Richert (2018) und Westhäuser & Richert (2017) unter anderem deren Biotoypenausstattungen, floristische Artenzusammensetzungen und deren Gehölzstruktur. Zudem wurden faunistische Untersuchungen vorgenommen (Funke et al. 2017). Auch die geochemische Beschaffenheit wurde analysiert (Wiche et al. 2018). Die Bergehalden waren hingegen weniger intensiv erforscht. Untersucht wurde unter anderem das Vorkommen ausgewählter Zielarten und deren Inselökologie (Kühne & Regner 2011; Zerbs 2019). Erste umfassendere Analysen der Struktur und Lebensraumausstattung der Bergehalden in Jähmig (2012) sollten im Rahmen einer Masterarbeit ausgeweitet und fortgeführt werden (Häuser 2021). Hierin soll ein vollumfänglicher Überblick der Biotoypenausstattung der Halden des Freiburger Lagerstättenbezirks geliefert werden. Der Schwerpunkt lag auf der luftbildgestützten Biotoypenkartierung und der Beschreibung der vorkommenden Biotoypen. Für alle untersuchten Halden sollten Standort- und Strukturdaten erhoben sowie Diversitätsparameter und die ökologische Bedeutung ermittelt und ausgewertet werden. Außerdem sollte in den Analysen der Bezug zur umliegenden Landschaft hergestellt und die Bedeutung der Halden für den hiesigen Landschaftsraum beurteilt werden. Es galt die Frage zu beantworten, ob sich die Bergehalden in Haldentypen unterscheiden und miteinander vergleichen lassen.

2. Untersuchungsgebiet

2.1 Geographische Lage

Das Untersuchungsgebiet der Freiburger Bergbaufolgelandschaft lag zwischen Chemnitz und Dresden und erstreckte sich auf einer Fläche von über 98 km² (Abb. 1). Es maß in seiner maximalen Nord-Süd-Ausdehnung über 15 km vom nördlichsten Punkt bei Großschirma (50°57'28"N 13°19'1"O), welcher zugleich mit 298 m ü. NN der niedrigste Punkt im Untersuchungsgebiet war, bis zum südlichsten Punkt bei Weigmannsdorf (50°49'43"N 13°21'42"O). Die maximale West-Ost-Ausdehnung betrug rund 10 km von Wegefath bis Muldenhütten. Der östlichste Punkt lag auf den Koordinaten 50°54'32"N 13°14'27"O, der westlichste Punkt bei 50°50'52"N 13°24'11"O. Der höchstgelegene Punkt war eine Erhebung von rund 550 m ü. NN in der Nähe von Mönchenfrei zwischen Brand-Erbisdorf und Großhartmannsdorf. Von den im Süden gelegenen Ortschaften Langenau und Brand-Erbisdorf erstreckt sich das Hauptabbaugebiet in nordöstlicher Richtung nach Freiberg und folgt dann bei Halsbach dem Muldenverlauf nach Norden an Halsbrücke vorbei bis Rothenfurt (Wagenbreth & Wächtler 1988). Das Untersuchungsgebiet umfasste das gesamte Freiburger Stadtgebiet westlich der Freiburger Mulde und das Stadtgebiet von Brand-Erbisdorf. Von Tälern umgeben stellt die durch Tiefenerosion losgelöste und nach Süden flach ansteigende Freiburger Hochfläche das Untersuchungsgebiet dar.

2.2 Naturräumliche Charakterisierung

2.2.1 Naturräumliche Zuordnung

Naturräumlich liegt die Freiburger Bergbaufolgelandschaft am nördlichen Rand des östlichen Erzgebirges im Übergang zum Mulde-Lösshügelland (Mannsfeld & Syrbe 2008). Aufgrund einer fehlenden Reliefkante ist der Übergang zwischen Osterzgebirge und Mulde-Lösshügelland fließend (Golde 2013). Das Untersuchungsgebiet liegt auf dem Gebiet von 10 in Abb. 2 dargestellten Mikrogeochoren, bzw. 4 Mesogeochoren: dem Muldelland bei Freiberg um das Tal der Freiburger Mulde im Norden, dem Muldelland bei Lichtenberg im Osten, dem Saydaer Rücken- und Riedelland im Süden und der Freiburger Hochfläche. Letztere nimmt dabei den größten Anteil am Untersuchungsgebiet ein. Charakteristisch für diese Landschaftseinheit sind einerseits die weitestgehend relieflosen, durch die Neigung des Erzgebirgsblockes meist nach Norden ausgerichteten plateauartigen Riedel, wie die Freiburger Hochfläche. Andererseits sind die tief eingeschnittenen Täler der Erzgebirgsflüsse, wie die begrenzenden Flüsse Mulde und Striegis, typisch. Diese bilden häufig Kerbtäler mit bewaldeten Steilhängen (Mannsfeld & Syrbe 2008). Der das Untersuchungsgebiet prägende Riedel erstreckt sich von Süden her zwischen Striegis- und Münzbachtal und fällt dann an der Mündung von Kleinwaltersdorfer Bach in die Freiburger Mulde bei Großschirma talwärts ab. Abgesehen von den muldenförmigen flachen Tälern der Zuflüsse zur Freiburger Mulde (z. B. der Münzbach) ist die Landschaft der Freiburger Hochfläche recht eben. Eine naturräumliche, anthropogen entstandene Besonderheit sind die zahlreichen Halden und Pingen, welche Erhebungen und Vertiefungen in der Landschaft darstellen.

2.2.2 Geologie

Das Untersuchungsgebiet befand sich in der Erzgebirgs-Zentralzone. Diese ist Teil der Fichtelgebirgisch-Erzgebirgischen Antiklinalzone. Vor allem im nördlichen Bereich des Übergangs zwischen Erzgebirge und Sächsischem Lösshügelland sind geologische Merkmale beider Raumeinheiten anzutreffen (Pälchen & Walter 2008). Außerdem unterscheidet sich der Untergrund je nach Standort auf dem Hochplateau und in den Tälern. Die eingeschnittenen Täler sind jedoch erosionsbedingt durch das Osterzgebirge beeinflusst, also durch die hier vorkommenden sauren bis intermediären Magmatiten und Metamorphiten (Bräutigam 2016). Auch nach Süden Richtung Brand-Erbisdorf nimmt die Lössdecke aufgrund der Exponiertheit ab und der Einfluss der durch Gneise geprägten Geologie zu. Bemerkbar ist daher der Graugneiskomplex, in dem Erzgebirgskristalline wie Gneise und Glimmerschiefer, aber auch Granite, Granodiorite, verschiedenartige Subvulkanite und Ganggesteine vorherrschen (Heilmann et al. 1993; Bräutigam 2016, vgl. Lithologie des Untersuchungsgebietes in Abb. A1, Anhang I).

Die Untersuchungsgebiet ist geprägt von der überwiegend aus grauen Gneisen bestehenden Freiburger Kuppel, welche eine domartige geologische Struktur darstellt (Sebastian 2013). Diese ist durch die mit hohem Druck verbundene Gebirgsfaltung entstanden. Diese Kuppel ist schalenartig unterteilt. Bei dieser Unterteilung spricht man vom Inneren und vom Äußeren Freiburger Gneis. Bei dem Inneren Freiburger Gneis wird weiterhin zwischen dem häufig augigen Freiburger Normalgneis und dem flaserig, stengeligen Brander Gneis unterschieden. Der Äußere Freiburger Gneis wird auch als Wegefathener Gneis bezeichnet, für welchen Metasedimente, wie Marmor, Quarzite und Metakonglomerate kennzeichnend sind. Diese Bezeichnungen geben damit den Hinweis auf die Lokalität des Vorkommens (Sebastian 2013). Die eingelagerten Erzgänge bildeten die Grundlage für den Beginn der Bergbauepoche. Deren Anordnung ist dem tektonisch fixierten sogenannten Freiburger Gangsystem zugrunde gelegt (Baumann 1970). So gibt es mehrere Erzformationen, die zu unterschiedlichen Zeiten entstanden sind und Polymetall-Lagerstätten bildeten. Dieses bargen Vorkommen der Erzminerale Bleiglanz, Zinkblende, Schwefelkies, Arsenkies, Kupferkies und einiger Silbererze (Golde 2013). Für den Abbau relevant waren – vor allem in den Anfangsepochen des Bergbaus – die Oxydations- und Zementationszone bis in etwa 50 m Tiefe, in denen sich meist gediegenes Silber finden ließ (Wagenbreth & Wächtler 1988).

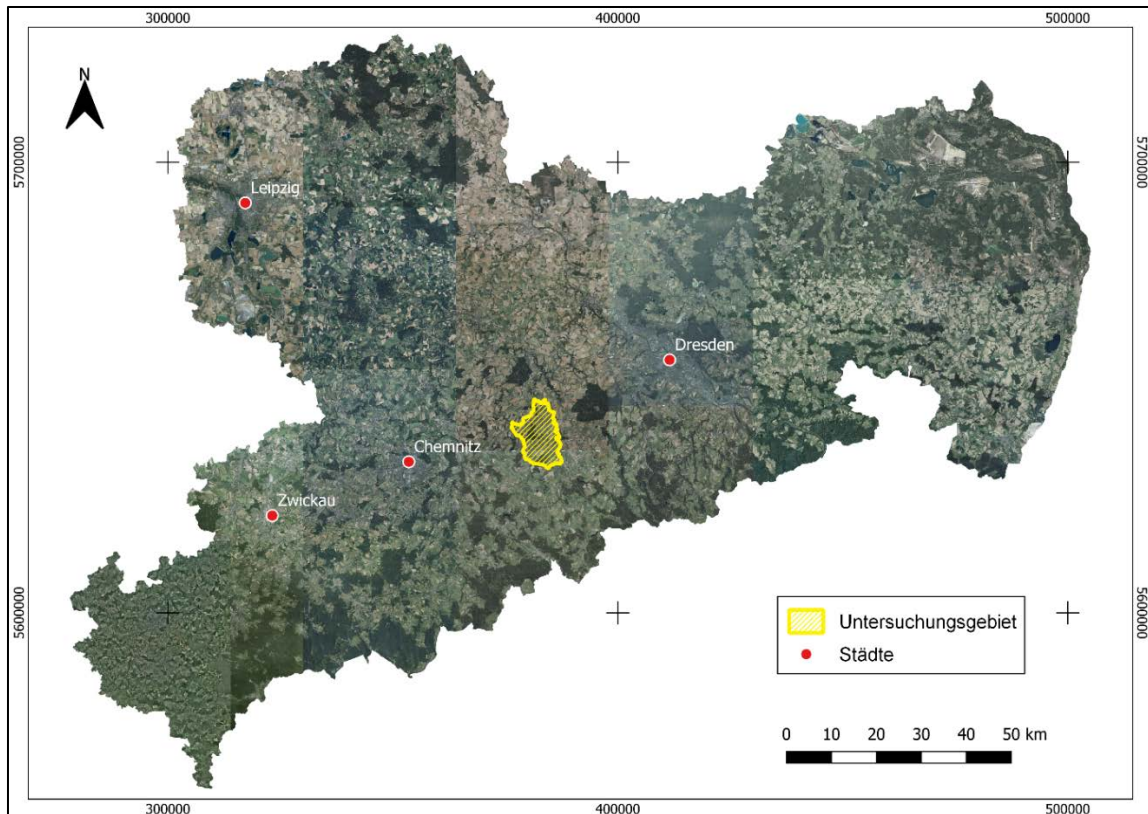


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes zwischen Chemnitz und Dresden in Sachsen. Dargestellt wurden Städte mit Einwohnerzahlen über 100.000. Kartengrundlage: Digitale Orthophotos WMS SN DOP-RGB (GeoSN 2015a).

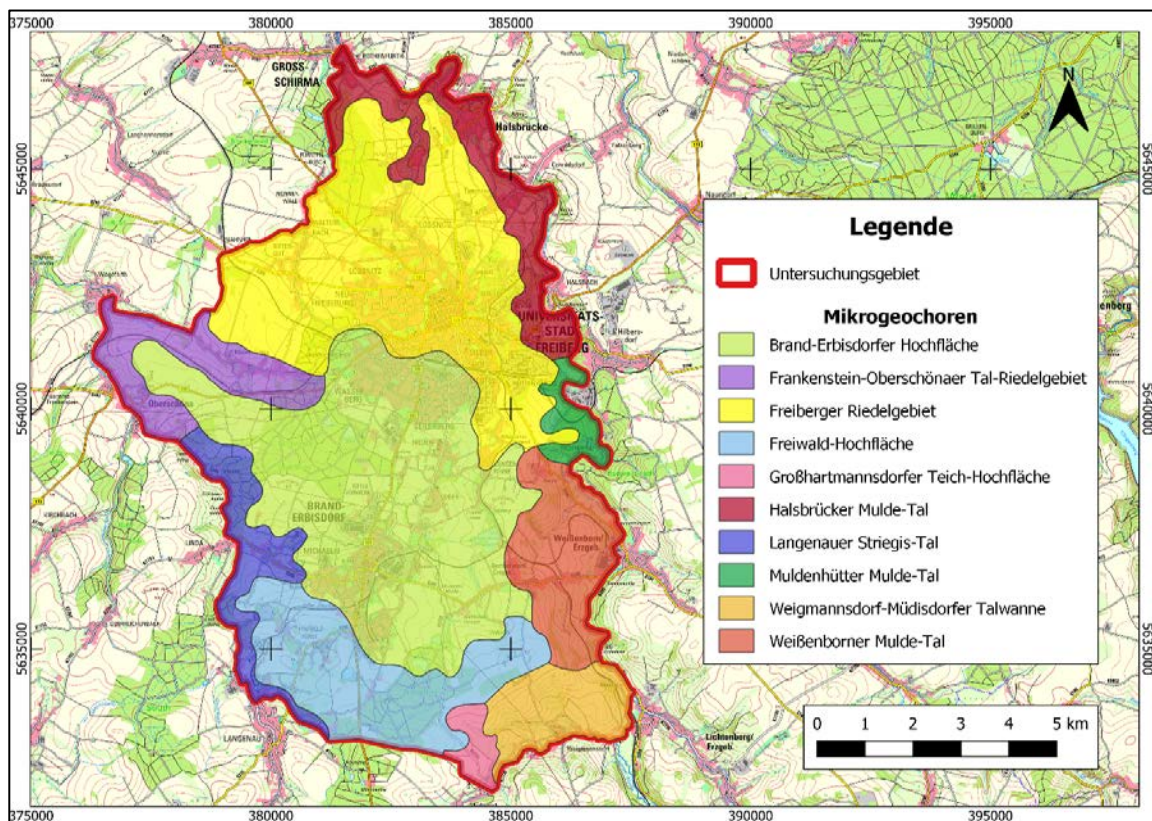


Abb. 2: Die naturräumliche Landschaftsgliederung des Untersuchungsgebietes und deren Mikrogeochoren. Kartengrundlage: Digitale Topographische Karte WMS SN DTK-PG (GeoSN 2015b) und Mikrogeochore Sachsens (LFZ 2018).

2.2.3 Böden

Die im Untersuchungsgebiet vorliegenden Böden sind eng mit der anstehenden Geologie verbunden. Das Gebiet ist Teil der Bodenregion der Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an Magmatiten und Metamorphiten (Bräutigam 2016). Da die Lössgehalte mit zunehmender Höhe aufgrund der höheren Erosionsrate geringer werden, steht dort vor allem dichtgelagertes Festgesteinsverwitterungsmaterial des Gneises an, welches die Grundlage für darauf stattfindende bodenbildende Prozesse darstellt (Heilmann et al. 1993). Wo flaches Gelände in Verbindung mit dem Verwitterungsschutt Staunässe begünstigt, sind auf den typischen Braunerden, Parabraunerden und Pseudogleyen entsprechende Vernässungserscheinungen anzutreffen (Heilmann et al. 1993). Auf den Hochflächen sind durchaus Lössauflagen vorhanden, die die landwirtschaftliche Nutzung attraktiv machen. Aus diesem Grund werden die Böden hier intensiv landwirtschaftlich genutzt (Golde 2013). Mit bis zu 500 m ü. NN reichen die inselhaft auftretenden Lössderivate aufgrund von jungglazialen Aufwehungen bis zu einer Linie von Wegefath bis Zug recht weit hinauf. Diese sind hier meist pseudovergleyt (Mannsfeld & Syrbe 2008)

Die Zusammensetzung des Bodens auf den Halden der Region ist jedoch nicht mit den Bedingungen des in der Region natürlich vorkommenden Bodens vergleichbar (Heilmann et al. 1993). Aufgrund des sauren Ausgangsmaterials sind auch die anstehenden Böden im sauren Milieu. Die Bodenaufgabe ist meist geringmächtig und abhängig vom Haldenmaterial und der Landnutzungsform auf den Halden und in deren Umgebung. Auf dem zum Großteil aus Quarz und Feldspat, aber auch aus Glimmer, Fluss-, Schwer- und Kalkspat bestehenden Spülsanden, geht die Bodenbildung durch den für lange Zeit spärlichen Bewuchs nur sehr langsam voran (Hertwig et al. 1994). Dort liegt dann meist die Form Kipp-Humusgneislehmsand – Lockersyroseme vor (Hertwig et al. 1994). Dieser Boden weist eine recht geringe Wasserkapazität auf, sodass die Standorte auf der Halde größtenteils trocken sind. Ebenfalls ungünstig sind die Bedingungen für die Bodenbildung auf den Bergehalden. Durch die Überhöhung der Halden über der Geländeoberkante und das grobe Material mit zahlreichen Grobporen wiesen auch die Bergehalden vor allem in den ersten Jahrzehnten der Liegezeit nur ein geringes Wasserhaltevermögen auf. Auf Grund der Exponiertheit über dem Gelände wurde die Streuschicht zudem leicht abgetragen. Das Bergematerial lag abseits der, in den Siedlungsbereichen anthropogen überprägten Halden, frei und der Verwitterung ausgesetzt an der Oberfläche (Hertwig et al. 1994). Aufgrund des hohen Alters der Bergehalden sind die Bodenbildungsprozesse mittlerweile jedoch weit fortgeschritten. Zum Teil befinden sich dort mehrere Dezimeter starke Regosole mit Rohhumus-Auflagerung. Die im Oberboden enthaltenen Schwermetalle sind häufig nach unten verlagert wurden, sodass sich kaum vegetationskundliche Besonderheiten finden lassen (Golde 2013).

2.2.4 Klimatische Verhältnisse

Die Freiburger Hochfläche ist klimatisch geprägt durch das Erzgebirge. Die klimatischen Bedingungen unterscheiden sich innerhalb des Untersuchungsgebietes allerdings deutlich. Der Grund dafür liegt vor allem in der Höhendifferenz von über 250 m. Demzufolge ist die Temperatur im Norden des Untersuchungsgebietes im Durchschnitt höher und die mittlere jährliche Niederschlagsmenge geringer als im Süden. Nach Mannsfeld & Syrbe (2008) wird auf der Freiburger Hochfläche eine mittlere jährliche Durchschnittstemperatur von 7,5 °C erreicht. Der Erzgebirgseinfluss wird bei Betrachtung der durchschnittlichen Jahresniederschlagssumme deutlich. Denn aufgrund von Stauniederschlägen bei häufig auftretenden Nordwest-Wetterlagen liegt der Wert bei 818 mm pro Jahr. Im Vergleich zum Mittleren Erzgebirge ist der kontinentale Einfluss spürbar und die Niederschlagssumme daher geringer (Mannsfeld & Syrbe 2008). Die mittlere jährliche potentielle Verdunstung reicht von 500 mm südlich von Brand-Erbisdorf bis 550 mm bei Rothenfurt. Nach Hydrologischem Atlas Deutschland (HAD) ist die klimatische Wasserbilanz damit durchweg deutlich positiv (BfG 2020). Die Vegetationsperiode beginnt in der Region zwischen Freiberg und Brand-Erbisdorf im Durchschnitt Anfang April und dauert etwas weniger als 200 Tage an (Bernhofer & Goldberg 2008).

Im Jahresverlauf gibt es im mittleren Sachsen um die vier meteorologische Trockenperioden, die großen Einfluss auf die vorliegende Vegetation haben können (Bernhofer & Goldberg 2008). Je nach genauer Lage der einzelnen Untersuchungsflächen und damit verbundenem Lokalklima kann der Einfluss abgeschwächt oder zusätzlich verstärkt werden. Vor allem in den Wintermonaten sind die aus dem Erzgebirge kommenden Flüsse für die Mitfuhr frostiger Temperaturen bekannt. Außerdem spielt die Exposition und damit verbundene Einstrahlung auf den einzelnen Halden eine Rolle. Je nach Bewuchs und Vegetationszustand kann sich zudem das Lokalklima der Halden vom Klima deren Umgebung unterscheiden. Vor allem die vegetationslosen Standorte mit geringem Albedo-Wert können bei Sonneneinstrahlung eine Aufheizung des Standortes bedingen. Auch die anthropogene Überprägung hat einen großen Einfluss, denn der Versiegelungsgrad wirkt sich entscheidend auf das Lokalklima aus.

2.2.5 Potentielle natürliche Vegetation (PNV)

Ohne den anthropogenen Einfluss wäre das Untersuchungsgebiet nahezu komplett bewaldet. Betrachtet man die PNV auf floristisch-pflanzengeografischer Grundlage, fällt auf, dass der Großteil des Untersuchungsgebietes von submontanem Eichen-(Tannen-)Buchenwald bedeckt wäre (Abb. 3). An den Talhängen der Freiburger Mulde am nördlichen Rand des Untersuchungsgebietes würde sich ein Höhenkiefern-(Tannen-)Traubeneichenwald und im Bereich des heutigen Freiburger Stadtwaldes ein Fichten-(Tannen-)Stieleichenwald durchsetzen (Schmidt et al. 2002). Betrachtet man die Situation auf standörtlich-vegetationskundlicher Grundlage, ist das Untersuchungsgebiet zweigeteilt. Der nördliche Teil fällt in die Zone der hochkollinen Hainsimsen-Eichen-Buchenwälder. Ab einer Höhenlage von ungefähr 450 m ü. NN würde ein submontaner Hainsimsen-Eichen-Buchenwald vorherrschen (Schmidt et al. 2002). Diese sind durch eine geringe Basenversorgung, eine ziemlich arme bis mäßige Nährstoffversorgung, eine mäßig saure bis saure Bodenreaktion und eine mäßig trockene bis frische Feuchtigkeitsstufe geprägt (Schmidt et al. 2002). Die typischen Arten in der Baumschicht sind: Rotbuche (*Fagus sylvatica*), Eichen (*Quercus petraea*, *Quercus robur*), Hainbuche (*Carpinus betulus*), Berg-Ahorn (*Acer pseudoplatanus*), Weiß-Tanne (*Abies alba*). In der Strauchschicht kommen Holunder (*Sambucus nigra*, *Sambucus racemosa*), Haselnuss (*Corylus avellana*) und Faulbaum (*Frangula alnus*) vor und die Krautschicht wird typischerweise durch die Arten Schmalblättrige Hainsimse (*Luzula luzuloides*), Draht-Schmiele (*Deschampsia flexuosa*), Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*), Habichtskraut-Arten (*Hieracium* spp.) und viele weitere charakterisiert (Schmidt et al. 2002). Die Einordnung nach angegebener PNV ist jedoch nur eingeschränkt möglich. Halden wie auch Bergbau- und Siedlungsgebiete werden in die Gruppe der anthropogen geprägten Bereiche eingeordnet und weichen aufgrund der überprägten Standortbedingungen ab (Schmidt et al. 2002).

Je nach Alter und Material der Halden kann zunächst auch von einem Birken-Stieleichenwald als PNV ausgegangen werden. Dieser stellt sich noch vor der oben angegebenen tatsächlichen PNV nach wenigen Jahrzehnten Liegezeit ein. Geltend ist dies insbesondere für die jüngeren Spülhalden in der Region. Typisch für den Birken-Stieleichenwald sind stark saure Bodenverhältnisse. Die prägenden Baumarten sind die Stiel-Eiche (*Quercus robur*), die Hänge-Birke (*Betula pendula*), die Wald-Kiefer (*Pinus sylvestris*) und die Zitterpappel (*Populus tremula*) (Schmidt et al. 2002). Der pH-Wert der Bodenaufgabe ist jedoch abhängig vom Verwitterungsprodukt des Bergematerials, welches sich je nach Lage im Untersuchungsgebiet durchaus unterscheidet (Golde 2013). Ein Einfluss auf die gegenwärtige Vegetation ist denkbar.

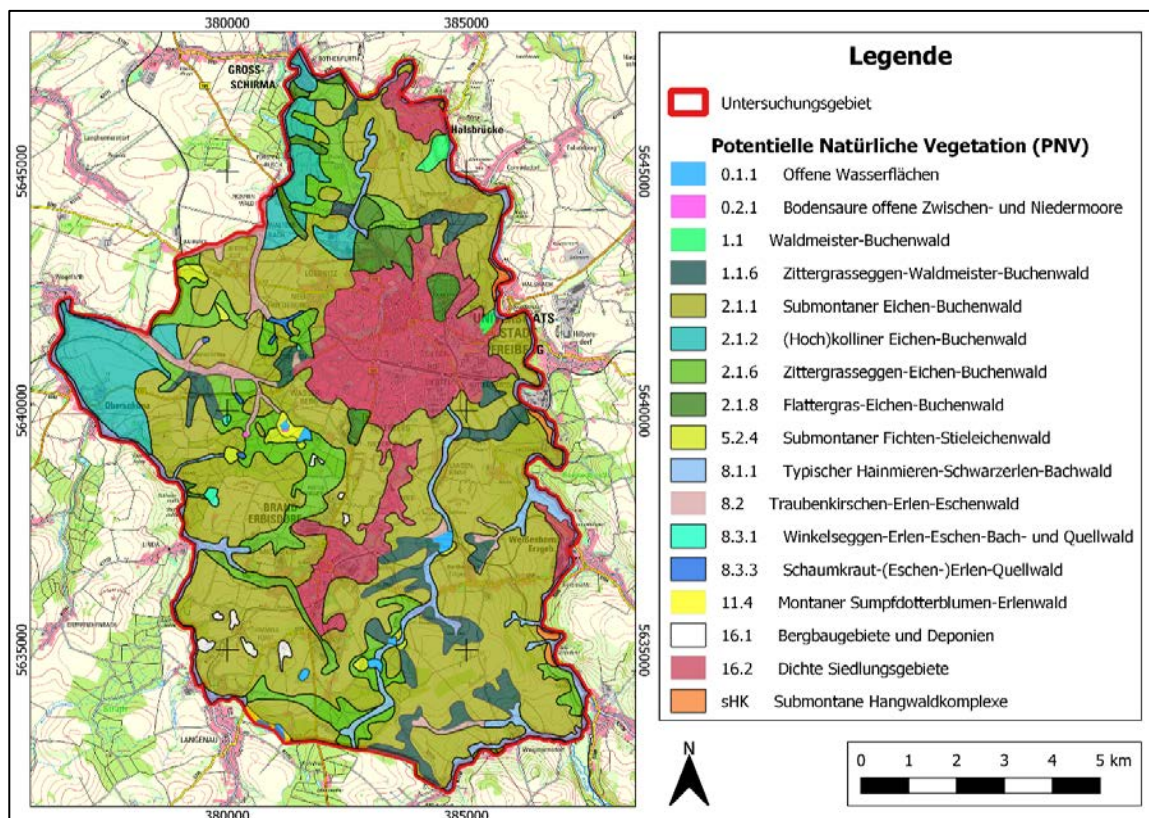


Abb. 3: Potentielle Natürliche Vegetation (PNV) im Untersuchungsgebiet. Kartengrundlage: Digitale Topographische Karte WMS SN DTK-PG (GeoSN 2015b) und Potentielle natürliche Vegetation in Sachsen (GeoSN 2002).

2.3 Gebietshistorie

Nachdem der Meißner Markgraf Otto von Wettin das Land zwischen Mulde und Striegis südlich von Tuttendorf roden ließ, wurde im Münzbachtal im Bereich der heutigen Berggasse in Freiberg die Siedlung Christiansdorf gegründet. Wenige Jahre später im Jahr 1168 wurde dort erstmals Silbererz entdeckt. Daraufhin begann eine rege Bergbautätigkeit am Hauptstollngang Stehender. Zwischen 1170 und 1180 wurden immer mehr Erzgänge entdeckt. Das Abbaugelände erstreckte sich nunmehr bis zur Mulde. Die Bergarbeitersiedlung Zug entstand im Süden von Christiansdorf entlang des parallel zum Hauptstollngang verlaufenden Thurmhof Stehenden. Nach rund 50 Jahren des Bergbaus am Standort war Freiberg schon auf die Größe der heutigen Altstadt angewachsen und wurde durch eine Stadtmauer befestigt (Wagenbreth & Wächter 1988). Mit zunehmender Grubentiefe wurde der Einstrom von Grundwasser ein immer größer werdendes Problem, was zu einer ersten Krise des Bergbaus führte (Golde 2013).

In der zweiten Hauptperiode wurde das Kunstgraben- und Stolln-Entwässerungssystem stark ausgebaut (Golde 2013). Zudem breitete sich der Bergbau immer weiter in Südrichtung aus. In der zweiten Hälfte des 15. Jahrhunderts fand erstmals der Brandstolln eine Erwähnung und die Bergbausiedlung „Auf dem Brand“ wurde errichtet. Somit befinden sich die ältesten Halden im Bereich des Freiburger Stadtgebietes, gefolgt von den Halden nördlich von Freiberg um die Reiche Zeche bis nach Halsbrücke. Die Halden um Brand-Erbisdorf und Himmelfürst sind die jüngsten. Trotz des teilweisen Alters von bis zu über 800 Jahren betrug die höchste Liegezeit nach der letzten Ablagerung rund 300 Jahre, da auch die ältesten Schächte nach zahlreichen Bergbau-Krisen und Phasen des Wiederaufblühens einige Reaktivierungen erfuhren. Beispielsweise erreichten die kleineren Halden auf dem Hauptstollngang zwischen der Reichen Zeche und Tuttendorf erst im 18. Jahrhundert ihre heutige Größe. Neue Techniken ermöglichten die Gewinnung zuvor unerreichbarer Rohstoffe. Die Bergbautechniken und Produktionsverhältnisse lassen sich zum Teil noch heute aus der Haldenbeschaffenheit ableiten (Wagenbreth & Wächter 1988). Die großen Halden, wie die der Himmelfahrt-Fundgrube (Freiberg), der Beschert Glück-Fundgrube (Zug) und der Himmelfürst-Fundgrube (Himmelfürst), entstanden meist in Bergbauepochen nach der dritten Hauptperiode im späten 19. und im 20. Jahrhundert (Golde 2013). Im 20. Jahrhundert kam mit der Flotation eine neue effektivere Gewinnungsmethode auf, sodass nun große Spülhalden entstanden. Mit einer Liegezeit von rund 50 bis 60 Jahren sind diese somit die jüngsten Bergbauhalden im Freiburger Revier. Der Abschluss der Einspülung besiegelte schließlich das Ende der 800 Jahre währenden Bergbautätigkeit im Untersuchungsgebiet (Mollée 2013). Schätzungen gehen davon aus, dass in dieser Zeit in den Revieren Freiberg und Brand über 5.400 t reines Silber und 1,3 Mio. t Blei gewonnen wurden (Golde 2013). Einige ehemalige Halden sind mittlerweile so stark überprägt, abgetragen oder wurden zum Teil auf Grund von hohem Schadstoff-Mobilisierungspotential auch saniert und abgedeckt, sodass sie als Bergbauhalden nicht mehr erkennbar sind (Mollée 2013).

3. Methoden

3.1 Aufnahmemethoden

3.1.1 Abgrenzung des Untersuchungsgebietes

In der Region um Freiberg und Brand-Erbisdorf gibt es durch die historisch bedingt sehr hohe Bergbautätigkeit eine Häufung von auf den Bergbau zurückzuführenden Halden. Aus diesem Grund haben die Halden hier eine besondere landschaftsprägende Bedeutung. Daher wurden das Freiburger und Brander Bergbaurevier als Untersuchungsgebiet gewählt. Die Abgrenzung dieser Reviere ist nicht eindeutig vornehmbar, da die Reviere in Bergbautätigkeiten im Umland übergehen. Um das Untersuchungsgebiet abzugrenzen, wurde das Relief betrachtet. Im Osten wurde das Untersuchungsgebiet durch die Freiburger Mulde (flussabwärts im Abschnitt von der Mündung des Großhartmannsdorfer Baches bei Weigmannsdorf-Müdisdorf bis zur Mündung des Kleinwaltersdorfer Baches bei Rothenfurt) begrenzt. Im Nordwesten begrenzten der Kleinwaltersdorfer Bach, übergehend in den Viebichbach, und der Schirmbach das Untersuchungsgebiet. Im Westen verlief die Grenze entlang der Striegis (flussabwärts im Abschnitt von der Mündung des Kuhbaches bei Langenau bis zur Mündung des Schirmbachs bei Wegefarth). Kuhbach und Großhartmannsdorfer Bach stellten die südliche Begrenzung dar.

3.1.2 Lokalisierung der Halden

Innerhalb des Untersuchungsgebietes wurden sämtliche Bergbauhalden (Berge- und Spülhalden) detektiert und untersucht. Dazu wurden zunächst historische Karten von Bayer et al. (2008) herangezogen, um die Lage einzugrenzen. Die Haldenbezeichnungen wurden anhand der Kartengrundlage vorgenommen. Die voranstehende Buchstabenkombination entsprach dem Bergbaurevier (BED: Brand-Erbisdorf, FG: Freiberg, HAB: Halsbrücke, W: westliches Revier) bzw. der Bezeichnung REF für Referenzflächen, gefolgt von einer Ziffer, welche der Schacht-Nummerierung der historischen Karte entsprach. Die Referenzflächen waren ähnlich isolierte Gehölzbiotopie wie die Halden, deren Ursprung jedoch nicht auf den Bergbau zurückzuführen ist. Die Referenzflächen wurden in die nachfolgenden Untersuchungen jedoch nicht einbezogen. Die Standorte der Halden konnten durch Interpretation des Digitalen Geländemodells DMG 1 für Sachsen (GeoSN 2016) festgestellt werden. Halden, die bei der Interpretation des DGM und des Luftbildes (GeoSN 2015a) detektiert wurden, aber nicht in der historischen

Karte verzeichnet waren, wurden durch die Bezeichnung „ub“ (unbenannt) gefolgt von der Ziffer der nächstgelegenen in der Karte enthaltenen Halde gekennzeichnet. Entlang der Haldenbasis (Übergang Haldenböschung zu Geländeoberkante) wurde jeweils die Begrenzung der Untersuchungsfläche gelegt. Die Lage der Halden ist Abb. 4 zu entnehmen.

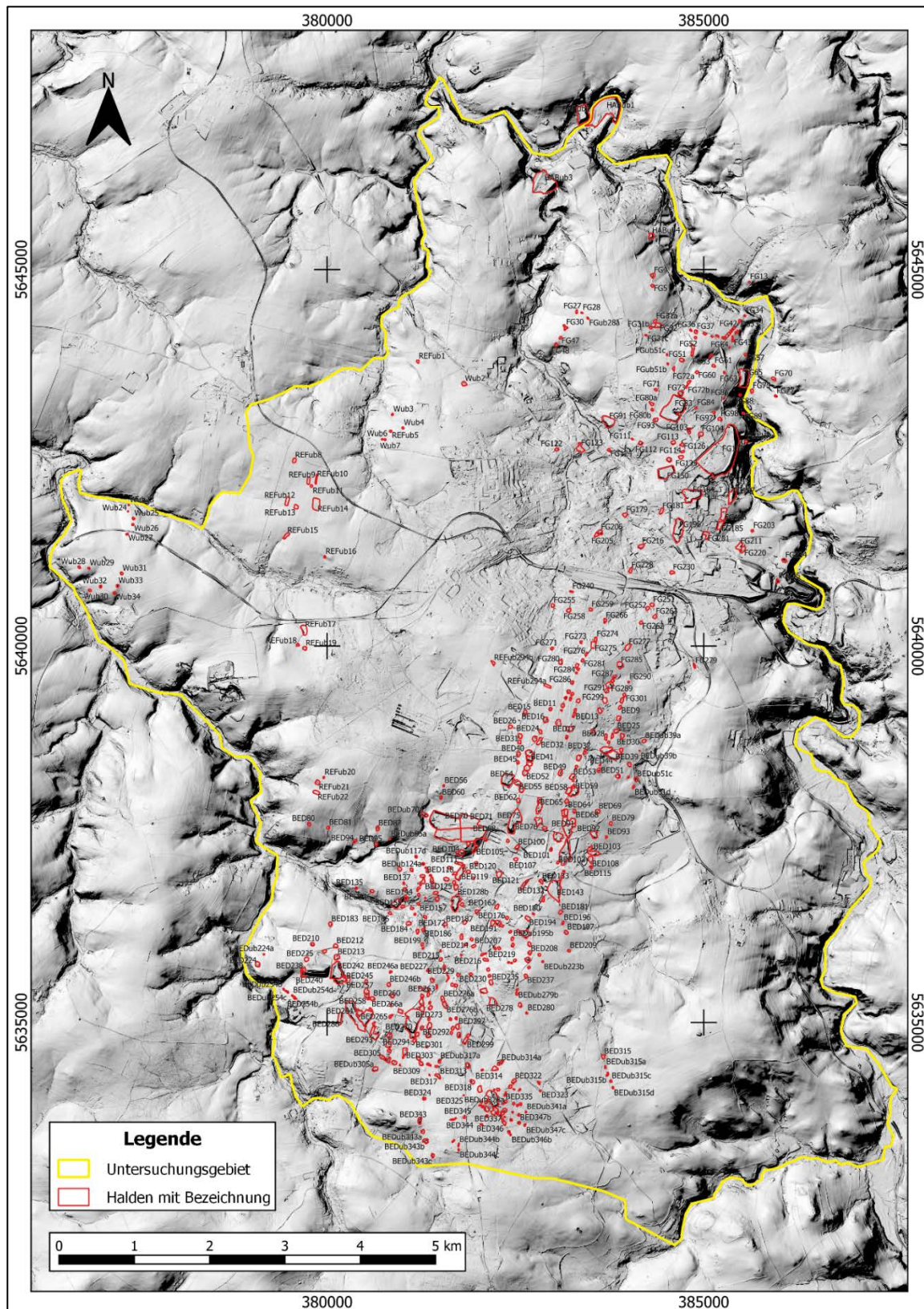


Abb. 4: Lage der Bergbauhalden im Untersuchungsgebiet. Kartengrundlage: Überhöhtes Schummerungsbild des Digitalen Geländemodells DGM 1 (GeoSN 2016).

3.1.3 Luftbild-Interpretation

Vor der Wahl der Kartierungsmethode fand ein Abwägungsprozess und ein Vergleich möglicher Methoden statt. Bei der Biotopkartierung wird allgemein in selektive Biotopkartierung und Biotoptypenkartierung unterschieden. Bei ersterer werden einzelne (bspw. schützenswerte) Biotoptypen im Voraus gewählt, die in einem bestimmten Gebiet erfasst werden. Die Biotoptypenkartierung bietet ein allumfassendes Bild zur Biotopausstattung in einem bestimmten Gebiet, was dem Ziel der vorliegenden Arbeit für ausgewählte Untersuchungsflächen (Halden) entsprach (Winkler & Wrška 1995). Zur Biotoptypenkartierung sind In-situ- als auch Ex-situ-Methoden gängig. Die In-situ-Methoden können auf Grund der direkten Einschätzungsmöglichkeit die genauesten und zuverlässigsten Daten liefern. Der Zeitaufwand ist jedoch deutlich höher als bei Ex-situ-Methoden. Bei den Ex-situ-Methoden können in verhältnismäßig geringer Zeit große Datenmengen aufgenommen und große Gebiete untersucht werden. Da innerhalb des fast 100 km² großen Untersuchungsgebietes rund 500 Aufnahmeflächen untersucht werden sollten, war die Wahl einer Ex-situ-Methode unerlässlich.

Die Kartierung erfolgte größtenteils fernerkundlich mittels einer visuellen Luftbild-Interpretation. Algorithmengestützte Klassifizierungen wären aufgrund der hohen Komplexität der Biotoptypen-Zuordnung als Methode weniger zielführend gewesen und kamen daher nicht in Frage. Beide Vorgehensweisen boten Vor- und Nachteile. Neben der Schnelligkeit gewährleistet die automatisierte Bildbearbeitung mittels überwachter und/oder unüberwachter Klassifizierung zwar eine hohe Objektivität, Nachvollziehbarkeit und Reproduzierbarkeit. Die starke Vereinfachung basierend auf RGB-Farbwerten ist jedoch eine erhebliche Schwäche, welche häufig zur Fehlklassifizierung führt. Je nach Phänologiestufe oder Standort kann die Reflexion der Vegetation dazu führen, dass ein Biotoptyp als mehrere unterschiedliche Biotoptypen klassifiziert wird, oder dass verschiedene Biotoptypen ähnlicher Pixel-Eigenschaften nicht unterschieden werden können. Der große Einfluss der Nutzung innerhalb von Biotoptypen erschwert die automatische Klassifizierung. Häufig sind die Unterschiede zwischen verschiedenen Nutzungsformen in einem Biotoptyp größer als zwischen verschiedenen Biotoptypen gleicher Nutzung (Traxler 1997).

Im Gegensatz zur automatisierten beruht die visuelle Luftbild-Interpretation nicht nur auf einzelnen Pixelwerten, sondern auf der menschlichen Fähigkeit, zusätzlich lokale und globale Informationen des gesamten Bildes (u.a. Textur, Muster, Lage, Form und Größe) zu überblicken. Dabei geht laut Gähler (2006) die Fähigkeit des Menschen, Formen und Gestalten zu erkennen, über das visuelle Erfassen von Reizgegebenheiten hinaus. Zudem erfasst die menschliche Wahrnehmung Objekte auf verschiedenen Maßstabsebenen. Die Deutung von Objekten, welche einem aktiven kognitiven Verarbeitungsprozess entspricht, ist abhängig von der ökologischen und standörtlichen Erfahrung des Interpreten. Diese ist durch hinreichende Ortskenntnis und einige Voruntersuchungen, wie in Häuser (2018), gegeben. Zu bedenken ist, dass bei der manuellen Digitalisierung Randlinien von identifizierten Objekten geglättet oder generalisiert werden (Gähler 2006).

3.1.4 Biotoptypen-Kartierung

Als Grundlage für die visuelle Luftbild-Interpretation wurden die Digitalen Orthophotos WMS SN DOP-CIR und WMS SN DOP-RGB vom 30.06.2018 (Los Freiberg) und 14.06.2019 (Los Marienberg) verwendet (GeoSN 2018; GeoSN 2019). Das Colorinfrarot-Luftbild erlaubte dabei eine hohe Differenzierbarkeit von vegetationsbedeckten Flächen und wird daher üblicherweise zur Kartierung von Vegetation verwendet (Glaser & Düvel 1994). Außerdem wurde das Satellitenbild vom 22.04.2018 aus Google Earth hinzugezogen, um den Frühjahrsaspekt zu nutzen (Google 2018). Anhand dessen ließen sich durch die artenabhängigen Unterschiede der Phänologie Gehölzarten auf Gattungsebene detektieren.

Für die Biotoptypenkartierung wurden die Kartiereinheiten der Biotoptypen- und Landnutzungs-Kartierung Sachsen 2005 gegenüber der Roten Liste der Biotoptypen Sachsens nach Buder & Uhlemann (2010) vorgezogen, da diese eine erheblich detailliertere Einteilung der Wald-Biotoptypen erlaubte. Zu Grunde lag die untenstehende streng hierarchische Gliederung aus Hauptgruppe, Untergruppe, Bestand, Ausprägung, Nutzung, Sekundärnutzung und Sondernutzung nach Ueberfuhr & Glaser (2010):

Gruppeneinteilung:

- x Hauptgruppe (1. Stelle)
 - x Untergruppe (2. Stelle)
 - xxx. Bestand/Biotoptyp (3. bis 5. Stelle)
 - x Ausprägung (6. Stelle)
 - x Nutzung (7. Stelle)
 - x. Sekundärnutzung (8. Stelle)
 - x Sondernutzung, Besonderheit (9. Stelle).

Daraus ergab sich für jeden Biotoptyp ein 9-stelliger Code. Diese Vorgehensweise ermöglichte nicht interpretierbare Bestände der nächsthöheren Kartiereinheit zuzuordnen und somit Fehlinterpretationen zu vermeiden (Ueberfuhr & Glaser 2010). Mittels der Software-Programme QGIS 3.14.0 und QGIS 3.16.0. (QGIS Development Team) wurden die Kartiereinheiten manuell digitalisiert. Deren Geometrien wurden mit dem Tool

„Geometrien reparieren“ korrigiert. Um die Kartierungsergebnisse und deren Richtigkeit zu überprüfen, wurden vergleichend stichprobenartige Begehungen im Gelände durchgeführt sowie vorangegangene Biotoptypenkartierungen im Untersuchungsgebiet nach Richert et al. (2017), Westhäuser & Richert (2017) und Meyer & Richert (2018) hinzugezogen. Neben der Aufnahme der gesamten Bergbauhalden im Untersuchungsgebiet wurden zudem inselartige Gehölzstrukturen aufgenommen, welche nicht der bergbaulichen Tätigkeit entstammen und als Referenzflächen fungieren sollten.

3.1.5 Erfassung der Standortdaten

Zur Untersuchung der Standortbedingungen wurden geologische Daten zusammengetragen, tabellarisch aufgelistet und kartographisch mittels QGIS dargestellt. Dazu wurde die Digitale Geologische Karte von Sachsen GK50 (LfULG 2015a) aus dem Geoportal Sachsen genutzt. Diese enthielt Daten zur Präquartären Geologie, Lithologie, Stratographie-Gruppe und –Periode sowie zu den Erzgängen. Diese Daten wurden den Mittelpunkten jeder Halde zugeordnet. Daraus konnte eine Datentabelle generiert werden und die Erstellung von Diagrammen erfolgen. Die räumliche Verteilung der Gneisarten und der Gangformationen wurde Baumann (1958) entnommen. Die darin befindlichen Karten wurden mittels QGIS digitalisiert und die Daten in der Tabelle ergänzt.

3.1.6 Erfassung der Struktur- und Isolationsdaten

Untersucht wurden Spülhalden und Bergehalden. Demzufolge konnten die Untersuchungsflächen hinsichtlich des **Haldenmaterials** in Bergematerial und Spülsande unterschieden werden.

Die **Flächengröße** der Halden wurde mit Hilfe des Feldrechners in QGIS ermittelt. Näherungsweise handelte es sich hierbei um die Grundfläche jeder Untersuchungsfläche. Diese wurde in Quadratmetern angegeben. Bei Neigung der Flächen wichen die ermittelten Werte daher von der tatsächlichen Oberflächenflächengröße ab. Die ermittelten Näherungswerte dienten dem Vergleich der Haldengrößen.

Der **Umfang** in Metern jeder Untersuchungsfläche wurde wie auch die Flächengröße mit Hilfe des Feldrechners in QGIS ermittelt. Die beiden Eigenschaften Fläche und Umfang wurden herangezogen, um die Kompaktheit zu ermitteln. Die Berechnungsweise wird im folgenden Kapitel (vgl. Kap. 3.2.1.) beschrieben.

Die **Prägnanz** bzw. Höhe der Halden wurde durch Datenabfrage von Höhendaten ermittelt. Es wurden die Beschriftungen der im DGM 1 enthaltenen Höheninformationen Sachsens (GeoSN 2016) in die Projektoberfläche von QGIS eingepflegt und die Differenz aus der Höhe des Haldenplateaus ü. NN zur Geländehöhe ü. NN gebildet. Die gewöhnliche Unregelmäßigkeit des umgebenden Geländes erlaubte keine automatische Ermittlung der Höhendifferenz im DGM. Die angegebene Prägnanz entspricht näherungsweise der auf 1 m Genauigkeit angegebenen größten Höhe der Haldenböschungen.

Um die **Isolation** jeder Untersuchungsfläche zu bestimmen, wurde mit Hilfe der QGIS-Erweiterung „Standard Distance“ die geringste Entfernung zur jeweils nächsten Halde in Metern ermittelt. Dazu wurde auch die Bezeichnung der nächsten Halde ausgegeben, um eine Zuordnung vornehmen zu können.

3.1.7 Umgebung der Halden

Des Weiteren sollte die Umgebung der Halden untersucht werden, um eventuelle Einflüsse der umgebenden Nutzung und Vegetation auf die Biotoptypen der Halden feststellen zu können. Dazu wurde die BTLNK Sachsens aus dem Jahr 2005 verwendet (GeoSN 2005). Untersucht werden sollten die nähere Umgebung in einem Umkreis von 50 m um die Untersuchungsflächen und die weitere Umgebung in einem Umkreis von 500 m. Mit Zunahme der Entfernung nimmt der Einfluss auf die jeweilige Untersuchungsfläche ab. Für jede Untersuchungsfläche wurden in QGIS mit Hilfe der Geoverarbeitungswerkzeuge Puffer von 50 m und 500 m angelegt. Auf die Pufferflächen wurde die BTLNK zugeschnitten. Die Erweiterung „RefFunctions“ erlaubte die Übertragung der Daten der BTLNK in den Puffer-Layer. Die Attributtabellen wurden in Excel überführt, um die Daten auswerten zu können.

3.2 Auswertemethoden

3.2.1 Ermittlung von Strukturparametern

Die **Kompaktheit** oder Compactness der Haldenkörper wurde anhand des isoperimetrischen Quotienten IPQ bestimmt. Dazu wurde jeweils mit dem Umfang u der Halde eine Kreisfläche ermittelt. Das Verhältnis zwischen Haldenfläche A_H und dieser Kreisfläche A_K entspricht der Compactness C_{IPQ} . Die Berechnung erfolgte mittels folgender Formel (Maceachren 1985):

$$C_{IPQ} = \frac{A_H}{A_K} \quad \text{mit} \quad A_K = \frac{u^2}{4\pi}$$

Die Kompaktheit ist ein einheitsloser Wert zwischen 0 und 1, wobei 1 der kompaktesten Form eines Kreises entspricht und kleine Werte langgestreckte oder unregelmäßige Geometrien darstellen. Die Darstellung der Häufigkeitsverteilung der Strukturparameter erfolgte anhand eines Histogramms mit Hilfe der Software StatGraphics Centurion (Statpoint Technologies, Inc.).

3.2.2 Ermittlung von Diversitätsparametern

Um die Biotopvielfalt der Halden quantifizieren zu können, wurde zunächst die **Biotop-Anzahl** für jede Halde bestimmt. Zusätzlich sollten Diversitäts-Indizes berechnet werden, um eine Vergleichbarkeit zu gewährleisten. Hierzu wurden der bei ökologischen Untersuchungen häufig angewandte **Shannon-Index** und die **Evenness** herangezogen, welche neben der Verwendung zur Untersuchung von Artenvielfalt auch für die Analyse der Biotopvielfalt eingesetzt werden kann (Filip et al. 2008). Für die Berechnung der Indizes wurden die festgestellten Biotoptypen auf erster Bestands-Ebene (3. Stelle) aggregiert (vgl. Kap. 3.1.4). Damit wurde eine einheitliche Detaillierung der Hauptgruppen sichergestellt. Davon abweichend wurden ähnlich dem Vorgehen in Filip et al. (2008) die Biotoptypen der 9. Hauptgruppe auf Untergruppen-Ebene (2. Stelle) zusammengefasst. Dies sollte die Relevanz der besiedelten Bereiche relativieren, da diesen aufgrund der dortigen anthropogen bedingten Kleinstrukturierung sonst die größte Biodiversität zugeordnet worden wäre. Der Shannon-Index wurde nach Smith & Smith (2009) durch folgende Formel errechnet:

$$H_S = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i.$$

Dabei war S die Biotop-Anzahl auf der jeweiligen Halde und p_i der relative Flächenanteil des Biotoptyps i an der Gesamtfläche der Halde. Dieser errechnet sich wiederum aus der Division der Flächengröße eines Biotoptyps A_i durch die Haldenfläche A , verdeutlicht durch folgende Formel (Dierschke 1994):

$$p_i = \frac{A_i}{A}.$$

Wie (un)gleichmäßig die Biotoptypen flächenmäßig auf den Halden verteilt waren, wurde mit der Evenness E untersucht. Demnach bedeutet ein hoher Wert, dass die Biotoptypen einer Halde ähnlich große Anteile an der Gesamtfläche haben, während ein niedriger Wert für eine herausragende Dominanz eines oder weniger Biotoptypen spricht (Nentwig et al. 2004). Nach Dierschke (1994) wird die Evenness E durch folgende Formel berechnet:

$$E = \frac{H_S}{H_{max}} \times 100$$

mit $H_{max} = \ln S.$

Dabei war H_S die berechnete Biotopvielfalt, H_{max} die maximale Diversität an Biotopen, welche erreicht wird, wenn p_i für alle Biotoptypen einer Halde gleich ist und S die Biotoptypen-Anzahl je Halde. Um einen Prozentwert zu erhalten, wird der Quotient aus H_S und H_{max} mit 100 multipliziert (Dierschke 1994).

Sowohl die Berechnung die Biotop-Anzahl als auch der beiden Diversitätsindizes erfolgten in Excel. Die Darstellung der Häufigkeitsverteilung der Diversitätsparameter erfolgte anhand eines Histogramms mit Hilfe der Software StatGraphics Centurion.

3.2.3 Ermittlung der ökologischen Bedeutung

Um ein Bild des naturschutzfachlichen Wertes der Biotoptypen und Halden zu bekommen, wurden für jeden Biotoptyp sogenannte Ökopunkte vergeben. Diese ergeben in Summe einen **Biotopwert**. Zugleich erlaubte dies eine näherungsweise Einschätzung der Naturnähe bzw. -ferne. Deutschlandweit standardisierte Biotopwertverfahren sind nicht vorhanden, stattdessen ist die Handhabung von Bundesland zu Bundesland unterschiedlich. Die Biotopwerte wurden unter Bewertung der Faktoren Natürlichkeit, Ersetzbarkeit, Vollkommenheit und Gefährdung/Seltenheit bzw. Entwicklungsdauer, Regenerationsfähigkeit, Hemerobiegrad und Gefährdungsgrad des jeweiligen Biotoptyps ermittelt (Biedermann et al. 2008; Herzig 2010).

Die hier verwendeten Werte richteten sich nach der Handlungsempfehlung zur Bewertung und Bilanzierung von Eingriffen im Freistaat Sachsen, welche durch die Sächsische Ökokontoverordnung vorgeschrieben ist (Bruns & Köppel 2009). Der maximal erreichbare Biotopwert ist nach dieser Methode 30. Negative Werte wurden für solche Landnutzungen vergeben, durch deren Beseitigung stets ein ökologischer Mehrwert erreicht wird. Des Weiteren wurden Gefährdung und Schutzstatus von besonderen Biotopen entnommen. Davon abweichend wurde Wald-Biotoptypen der Altersstufe 2 (Stangenholz) der Biotopwert für Vorwälder zugeordnet. Die Altersstufe entsprach in der Gruppeneinteilung für Kartiereinheiten der Ausprägung (6. Stelle, vgl. Kap. 3.1.4).

Der Biotopwert ist flächenabhängig. Je größer ein Biotop, desto wertvoller ist es. Die Handlungsanweisung gibt die Multiplikation des Biotopwerts eines Biotoptyps mit der Fläche A_i [m^2] an, um den spezifischen Biotopwert für eine Kartiereinheit zu erhalten. Der absolute Biotopwert BTW_{abs} jeder Untersuchungsfläche (Halde bzw. Referenzfläche) wurde durch die Aufsummierung nach folgender Formel ermittelt:

$$BTW_{abs} = \sum_{i=1}^S BTW_i \times A_i.$$

Dabei war S die Biotop-Anzahl auf der jeweiligen Halde, BTW_i der Biotopwert eines Biotoptyps und A_i die Fläche einer Kartiereinheit. Um die Untersuchungsflächen hinsichtlich ihrer naturschutzfachlichen Bedeutung unabhängig von der Flächengröße vergleichen zu können, wurde wiederum ein relativer Biotopwert BTW_{rel} je m^2 durch folgende Formel errechnet:

$$BTW_{rel} = \frac{BTW_{abs}}{A_H}.$$

Hierzu wurde der absolute Biotopwert BTW_{abs} der jeweiligen Halde durch die Flächengröße der Halde A_H dividiert. Während der absolute Biotopwert stark abhängig von der Flächengröße war, war der relative Biotopwert eher abhängig von der Biotoptypenzusammensetzung. Mit diesem Vorgehen sollte ein Abbild des Flächengrößen-Vergleichs verhindert werden. Die Darstellung der Häufigkeitsverteilung des relativen Biotopwertes erfolgte anhand eines Histogramms mit Hilfe der Software StatGraphics Centurion.

3.2.4 Kategorisierung und Anordnung der Haldentypen

Um die Halden anhand der strukturellen Daten in verschiedene Kategorien einordnen zu können, wurde eine Clusteranalyse durchgeführt. Dazu wurde die Software StatGraphics Centurion verwendet. Die Clusteranalyse wurde mit den Eigenschaften Kompaktheit, Prägnanz, Isolation und der Diversität in Form von Biotoptypen-Anzahl und Shannon-Index durchgeführt. Zusätzlich wurde anhand der Flächenanteile der Biotoptypen jeder Halde eine weitere Clusteranalyse durchgeführt, um die Halden hinsichtlich ihrer Biotoptypenzusammensetzung zu kategorisieren. Die Spülhalden spielten eine Sonderrolle und wurden aufgrund ihrer deutlichen Abweichung hinsichtlich Größe und damit auch Biotoptypenzusammensetzung nicht einbezogen.

Für beide Analysen wurde das Ward-Verfahren, welches ein metrisches Skalenniveau voraussetzt, angewandt. Die so gebildeten Gruppen zeichneten sich durch eine minimale Summe der quadratischen Abweichungen aus (Trempe 2005). Aufgrund unterschiedlicher Größenordnungen und Einheiten war eine Standardisierung der Daten erforderlich. Diese wurde autoskaliert im Rahmen der Analyse mit StatGraphics durchgeführt. Als Distanzmaß wurde die quadratisch-euklidische Distanz d gewählt, welche sich wie folgt ermittelte:

$$d(x_i, x_j) = \sum_{k=1}^K (x_{ip} - x_{jp})^2.$$

Dabei waren (x_i, x_j) die Objekte, also die Haldenkörper, zwischen denen der Abstand gemessen wurde, k die einbezogenen Parameter ($k = 1, 2, \dots, K$) sowie x_{ip} und x_{jp} die konkreten Ausprägungen der Objekte x_i und x_j auf dem p -ten Parameter (Cvetkova 2017). Durch das Quadrieren rücken ähnliche Objekte mit geringer Distanz im Vergleich zu weiter entfernten Objekten näher zusammen.

Nach der Clusteranalyse ergab sich jeweils ein Dendrogramm. Ziel der Analyse ist, dass die Unterschiede innerhalb der gebildeten Gruppen möglichst gering sind, während die Unterschiede zwischen den Gruppen möglichst groß sind. Daher galt es, die möglichst optimale Anzahl an Clustern herauszufinden. Hierzu wurde das Agglomerations-Abstands-Diagramm sowie die Agglomerationstabelle erstellt und betrachtet. Bei einem Sprung des Abstands zwischen zwei Stufen liegt die optimale Anzahl an Clustern (Schäfer 2009).

Nach der Clusteranalyse wurden die gefundenen Gruppen typisiert und interpretiert (Trempe 2005). Es wurde eine Tabelle nach der Anordnung aus der Clusteranalyse erstellt und Muster erkannt. Es erfolgte eine Optimierung der Anordnung, um Gruppen mit ähnlicher Biotopzusammensetzung zu erkennen. Die Benennung der Kategorien erfolgte aus den jeweils vorherrschenden Landnutzungen beziehungsweise aus der Vegetationsausprägung. Die Anordnung von links nach rechts bzw. von oben nach unten in der Biotoptypen-Tabelle erfolgte weitestgehend anhand des Sukzessionsgradienten. Für die Darstellung der Deckungen der Biotoptypen wurden dreistufige Balken gewählt. Der dreifache Balken wurde für Biotoptypen-Bestände mit einer Deckung von über 67 % vergeben. Deckungen von >34 % bis 67 % wurden durch einen doppelten Balken und Deckungen von >1 % bis 34 % durch einen einfachen Balken gekennzeichnet. Biotoptypen-Bestände, die nur 1 % oder weniger der Haldenfläche einnahmen, wurden nicht dargestellt.

Um feststellen zu können, ob es einen Zusammenhang zwischen der Biotoptypenzusammensetzung und der Haldenstruktur gibt, wurde anhand der Cluster eine Kreuztabelle erstellt und die Unabhängigkeit mittels des χ^2 -Tests geprüft. Ziel sollte eine weitere Optimierung der Halden-Kategorisierung anhand der Struktur sein.

3.2.5 Vergleich der Haldentypen

Um die Halden hinsichtlich Standort-, Struktur- und Diversitätsparameter sowie ökologischer Bedeutung und Umgebung zu beschreiben, wurden die zuvor ermittelten Haldentypen miteinander verglichen. Sowohl Standortdaten als auch die umgebenden Biotoptypen waren kategoriale Daten. Der Vergleich der Flächenanteile dieser Kategorien zwischen den Haldentypen erfolgte hierbei mittels gestapelter Balkendiagramme, welche über das Tabellenkalkulationsprogramm Excel erzeugt wurden. Die Struktur- und Diversitätsparameter waren numerische Daten. Somit wurden Kruskal-Wallis-Tests (H-Test) zur Analyse der Unterschiede durchgeführt (Glavac & Hakes 1996). Das Signifikanzniveau lag bei $p = 0,1$. Zur Vereinfachung wurden die Signifikanzen durch die in Tabelle 1 angegebene Symbolik dargestellt. Die Visualisierung des Vergleichs erfolgte anhand Box-Whisker-Plots, welche zum Vergleich der Unterschiede zwischen den einzelnen Haldentypen mit Median-Kerben versehen wurden. Zudem wurde der Chi²-Test angewendet, um die kategoriellen Daten der Biotoptypenzusammensetzungen der Halden und ihrer Umgebung auf Zusammenhänge zu untersuchen. Alle aufgenommenen numerischen Parameter wurden mittels der Spearman Rang-Korrelation auf Zusammenhänge untereinander untersucht. Die Untersuchungen wurden mit Hilfe der Software StatGraphics Centurion vorgenommen.

3.2.6 Kartenerstellung

Die Erstellung der Karten erfolgte, wie schon die Digitalisierung der Biotoptypen, mit der Software QGIS 3.16.0. Als Koordinatenbezugssystem diente „ETRS89“ der UTM-Zone 33N bzw. „EPSG25833“. Die Kartengrundlagen wurden, wie zuvor beschrieben, vor allem aus dem Geoportal Sachsen des Staatsbetriebes Geobasisinformation und Vermessung Sachsen (GeoSN) bezogen.

4. Ergebnisse

4.1 Biotoptypenausstattung der Halden

Im rund 98 km² großen Untersuchungsgebiet konnten insgesamt 483 Bergbauhalden lokalisiert werden (vgl. Abb. 4). Die Mehrheit (478) davon waren Bergehalden mit grobem taubem Material aus den Stollen und Schächten, bei 5 Halden handelte es sich um Spülhalden. Historisch muss die Anzahl an Bergehalden im Gebiet jedoch höher gewesen sein. Einige Halden, insbesondere im heutigen Stadtgebiet Freibergs, wurden abgetragen oder waren so stark überprägt, dass sie als solche nicht mehr erkennbar waren und demzufolge nicht aufgenommen werden konnten. Im Untersuchungsgebiet befanden sich mit der Münzbachtalhalde (HABub3), der Halde 7. Lichtloch (HABub1), der Davidschachthalde (FG137) und der Halde Hammerberg (FG167), welche allerdings durch Bautätigkeit im Rahmen der Profilierung und Abdeckung im Zeitraum von 2012 bis 2022 stark überprägt und somit nur eingeschränkt untersuchbar war, vier Spülhalden (Mollée 2013). Desweiteren wurde mit der Isaak-Halde (HABub2) in unmittelbarer Nähe zur Spülhalde 7. Lichtloch außerhalb des Untersuchungsgebiets eine 5. Spülhalde untersucht. Somit wurden alle Spülhalden der Freiburger Umgebung erfasst.

Das visualisierte Kartierungsergebnis mit der Lage der Halden (Abb. A48) und der räumlichen Lage der Biotoptypen auf den Halden (Abb. A4 bis A47) kann im Anhang 1 eingesehen werden, die Beschreibung der Biotoptypen mit Beispielabbildungen finden sich in Anhang 2 in den Abb. A49 bis A93.

Die Gesamtflächengröße der 483 untersuchten Halden betrug rund 216 ha. Damit nahmen die Halden 2,2 % der Fläche des Untersuchungsgebietes ein. Im Stadtgebiet von Freiberg und von Brand-Erbisdorf war die Haldendichte besonders hoch. Die durch Altbergbauhalden beanspruchte Fläche lag in Freiberg bei rund 4 % und in Brand-Erbisdorf bei rund 12 %. Auf den 483 Halden wurden im kombinierten Verfahren aus BTLNK-Kartieranleitung und Rote Liste Sachsen 159 verschiedene Biotoptypen festgestellt. Nach BTLNK ohne Differenzierung in Biotoptypen der Roten Liste waren es 153 Biotoptypen (Tabelle A1, Anhang 3). Damit wiesen die Halden der Freiburger Bergbaufolgelandschaft eine hohe Biotoptypenvielfalt auf. Die 159 Biotoptypen verteilten sich auf 54 Biotop-Bestände, auf 25 Biotop-Untergruppen (UG) und 7 Biotop-Hauptgruppen (HG). Es wurden 3 „Gewässer“-Biotoptypen (HG 2), 8 „Grünland, Ruderalflur“-Biotoptypen (HG 4), 8 „Magerrasen, Felsfluren, Zwergstrauchheiden“-Biotoptypen (HG 5), 11 „Baumgruppen, Hecken, Gebüsche“-Biotoptypen (HG 6), 99 „Wälder und Forste“-Biotoptypen (HG 7), 3 „Acker, Sonderstandorte“-Biotoptyp (HG 8) sowie 27 „Siedlung, Infrastruktur, Grünflächen“-Biotoptypen (HG 9) festgestellt. Damit waren fast 2 Drittel der nachgewiesenen Biotoptypen Wälder und Forste. Eine ebenfalls hohe Vielfalt an Biotoptypen trat im Siedlungsbereich auf.

Tabelle 1: Bedeutung der verwendeten Symbolik der Signifikanzstufen (n. s.: nicht signifikant).

Symbol	p-Wert
n. s.	$p \geq 0,1$
(*)	$p < 0,1$
*	$p < 0,05$
**	$p < 0,01$
***	$p < 0,001$

Anteil an der Gesamtfläche aller untersuchter Halden war genau die Hälfte von Wäldern bedeckt (Abb. 5). Ein Viertel der Haldengesamtfläche war durch Siedlung, Infrastruktur und Grünflächen urban geprägt. Das verbliebene Viertel war durch Offenland und Gehölze geprägt. Dabei bedeckten „Grünland, Ruderalfluren“ 16 %, „Magerrasen, Felsfluren, Zwergstrauchhalden“ 6 % und „Baumgruppen, Hecken, Gebüsch“ 2 % der Halden. „Gewässer“ (0,05 %) sowie „Acker, Sonderstandorte“ (0,03 %) machten einen verschwindend geringen Flächenanteil aus.

4.2 Beschreibung der Halden und der umgebenden Landschaft

4.2.1 Halden- und Landschaftsparameter

(a) Strukturparameter

Die Häufigkeitsverteilung der **Flächengröße** A_H der Halden ist in Abb. 6a dargestellt. Dabei variierten die Flächengrößen von 19 m² (BED328) bis 208.710 m² (FG137). Mit 7,5 ha war BED70 die größte Bergehalde. Der Mittelwert lag bei 4462 ± 13360 m² (Bergehalden: 3612 ± 474 m²; Spülhalden: 83745 ± 4654 m²). Die meisten Halden wiesen eine Flächengröße von 1.000 bis 1.200 m² auf. Innerhalb des Bereiches einer Flächengröße von 0 bis 5500 m² lagen 90 % der Halden.

Die Halde mit dem geringsten **Umfang** u von 16 m war BED328 und den größten Umfang wies die „Davidschachthalde“ (FG137) mit fast 2.000 m auf. Der Mittelwert lag bei 214 ± 202 m (Bergehalden: 203 ± 8 m; Spülhalden: 1198 ± 77 m). 59 Halden hatten einen Umfang von 120 bis 140 m (Abb. 6b). Damit war dieser Wertebereich am häufigsten vertreten. 90 % der Halden hatten einen Umfang von 40 bis 350 m.

Die Halde mit dem niedrigsten Wert der **Kompaktheit** C_{1PQ} von 0,18 war BED229, während Wub4 mit einem Wert von 0,97 die kompakteste Halde darstellte. Der Mittelwert betrug 0,78 ± 0,14 (Bergehalden: 0,78 ± 0,01; Spülhalden: 0,64 ± 0,6). 120 Halden, und somit die meisten, wiesen Werte zwischen 0,85 und 0,9 auf (Abb. 6c). 90 % der Halden lagen im Wertebereich zwischen 0,55 und 0,95.

Die Häufigkeitsverteilung der **Prägnanz** H ist in Abb. 6d dargestellt. Während insgesamt 32 Halden ebenerdig waren und eine Höhe von 0 m aufwiesen, war die Spülhalde „Davidschachthalde“ (FG137) mit 50 m die höchste. Die höchste Bergehalde FG65 war mit 40 m ähnlich hoch. Der Mittelwert lag bei 4,1 ± 4,6 m (Bergehalden: 3,8 ± 0,2 m; Spülhalden: 29,6 ± 1,7 m). 95 Halden waren 1 bis 2 m und 91 Halden 2 bis 3 m hoch. Nur 10 % der Halden waren höher als 7 m.

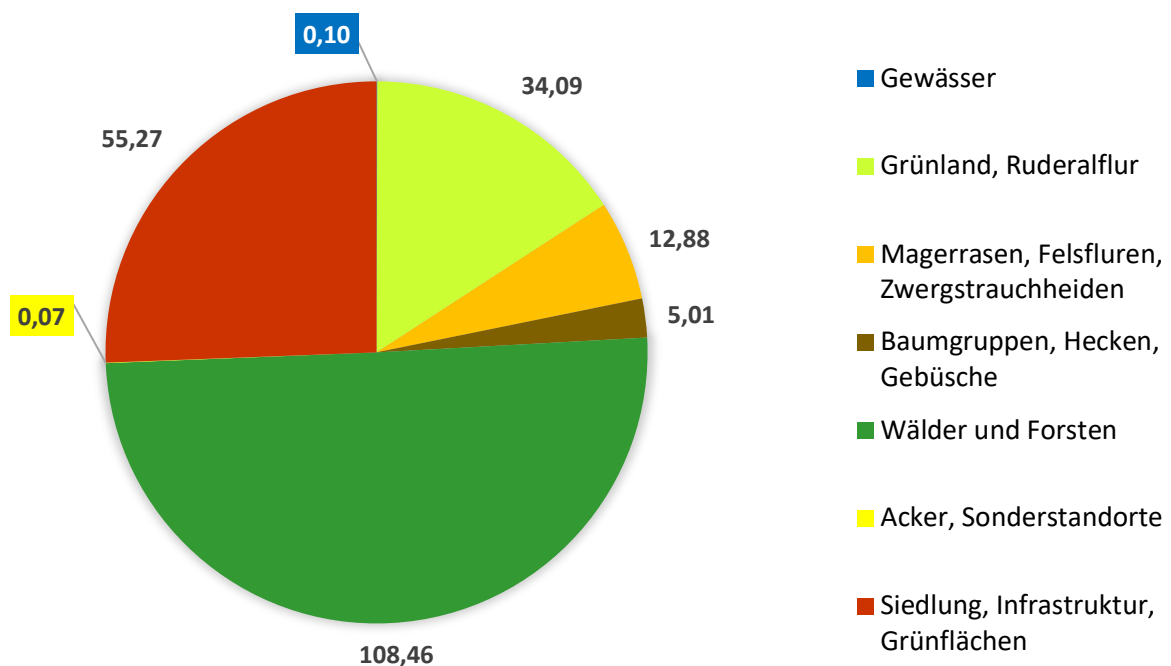


Abb. 5: Flächenanteile der Biotop-Hauptgruppen auf den Berge- und Spülhalden (n = 483) der Freiburger Bergbaufolgelandschaft (Flächengrößen in ha).

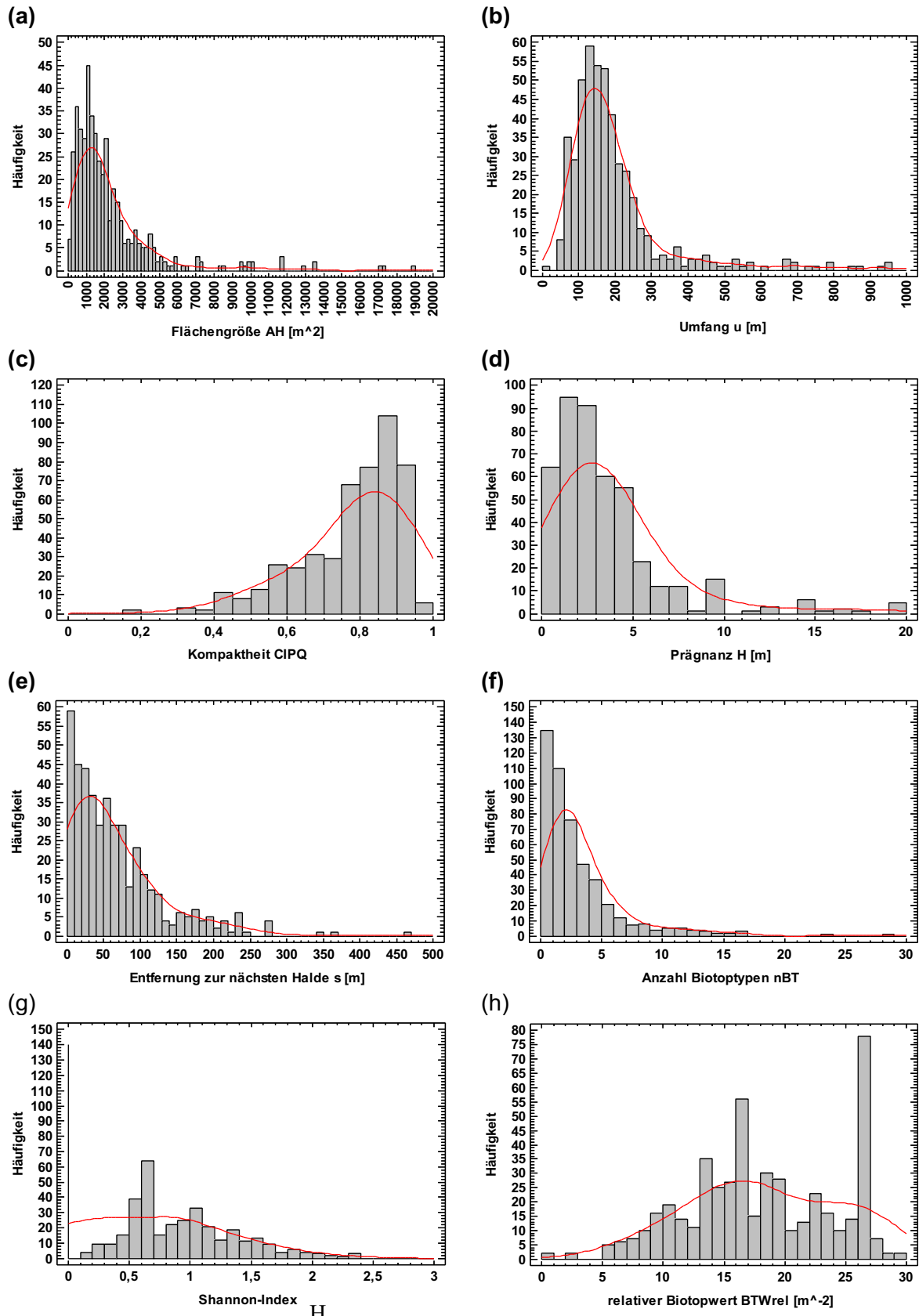


Abb. 6: Histogramme zur Darstellung der Häufigkeitsverteilungen (jeweils mit Dichteschätzer: rote Kurve) der Strukturparameter (a) Flächengröße A_H [m^2] (Überlauf = 18 Halden), (b) Umfangs u [m] (Überlauf = 5 Halden), (c) Kompaktheit C_{IPQ} , (d) Prägnanz H [m] (Überlauf = 1 Halde), (e) der Entfernung zur nächsten Halde s [m] (Überlauf = 2 Halden), der Diversitätsparameter (f) Anzahl an Biotoypen n_{BT} und (g) Shannon-Index H_S sowie der ökologischen Bedeutung, welche durch (h) den relativen Biotopwert BTW_{rel} [$1/m^2$] dargestellt wurde.

(b) Isolationsparameter

Insgesamt 42 Halden grenzten unmittelbar an eine weitere Halde an und hatten daher eine **Entfernung zur nächsten Halde s** von 0 m. Die Halde FG279 war mit einer Entfernung von 779 m die am stärksten isolierte. Der Mittelwert betrug 66 ± 82 m (Bergehalden: 66 ± 4 m; Spülhalden: 188 ± 41 m). Die meisten Halden hatten geringe Abstände zueinander. 59 Halden hatten einen Abstand von bis zu 10 m zur nächsten Halde (Abb. 6e). Nur 10 % der Halden wiesen größere Entfernungen als 160 m zur nächsten Halde auf.

(c) Diversitätsparameter

Die größte **Anzahl an Biotoptypen n_{BT}** wiesen die beiden Spülhalden „Davidschachthalde“ (FG137) und die „Halde 7. Lichtloch“ (HABub1) auf. Auf erster wurden 29 und auf zweiter 24 Biotoptypen festgestellt. Insgesamt 135 und damit die meisten Halden zeigten eine homogene Biotopstruktur (Abb. 6f). Auf diesen Halden kam je nur ein Biotyp vor. Der Mittelwert über alle Halden lag bei $3,54 \pm 3,40$ (Bergehalden: $3,41 \pm 0,14$; Spülhalden: $16,2 \pm 1,38$). Nur auf rund 12 % der Halden wurden 6 oder mehr Biotoptypen festgestellt.

Der größte Wert für den **Shannon-Index H_s** von 2,40 wurde ebenfalls für die „Davidschachthalde“ (FG137) berechnet. Für die 135 Halden mit nur einem festgestellten Biotyp wurde ein Wert von 0 ermittelt. Damit zeigten die meisten Halden eine geringe Diversität auf (Abb. 6g). Der Mittelwert für den Shannon-Index lag bei $0,68 \pm 0,58$ (Bergehalden: $0,67 \pm 0,03$; Spülhalden: $1,78 \pm 0,25$). Für 90 % der Halden lag der Shannon-Index zwischen 0 und 1,46.

(d) Ökologische Bedeutung

Der geringsten **relativen Biotopwert BTW_{rel}** mit 0,04 je m² wurde für die Halde BED88 ermittelt. Hingegen wurde auf Halde BED245 mit 30 je m² der höchste relative Biotopwert festgestellt. Insgesamt 78 Halden, und somit für die meisten, wurde ein Biotopwert von 26 bis 27 je m² zugeordnet (Abb. 6h). Der Mittelwert betrug $18,29 \pm 6,18$ je m² (Bergehalden: $18,30 \pm 0,28$ je m²; Spülhalden: $17,17 \pm 2,74$ je m²), 90 % der Halden wiesen einen Biotopwert von 9 bis 27 je m² auf.

4.2.2 Beziehungen zwischen Halden- und Landschaftsparametern

Für die Bergehalden stellten sich zwischen den aufgenommenen Struktur-, Isolations- und Diversitätsparametern sowie der ökologischen Bedeutung mittels der Spearmanschen Rang-Korrelation Zusammenhänge heraus (Tabelle 2).

Tabelle 2: Matrix der Spearmanschen Rang-Korrelationen der Strukturparameter (Flächengröße A_H [m²], Umfang u [m], Prägnanz H [m], Kompaktheit C_{IPQ}), Isolationsparameter (Entfernung nächste Halde s [m]), Biodiversitätsparameter (Anzahl Biotoptypen n_{BT}, Shannon-Index H_s, Evenness E [%]) sowie der ökologischen Bedeutung (Biotopwert BTW_{rel} [1/m²]) der Bergehalden (n = 478). Angegeben sind für jedes Variablenpaar der Korrelationskoeffizient sowie das Signifikanzniveau nach Tabelle 1. Positive Korrelationen wurden grün und negative Korrelationen rot hinterlegt.

Parameter	A _H [m ²]	u [m]	H [m]	C _{IPQ}	s [m]	n _{BT}	H _s	E [%]	BTW _{rel} [1/m ²]
A _H [m ²]		0,976***	0,595***	-0,370***	-0,205***	0,588***	0,544***	0,335***	-0,078(*)
u [m]			0,576***	-0,520***	-0,225***	0,582***	0,536***	0,327***	-0,092*
H [m]				-0,225***	-0,076(*)	0,347***	0,330***	0,200***	n. s.
C _{IPQ}					0,220***	-0,285***	-0,239***	-0,082(*)	0,170***
s [m]						-0,092*	n. s.	n. s.	n. s.
n _{BT}							0,941***	0,591***	-0,440***
H _s								0,749***	-0,391***
E [%]									-0,167***

Aufgrund der Größe der Spülhalden stellten sich deren Werte als Ausreißer im Datensatz heraus und wurden daher nicht einbezogen. Die resultierende Matrix stellt alle betrachteten Parameter gegenüber. Darin ist die positive Beziehung der Strukturparameter Flächengröße, Umfang und Prägnanz zueinander erkennbar. Alle 3 Parameter beschreiben die Größe der Halde. Die Korrelationen dieser Parameter mit der Kompaktheit, welche die Struktur hinsichtlich der Haldenform beschreibt, waren allesamt negativ und ebenfalls signifikant. Das bedeutet, dass mit zunehmender Haldengröße die Kompaktheit der Halden abnahm. Die großen Halden waren daher grundsätzlich weniger kompakt. Zudem hatten die großen Halden geringe Abstände zu umliegenden Halden, wie die signifikante negative Korrelation zeigt. Gleichzeitig wiesen die großen Halden die größte Biodiversität und die höchste Anzahl an Biotypen auf, während die vom Biotopwert repräsentierte ökologische Bedeutung auf großen Halden etwas geringer war (Tabelle 2). Letzterer Zusammenhang war allerdings nur leicht bis mäßig signifikant. Die Parameter der einzelnen Halden sind in Tabelle A3 im Anhang A3 aufgelistet.

Es zeigte sich eine negative Korrelation zwischen der Haldengröße und der Kompaktheit (Abb. 7a) und eine positive Beziehung zwischen der Entfernung zur nächsten Halde und der Kompaktheit (Abb. 7b). Je kompakter die Halden waren, desto geringer war die Anzahl der Biotypen und der Shannon-Index, aber umso höher war der Biotopwert je 1 m² (Abb. 7c, d). Außerdem wurde eine negative Signifikanz zwischen der Biodiversität und dem Biotopwert festgestellt.

4.2.3 Biotoypenausstattung der Umgebung

Um einen möglichen Einfluss der Landschaft auf die Biotoypenausstattung der Halden zu analysieren, wurde die Biotypen-Zusammensetzung der an die Halden angrenzenden Bereiche erfasst. Betrachtet wurde die Biotypenzusammensetzung aus der Biotop- und Landnutzungskartierung von Sachsen im Umkreis von 50 m um und 500 m um die Halden. Im Umkreis von 50 m um die Halden wurden insgesamt 217 Biotypen festgestellt. Davon waren 12 Biotypen der „Gewässer“, 21 „Grünland, Ruderalflur“-Biotope, 9 Biotypen der „Magerrasen, Felsfluren, Zwergstrauchheiden“, 14 Biotypen der „Baumgruppen, Hecken, Gebüsch“ und 104 Biotypen der „Wälder und Forsten“. Des Weiteren wurden 5 „Acker, Sonderstandorte“-Biotypen und 52 „Siedlung, Infrastruktur, Grünflächen“-Biotypen festgestellt. Untersucht wurde eine Fläche von 17.155 ha.

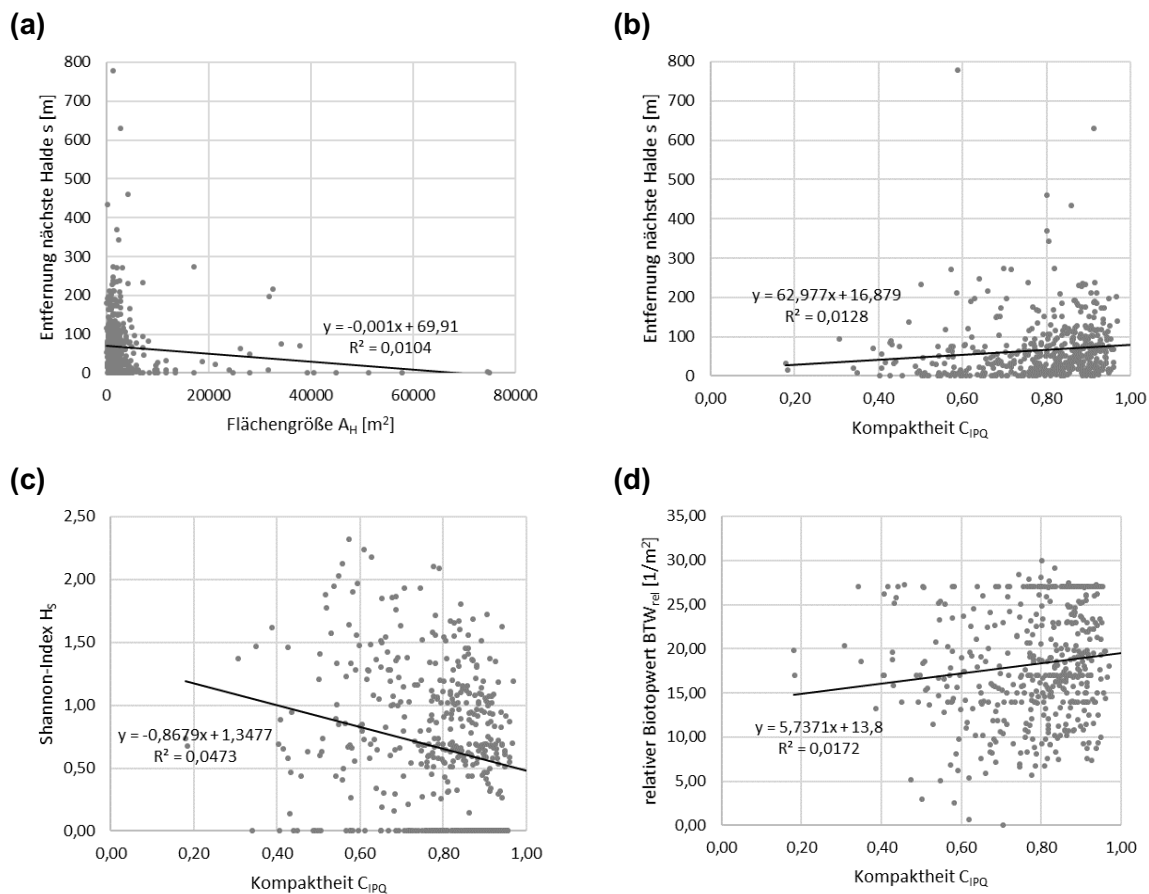


Abb.7: Korrelationen zwischen (a) der Entfernung zur nächsten Halde s [m] und der Flächengröße A_H [m²] ($p < 0,001$), (b) der Entfernung zur nächsten Halde s [m] und der Kompaktheit C_{IPQ} ($p < 0,001$), (c) dem Shannon-Index H_S und der Kompaktheit C_{IPQ} ($p < 0,001$) sowie (d) dem relativen Biotopwert BTW_{rel} [1/m²] und der Kompaktheit C_{IPQ} ($p < 0,001$). Jeweils mit Trendlinie, deren Geradengleichung und Bestimmtheitsmaß R^2 .

Die nähere um die Halden liegende Landschaft war vor allem landwirtschaftlich geprägt. Im Umkreis von 50 m um die Halden nahmen die Biotoptypen der Hauptgruppe „Acker, Sonderstandorte“ 60 % der Fläche ein (Abb. 8). Der mit Abstand am weitesten verbreitete Biotoptyp war „Intensiv genutzter Acker“. Häufig befanden sich die Halden inselartig in landwirtschaftlich geprägter Landschaft. Im Gegensatz dazu waren solche Biotoptypen auf den Halden nahezu komplett fehlend (vgl. Abb. 5). Nur einzelne Halden wurden eingeebnet und von Landwirtschaft überprägt. Verbreitet waren zudem die HG „Grünland, Ruderalflur“ mit 18 % und „Siedlung, Infrastruktur, Grünflächen“ mit 16 %. Im Gegensatz zu der Biotoptypenzusammensetzung auf den Halden machten „Wälder und Forsten“ mit nur 4 % einen geringen Flächenanteil aus (vgl. Abb. 5).

Im weiteren Haldenumfeld im Umkreis von 500 m wurden 425 Biotoptypen festgestellt. Davon wurden 29 der Hauptgruppe (HG) „Gewässer“, 30 der HG „Grünland, Ruderalflur“, 16 der HG „Magerrasen, Felsfluren, Zwergstrauchheiden“, 18 der HG „Baumgruppen, Hecken, Gebüsch“, 253 der HG „Wälder und Forsten“, 5 der HG „Acker, Sonderstandorte“ und 74 der HG „Siedlung, Infrastruktur, Grünflächen“ zugeordnet. Untersucht wurde eine Fläche von 98.434 ha. Nahezu die Hälfte der Fläche im Umkreis von 500 m um die Halden war von Biotoptypen der HG „Acker, Sonderstandorte“ bedeckt. Ein weiteres Viertel waren „Siedlung, Infrastruktur, Grünflächen“-Biotoptypen. Der Anteil der „Grünland, Ruderalflur“-Biotoptypen war im Umkreis von 500 m nahezu gleich wie der im Umkreis von 50 m. 7 % der Fläche war von Biotoptypen der „Wälder und Forsten“ bedeckt.

Zu erwarten war, dass sich die Biotoptypenzusammensetzung der Gebiete um die verschiedenen Haldentypen mit Erweiterung des Untersuchungsradius um die Halden immer weiter angleichen. Zudem sollte zunehmend die reale Biotoptypenzusammensetzung der hiesigen Landschaft des Untersuchungsgebietes sichtbar werden.

Während auf den Halden nach BTLNK Sachsen (Ueberfuhr & Glaser 2010) insgesamt 153 Biotoptypen (vgl. Kap. 4.1.1) festgestellt wurden, erschien die Umgebung mit 217 Biotoptypen im 50 m-Radius und 425 Biotoptypen im 500 m-Radius vielfältiger. Mit Flächenbezug wurde hingegen der Biotoptypenreichtum der Halden deutlich. Auf den Halden kamen auf 100 ha 70,8 Biotoptypen, während im 50 m-Radius noch 1,3 Biotoptypen auf 100 ha und im 500 m-Radius nur noch 0,4 Biotoptypen auf 100 ha festgestellt wurden. Im Vergleich zu den Halden war die umgebende Landschaft von hoher Homogenität und Strukturarmut geprägt.

4.2.4 Beziehungen zwischen der Biotoptypenausstattung der Halden und deren Umgebung

Es ergab sich ein deutlicher Zusammenhang zwischen der Biotoptypenzusammensetzung der Halden und deren Umgebung im Umkreis von 50 m (χ^2 -Test, $p < 0,001$, $n = 483$). In Abb. 9 wird deutlich, dass Biotoptypen der „Wälder und Forsten“ auf den Halden am häufigsten festgestellt wurden, während die meisten Halden von Biotoptypen der „Acker, Sonderstandorte“ umgeben waren. Es zeigte sich zudem, dass Halden, die von Biotoptypen der „Wälder und Forsten“ umgeben waren, besonders häufig auch von Biotoptypen dieser Hauptgruppe geprägt waren. Gleiches galt für die Biotoptypen von „Siedlung, Infrastruktur, Grünflächen“. Auch hier waren bei Dominanz in der Haldenumgebung auch die Halden selbst von Biotoptypen der Hauptgruppe 9 geprägt.

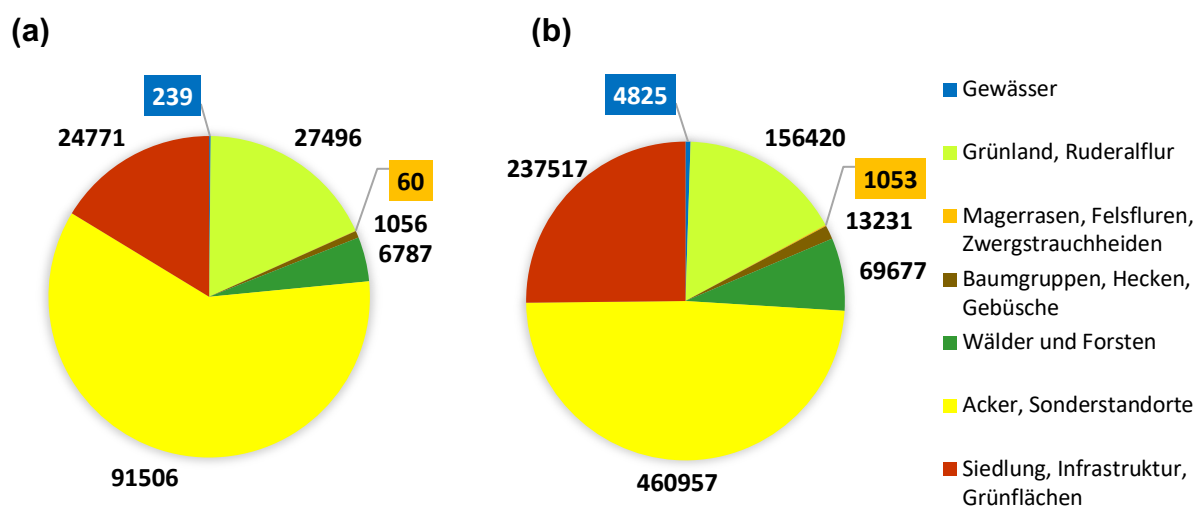


Abb. 8: Flächenanteile der Biotop-Hauptgruppen in der Haldenumgebung im Radius von (a) 50 m und (b) 500 m um die Berge- und Spülhalden ($n = 483$; Flächengrößen in ha).

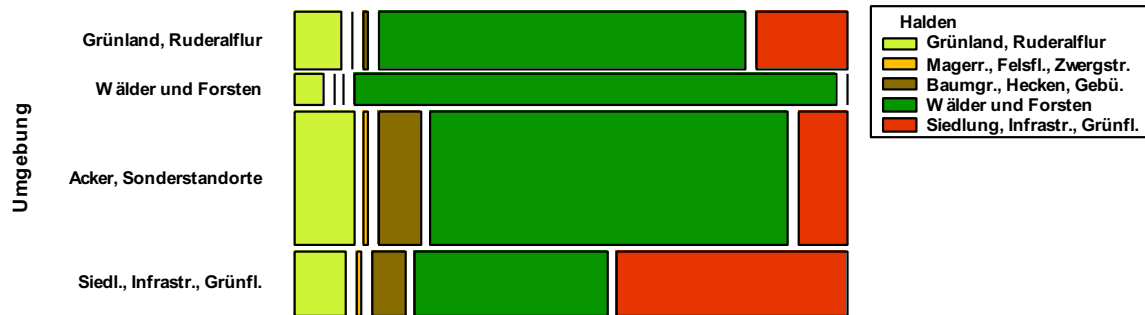


Abb. 9: Mosaikdiagramm zur Beschreibung des Zusammenhangs zwischen der Biotypenzusammensetzung der Berge- und Spülhalden ($n = 483$) und der Biotypenzusammensetzung der Haldenumgebung im Radius von 50 m. Betrachtet wurden für jede Halde jeweils die dominante Biotop-Hauptgruppe in der Umgebung und auf der Halde selbst.

4.3 Identifikation der Haldentypen anhand der Biotypenzusammensetzung

4.3.1 Identifizierung der Haldentypen

Zur Identifikation von Haldentypen wurde eine Clusteranalyse durchgeführt, wobei die fünf Spülhalden nicht in die Analyse einfließen (Abb. 10). Der Grund dafür war, dass die Spülhalden infolge ihrer Größe von den Bergehalden hinsichtlich der Biotypenzusammensetzung stark abwichen und auch untereinander stark unterschiedlich waren. Eine qualitative Abschwächung des Ergebnisses der Clusteranalyse sollte somit vermieden werden. Die Spülhalden wurden gesondert untersucht.

Das Agglomerations-Abstands-Diagramm zeigt einen markanten Distanzsprung bei Stufe 440, was einer Anzahl von 39 Clustern entspricht. Da dies als zu differenziert erschien, wurde für die Festlegung der zu wählenden Clusteranzahl der nächste Distanzsprung betrachtet, welcher jedoch etwas schwächer ausgeprägt war. Dieser wurde bei Stufe 472 lokalisiert. Daraus resultierte eine für die Clusteranalyse zu wählende Anzahl von 7 Clustern. Wie im Dendrogramm in Abb. 11 deutlich zu sehen, ließen sich die meisten der Bergehalden den Clustern 1, 2 und 3 zuordnen, 10 der 478 Halden fielen in die Cluster 4, 5, 6 und 7. Das Cluster 4 setzte sich aus 5 Halden (1,1 %) und das Cluster 5 aus 3 Halden (0,6 %) zusammen. Die Halden mit den Bezeichnungen FG186 (Cluster 6) und FG60 (Cluster 7) unterschieden sich derart, dass sie jeweils als eigener Cluster (je 0,2 %) dargestellt wurden. Der aus 210 Halden (43,9 %) bestehende Cluster 1 war der größte. 113 Halden (23,6 %) gehörten dem Cluster 2 an und 145 Halden (30,3 %) wurden Cluster 3 zugeordnet. Innerhalb der 3 großen Cluster ergaben sich Muster. Cluster 2 und 3 waren deutlich in jeweils 2 Teilcluster untergliederbar. Es gab einige Halden mit übereinstimmender Biotypenzusammensetzung (Distanzmaße von 0). Hierbei waren vor allem die 48 Halden in Cluster 1 auffällig.

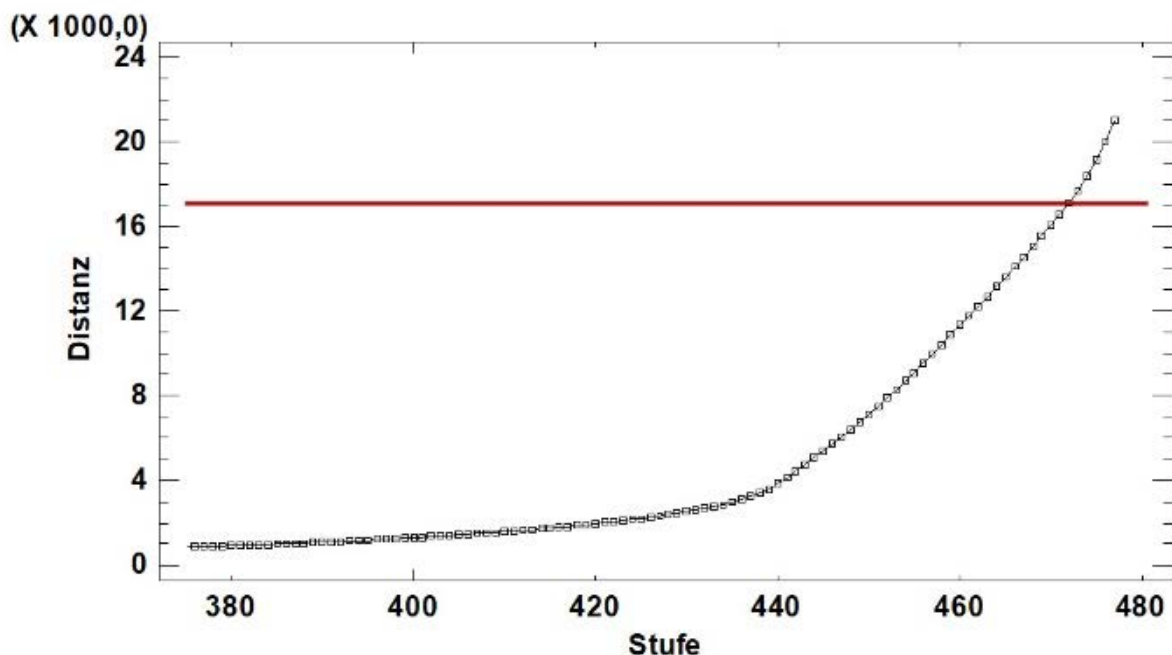


Abb. 10: Agglomerations-Abstands-Diagramm der Clusteranalyse für die Biotypenzusammensetzung der 478 Bergehalden. Die rote Linie markiert die Stufe des Distanzsprungs.

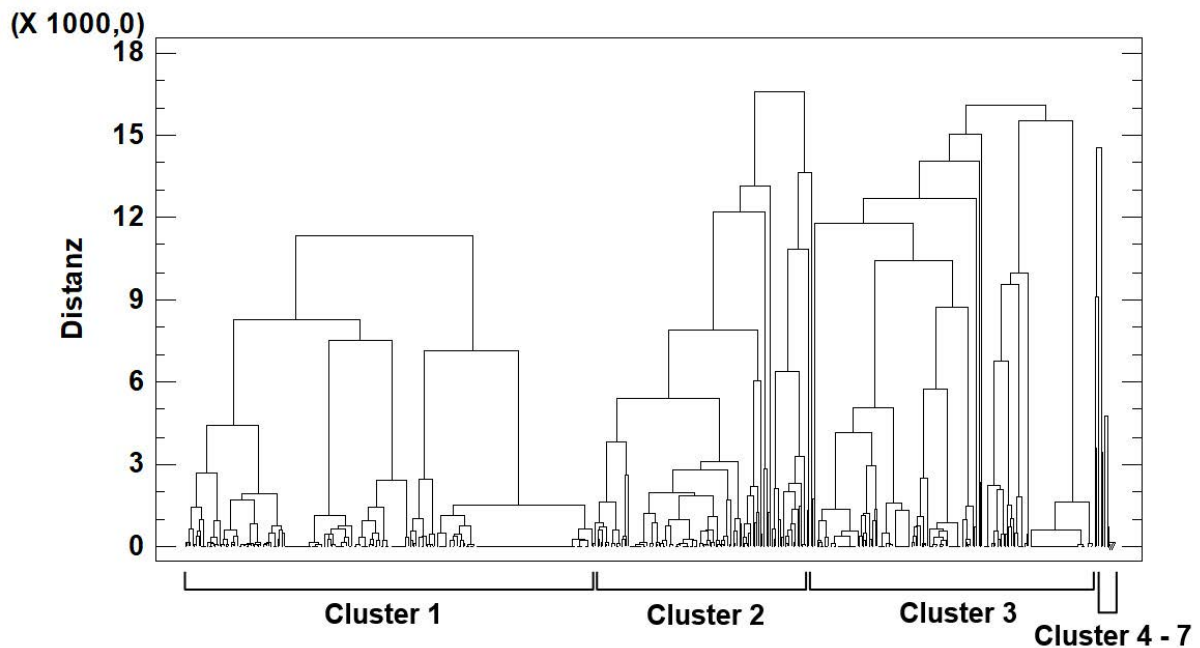


Abb. 11: Dendrogramm der Clusteranalyse (nach Ward-Verfahren mit autoskalierter Standardisierung und quadratisch-euklidischem Distanzmaß) für die Biotoptypenzusammensetzung der 478 Bergehalden mit 7 festgestellten Clustern.

Basierend auf den Ergebnissen der Clusteranalyse wurde Tabelle A2 (Anhang 3) erstellt. Sie zeigt die Haldentypen mit den ihnen zugeordneten Halde sowie die Biotoptypenzusammensetzung und Flächenanteile der Halden. Nach der Optimierung der Anordnung anhand der Dominanz einzelner Biotoptypen konnten aus den ursprünglich 7 ermittelten Clustern 6 Haldentypen und die undefinierte Kategorie „Sonstige“ festgestellt werden (vgl. Kap. 3.2.4). Die identifizierten Haldentypen wurden anhand der vorherrschenden Landnutzungen beziehungsweise aus der Vegetationsausprägung wie folgt benannt:

- Siedlungs-Typ, grünlandbeeinflusst
- Grünlandtyp, siedlungsbeeinflusst
- Brachen-Typ, Stauden
- Brachen-Typ, Gehölze
- Sukzessionswald-Typ
- Wirtschaftswald-Typ
- Sonstige

Die Anordnung der Kategorien in der Tabelle der Haldentypen (Tabelle A1) erfolgte für die ersten vier Typen anhand des Sukzessionsstadiums. Dahinter folgten die beiden anthropogen überprägten Haldentypen und die sonstigen Halden. Die Kategorien bzw. Haldentypen werden im Folgenden vorgestellt und beschrieben. Die Halden aus Cluster 1 und 26 weitere aus Cluster 3 wurden dem Sukzessionswald-Typ zugeordnet. Diese Kategorie umfasste damit die meisten Halden. Cluster 2 wurde in die 2 im Dendrogramm erkennbaren Teilcluster unterteilt. Das größere Teilcluster wurde als „Siedlungs-Typ, grünlandbeeinflusst“ und das kleinere Teilcluster als „Grünland-Typ, siedlungsbeeinflusst“ bezeichnet. Auch in Cluster 3 ließen sich 2 Teilcluster erkennen. Die verbliebenen Halden des größeren Teilclusters wurden der Kategorie „Wirtschaftswald-Typ“ zugeordnet. Das kleinere Teilcluster umfasste die beiden Brachen-Typen. Diese unterschieden sich im Sukzessionsstadium voneinander. Einer war von Stauden („Brachen-Typ, Stauden“), der andere von Gehölzen („Brachen-Typ, Gehölze“) dominiert. Die hinsichtlich der Biotoptypenzusammensetzung abweichenden 10 Halden der Cluster 4, 5, 6 und 7 wurden unter der Kategorie „Sonstige“ zusammengefasst.

4.3.2 Beschreibung der Haldentypen

(a) Siedlungs-Typ, grünlandbeeinflusst

Dem „Siedlung-Typ, grünlandbeeinflusst“ (Tabelle A1, Spalte 389-474) wurden 86 Halden (18 % der Bergehalden; 33 % Flächenanteil an Gesamtfläche der Bergehalden) zugeordnet. Dominiert wurden die Halden dieses Typs von Biotoptypen des Siedlungsbereiches und wiesen daher eine hohe urbane Prägung auf. Die Halden der Spalten 389-455 zeigten besonders hohe Anteile an Grün- und Freiflächen. Insbesondere die Halden der Spalten 389-398 waren nahezu flächendeckend von Biotopen der Grün- und Freiflächen gekennzeichnet. Die Biotoptypen der Wohngebiete kamen in geringerer Deckung begleitend zu den Grün- und Freiflächen vor. Während die Halden der Spalten 456-460 besonders von Biotoptypen anthropogen genutzter Sonderflächen

geprägt waren, waren die Halden der Spalten 461-474 die vielfältigsten dieses Haldentyps. Diese zeichneten sich durch größere Verkehrsflächen, wie Parkplätze aus, waren ansonsten aber weniger genutzt, sodass naturnahe Biotoypen der Laubwälder, aber auch der Gehölze und Ruderal- und Staudenfluren vorkamen.

(b) Grünlandtyp, siedlungsbeeinflusst

20 Halden (4 % der Bergehalden; 4 % Flächenanteil an Gesamtfläche der Bergehalden) wurden dem „Grünlandtyp, siedlungsbeeinflusst“ (Tabelle A1, Spalte 1-20) zugeordnet. Dieser Haldentyp wurde vor allem durch die Biotoypen des Intensivgrünlands (Bestand 413) charakterisiert. Auf fast allen Halden dieses Typs waren zudem Biotoypen der Hauptgruppe „Siedlung, Infrastruktur, Grünflächen“ zu finden. Dies zeigte den räumlichen Bezug zum Siedlungsbereich. Auf den Halden des Grünlandtyps befanden sich Grün- und Freiflächen, Wohngebiete sowie Verkehrsflächen. Weiterhin konnte zwischen 2 Subtypen unterschieden werden. Auf den Halden der Spalten 1-14 kamen Biotoypen der Hauptgruppe „Baumgruppen, Hecken, Gebüsche“ vor, während auf den Halden der Spalten 15-20 von Laubwald-Biotoypen zu finden waren. Charakteristisch für die Halden mit den Bezeichnungen BED107, BED214, FG274 und FG281 waren größere Flächenanteile von Intensivgrünländern.

(c) Brachen-Typ, Stauden

Dem durch Stauden dominierten „Brachen-Typ, Stauden“ (Tabelle A1, Spalte 21-46) wurden 26 Halden (5 % der Bergehalden; 4 % Flächenanteil an Gesamtfläche der Bergehalden) zugeordnet. Prägend hierfür waren die Biotoypen der frischen Ruderal- und Staudenfluren (Bestand 421). Während auf den Halden der Spalten 21-29 die dominierenden Biotoypen der Ruderal- und Staudenfluren von anderen Biotoypen der Gehölze oder Wälder begleitet wurden, waren die Halden der Spalten 30-44 weniger vielfältig und strukturiert. Auf diesen Halden wurden fast ausschließlich Ruderal- und Staudenflur-Biotope festgestellt. Auf den Halden der Spalten 45 und 46 waren Sand- und Silikatmagerrasen dominierend. Daneben kamen andere Offenland-Biotoypen und natürliche Waldbestände vor. Der „Brachen-Typ, Stauden“ wies eine äußerst geringe urbane Beeinflussung auf.

(d) Brachen-Typ, Gehölze

Die Vegetationsbestände der 34 Halden (7 % der Bergehalden; 2 % Flächenanteil an Gesamtfläche der Bergehalden), die dem durch Gehölze dominierten „Brachen-Typ, Gehölze“ (Tabelle A1, Spalte 47-80) zugeordnet wurden, waren im Sukzessionsstadium weiter fortgeschritten als die des vorherig beschriebenen Brachen-Typs. Charakteristisch war das Vorkommen von aus Laubbaumarten zusammengesetzten Baumgruppen (Bestand 613) sowie von Gebüschen frischer Standorte (Bestand 663). Daneben waren die Biotoypen der frischen Ruderal- und Staudenfluren (Bestand 421) häufig vertreten. Auch in diesem Typ zeigten sich 2 Subtypen. Die Halden der Spalten 47-56 waren durch das Vorkommen von Gebüschen frischer Standorte geprägt, welche auf den Halden der Spalten 57-80 nicht vorkamen. Dafür war hier die Bedeutung der Baumgruppen besonders hoch. Auf den Halden in Spalte 67-74 waren nahezu ausschließlich die Biotope der Laubgehölz-Baumgruppen zu finden.

(e) Sukzessionswald-Typ

Der am weitesten verbreitete Haldentyp war der „Sukzessionswald-Typ“ (Tabelle A1, Spalte 81-319). Die 239 Halden (50 % der Bergehalden; 47 % Flächenanteil an Gesamtfläche der Bergehalden) waren geprägt von überwiegend durch natürliche Sukzession entstandenen Wäldern. Biotoypen, die auf anthropogenen Einfluss zurückzuführen sind, waren selten. Charakteristisch für diesen Typ waren naturnahe Waldbestände mit Arten der potentiellen natürlichen Vegetation. Halden, für die das insbesondere zutrifft und die damit als für diesen Typ als repräsentierend galten, waren die der Spalten 104-117 sowie 243-290. Diese biotoypenarmen und wenig strukturierten Halden waren vollständig von homogenen Laubwaldbeständen bedeckt. Auf den Halden der Spalten 104-117 waren es jüngere, durch die Pionierart *Betula pendula* dominierte Wälder, während auf den Halden der Spalten 243-290 von *Quercus robur* dominierte Bestände vorherrschten. Letztere entsprach annähernd der potentiellen Vegetation der Region. Ansonsten gab es innerhalb dieses Haldentyps eine größere Vielfalt. Neben den charakterisierenden Laubwald-Beständen kamen auch andere Biotoypen vor: Offenland- oder Gehölzbiotope. Häufiger kamen verschiedene Laubwald-Biotopen unterschiedlicher Artenzusammensetzungen und -dominanzen nebeneinander vor. Der Siedlungseinfluss auf diesen Haldentyp war gering. Die Anordnung der Halden des Typs entsprach von links nach rechts von Pionier- zu Folgearten dominierten Beständen. Auf den Halden der Spalten 81-138 fanden sich birken dominierte Bestände, auf denen der Spalten 139-190 Bestände sonstiger Laubbaumarten wie *Salix caprea* und *Prunus* spp., auf denen der Spalten 191-222 pappeldominierte Bestände, auf denen der Spalten 223-303 eichendominierte Bestände, auf denen der Spalten 304-317 eschendominierte Bestände und auf den Halden der Spalten 318 sowie 319 buchendominierte Bestände.

(f) Wirtschaftswald-Typ

Die Naturnähe der Bestände auf den 69 Halden (14 % der Bergehalden; 8 % Flächenanteil an Gesamtfläche der Bergehalden), die dem „Wirtschaftswald-Typ“ (Tabelle A1, Spalte 320-388) zugeordnet wurden, war geringer als auf denen des vorherig beschriebenen Typs. Dieser Typ war geprägt von forstwirtschaftlicher Nutzung. Nadelbaumarten wie *Pinus sylvestris*, *Larix decidua* und insbesondere *Picea abies*, welche nicht der potentiellen natürlichen Vegetation des Untersuchungsgebietes angehören, aber bedeutende Arten für die Forstwirtschaft sind, waren auf den Halden verbreitet. Abgesehen von den Halden der Spalten 354-378 mit homogenen, strukturarmen

forstwirtschaftlichen Fichtenbeständen, waren die restlichen Halden des „Wirtschaftswald-Typ“ vielfältiger. Vereinzelt wurden die dominierenden Waldbestände von Offenland-, Gehölz-, Siedlungsbiotypen, aber auch naturnahen Waldbiotopen begleitet. Da *Picea abies* die am weitesten verbreitete Art dieses Halden-Typs war, repräsentierten die Halden der Spalten 354-378 diesen Typ besonders gut.

(g) Sonstige

Vier Halden konnten (1 % der Bergehalden; 3 % Flächenanteil an Gesamtfläche der Bergehalden) keinem der 6 vorherig beschriebenen Haldentypen zugeordnet werden und wurden als „Sonstige“ (Tabelle A1, Spalte 475-478) bezeichnet. Auf allen vier Halden kamen mehrere Biotypen des Offenlandes, der Gehölze, der Wälder und Forste sowie der Siedlungen nebeneinander vor.

Die räumliche Verteilung der Haldentypen im Untersuchungsgebiet ist in Abb. 12 und Abbildung A48 dargestellt. In Abb. 13 ist die Zuordnung der Halden zu Haldentypen nach der Biotoypenzusammensetzung erkennbar. Im Vergleich der Haldentypen wurde ersichtlich, dass jeweils die namensgebende und charakterprägende Hauptgruppe am häufigsten auftrat. Auf den Halden des „Grünland-Typ, siedlungsbeeinflusst“ und des „Brachen-Typ, Stauden“ wurden zum Großteil von „Grünland, Ruderalflur“-Biotoypen festgestellt, jedoch war auch der Anteil der „Magerrasen, Felsfluren, Zwergstrauchheiden“-Biotoypen im „Brachen-Typ, Stauden“ mit rund 25 % so hoch wie in keinem anderen Haldentyp. Der „Brachen-Typ, Gehölze“ war stark durch Biotoypen der „Baumgruppen, Hecken, Gebüsch“ geprägt. Auf den Halden der waldartigen Haldentypen „Sukzessionswald-Typ“ und „Wirtschaftswald-Typ“ wurden zu rund 80 % Biotoypen der „Wälder und Forsten“ aufgenommen. Der „Siedlungstyp, grünlandbeeinflusst“ und die sonstigen Halden waren insbesondere von „Siedlung, Infrastruktur, Grünflächen“-Biotoypen bedeckt. Zudem sind die sonstigen Halden hinsichtlich der Biotoypentypenzusammensetzung auf Hauptgruppenebene den Halden des „Siedlungstyp, grünlandbeeinflusst“ am ähnlichsten. Jedoch ist der Anteil der ohnehin selten festgestellten „Gewässer“-Biotoypen bei Halden der Kategorie „Sonstige“ am höchsten, aber dennoch vernachlässigbar gering.

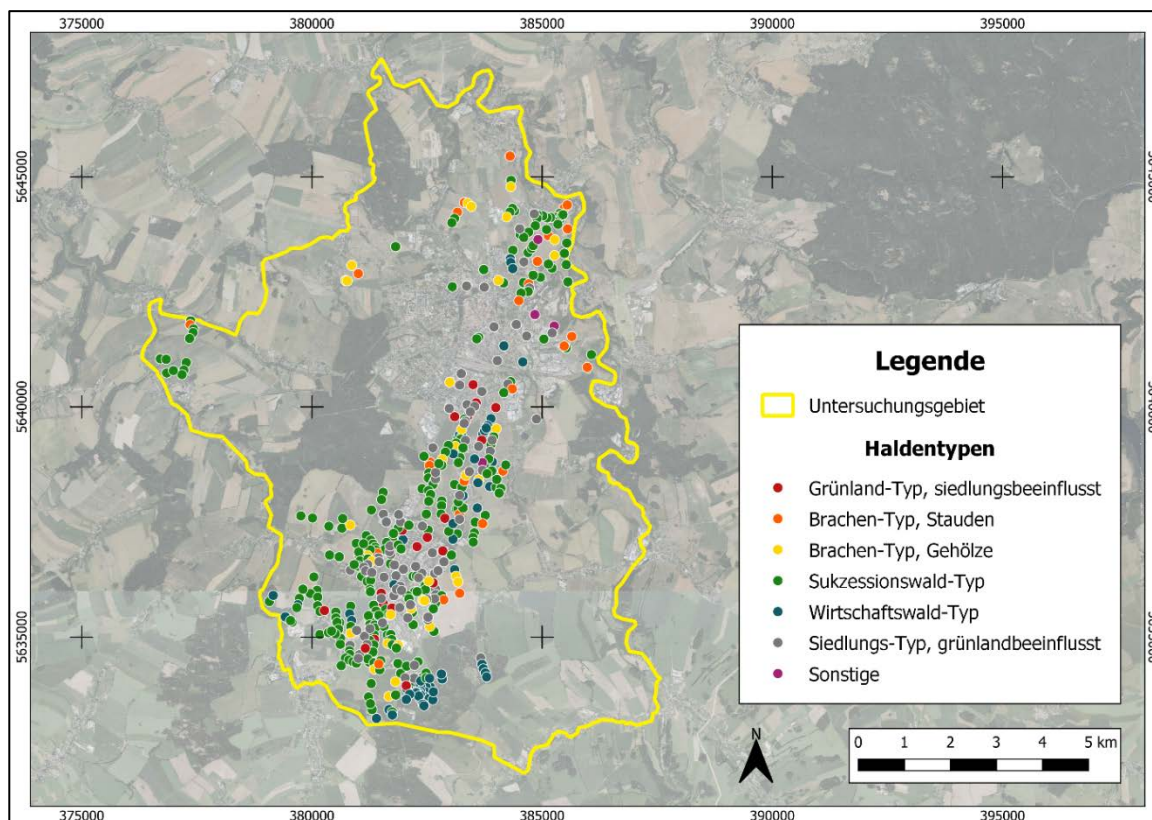


Abb. 12: Räumliche Verteilung der Haldentypen im Untersuchungsgebiet. Berücksichtigt sind nur Bergehalden. Kartengrundlage: Digitale Orthophotos WMS SN DOP-RGB (GeoSN 2018a.)

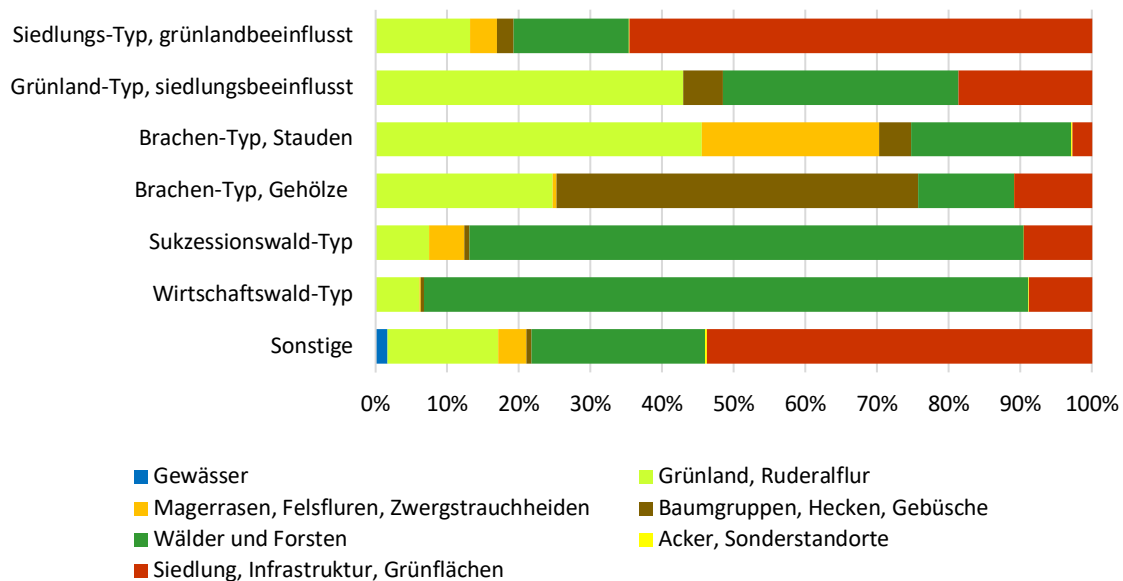


Abb. 13: Vergleich der Haldentypen hinsichtlich der Biotoptypenzusammensetzung der Bergehalden. Dargestellt sind die Flächenanteile der Biotop-Hauptgruppen an der Gesamtfläche aller Halden der jeweiligen Haldentypen.

4.4 Vergleich der Haldentypen

4.4.1 Standortparameter

Die Haldentypen wurden hinsichtlich geologischer Daten miteinander verglichen, um Aussagen zu den Standortbedingungen ableiten zu können. Betrachtet wurden dabei die Stratigraphie-Periode und Gruppe, die Lithologie, die präquartäre Geologie, die Gneisarten sowie die Nord-Süd-streichenden Gangformationen und die West-Ost-streichenden Gangformationen (LfULG 2015a).

Die Stratigraphie im Untersuchungsgebiet war geprägt von Cadomischen Magmatiten. Selten waren die Standorte der Halden geprägt von der Osterzgebirgischen Gruppe und von variszischen Magmatiten. Einlagerungen im Proterozoikum und Paläozoikum kamen nur an Standorten weniger Halden des „Siedlungs-Typ, grünlandbeeinflusst“ und des „Wirtschaftswald-Typ“ vor. Alle Standorte der Halden des „Grünland-Typ, siedlungsbeeinflusst“ waren beeinflusst von der stratigraphischen Gruppe der Cadomischen Magmatite. In Abb. 14 wurden die Haldentypen hinsichtlich der **Lithologie** an den Standorten der Halden verglichen. Es zeigte sich, dass im Untersuchungsgebiet vor allem Biotit-Zweifeldspatgneis vorherrschte. Die Halden des „Grünland-Typ, siedlungsbeeinflusst“ waren durchweg von dieser Gesteinsart geprägt. An den Haldenstandorten der anderen Haldentypen kamen zum Teil auch Biotitgneis, insbesondere Biotit(Kalifeldspat)-Plagioklasgneis vor. Auf bis zu 10 % der Halden des „Brachen-Typ, Stauden“, des „Sukzessionswald-Typ“ und des „Wirtschaftswald-Typ“ war Zweiglimmergneis bzw. Zweiglimmerparagneis die vorherrschende Gesteinsart. Rhyolith, welcher biotitführend, feldspatreich und oft in Gängen und Stöcken zu finden war, kam insbesondere an den Standorten der dem „Brachen-Typ, Gehölze“ zugeordneten Halden vor. Der Quarzitzug von Oberschöna erstreckte sich im Süden des Untersuchungsgebietes, sodass vor allem an den Standorten der Halden des „Wirtschaftswald-Typ“ Quarzit neben schuppigen Muskovit-Zweifeldspatgneis und Quarz-Feldspatgneis vorkam (LfULG 2015a).

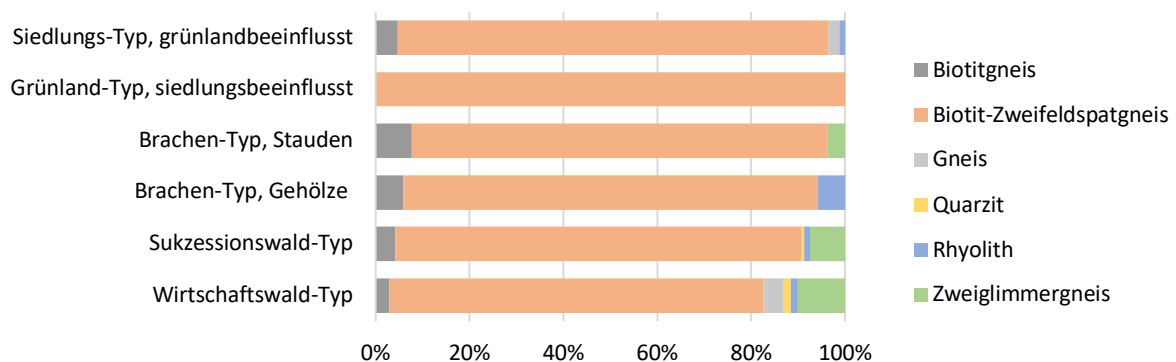


Abb. 14: Vergleich der Haldentypen (ohne Sonstige) hinsichtlich der relativen Häufigkeit der an den Haldenstandorten vorherrschenden Lithologie. Datengrundlage: LfULG (2015a).

Vier Gneisarten herrschten im Untersuchungsgebiet vor (Abb. A2, Anhang 1): der Brander Gneis (gnb), der Freiburger Gneis (gnf), der Himmelsfürster Gneis (gnh) und der Wegefärther Gneis (gnw). Der Brander und der Freiburger Gneis waren die häufigsten Gneisarten (Abb. 15). Vor allem die Standorte der Halden des „Siedlungs-Typ, grünlandbeeinflusst“ waren zu mehr 50 % vom Brander Gneis beeinflusst. Die Verteilung des Freiburger Gneis zwischen den Haldentypen war weniger gleichmäßig. Während an fast 60 % der Haldenstandorte des „Brachen-Typ, Stauden“ Freiburger Gneis vorkam, waren es beim „Wirtschaftswald-Typ“ nur rund 20 % der Standorte. Dort war im Vergleich zu den anderen Haldentypen stattdessen der Himmelsfürster Gneis am häufigsten. Der Wegefärther Gneis war nur für wenige Haldenstandorte prägend und kam an den Standorten der Halden des „Grünland-Typ, siedlungsbeeinflusst“ und des „Siedlungs-Typ, grünlandbeeinflusst“ nicht vor.

Die von Norden nach Süden streichenden sogenannten stehenden **Erzgangformationen** (Abb. A3, Anhang 1), welche zum Teil abgebaut wurden und entlang denen sich daher die Halden aufreihen, waren die „eb-Formation“ (Edle Braunspatformation), die „eba-Formation“ (Eisen-Baryt-Formation) und die „kb-Formation“ (Kiesigblendige Formation). Erstere war an den Haldenstandorten am häufigsten anzutreffen (Abb. 16). Insbesondere an den Standorten der Halden des „Sukzessionswald-Typ“ und des „Wirtschaftswald-Typ“ dominierte diese Formation mit nahezu 70 %. An wiederum nur 35 % der Standorte des „Brachen-Typ, Stauden“ war die „eb-Formation“ vorherrschend, dafür war dort im Vergleich zu den anderen Haldentypen die „kb-Formation“ am weitesten verbreitet. Die „eba-Formation“ kam an keinem Standort dieses Haldentyps vor. Diese Formation war im Untersuchungsgebiet generell selten. An immerhin 20 % der Haldenstandorte des „Grünland-Typ, siedlungsbeeinflusst“ kam dennoch die „eba-Formation“ vor. Damit war die Formation in diesem Haldentyp am weitesten verbreitet. Auch die von West nach Ost streichenden sogenannten Spatgänge unterteilten sich in 3 Formationen: die „BiCoNiAg-Formation“ („Edle Geschicke“), die „fba-Formation“ (Fluorbarytische Bleierzformation) und die „Tauben Gänge“. Die von West nach Ost streichenden Erzgänge waren weniger attraktiv für den Bergbau. Deutlich wurde dies auch daran, dass am Großteil der Haldenstandorte „Tauben Gänge“ anstanden (Abb. 17). Insbesondere an den Haldenstandorten des „Grünland-Typ, siedlungsbeeinflusst“ waren die Spatgänge wenig ertragreich. 95 % der Standorte waren von „Tauben Gängen“ geprägt. An den Standorten der dem „Brachen-Typ, Stauden“ zugeordneten Halden war im Vergleich zu den anderen Haldentypen die „BiCoNiAg-Formation“ mit 39 % am weitesten verbreitet. Zudem war hier auch die „fba-Formation“ vergleichsweise häufig. Auch der „Wirtschaftswald-Typ“ fiel auf, da an 28 % dessen Haldenstandorte die „BiCoNiAg-Formation“ anstand.

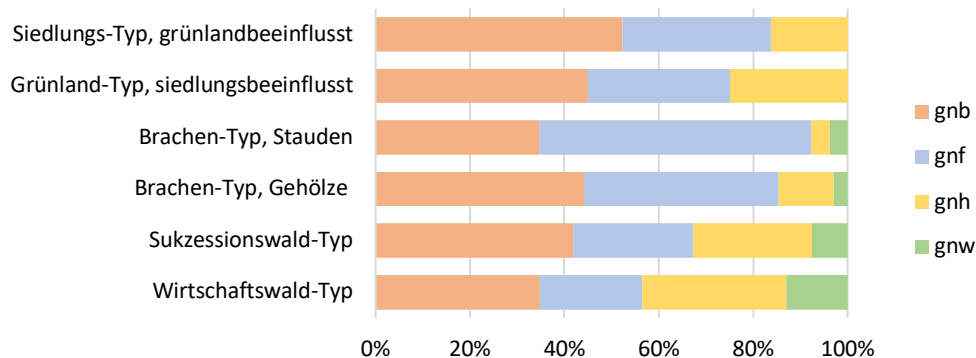


Abb. 15: Vergleich der Haldentypen hinsichtlich der relativen Häufigkeiten der an den Haldenstandorten anstehenden Gneisarten Brander Gneis (gnb), Freiburger Gneis (gnf), Himmelsfürster Gneis (gnh) und Wegefärther Gneis (gnw).

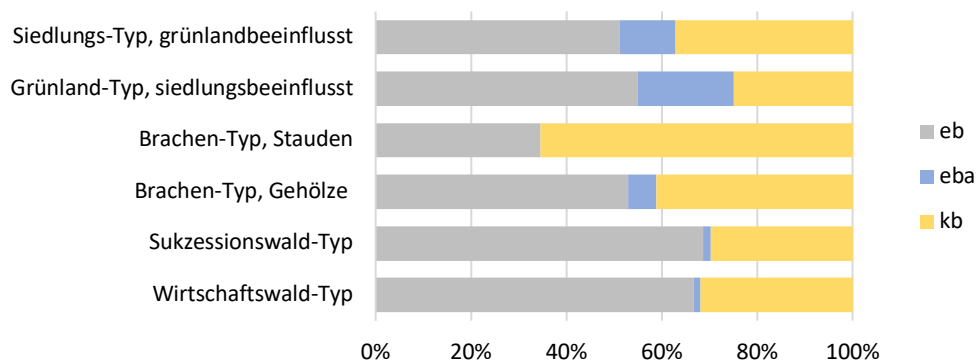


Abb. 16: Vergleich der Haldentypen hinsichtlich der relativen Häufigkeiten der an den Haldenstandorten anstehenden stehenden Gangerzformationen „eb-Formation“, „eba-Formation“ und „kb-Formation“.

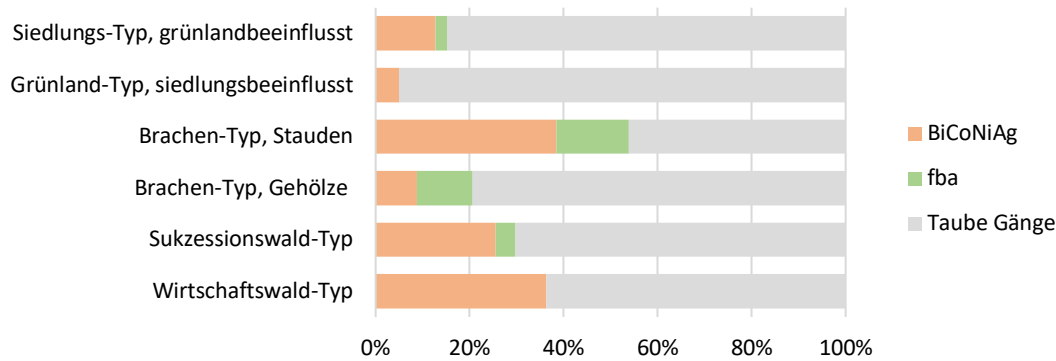


Abb. 17: Vergleich der Haldentypen (ohne Sonstige) hinsichtlich der relativen Häufigkeiten der an den Haldenstandorten anstehenden Spatgangformationen „BiCoNiAg-Formation“, „fba-Formation“ und „Taube Gänge“.

4.4.2 Struktur- und Isolationsparameter

Um die Struktur der Haldentypen zu vergleichen, wurden die Haldengröße, die Form und die Isolation betrachtet (Tabelle 3). Die Parameter Flächengröße, Umfang und Prägnanz definierten die **Haldengröße**. Die Kompaktheit lässt Aussagen zur Haldenform und die Entfernung zur nächsten Halde zur Isolation zu. Hinsichtlich der Flächengröße unterschieden sich die Haldentypen signifikant (K-W-Test, $p < 0,001$, $n = 478$), wobei für alle Typen Ausreißer mit besonders großen Haldenflächen auffallen. Die Bergehalden des „Grünland-Typ, siedlungsbeeinflusst“, des „Sukzessionswald-Typ“ und des „Siedlungs-Typ, grünlandbeeinflusst“ waren im Mittel am größten, die Halden des „Brachen-Typ, Gehölze“ am kleinsten (Abb. 18). Im Vergleich zu letzteren wies der von Stauden dominierte Brachen-Typ signifikant größere Flächen auf. Auch die Wald-Typen unterschieden sich bezüglich der Flächengröße, wobei die Halden des „Wirtschaftswald-Typ“ signifikant kleiner als die des Typs mit Sukzessionswald waren. Die Halden mit den größten Flächen gehörten dem „Siedlungs-Typ, grünlandbeeinflusst“, die kleinste Halde mit 19 m^2 dem „Wirtschaftswald-Typ“ an.

Eine ähnliche Verteilung zeigte sich bei Betrachtung der Haldenumfänge und der Prägnanz, da beide in einer Abhängigkeit zur Haldengröße standen (vgl. Tabelle 2). Die Unterschiede der Umfänge und der Prägnanz waren signifikant (K-W-Test, jeweils $p < 0,001$, $n = 478$).

Tabelle 3: Vergleich der 6 Haldentypen (ohne Sonstige) Mittels Kruskal-Wallis-Tests (K-W-Test) hinsichtlich der Strukturparameter Flächengröße in m^2 , Umfang in m, Prägnanz in m, Kompaktheit und Entfernung zur nächsten Halde in m anhand deren Mittelwerte und Standardabweichungen.

Haldentyp	Flächen-größe [m^2]	Umfang [m]	Prägnanz [m]	Kompaktheit	Entfernung nächste Halde [m]
Siedlungs-Typ, grünlandbeeinflusst (n = 86)	6570 ± 843	253 ± 17	$3,9 \pm 0,4$	$0,77 \pm 0,02$	77 ± 8
Grünland-Typ, siedlungsbeeinflusst (n = 20)	3238 ± 1748	224 ± 36	$3,5 \pm 0,8$	$0,76 \pm 0,03$	71 ± 17
Brachen-Typ, Stauden (n = 26)	2942 ± 1533	180 ± 32	$3,6 \pm 0,7$	$0,79 \pm 0,03$	100 ± 15
Brachen-Typ, Gehölze (n = 34)	898 ± 1340	110 ± 28	$1,9 \pm 0,6$	$0,84 \pm 0,02$	73 ± 13
Sukzessionswald-Typ (n = 239)	3375 ± 506	209 ± 10	$4,4 \pm 0,2$	$0,78 \pm 0,01$	59 ± 5
Wirtschaftswald- Typ (n = 69)	2115 ± 941	161 ± 19	$2,8 \pm 0,4$	$0,78 \pm 0,02$	52 ± 9
Ergebnisse K-W-Test	$p < 0,001$	$p < 0,001$	$p < 0,001$	$p = 0,006$	$p = 0,033$

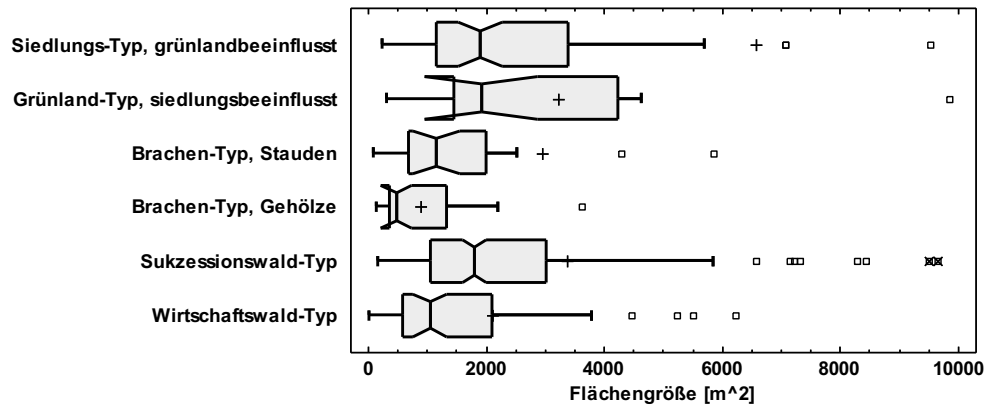


Abb. 18: Vergleich der Haldentypen hinsichtlich der Flächengröße [m²] der Halden (K-W-Test, $p < 0,001$).

Die kleinsten Halden des „Brachen-Typ, Stauden“ waren gleichzeitig die kompaktesten Halden (Abb. 19). Es wurde eine signifikante negative Korrelation zwischen Flächengröße und **Kompaktheit** festgestellt (vgl. Tabelle 2). Je kleiner die Halden, desto kompakter waren sie. Die kleinen Halden hatten häufig runde Formen. Die durchschnittliche Kompaktheit der weiteren Haldentypen unterschied sich in geringem Maße. Auch in diesem Vergleich zeigte sich die große Formvielfalt unabhängig des Haldentyps und damit der Biotoptypenzusammensetzung. Der Vergleich der Unterschiede fiel dennoch signifikant aus (K-W-Test, $p = 0,006$, $n = 478$). Die Ausreißer zeigten, dass die Halde mit der geringsten Kompaktheit eines Wertes von 0,18 dem „Sukzessionswald-Typ“ zugeordnet wurde. Dabei handelte es sich um die Halde BED229, welche eine sehr langgestreckte Form aufwies. Die Längsausdehnung der Halde betrug ca. 140 m, während die Querausdehnung nur rund 8 m betrug.

Die Unterschiede der **Entfernungen zur nächsten Halde** waren ebenfalls signifikant (K-W-Test, $p = 0,0333$, $n = 478$), jedoch geringer als bei den Strukturdaten. Die kleinen, kompakten Halden des „Brachen-Typ, Stauden“ waren tendenziell die isoliertesten (Abb. 20).

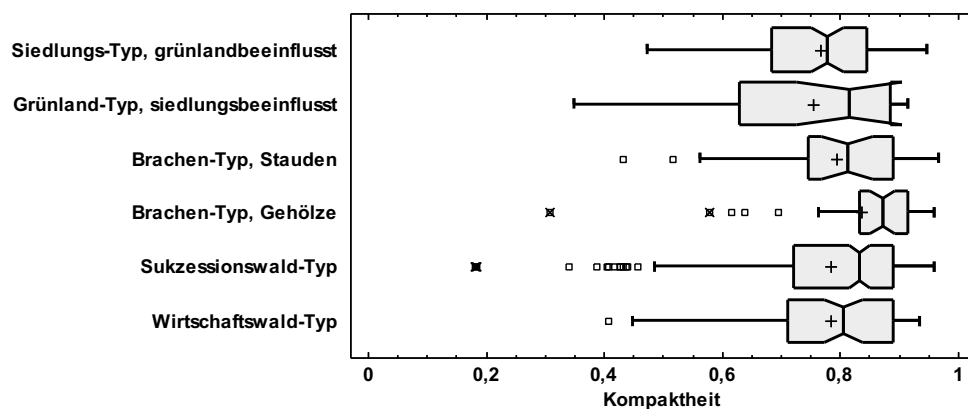


Abb. 19: Vergleich der Haldentypen hinsichtlich Kompaktheit zur Untersuchung der Haldenform (K-W-Test, $p = 0,006$).

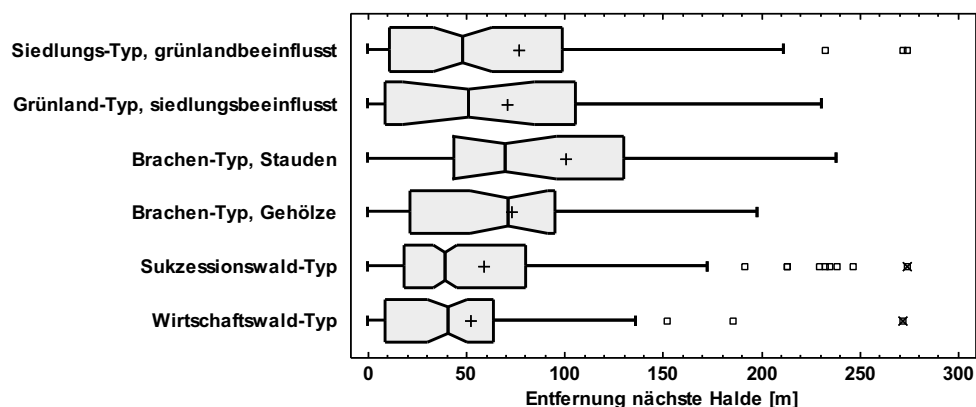


Abb. 20: Vergleich der Haldentypen hinsichtlich der Entfernungen [m] zwischen den Halden zur Untersuchung der Isolation (K-W-Test, $p = 0,033$).

Zwischen „Brachen-Typ, Stauden“ und „Wirtschaftswald-Typ“ konnte ein signifikanter Unterschied festgestellt werden. Mit einer nur halb so großen mittleren Entfernung zeigten die Halden des „Wirtschaftswald-Typ“ die geringste Isolation. Ähnlich gering waren die Entfernungen zwischen den Halden des „Sukzessionswald-Typ“. Die Halden des „Grünlandtyp, siedlungsbeeinflusst“ und des „Siedlungstyp, grünlandbeeinflusst“ zeigten tendenziell eine etwas höhere Isolation. Auffällig war ein möglicher Zusammenhang mit der Biotoptypenzusammensetzung. Die Baum-dominierten Halden schienen im Schnitt weniger isoliert zu sein als die Gehölz-dominierten Halden, während die überwiegend gehölzfreien Halden anscheinend die isoliertesten waren. Die mit einer Entfernung von rund 780 m zur nächsten Halde am stärksten isolierte Halde FG279 wurde dem „Brachen-Typ, Gehölze“ zugeordnet.

4.4.3 Diversitätsparameter

Die Biodiversität der Haldentypen wurde anhand der Anzahl der Biotoptypen, des Shannon-Index und der Evenness verglichen (Tabelle 4). Die Haldentypen unterschieden sich hinsichtlich der Diversitätsindizes, wie die Anzahl der Biotoptypen, signifikant (K-W-Test, $p < 0,001$, $n = 478$). Die urban geprägten Haldentypen „Grünland-Typ, siedlungsbeeinflusst“ und „Siedlungstyp, grünlandbeeinflusst“ waren die biotoptypenreichsten (Abb. 21). Zu den anderen Haldentypen zeigten diese einen signifikanten Unterschied. Die geringste Biotoptypen-Anzahl wurde für den „Wirtschaftswald-Typ“ festgestellt. Nur unwesentlich höher war der Wert des „Brachen-Typ, Gehölze“ und des „Sukzessionswald-Typ“, welcher auch in dieser Betrachtung aufgrund des großen Stichprobenumfangs viele Ausreißer beinhaltete. Die biotoptypenreichsten Bergehalden waren BED195 („Grünland-Typ, siedlungsbeeinflusst“), BED75 („Sukzessionswald-Typ“) und FG196 („Siedlungstyp, grünlandbeeinflusst“), welche allesamt unterschiedlichen Haldentypen zugeordnet wurden und auf welchen jeweils 17 Biotoptypen gezählt wurden.

Tabelle 4: Vergleich der 6 Haldentypen (ohne Sonstige) mit Hilfe von Kruskal-Wallis-Tests (K-W-Test) hinsichtlich der Diversitätsparameter Anzahl der Biotoptypen, Shannon-Index und Evenness in % anhand der Mittelwerte und Standardabweichungen.

Haldentyp	Anzahl Biotoptypen	Shannon-Index	Evenness [%]
Siedlungs-Typ, grünlandbeeinflusst (n = 86)	5,55 ± 0,29	1,06 ± 0,06	70,32 ± 4,00
Grünland-Typ, siedlungsbeeinflusst (n = 20)	5,90 ± 0,61	1,18 ± 0,11	79,19 ± 8,30
Brachen-Typ, Stauden (n = 26)	3,54 ± 0,53	0,59 ± 0,10	51,08 ± 7,28
Brachen-Typ, Gehölze (n = 34)	2,5 ± 0,46	0,64 ± 0,09	60,84 ± 6,37
Sukzessionswald-Typ (n = 239)	2,80 ± 0,18	0,55 ± 0,03	51,59 ± 2,40
Wirtschaftswald-Typ (n = 69)	2,23 ± 0,33	0,41 ± 0,06	38,70 ± 4,47
Signifikanzniveau (K-W-Test)	$p < 0,001$	$p < 0,001$	$p = 0,001$

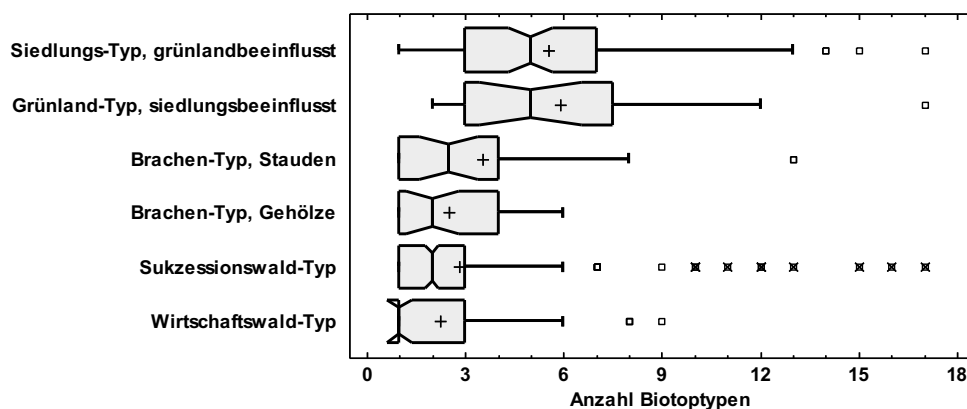


Abb. 21: Vergleich der Haldentypen hinsichtlich der Anzahl der Biotoptypen auf den Halden (K-W-Test, $p < 0,001$).

Der Vergleich des Shannon-Index und der Evenness zeigten eine ähnliche Verteilung, wie die der Biotoypen-Anzahl, denn die drei Diversitätsindizes korrelierten miteinander (vgl. Tabelle 2). Die Unterschiede des Shannon-Index fielen signifikant aus (K-W-Test, $p < 0,001$, $n = 478$), die der Evenness ebenfalls (K-W-Test, $p = 0,0013$, $n = 478$). Der Shannon-Index und damit die Biodiversität war auf den urban geprägten Haldentypen „Grünland-Typ, siedlungsbeeinflusst“ und „Siedlungs-Typ, grünlandbeeinflusst“ am höchsten (Abb. 22). Auch bei Shannon-Index und Evenness zeigte der „Wirtschaftswald-Typ“ die geringste Diversität, während diese für die beiden Brachen-Typen und den Sukzessionswald-Typ tendenziell geringfügig höher war. Die Streuung hinsichtlich der Biodiversität war jedoch in allen Haldentypen hoch. Außer im „Grünland-Typ, siedlungsbeeinflusst“ kamen in jedem Haldentyp auch Halden mit einem Shannon-Index von 0 vor, da es in jedem Haldentyp Halden mit einer homogenen Vegetationsstruktur und nur einem einzigen Biotoyp gab. Es zeigte sich eine signifikante Beziehung zwischen Haldengröße und Biodiversität (vgl. Tabelle 2). Je größer eine Halde war, desto höher war die Biodiversität.

4.4.4 Ökologische Bedeutung (Biotopwert)

Der Vergleich der Haldentypen hinsichtlich der ökologischen Bedeutung erfolgte anhand des relativen Biotopwertes je 1 m². Die tabellarische Auflistung der durchschnittlichen Biotopwerte wurde in Tabelle 5 angegeben. Der Unterschied der relativen Biotopwerte zwischen den Haldentypen erwies sich als signifikant (K-W-Test, $p < 0,001$, $n = 478$). Der „Sukzessionswald-Typ“ war der wertvollste Haldentyp (Abb. 23). Mit Abnahme des Sukzessionsfortschritts über den „Brachen-Typ, Gehölze“ und den „Brachen-Typ, Stauden“ nahm auch der relative Biotopwert ab. Der „Wirtschaftswald-Typ“ hatte einen relativen Biotopwert ähnlichen Biotopwert wie der „Brachen-Typ, Stauden“. Der „Siedlungs-Typ, grünlandbeeinflusst“ und der „Grünlandtyp, siedlungsbeeinflusst“ zeigten die geringsten relativen Biotopwerte. Die Bergehalde mit dem höchsten relativen Biotopwert von 30 pro m² wurde dem „Sukzessionswald-Typ“ zugeordnet.

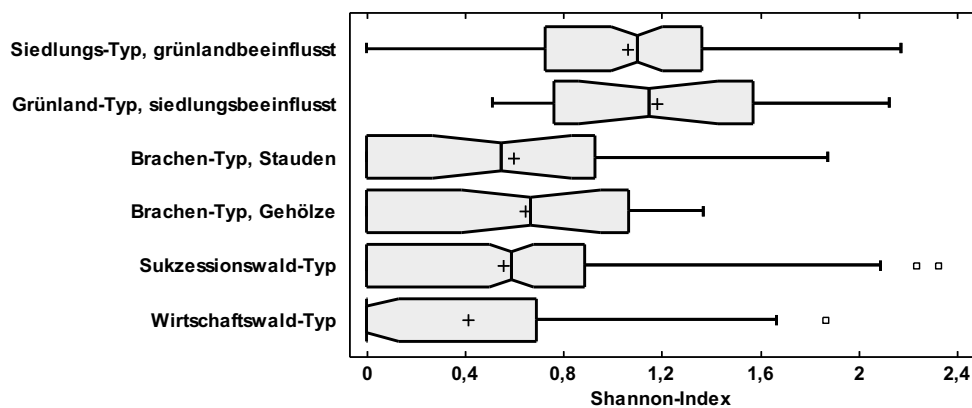


Abb. 22: Vergleich der Haldentypen hinsichtlich des Shannon-Index der Halden (K-W-Test, $p < 0,001$).

Tabelle 5: Vergleich der 6 Haldentypen (ohne Sonstige) mit Hilfe eines Kruskal-Wallis-Tests (K-W-Test) hinsichtlich der ökologischen Bedeutung in Form des relativen Biotopwertes je 1 m² anhand deren Mittelwerte und Standardabweichungen.

Haldentyp	relativer Biotopwert [1/m ²]
Siedlungs-Typ, grünlandbeeinflusst (n = 86)	10,24 ± 0,42
Grünland-Typ, siedlungsbeeinflusst (n = 20)	12,21 ± 0,88
Brachen-Typ, Stauden (n = 26)	16,78 ± 0,77
Brachen-Typ, Gehölze (n = 34)	20,11 ± 0,67
Sukzessionswald-Typ (n = 239)	22,52 ± 0,25
Wirtschaftswald-Typ (n = 69)	15,72 ± 0,47
Ergebnisse K-W-Test	$p < 0,001$

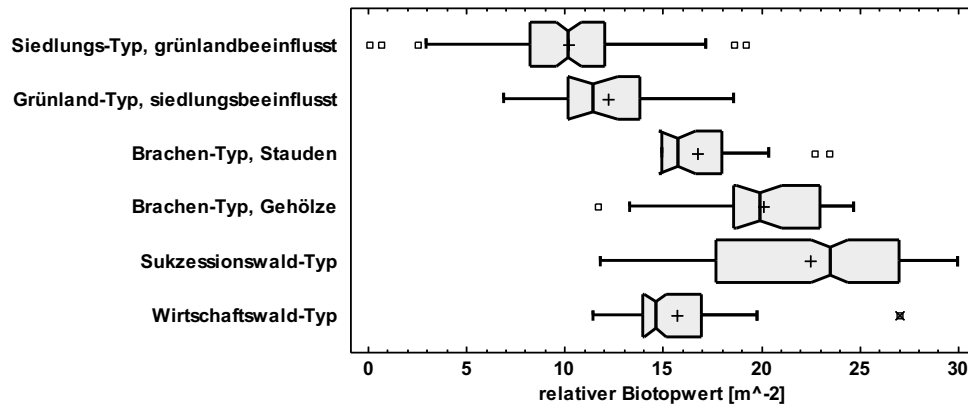


Abb. 23: Vergleich der Haldentypen hinsichtlich des relativen Biotopwerts je 1 m² der Halden zur Untersuchung der ökologischen Bedeutung (K-W-Test, $p < 0,001$).

4.4.5 Biotoptypen der Haldenumgebung

In Abbildung 8 wurde deutlich, dass das nähere Haldenumfeld mehrheitlich von Biotoptypen der „Acker und Sonderstandorte“ (HG 8) geprägt war. Der „Brachen-Typ, Stauden“ war mit über 70 % anteilig am häufigsten von „Acker und Sonderstandorten“ umgeben. Auch sonst zeigten sich Unterschiede zwischen den Haldentypen hinsichtlich der Biotoptypenzusammensetzung der näheren Umgebung. Im Vergleich war der Anteil der Biotoptypen der Hauptgruppe „Siedlung, Infrastruktur, Grünflächen“ im Umfeld der Halden des „Grünland-Typ, siedlungsbeeinflusst“ und des „Siedlungstyp, grünlandbeeinflusst“ am höchsten. Der Anteil der Hauptgruppe „Wälder und Forste“ wiederum war im Umfeld der Halden des „Wirtschaftswald-Typ“ am höchsten. Im Vergleich der Haldentypen zeigte sich somit, dass die dominierenden Biotop-Hauptgruppen auf den Halden dieser 3 Haldentypen auch für deren nähere Umgebung charakteristisch waren. Es ließ sich daher ein Zusammenhang zwischen Biotoptypenausstattung der Halden und der Biotoptypenzusammensetzung der näheren Umgebung vermuten (vgl. Kap. 4.2.4). Der Anteil der Hauptgruppe „Grünland, Ruderalflur“ war in der näheren Umgebung der Halden, die dem „Sukzessionswald-Typ“ zugeordnet wurden, am größten. An diesen Halden traten vermehrt Säume auf. Die Anteile von „Gewässern“ und „Baumgruppen, Hecken, Gebüschern“ waren verschwindend gering.

Bemerkenswert war zudem, dass der Anteil an „Acker, Sonderstandorte“ besonders in der Umgebung der Halden der beiden Brachen-Typen hoch war (Abb. 25). Der Vergleich zeigt die Unterschiede der Haldentypen hinsichtlich der landwirtschaftlichen Prägung der Umgebung deutlicher als die vorangegangene Abbildung (vgl. Abb. 24). Die Unterschiede waren signifikant (K-W-Test, $p < 0,001$, $n = 478$).

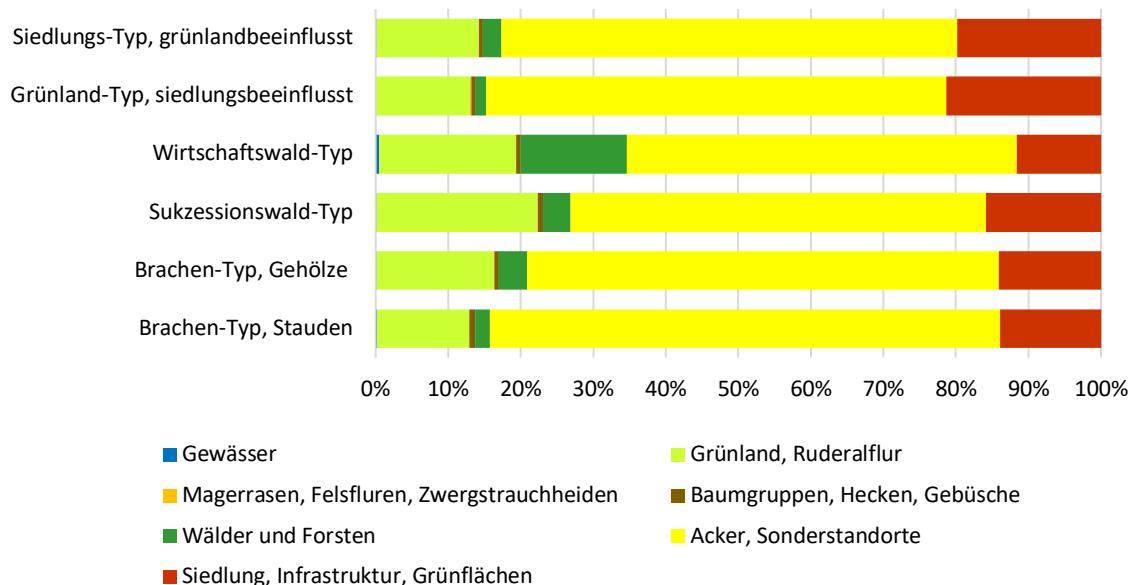


Abb. 24: Vergleich der näheren Umgebung der den Haldentypen (ohne Sonstige) zugeordneten Halden im Umkreis von 50 m hinsichtlich der Biotoptypenzusammensetzung anhand der Flächenanteile der Biotop-Hauptgruppen.

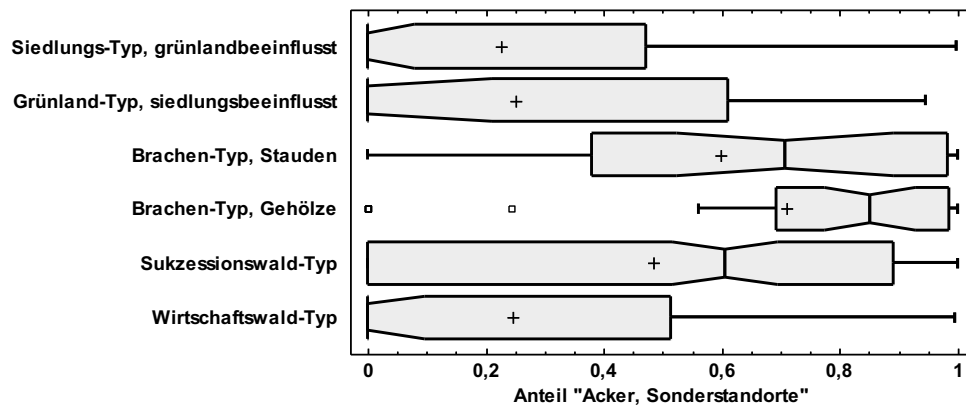


Abb. 25: Vergleich der näheren Umgebung der den Haldentypen (ohne Sonstige) zugeordneten Halden im Umkreis von 50 m hinsichtlich des Anteils der Hauptgruppe „Acker, Sonderstandorte“ an der Gesamt-Biotypenzusammensetzung.

Um die Halden des „Brachen-Typ, Stauden“ waren im Durchschnitt fast 60 % „Acker, Sonderstandorte“ und um die Halden des „Brachen-Typ, Gehölze“ über 70 %. Im Durchschnitt war die Umgebung der Haldentypen „Grünland-Typ, siedlungsbeeinflusst“, „Wirtschaftswald-Typ“ und „Siedlungs-Typ, grünlandbeeinflusst“ nur zu 22-25 % durch „Acker, Sonderstandorte“ geprägt. Insbesondere ergab sich ein signifikanter Unterschied zwischen den drei naturnahen („Brachen-Typ, Stauden“, „Brachen-Typ, Gehölze“, „Sukzessionswald-Typ“) und den drei naturfernen Haldentypen (Grünland-Typ, siedlungsbeeinflusst“, „Siedlungs-Typ, grünlandbeeinflusst“, „Wirtschaftswald-Typ“).

Auch im Vergleich der Box-Whisker-Plots der Anteile der Hauptgruppe „Siedlung, Infrastruktur, Grünfläche“ war der Unterschied zwischen den Haldentypen auffälliger (Abb. 26). Die urban geprägten Halden des „Grünland-Typ, siedlungsbeeinflusst“ und des „Siedlungs-Typ, grünlandbeeinflusst“ wiesen auch in ihrer näheren Umgebung im 50 m-Umkreis einen signifikant höheren Anteil an Siedlungs-Biotopen auf als die anderen Haldentypen (K-W-Test, $p < 0,001$, $n = 478$). In der näheren Umgebung dieser beiden Haldentypen lag der Anteil der Hauptgruppe „Siedlung, Infrastruktur, Grünfläche“ im Durchschnitt bei über 50 %, in der Umgebung der anderen Haldentypen nur bei 10-20 %. Somit kann von einem Einfluss der näheren Umgebung auf die Halden selbst ausgegangen werden.

Eine ähnliche Verteilung war bei der Betrachtung des **Landschaftsumfeldes im Umkreis von 500 m** festzustellen (Abb. 27). Jedoch nahm mit der Entfernung von den Halden der Anteil landwirtschaftlich geprägter Fläche ab (vgl. Abb. 24). Dennoch war die Hauptgruppe „Acker, Sonderstandorte“ anteilig mit rund 50 % am stärksten vertreten. Damit war die landwirtschaftliche Flächeninanspruchnahme rund 15 % niedriger als in unmittelbarer Halden-Umgebung. Die Anteile der Siedlungs-Landnutzung nahmen hingegen im Vergleich zum 50 m-Radius am stärksten zu. Man erkannte auch innerhalb diesen großen Radius gleiche Tendenzen wie im 50 m-Umkreis. Der Anteil der Hauptgruppe „Siedlung, Infrastruktur, Grünflächen“ war auch im Umkreis von 500 m um die Halden des „Grünland-Typ, siedlungsbeeinflusst“ und des „Siedlungstyp, grünlandbeeinflusst“ im Vergleich zu den anderen Haldentypen am größten. Ebenso war das Landschaftsbild um die Halden des „Wirtschaftswald-Typ“ im Vergleich zu den anderen Haldentypen am stärksten durch „Wälder und Forste“ geprägt. Die Anteile an „Gewässern“ und „Baumgruppen, Hecken, Gebüsche“ waren etwas höher als in der unmittelbaren Umgebung der Halden, aber dennoch gering.

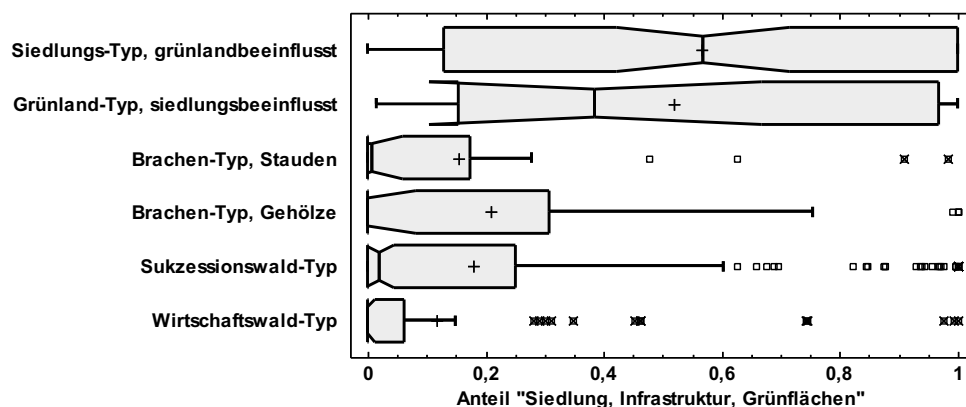


Abb. 26: Vergleich der näheren Umgebung der den Haldentypen (ohne Sonstige) zugeordneten Halden im Umkreis von 50 m hinsichtlich des Anteils der Hauptgruppe „Siedlung, Infrastruktur, Grünflächen“ an der Gesamt-Biotypenzusammensetzung.

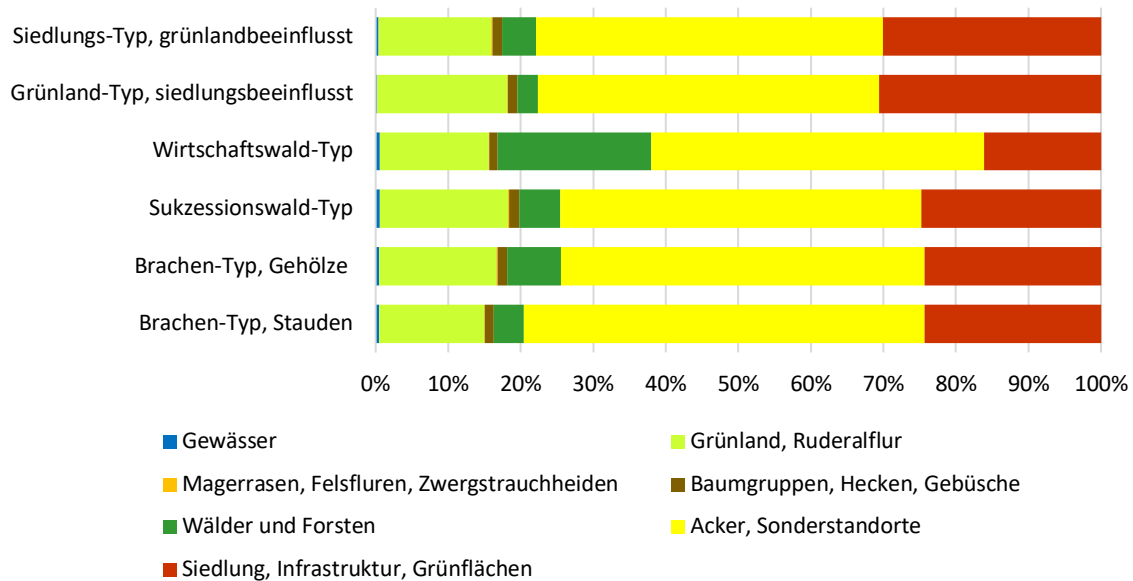


Abb. 27: Vergleich der umgebenden Landschaft der den Haldentypen zugeordneten Halden im Umkreis von 500 m hinsichtlich der Biotoptypenzusammensetzung anhand der Flächenanteile der Biotop-Hauptgruppen.

4.5 Synopsis

In Abb. 28 werden die Haupteigenschaften der festgestellten Haldentypen im Vergleich schematisch dargestellt. Dabei stehen die direkt vom Menschen beeinflussten Haldentypen (GR, SB, WW) den weniger anthropogen beeinflussten, naturnäheren Haldentypen (BS, BG, SW) gegenüber. Zusammenfassend ließen sich zwischen den 6 Haldentypen Ähnlichkeiten hinsichtlich der untersuchten Haldenparameter und somit eine Dreiteilung erkennen (Abb. 28). Der entscheidende Faktor dabei war die Haldenumgebung, welche eng mit der Intensität des anthropogenen Einflusses verknüpft war. Die stark überprägten Haldentypen „Grünland-Typ, siedlungsbeeinflusst“ (GR) und „Siedlungs-Typ, grünlandbeeinflusst“ (SI) unterschieden sich besonders deutlich von den naturnahen Haldentypen „Brachen-Typ, Stauden“ (BS), „Brachen-Typ, Gehölze“ (BG) und „Sukzessionswald-Typ“ (SW). Eine Sonderstellung zwischen diesen beiden Gruppen nahm der „Wirtschaftswald-Typ“ (WW) ein, welcher Merkmale der natürlichen Typen, aber auch der anthropogenen Typen aufwies. Vereinfacht galten für die wichtigsten Parameter folgende Verhältnisse:

- Flächengröße: GR, SW, SI > BS, WW > BG
- Kompaktheit: BG > GR, BS, SW, WW, SI
- Isolation: BS, BG > GR, SI > SW, WW
- Biotop-Diversität: GR, SI > BS, BG, SW > WW
- Biotopwert: BG, SW > BS, WW > GR, SI
- Anteil Acker in der Umgebung: BS, BG, SW > WW, SI > GR
- Anteil Siedlung in der Umgebung: GR, SI > BS, BG, SW, WW.

Aufgrund der auf den Bergehalden vorkommenden Biotoptypen konnten zudem folgende vereinfachte Verhältnisse festgestellt werden:

- Sukzessionsstufe: SW > BG > BS > GR (WW, SI = 0)
- Momentaner direkter anthropogener Einfluss: SI > GR, WW (BS, BG, SW = 0).

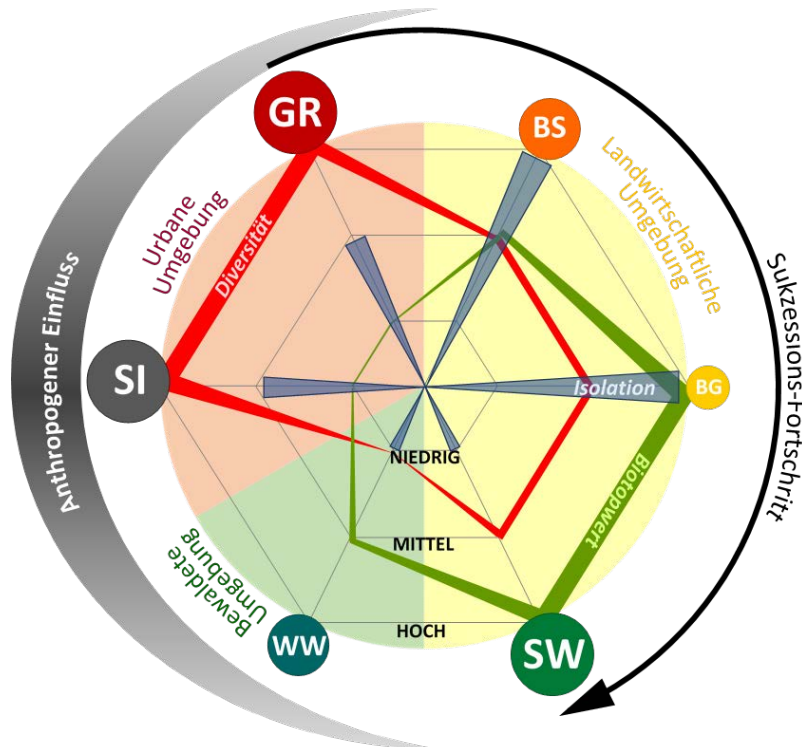


Abb. 28: Vereinfachter Vergleich der Haldentypen „Grünland-Typ, siedlungsbeeinflusst“ (GR), „Brachen-Typ, Stauden“ (BS), „Brachen-Typ, Gehölze“ (BG), „Sukzessionswald-Typ“ (SW), „Wirtschaftswald-Typ“ (WW) und „Siedlungs-Typ, grünlandbeeinflusst“ (SI) hinsichtlich Isolation (blaue Strahlen), Biotop-Diversität (rotes Netz), Biotopwert (grünes Netz), Haldenumgebung (hinterlegter dreifarbigiger Kreis), Sukzessionsstufe (schwarzer Pfeil) und anthropogener Einfluss (verlaufende Sichel). Die Verhältnisse der Halden-Flächengrößen werden durch die Größenvariation der farbigen Kreise veranschaulicht.

5. Diskussion

5.1 Anwendbarkeit der Methodik

Um eine thematisch passende Eingrenzung des **Untersuchungsgebietes** vorzunehmen und die Untersuchungen, falls erforderlich, auf umliegende Bereiche auszuweiten, wäre die Abgrenzung des Zentraldistrikts des Freiburger Lagerstättenbezirks exakter gewesen. Dessen Grenzen liegen allerdings nur grob und in analoger Form in der Literatur vor, nicht jedoch in digitaler Form (vgl. Baumann et al. 2000). Eine eigenständige Digitalisierung der Grenzen wäre daher zu ungenau gewesen.

Die Abgrenzung der **Halden** selbst mittels des Schummerungsbildes des DGM 1 stellte sich als genauer heraus als die Erkundung durch die stichprobenartige Vor-Ort-Analyse. Die Halden waren aufgrund ihrer Morphologie (flaches Plateau, steile Böschungen) als solche gut zu erkennen (Abb. 4). Zahlreiche Halden waren sogar noch in weitestgehend unveränderter Form mit ausgeprägter Pinge im Zentrum erhalten, wie beispielsweise FG34, BED210 oder BED321. Problematisch war die Erfassung der stark überprägten Halden. Eine flächenmäßige Eingrenzung war nahezu unmöglich, wenn das Relief des Haldenkörpers in die umgebende Landschaft übergeht. Dann war eine Orientierung nur noch am Vegetationszustand vorzunehmen. In solchen Fällen war die Abgrenzung nur näherungsweise möglich. Eine flächenmäßige Erfassung aller bergbaubedingten Halden wurde vor dieser Arbeit nie vorgenommen. Punktuell wurden bisher nur die Standorte der Schächte aufgenommen (vgl. Bayer et al. 2008). Weitere anthropogene Aktivitäten im Landschaftsrelief erschwerten die Lokalisierung. Einige Elemente, deren Ursprung nicht vom Bergbau herrühren, wie Deponien oder Aufschüttungen, ähnelten der Morphologie der Halden. Beispielsweise wurden die Halden BED225, BED238 und BED240 von der mittlerweile abgedeckten Hausmülldeponie Himmelsfürst überlagert (Abfallwirtschaftsverband Chemnitz AWVC). Hier wurden daher jeweils die verbliebenden Gehölzbestände als Haldenkörper definiert (Abb. A36). Von der aus einer Grobbergehalde im Süden und einer darin übergehenden Spülhalde im Norden bestehenden „Davidschachthalde“ wurde der gesamte Haldenkomplex betrachtet (vgl. Fritz & Jahns 2017).

Aufgrund der freien Verfügbarkeit der verwendeten Daten bietet die angewandte Methode der fernerkundlichen **Biotoptypenkartierung** ein hohes Maß an Reproduzierbarkeit und Übertragbarkeit auf andere Gebiete. Das Verfahren ermöglichte im vorliegenden Fall die Untersuchung großer Flächen innerhalb eines verhältnismäßig kurzen Zeitraums. Somit war die Methodik für einen Überblick über die Vegetationszustände auf den fast 500 Halden gut geeignet (vgl. Abb. A4-A47). Vorteilhaft ist zudem, dass großflächige Gebiete, oder wie hier die 478 Halden, zum gleichen Zeitpunkt untersucht werden konnten. Denkbar ist die Nutzung dieser

Kartierungsmethode des Weiteren für unwegsames oder gefährliches Gelände, in dem Begehungen erschwert oder unmöglich sind. Es ist zu beachten, dass die Kartierung mittels Luftbild-Interpretation stets eine Vereinfachung der Biotoptypenzusammensetzung darstellt und keineswegs mit einer In-situ-Kartierung inklusive Geländearbeit auf eine Stufe gestellt werden kann. Einige Biotoptypen können möglicherweise auf dem Luftbild unentdeckt bleiben, da sie von anderen Strukturen, wie beispielsweise vom Kronenschluss der Bäume, überdeckt werden. Wieder andere Biotoptypen sind anhand des Luftbildes nur schwer voneinander zu unterscheiden (Engemann 2008). Hier ist in wenigen Fällen beispielsweise die Differenzierung zwischen den Biotoptypen „Sand-/Silikatmagerrasen“ und „Ruderal- und Staudenfluren“ zu nennen (s. Anhang 2). Es fehlte die Komponente der Artenzusammensetzung, welche nur durch Geländebegehungen hätte erhoben werden können. Zu beachten ist zudem stets das Datum der Luftbildaufnahme. Um Vegetationszustände besser unterscheiden zu können, wurden bei dieser Methode häufig CIR-Luftbilder statt RGB-Luftbilder interpretiert. Doch selbst auf CIR-Luftbildern stellte sich die Zuordnung auf Bestandsebene, welche insbesondere bei den Wald-Biotoptypen aufgrund von Gehölzarten definiert wurde, als schwierig heraus. Die kombinierte Methode unter Einbezug von Luftbildern während des Frühlingsaspekts erhöhte die Bestimmungsqualität enorm. Das Aufnahme datum des verwendeten Satelliten- bzw. Luftbildes war der 20.04.2018. Die hellen Grüntöne des jungen Laubaustriebs waren deutlicher von den dunklen Nadelgehölzen zu unterscheiden als im Sommer. *Pinus* spp. und *Picea abies* unterschieden sich hinsichtlich ihrer Wuchsform (Abb. A69, A68). Die Unterscheidung der Laubgehölze erfolgte anhand des phänologischen Standes. *Quercus* spp. war zu diesem Zeitpunkt noch gänzlich unbelaubt, während *Betula pedula* erste Triebe erkennen ließ (Abb. A66, A64). *Populus tremula* hingegen war schon recht dicht belaubt und *Prunus* spp. befand sich in der Vollblüte (Abb. A65, A67). Je nach Lage des Untersuchungsgebietes und Witterung ist der optimale Zeitpunkt, zu dem der Frühlingsaspekt am deutlichsten ausgeprägt ist, von Jahr zu Jahr und Ort zu Ort unterschiedlich. Für die Ermittlung dieses Zeitpunkts ist daher die Grünlandtemperatursumme GTS entscheidend, welche den phänologischen Zustand beeinflusst (Kätzel 2009). Am 20.04.2018 betrug die kumulierte korrigierte GTS rund 360 °C (DWD 2021). Es kann demnach davon ausgegangen werden, dass der optimale Zeitpunkt zur Luftbild-Interpretation mit Frühlingsaspekt bei Erreichen einer GTS zwischen 300 und 400 °C liegt.

Während sich die Biotoptypenkartierung nach der Roten Liste Sachsen aufgrund der eingeschränkten Aussagekraft zu den Wald-Biotoptypen als ungeeignet herausstellte, ermöglichte die Kartieranleitung der BTLNK Sachsen von 2005 ein ausreichendes Maß an Differenzierung zwischen den Biotoptypen (Tabelle A2). Detailliertere Analysen als in der flächigen BTLNK Sachsen 2005 selbst waren mithilfe dessen Kartierschlüssel problemlos möglich (Abb. A4-A47). Eine artenabhängige Kartierung kann damit jedoch nicht erfolgen. Auch die Darstellung von ineinander übergehenden Biotoptypen oder Ökotonen war nicht möglich (Engemann 2008). In der genutzten Methode hätte eine höhere Auflösung der Luftbilddaten allerdings nicht zwangsläufig zu einem genaueren und präziseren Kartiererergebnis führen können.

Um ein Bild über die Zusammenhänge zwischen den **Standortverhältnissen** und der Biotoptypenzusammensetzung auf den Halden zu gewinnen, reichte die Betrachtung der geologischen Verhältnisse nicht aus, um eindeutige Aussagen treffen zu können (Kap. 4.4.1). Stattdessen hätte eine Aufnahme von bodenchemischen und -physikalischen Parametern (beispielsweise Korngrößenverteilung, Wassergehalt, Lagerungsdichte, Feststoffdichte, Porenvolumen, gesättigte und ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit, Feldkapazität, permanenter Welkepunkt, pH-Wert, Gehalt an organischem Kohlenstoff C_{org} und Gehalt an $CaCO_3$) und/oder Ellenberg-Zeigerwerten an jedem Haldenstandort erfolgen müssen. Solche Messungen wurden in vorangegangenen Arbeiten wie von Jähnig (2012) durchgeführt. Darin wurde festgestellt, dass im Oberboden der aus Brander Gneis bestehenden Halden die höchsten pH-Werte gemessen wurden. Die mittlere Stickstoffzahl und die mittlere Feuchtezahl waren hingegen auf den Halden des Brander Gneises geringer als auf den Halden des Freiburger und Himmelsfürster Gneises (Jähnig 2012). Ähnliche Aufnahmen hätten jedoch einen erheblichen Mehraufwand bedeutet. Somit war festzuhalten, dass es zur Untersuchung der Standortverhältnisse keine Alternative zu In-situ-Methoden gibt. Die Ermittlung verschiedener Parameter des Oberbodens, wie z.B. Bodenfeuchtigkeit oder C_{org} -Gehalt mittels hyperspektraler Fernerkundung ist zwar möglich, findet jedoch eher in der Landwirtschaft eine Einsatzmöglichkeit, da die Vegetationsbedeckung eine solche Untersuchung erschwert, wenn nicht gar verhindert (Schmidhalter & Selige 2002). Zudem ist eine solche Methode für den Maßstab der vorliegenden Untersuchungen zu ungenau und insbesondere für flächige Analysen geeignet. Eine weitere Möglichkeit besteht in der Untersuchung der Vitalität der Gehölzbestände über den durch Reflexionsanalyse bestimmten Blattchlorophyll-Gehalt (Damm 2008). Die Aufnahme der Standortparameter war allerdings kein vorgesehener Untersuchungsgegenstand im Rahmen der vorliegenden Arbeit.

Die Beurteilung der **Isolation** der Haldenstandorte anhand der Entfernung zur nächsten Halden stellte eine Vereinfachung der Situation dar. Entscheidender für die Isolation wäre die Entfernung zum nächsten Gehölzbestand gewesen, welcher sich nicht zwangsläufig auf einer anderen Halde befinden muss. Des Weiteren sind die Barrieren zwischen den Halden und den Gehölzbeständen bedeutsam für das Isolationsmaß. Die Halde BED279 war am weitesten von einer weiteren Halde entfernt und wurde somit als die isolierteste Halde festgestellt (Kap. 4.2.1). In deren Umgebung befanden sich dennoch andere Gehölzbestände (Abb. A17). Im Gegensatz dazu war beispielsweise der Haldenverband aus FG27, FG28 und FGub28a deutlich stärker isoliert, da diese ausschließlich von Acker umgeben waren (Abb. A8). Im angewandten Verfahren wurde diese Isolation nicht abgebildet, da die drei Halden sehr geringe Abstände zueinander aufwiesen. Dabei stellt intensiv bewirtschaftetes

Ackerland neben Siedlungs- und Verkehrsflächen eine der größten Barrieren im Biotopverbund dar. Ein weiteres exakteres, aber aufwendigeres Verfahren ist die Berechnung des Proximity Index PX. Dieser berücksichtigt die Abstandsbeziehungen zu Flächen gleicher Klasse (entspricht in diesem Fall Halden gleicher Biototypenzusammensetzung bzw. gleichen Haldentyps und ähnliche Biotope der Umgebung) sowie die Flächengröße des zu betrachtenden Patches (entspricht in diesem Fall der Haldengröße). Damit wäre diese Methode besser geeignet, um ökologische Zusammenhänge zu bewerten als die alleinige Betrachtung rein geometrischer Beziehungen (Blaschke 1999).

Die Bewertung nach dem Sächsischen **Biotopwertverfahren** zur Kompensationsregelung § 8 ff. SächsNatSchG erwies sich als geeignet, um die ökologische Bedeutung der Haldenbiotope miteinander zu vergleichen (Kap. 4.4.4; Tabelle A3). Vorteilhaft ist die Nutzung dieses standardisierten Verfahrens zudem, um einen Vergleich mit weiteren Biotopen außerhalb des hiesigen Untersuchungsrahmens vornehmen zu können. Neben dem hohen Maß der Vergleichbarkeit ist weiterhin die Reproduzierbarkeit der vorliegenden Ergebnisse ein grundlegender Vorteil. Weitere Vorteile sind die Praktikabilität und Nachvollziehbarkeit sowie der hohe Standardisierungsgrad. Gleichzeitig sind auch Nachteile bei dem Biotopwertverfahren im Allgemeinen vorhanden: So ist die Betrachtung der Schutzgüter und der ökologischen Zusammenhänge mangelhaft. Zudem wird eine Objektivität nur vorgetäuscht und eine „Scheingenauigkeit“ entsteht (Herzig 2010). Ein weiterer Nachteil der Methode liegt in der Vereinfachung, wobei die entscheidenden Bewertungsfaktoren die Naturnähe und Ersetzbarkeit der Biototypen waren (Kap. 3.2.3). Die Artenvielfalt wurde hier nicht berücksichtigt, obwohl sie ein essentieller Bestandteil für den Wert von Biotopen ist. Es ist daher durchaus wahrscheinlich, dass einige möglicherweise artenreiche Standorte in ihrem Wert unterschätzt wurden. Betroffen waren vor allem Halden mit heterogener, aber naturnaher Struktur, da Strukturreichtum allgemein mit Artenreichtum verbunden ist. Hinsichtlich dieser Schwäche des Biotopwertverfahrens besteht Verbesserungspotential. Strukturvielfalt müsste im Verfahren angerechnet werden. Eine einseitige Vergütung von Strukturvielfalt ist zur Verbesserung des Verfahrens allerdings nicht zielführend, da insbesondere auf den urban geprägten Halden viele verschiedene Biototypen und somit eine hohe Strukturvielfalt festgestellt wurde (Kap. 4.4.3, Tabelle A3). Laut Bruns & Köppel (2009) handelt es sich innerhalb der Hauptgruppe 9 „Siedlung, Infrastruktur, Grünflächen“ eher um Nutzungs- als um Biototypen. Nutzungstypen wie Verkehrs- und Siedlungsflächen zerschneiden eher die Biotopstruktur als dass sie zur Biodiversität beitragen. Eine derartige Differenzierung wäre daher bei der Einbeziehung der Struktur- und damit der Artenvielfalt nötig. Je nach Biototypen-Anzahl könnten weitere Ökopunkte auf den relativen Biotopwert addiert werden, um eine tatsächliche Strukturvielfalt zu vergüten. Beispielsweise ein Punkt je weiterem Biototyp. Für jeden Nutzungstyp aus der Hauptgruppe 9 „Siedlung, Infrastruktur Grünflächen“ könnte hingegen ein Punkt vom relativen Biotopwert abgezogen werden. Maßgeblich komplizierter, jedoch auch exakter würde die Methode werden, wenn die Strukturvielfalt-Zusatzpunkte und Zerschneidungs-Abzüge mit Flächenbezug berechnet und mit dem absoluten Biotopwert verrechnet würden.

5.2 Einflussfaktoren auf Biototypenzusammensetzung

Auf den Bergehalden, welche sich nach der Beendigung der bergbaulichen Tätigkeit weitestgehend selbst überlassen wurden, konnte eine primäre natürliche Sukzession stattfinden. Je nach Alter der Bergehalden vollzog sich diese innerhalb von 150 bis zu 300 Jahren. Die Halden der Schachtanlagen „Oberes Neues Geschrei“ (FG37) im Grubenfeld der Himmelfahrt Fundgrube und „Alte Elisabeth“ (FG150) wurden beispielsweise beide im Jahr 1840 eingestellt. Die ältesten Halden in heutigen Stadtgebiet Freiberg weisen ein Alter von über 400 Jahren auf. Die jüngsten Bergehalden mit rund 100 Jahren Liegezeit sind um die Grube „Himmelsfürst“ zu finden (Wagenbreth & Wächter 1988). Die Baumbestände auf den Halden müssen jedoch nicht zwangsläufig dasselbe Alter aufweisen. Bis zur initialen Wuchsphase der ersten Gehölzvegetation vergingen meist viele Jahrzehnte. Daten zur genauen Dauer bis zur Etablierung der Gehölze gibt es für die Bergehalden des Untersuchungsgebietes nicht. Untersuchungen auf der Spülhalde „7. Lichtloch“ zeigten jedoch, dass dieser Prozess 30 bis 40 Jahre gedauert hat (Meyer & Richert 2018). Auf den Bergehalden dürfte dies noch um einiges länger gewesen sein, da das grobe Haldenmaterial ungünstigere Standortbedingungen für das Pflanzenwachstum zur Folge hatte. Nach Fritz & Jahns (2017) wurde für die „Davidschachthalde“ (FG137) festgestellt, dass die Schwermetallmobilisation und damit die Belastung der Bergehalden (99,3 kg Cd/a) sogar höher ist als die der Spülhalden (80 kg Cd/a). Auf der Spülhalde wurden sehr hohe Konzentrationen toxischer Elemente festgestellt (As bis zu 44586 mg/kg; Pb bis zu 1542 mg/kg; Cd bis zu 16 mg/kg). Auch die angrenzenden Flächen waren stark belastet (As bis zu 5819 mg/kg; Pb bis zu 6747 mg/kg; Cd bis zu 32 mg/kg) (Wiche et al. 2018). Außerdem zeichnen sich die Halden neben der hohen Schwermetallbelastung auch durch eine extreme Trockenheit des Untergrundes aus, welche durch das naturgemäß geringe Wasserhaltevermögen von groben Substraten verursacht wird. Des Weiteren trugen auch die extremen lokalklimatischen Faktoren dazu bei: Die Überhöhung der Haldenplateaus über der Geländeoberfläche ermöglicht eine hohe Sonneneinstrahlung und verstärkten Windeinfluss, sodass die Temperatur und Verdunstung auf den Halden im Vergleich zur Geländeoberkante erhöht ist (Abb. 29). Die Haldenmorphologie ermöglichte zudem eine Fragmentierung der Standortbedingungen. Während auf den süd- bis südwestexponierten Böschungen zum Teil xerotherme Verhältnisse herrschen, sind auf ost- und nordexponierten Böschungen ausgeglichene bis kühlfeuchte Bedingungen vorzufinden (Golde 2013). Für die Unterscheidung dieser kleinräumigen Strukturen war die angewandte Methode jedoch zu grobskalig.



Abb. 29: Abgestorbene Gehölzbestände auf der Halde BED327 der Grube „Reicher Bergsegen“ als Folge der extrem trockenen Standortbedingungen. Die Bestände jenseits der Halde waren deutlich weniger betroffen. Eigene Aufnahme vom 02.06.2020.

Bei Geländebegehungen wurde unterdessen festgestellt, dass insbesondere auf den kleinen Halden (u. a. FG72a, FG72b des „Pferdestall Schachtes“) nur die Böschungen von Gehölzen bewachsen waren, auf dem Haldenplateau hingegen war das Gehölzwachstum verzögert oder gar unterdrückt (Abb. A9). Auf den Luftbildern konnten solche Gegebenheiten aufgrund der ausladenden Baumkronen nicht erkannt werden. Der Grund für diese Unterschiede zwischen Haldenböschung und -plateau könnte an den oben beschriebenen Standortverhältnissen liegen. Ein initialer Gehölzbewuchs wurde erst möglich, nachdem die Gehölze der Böschungen hoch genug waren, um das Plateau zu überragen. Die somit erfolgte Beschattung gewährleistete die Verbesserung des Mikroklimas. Zudem konnte so durch anfallendes Laub eine Biomasseakkumulation und eine initiale Bodenbildung erfolgen, was die Standortverhältnisse auf den Haldenplateaus sehr verzögert verbesserte. Eine Besonderheit stellen zudem die noch auf zahlreichen Halden vorhandenen trichterförmigen Pingen im Haldenplateau dar. Windgeschützt sind diese kleinräumigen Strukturen teilweise von feuchterem Mikroklima und einer schnelleren Biomasseakkumulation gekennzeichnet. Dies führte dazu, dass die Pingen ähnlich der Böschungen eher von Gehölzvegetation besiedelt wurden als die Plateaus (Abb. 30).



Abb. 30: Üppiger Moosbewuchs in einer der 7 kleinen Pingen der Halde BED264 zeugt von feuchten Standortbedingungen. Zudem waren hier ältere Individuen von *Betula pendula* zu finden, während das umliegende Plateau von jungen Gehölzen geprägt bis frei von Gehölzen war. Eigene Aufnahme vom 02.06.2020.

Es bestand die Vermutung, dass **Morphologie und Standortbedingungen** die Biotoypenausstattung der Bergehalden maßgeblich beeinflussen. Schon Stohr (1964) stellte fest, dass es einen Unterschied hinsichtlich der Artenzusammensetzung je nach an den Haldenstandorten anstehenden Gangerzformationen gibt. Der aus der kiesig-blendigen Bleierzformation (kb-Formation) und der fluorbarytische Bleierzformation (fba-Formation) stammende Abraum verwittert aufgrund hoher Pyritgehalte stark sauer. Die betroffenen Halden gelten als die floristisch ärmsten. Hingegen war die Verwitterung des Materials der karbonspatreichen eb-Formation von höheren pH-Werten und einer hohen Basensättigung geprägt, was zu einer artenreichen Gehölzschicht führte (Golde 2013). Im Vergleich der Haldentypen – stellvertretend für die Biotoypenzusammensetzung – war diese Beobachtung weniger deutlich zu erkennen. Dennoch war auffällig, dass auf Standorten der kb- und fba-Formation insbesondere die beiden Brachen-Typen vorkamen, während auf den Halden der Edlen Braunspatformation (eb-Formation) vor allem die beiden Wald-Typen festgestellt wurden (Abb. 16, 17). Daher kann der Bezug zu den Ergebnissen von Stohr (1964) und dem NSI Freiberg (2004) hergestellt werden. Es sei allerdings angemerkt, dass die Haldenmorphologie und die Standortbedingungen nur dann für die Biotoypenausstattung entscheidend waren, wenn auf der Halde keine Nachnutzung stattfand. Die Halden, für die das der Fall war, wurden größtenteils dem „Sukzessionswald-Typ“ zugeordnet und waren gekennzeichnet durch ein hohes Maß an Naturnähe.

Die kleinsten Bergehalden waren insbesondere durch den „Brachen-Typ, Gehölze“ gekennzeichnet (Abb. 18). Dieser Typ war ähnlich dem „Sukzessionswald-Typ“ ebenfalls von geringem anthropogenen Einfluss geprägt und zeichnete sich durch seine Naturnähe aus. Einerseits kann der „Brachen-Typ, Gehölze“ als Vorstufe zum „Sukzessionswald-Typ“ angesehen werden, andererseits waren die betroffenen Halden und damit deren Gehölzbestände so geringflächig, dass die hiesigen Biotypen nicht den „Wälder und Forsten“, sondern den „Baumgruppen, Hecken, Gebüsch“ zugeordnet wurden. Die kleinsten Halden waren zumeist auch die mit der höchsten Kompaktheit (Tabelle 2), was mit dem Abbau-Verfahren zusammenhängen könnte. Je bedeutender und attraktiver die Erzvorkommen eines Ganges waren, desto größer wurden die Halden. Dabei wurde der Abraum entlang der Erzgänge abgelagert, sodass langgestreckte Haldenformen entstanden sind. Diese Haldenformen wiesen dann auch eine geringe Kompaktheit auf. Bei Halden bzw. Biotopen geringer Kompaktheit ist das Verhältnis aus Kern- und Randzonen ungünstig. Der Randeffect und damit negative Einwirkungen von außen spielen hier eine größere Rolle. An den Hauptschächten stand besonders viel Abraum an. Aus Platzgründen wurde das Haldenmaterial hier auch in der Breite abgelagert. Die ebenfalls erhöhte Kompaktheit der Hauptschachthalden wies den Vorteil auf, dass diese auch in die Höhe wachsen konnten. Somit wurde der Flächenverbrauch minimiert. Auf diesen großen Halden wurde insbesondere der „Siedlungs-Typ, grünlandbeeinflusst“ festgestellt (Tabelle 4, Abb. 18). Einerseits war es sinnvoller, große Halden in eine Nachnutzung zu überführen. Kleine Halden eigneten sich für eine Nachnutzung aufgrund des Platzmangels weniger. Andererseits bestand schon während der Betriebsphase eine Infrastruktur auf diesen großen Halden. Hier wurden Zufahrtswege geschaffen, Förderschächte, Huthäuser und andere bergbauliche Anlagen errichtet. Noch heute bestehen viele dieser Gebäude, wurden zum Teil ausgebaut und nunmehr unter anderem als Wohnanlagen genutzt, wie beispielsweise auf der Halde „Beschert Glück“ (BED75, Abb. A22) oder auf der „Alten Mordgrube“ an der Zugspitze (BED143; Abb. 31, A24) (Wagenbreth & Wächter 1988). Zudem entstanden Siedlungen, wie insbesondere „Brand-Erbisdorf“, um diese Schächte herum, sodass sich viele dieser Halden in heutigen Siedlungsbereichen befinden und von diesen beeinflusst werden. Diese wurden daher insbesondere dem „Grünland-Typ, siedlungsbeeinflusst“ und dem „Siedlungs-Typ, grünlandbeeinflusst“ zugeordnet, welche der intensivsten Nutzung unterlagen. Die Halden zeichneten sich durch eine hohe Naturferne aus. Der „Siedlungs-Typ, grünlandbeeinflusst“ wies einen höheren Versiegelungsgrad auf. Auch wenn die Haldentypen zwar auf Grundlage der Biotoypenzusammensetzung identifiziert wurden, zeigte sich zudem eine deutliche Unterscheidung hinsichtlich der Nutzungsformen der Bergehalden. Daher gilt es zu resümieren, dass neben den sekundären Einflussfaktoren der Standort- und Strukturparameter die anthropogene Prägung auf den Bergehalden selbst der entscheidendste und somit primäre Einflussfaktor für die Biotoypenausstattung war.



Abb. 31: Beispiel für eine stark siedlungsgeprägte Halde. Die bergbaulichen Anlagen wurden in eine neue Nutzung überführt. Im Bild: Bergehalden der „Alten Mordgrube“ (BED143). Eigene Aufnahme vom 30.09.2017.

Die **Isolation** der Halden stellte einen weiteren möglichen sekundären Einflussfaktor dar. Auf den isoliertesten Halden wurde insbesondere der „Brachen-Typ, Stauden“ festgestellt (Tabelle 4). Möglicherweise findet die natürliche Sukzession auf diesen Halden aufgrund der großen Entfernung zu anderen Diasporenbanken verzögert statt. Zudem könnte eine Artenselektion stattfinden. Nur Arten, welche in ihrer Samenausbreitung große Distanzen überwinden können, sind in der Lage, die isolierten Halden zu besiedeln. Für zahlreiche anemochore Staudenpflanzen stellen diese Distanzen von wenigen hundert Metern Entfernung kein Hindernis dar, zumal die Entfernungen von den isolierten Halden zu Brache-Biotopen in der Umgebung zumeist geringer waren als zu den nächsten Gehölzbeständen. Aufgrund der kleinen, leichten Samen wird *Betula pendula* eine der ersten Gehölzarten auf den isolierten Halden sein. Autochore Arten, wie *Quercus* spp. werden sich auf den isolierten Halden nicht oder nur verzögert etablieren, wenn die Verbreitung auch zoochor stattfinden kann (z. B. durch den Eichelhäher). Die Untersuchungen zeigten, dass sich die isolierten Halden in einem früheren Sukzessionsstadium befanden. Dies deutet an, dass die natürliche Sukzession langsamer verläuft, je isolierter ein Biotop ist. Außerdem waren die isolierten Halden recht homogen. Je isolierter die Halden waren, desto geringer war die festgestellte Biotoptypen-Anzahl (Tabelle 2). Dies hängt vermutlich jedoch weniger mit der Verbreitung der Arten zusammen, sondern lag eher am Ausmaß der Störungen. Die isolierten Halden waren häufig auch fern von Infrastruktur und schlecht für Menschen zu erreichen. Zudem waren die isolierten Halden verhältnismäßig klein (Abb. 7a). Die schlechte Erreichbarkeit und die geringe Größe senkt die Attraktivität für eine Nachnutzung, so dass sich die isolierten Halden recht frei von menschlichen Eingriffen zeigten.

Die negative Korrelation zwischen **Biodiversität und Biotopwert** schien zunächst paradox (Tabelle 2). Doch eine hohe Biodiversität resultiert aus einer hohen Biotoptypen-Anzahl. Diese deutet auf eine starke Heterogenität und einen hohen anthropogenen Einfluss hin. Die naturnahen Halden-Biotope waren hingegen meist homogen (Abb. 21). So waren Halden mit hoher Biodiversität häufig von einigen urbanen Biotoptypen mit geringem Biotopwert bedeckt, was zur Verminderung des Gesamt-Biotopwertes (absolut und relativ) der Halden führte (Kap. 4.4.4). Die Biodiversität beschreibt also die Strukturvielfalt und war letztendlich eher ein Maß für Störungen und menschlichen Einfluss und nur eingeschränkt ein Maß für die ökologische Bedeutung. Tatsächlich entscheidend dafür, ob der Strukturreichtum einer jeden Halde einen eher positiven oder negativen Effekt hatte, war die ökologische Bedeutung der einzelnen Biotoptypen selbst. Abgesehen von den oft lebensfeindlichen urbanen Nutzungstypen mit hohem Versiegelungsgrad waren einige Halden auch von mehreren naturnahen Biotoptypen unterschiedlicher Vegetationsstruktur und -dichte bedeckt. Diese Halden waren somit struktureicher und vermutlich auch artenreicher als die homogenen waldbedeckten Halden, erhielten allerdings geringere relative Biotopwerte. Der relative Biotopwert kann auch als Maß für das Sukzessionsstadium betrachtet werden. Je weiter fortgeschritten die Sukzession ist, desto schwieriger sind die Biotope zu ersetzen. Damit steigt auch der Biotopwert.

Am hohen Anteil an Acker-Biotoptypen in der **Umgebung der Halden** war deren inselartige Verteilung in der Landschaft zu erkennen (Abb. 8). Somit ließen sich die meisten Halden naturräumlich stark von ihrer Umgebung abgrenzen. Denn auf den Halden selbst kamen solche Biotoptypen nahezu gar nicht vor (Abb. 5). Randeffekte traten dennoch auf: So konnte ein Zusammenhang zwischen der Biotoptypenzusammensetzung der Halden und der umgebenden Landschaft nachgewiesen werden (Kap. 4.2.4). Einige Halden waren naturräumlich in ihre Umgebung eingebettet. Auffällig war dies insbesondere bei den waldgeprägten und den siedlungsgeprägten Halden, in deren Umgebung häufig ebenfalls Wald-Biotoptypen bzw. Siedlungs-Biotoptypen zu finden waren. Gründe für den Siedlungseinfluss war die Ausdehnung der Ortsflächen. Um die alten Bergehalden herum begann die Besiedelung und erfasste letztendlich auch die Halden selbst, auf denen Grundstücke angelegt und gebaut wurde. Hinsichtlich des Waldeinflusses sind vor allem die Halden der Grube „Reicher Bergsegen“ im Freiwald zwischen Brand-Erbisdorf und Großhartmannsdorf im Süden des Untersuchungsgebiets zu nennen (Abb. A39-A42). Hier waren die Biotoptypen auf den Halden nahezu identisch mit denen in ihrer Umgebung, was auf einen Zusammenhang der Biotoptypenzusammensetzung hindeutet (Abb. 32). Historische Karten belegen, dass der Freiwald schon vor 250 bzw. sogar vor über 400 Jahren existierte (GeoSN 1807; Oeder, 1586). Somit war der Standort schon zur Zeit der bergbaulichen Erschließung bewaldet (Wagenbreth & Wächter 1988). Mittlerweile sind die 45 Halden Teil des forstwirtschaftlichen Bestandes und werden gleichrangig bewirtschaftet wie ihre Umgebung. Die Haldenmorphologie erschwert jedoch die maschinelle Arbeit und Entnahme von Bäumen. Offen blieb die Frage, ob auf den Halden eine Anpflanzung vorgenommen wurde oder ob die Bäume durch natürliche Verbreitung die Halden besiedelt haben. Aufgrund der für eine Pflanzung wenig geeigneten Substrateigenschaften der Haldenkörper ist zweiteres zu vermuten.

Die Halden sind sowohl hinsichtlich ihrer Eigenschaften, aber auch hinsichtlich ihrer in den Untersuchungen festgestellten Biotoptypenausstattung solch komplexe Landschaftsstrukturen und Lebensräume, dass die vorliegende Einordnung/Typisierung eine starke Vereinfachung darstellt. Auch wenn es einige Halden gab, die einander ähnelten, waren die Halden jede für sich einzigartig. Die Summe an Eigenschaften, die den Charakter der Halden bestimmen, ist groß, sodass nicht alle möglichen Eigenschaften im Rahmen dieser Arbeit untersucht werden konnten.



Abb. 32: Hinsichtlich der Biotoypenzusammensetzung unterschieden sich Halde BED335 und deren Umgebung kaum. Zudem war die forstwirtschaftliche Nutzung auf dem Haldenkörper zu erkennen (verbliebenes Stockholz). Eigene Aufnahme vom 02.06.2020.

6. Summary

The mining district of Freiberg (Saxony) is one of the most important locations of industrial mining history in Germany. More than 150 up to 300 years after closing mining activity, numerous post-mining relicts are still existing. Today the remaining heavy metal containing mine dumps (“Bergehalden”), flotation tailings (“Spülhalden”) and slag dumps (“Schlackenhalden”) are characterising the post-mining landscape of Freiberg. Because of their importance for mining tradition, many of them are under monumental protection. Besides traditional aspects, mining leftovers can function as diverse habitats. The aim of the master thesis-investigation by Häuser (2021) was the determination of ecological relevance of post-mining relicts in the mining district of Freiberg and their relationships in the landscape. By evaluating aerial images of the year 2018, habitat type mapping on all still existing mine dumps and flotation tailings was implemented. Furthermore, using GIS techniques, the landscape has been analysed by capturing local geological conditions, morphological structure, isolation and the surrounding landscape composition of the dumps and tailings. In total, 159 habitat types have been found on the 478 mine dumps and 5 flotation tailings. Forest habitat types covered half of the accumulated dump and tailing area. Open habitats and urban area covered each one quarter. The most common habitat types were pure birch forests and oak-dominated mixed deciduous forests. Both together represented 21 % of the accumulated dump and tailing area. Forests were dominated by the deciduous tree species common oak (*Quercus robur*), weeping birch (*Betula pendula*) and European aspen (*Populus tremula*). Coniferous stands were less common. In mixed forests, especially Scotch pine (*Pinus sylvestris*) was found. Consequently, pioneer species were prevalent in the forests of dumps and tailings. Round about the half of the forests were pioneer forests. The remaining forests were consisted of uneven-aged and older stands. Some forests were characterised by European spruce (*Picea abies*) due to silvicultural use. Forests that developed as result of primary ecological succession and the protected habitats dwarf-shrub heath (occurrence at 5 dumps or tailings) and heavy metal charged nitrogen-poor swards (occurrence at 12 dumps or tailings) were outstanding habitats. The mean habitat type number of the mine dumps was 3.4 and of the flotation tailings 16.2. Mine dumps had a mean area size of 3,612 m² and flotation tailings 83,745 m². The average height of the mine dump was 3.8 m and of the flotation tailings 29.6 m. With an average compactness value of 0.78, mine dumps had a more compact shape than flotation tailings (0.64). Correlations between the parameters have been found. For example, the more isolated a mine dumps was, the smaller and more compact was its shape. 60 % of the surrounding landscape was covered by intensively managed agricultural land. 18 % was covered by ruderal vegetation and 16 % by urban area. Forests covered only 4 % of the surrounding landscape, while they were dominant at the dumps and tailings. Nevertheless, there was a correlation between the habitat type composition of the dumps and tailings and the surrounding landscape. Dumps and tailings surrounded by forests mostly also were covered by forests. Similar correlation was observed for urban areas. In comparison between themselves, the 5 investigated flotation tailings had a very different habitat type composition. Reasons for this were the variation of size and the types of use. In contrast, comparison of the mine dumps showed a partial similarity of the habitat type composition. Thus, 6 main dump-types could be identified. The 20 mine dumps of the “Grünland-Typ, siedlungsbeeinflusst” (grassland type, settlement-affected) were characterised by intensively managed grassland and urban green area as well as buildings, roads and paths. The 86 mine dumps of the “Siedlungs-Typ, grünlandbeeinflusst” (settlement type, grassland-affected) had a similar habitat type composition, but the urban influence and the sealing level of soils were higher. In average mine dumps

characterised by “Siedlungs-Typ, grünlandbeeinflusst” had the largest expand. In contrast to these two types, the “Brachen-Typ, Stauden” (fallow land type, ruderal), the “Brachen-Typ, Gehölze” (fallow type, shrub) and the “Sukzessionswald-Typ” (succession forest type) were nearly natural. Therefore, they had the highest relative habitat values. These three types distinguish in the stage of succession. The 26 mine dumps of “Brachen-Typ, Stauden” were isolated most. Especially this type included habitat types of semi-moist ruderal vegetation, which could also be found at the 34 mine dumps of the “Brachen-Typ, Gehölze”. However, bushes of semi-moist conditions and pioneer tree species were dominant. The most common dump-type “Sukzessionswald-Typ” was counted on 239 mine dumps with a nearly natural composition of domestic species. In contrast, there were 69 mine dumps with dominant non-native species from silvicultural activities. They were classified as “Wirtschaftswald-Typ” (silvicultural forest type). After the end of the mining activities, most of the dumps were left to natural succession and are now important stepping stone habitats in the agricultural landscape of the lower Ore Mountains.

Danksagung

An dieser Stelle gilt mein Dank allen, die mir bei dieser Masterarbeit zur Seite standen und mich unterstützt haben. Besonderer Dank gebührt dabei Frau Dr. Elke Richert, Herrn Dr. Roland Achtziger und Herrn Prof. Dr. Hermann Heilmeyer von der AG Biologie/Ökologie der TU Bergakademie Freiberg für die allzeit gute und hilfreiche Betreuung.

7. Literatur

- Baumann, L. (1958): Tektonik und Genesis der Erzlagerstätte von Freiberg (Zentralteil). Freiburger Forschungshefte C 46: 1-208.
- Baumann, L. (1970): Zur Geologie des Freiburger Lagerstättenbezirks (800 Jahre Freiburger Bergbau). Freiburger Forschungshefte C70: S. 13-26.
- Baumann, L., Kuschka, E. & Seifert, T. (2000): Lagerstätten des Erzgebirges. Enke im Thieme Verlag, Stuttgart, 300 S.
- Bayer, M., Engelhardt, A., Galinsky, G., Maruschke, T., Müller, H.-G., Dietrich, M., Kugler, J., Symmang, R., Bagehorn, E., Schräber, D., Baumgart, G. & Eilers, G. (2008): 800 Jahre historischer Bergbau im Freiburger Erzrevier. Fremdenverkehrsverein Freiberg e.V. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG), Freiberg.
- Bernhofer, C. & Goldberg, V. (2008): Sachsen im Klimawandel – Eine Analyse. Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (Hrsg.), Dresden, 211 S.
- BfG (2020): Hydrologischer Atlas Deutschland (HAD) – Teil 2: Hydrometeorologie. Mittlere jährliche potentielle Verdunstungshöhe als Gras Referenzverdunstung. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- Biedermann, U., Werking-Radtke, J. & Woike, M. (2008): Numerische Bewertung von Biotoptypen für die Eingriffsregelung in NRW. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen, 37 S. (URL: https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv/natur/lebensr/Num_Bew_Biotyp_Sept2008.pdf; 16.07.2020).
- Blaschke, T. (1999): Quantifizierung von Fragmentierung, Konnektivität und Biotopverbund mit GIS. Paris Lodron Universität Salzburg, Salzburg, 15 S.
- Bräutigam, T. (2016): Bodenregionen in Sachsen. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg.), Dresden, 2 S. (URL: https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download/boden/LfULG-Steckbrief_Titel.pdf; 27.05.2020).
- Bruns, E. & Köppel, J. (2009): Handlungsempfehlung zur Bewertung und Bilanzierung von Eingriffen im Freistaat Sachsen. TU Berlin, Institut für Landschafts- und Umweltplanung; im Auftrag des Sächsischen Ministeriums für Umwelt und Landwirtschaft (SMUL), Dresden, 84 S. (URL: https://www.sbs.sachsen.de/download/sbs/Handlungsempfehlung_Oekopunkte.pdf; 04.06.2020).
- Buder, W. & Uhlemann, S. (2010): Biotoptypen. Rote Liste Sachsens. Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg.), Dresden, 140 S.
- Cvetkova, K. (2017): Masterthesis-Exposé. Bestimmung der optimalen Clusterzahl in der empirischen Marktforschung. Universität Kassel, Institut für Betriebswirtschaftslehre, Kassel, 30 S. (URL: https://www.uni-kassel.de/fb07/fileadmin/datas/fb07/5-Institute/IBWL/Wagner/Abschlussarbeiten/Expos%C3%A9/WS_2017/Expos%C3%A9-Cvetkova.pdf; 27.04.2021)
- Damm, A. (2008): Hyperspektrale Fernerkundung zur Ableitung pflanzenphysiologischer Parameter von Stadtbäumen - Strahlungstransfermodellierung für Berliner Kastanienbestände. Dissertation. Humboldt-Universität zu Berlin, Geographisches Institut, Berlin, 193 S.
- Dierschke, H. (1994): Pflanzensoziologie. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 683 S.
- DWD (2021): Tägliche Stationsmessungen der mittleren Lufttemperatur in 2 m Höhe in °C. Climate Data Center (CDC), Deutscher Wetterdienst (DWD), Offenbach. (URL: https://www.dwd.de/DE/klimaumwelt/cdc/cdc_node.html, 23.03.2021)
- Ellenberg, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Eugen Ulmer Verlag, 5. Auflage; Stuttgart, 1095 S.
- Engemann, R. (2008): 3.1. Biotop- und Nutzungstypen (CIR – Luftbildinterpretation). Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Hrsg.), Arten- und Biotopschutzprogramm Sachsen-Anhalt, Biologische Vielfalt und FFH-Management im Landschaftsraum Saale-Unstrut, Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt - Sonderheft 1/2008 (Teil 1 und 2): 28-30.
- Erler, L., Achtziger, R. & Richert, E. (2017): Vegetationskundliche Analysen zur Artenzusammensetzung, Diversität und Struktur der Vorwaldgesellschaften auf der Spülhalde Davidschacht. Freiberg Ecology online 2: 37-51.
- Filip, C., Richter, K. & Pietsch, M. (2008): Biotoptypenvielfalt = Lebensraumvielfalt? Eine kritische Beleuchtung GIS-gestützter Raumdiversitätsanalysen aus artengruppenspezifischer Sicht. In: Strobl, J., Blaschke, T. & Griesebner, G. (Hrsg.): Angewandte Geoinformatik. Beiträge zum 20. AGIT-Symposium, Salzburg, Herbert Wichmann Verlag, Heidelberg, S. 534-544.

- Fritz, E. & Jahns, C. (2017): Die Spülhalde Davidschacht in Freiberg – Geschichte, Umweltproblematik und geplante Sanierung. *Freiberg Ecology online* 2: 4-17.
- Funke, L., Schulze, C. & Achtziger, R. (2017): Untersuchungen zur Biodiversität der Wanzen (Heteroptera) und Zikaden (Auchenorrhyncha) in den Offenlandbiotopen der Spülhalde Davidschacht in Freiberg. *Freiberg Ecology online* 2: 66-100.
- Gähler, M. (2006): Biotoptypenerfassung auf Basis digitaler höchst auflösender Fernerkundungsdaten. Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades. Universität Osnabrück, Osnabrück 196 S.
- GeoSN (1807): 1781-1810 Meilenblätter Sachsen 1:12 000 (Berliner Exemplar). Staatsbetrieb Geobasisinformation und Vermessung Sachsen (GeoSN), Dresden. (URL: <https://geoinformatik.htw-dresden.de/ms/mbl?request=GetCapabilities&service=WMS&lang=de>, 31.03.2021)
- GeoSN (2002): Potentielle natürliche Vegetation (PNV) in Sachsen 1:50 000. Staatsbetrieb Geobasisinformation und Vermessung Sachsen (GeoSN), Dresden.
- GeoSN (2005): Biotoptypen- und Landnutzungskartierung (BTLNK). Staatsbetrieb Geobasisinformation und Vermessung Sachsen (GeoSN), Dresden. (URL: <https://geoportal.umwelt.sachsen.de/arcgis/services/natur/btlnk/MapServer/WFSServer?>, 22.02.2021)
- GeoSN (2015a): Digitale Orthophotos (WMS SN DOP-RGB). Staatsbetrieb Geobasisinformation und Vermessung Sachsen (GeoSN), Dresden. (URL: https://geodienste.sachsen.de/wms_geosn_dop-rgb/guest? 20.02.2021)
- GeoSN (2015b): Digitale Topographische Karten (WMS-DTK-PG). Staatsbetrieb Geobasisinformation und Vermessung Sachsen (GeoSN), Dresden. (URL: https://geodienste.sachsen.de/wms_geosn_dtk-pg-color/guest? 20.02.2021)
- GeoSN (2016): Digitales Geländemodell 1 (DGM1). Staatsbetrieb Geobasisinformation und Vermessung Sachsen (GeoSN), Dresden. (URL: https://geodienste.sachsen.de/wms_geosn_hoehe/guest?REQUEST=GetCapabilities&SERVICE=WMS&VERSION=1.3.0, 22.02.2021)
- GeoSN (2018): Digitale Orthophotos (WMS SN DOP-CIR). Los Freiberg. Staatsbetrieb Geobasisinformation und Vermessung Sachsen (GeoSN), Dresden. (URL: https://geodienste.sachsen.de/wms_geosn_dop-cir/guest? 20.02.2021)
- GeoSN (2019): Digitale Orthophotos (WMS SN DOP-CIR). Los Marienberg. Staatsbetrieb Geobasisinformation und Vermessung Sachsen (GeoSN), Dresden. (URL: https://geodienste.sachsen.de/wms_geosn_dop-cir/guest? 20.02.2021)
- Glaser, F. F. & Düvel, M. (1994): Biotoptypen- und Landnutzungskartierung aus Colorinfrarot-Luftbildern. Beschreibung der Kartiereinheiten und Luftbildinterpretationsschlüssel Freistaat Sachsen. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden, 178 S. (URL: https://www.natur.sachsen.de/download/beschreibung_kartiereinheiten_9293.pdf; 25.04.2020)
- Glavac, V. & Hakes, W. (1996): Vegetationsökologie. Gustav Fischer Verlag, Jena, 358 S.
- Golde, A. (2013): Das Freiburger Bergbaurevier. In: Baumbach, H., Sänger, H. & Heinze, M. (2013): Bergbaufolgelandschaften Deutschlands. Geobotanische Aspekte und Rekultivierung. Weissdorn-Verlag, Jena, S. 437-467.
- Google (2018): Digitales Orthophoto 22.04.2018. Google Earth Pro, Google LLC, Mountain View.
- Häuser, L. (2018, unpubl.): Analyse der Artenzusammensetzung und Struktur der Gehölzbestände der „Spülhalde 7. Lichtloch“ bei Halsbrücke. Bachelorarbeit Geoökologie, TU Bergakademie Freiberg, AG Biologie/Ökologie, Institut für Biowissenschaften, 106 S.
- Häuser, L. (2021, unpubl.): Biotoptypenausstattung und landschaftsökologische Analyse der Altbergbauhalden in der Freiburger Bergbaufolgelandschaft. Masterarbeit Geoökologie, TU Bergakademie Freiberg, AG Biologie/Ökologie, Institut für Biowissenschaften, 153 S.
- Heilmann, H., Fischer, J., Symmang, R. (1993): Die Böden des Osterzgebirges und seines nördlichen Vorlandes. – Geologie in Sachsen, Exkursionsführer Nr. 1, Freiberg, 22 S.
- Hertwig, T., Reißmann, R. & Günther, A. (1994): Boden- und Vegetationsverhältnisse sowie floristische und faunistische Ausstattung auf acht Halden im Freiburger Raum – Spülhalde 7. Lichtloch. – SAXONIA AG i.L., NSI Freiberg, Beak Consultants GmbH, Freiberg, unveröff., S. 230 ff. (34 Seiten + 8 Anlagen). Die Bearbeitung des Kapitels der Vegetationsentwicklung und der floristischen Ausstattung erfolgte durch Golde, A., Freiberg.
- Herzig, B. (2010): Numerische Biotopwertverfahren für Eingriffs- und Kompensationsbewertungen. Landesbetrieb Wald und Holz Nordrhein-Westfalen, Münster, 23 S. (URL: <https://docplayer.org/78353229-Numerische-biotopwertverfahren-fuer-eingriffs-und-kompensationsbewertungen.html>; 03.09.2020).
- Jähnig, J. (2012): Untersuchungen zur Struktur und Lebensraumausstattung von Altbergbauhalden im Raum Freiberg – Bodenparameter, Haldenmorphologie und – geologie, Vegetationsstruktur. Bachelorarbeit Geoökologie, TU Freiberg, Institut für Biowissenschaften, AG Biologie/Ökologie, unveröff.
- Kätzel, R. (2009): Möglichkeiten und Grenzen der Anpassung an Klimaextreme – eine Betrachtung zu baumartenspezifischen Risiken aus Sicht der Ökophysiologie. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band 42, Wald im Klimawandel – Risiken und Anpassungsstrategien, Landeskompentenzentrum Forst Eberswalde (LFE), S. 22-34.
- Kühne, B. & Regner, L. (2011): Untersuchungen zu Vorkommen und Habitatbindung von ausgewählten Zielarten (Pflanzen) auf Altbergbauhalden im Raum Freiberg als Grundlage für die Erhaltung und Förderung der Populationen und Lebensräume. Bachelorarbeit Geoökologie, TU Freiberg, Institut für Biowissenschaften, AG Biologie/Ökologie, unveröff.
- LfULG (2015a): Digitale Geologische Karte von Sachsen (GK50 dig). Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden. (URL: <https://geoportal.umwelt.sachsen.de/arcgis/services/geo-logie/gk50/MapServer/WMServer?>; 18.02.2021)
- LFZ (2018): Naturräume und Naturraumpotentiale des Freistaates Sachsen. Mikrogeochoren. Landschaftsforschungszentrum e.V., Dresden. (URL: <http://www.naturraume.lfz-dresden.de/>).
- Maceachren, A. (1985). Compactness of Geographic Shape: Comparison and Evaluation of Measures. *Geografiska Annaler. Series B, Human Geography* 67(1): 53-67. (URL: https://www.jstor.org/stable/490799?seq=1#metadata_info_tab_contents; 11.10.2020)
- Mannsfeld, K. & Syrbe, R.-U. (Hrsg.) (2008): Naturräume in Sachsen. Forschungen zur deutschen Landeskunde 257: 288 S.
- Martin, D. J. (2015): Denkmalrecht in Deutschland online. Sachsen Denkmalschutzgesetz. Denkmalnetz Bayern, Bamberg, 43 S.

- Meyer, K. & Richert, E. (2018): Biotoptypenausstattung der Spülhalde VII. Lichtloch in Halsbrücke und Abschätzung der Vegetationsentwicklung. *Freiberg Ecology online* 4: 43-65.
- Mollée, R. (2013): Altlastenprojekt Saxonia 1993-2013 eine Retrospektive. SAXONIA Standortentwicklungs- und -verwaltungsgesellschaft mbH (Hrsg.), Freiberg, 404 S.
- Nentwig, W., Bacher, S., Beierkuhnlein, C., Brandl, R. & Grabherr, G. (2004): Ökologie. Spektrum Akademischer Verlag, München, 466 S.
- NSI Freiberg (2004): Managementplan für das SCI 255 „Schwermetallhalden bei Freiberg“. Unveröffentlichter Abschlussbericht im Auftrag des Staatlichen Umweltfachamtes Chemnitz.
- Oeder, M. (1586): *Ur-Öder* (Teil I), 1:13 333, Handzeichnung, 1586-1634, Blätter 1–178, SLUB, Dresden (URL: <http://www.deutschefotothek.de/documents/obj/90011272>, 31.03.2021).
- Pälchen, W. & Walter, H. (2008): Geologie von Sachsen – Geologischer Bau und Entwicklungsgeschichte. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 537 S.
- Richert, E., Aufsfeld, P. & Olias, M. (2017): Biotoptypenausstattung der Spülhalde Davidschacht in Freiberg. *Freiberg Ecology online* 2: 18-36.
- Schäfer, T. (2009): Methodenlehre II – Clusteranalyse. TU Chemnitz, Chemnitz, 18 S. (URL: <https://www.tu-chemnitz.de/hsw/psychologie/professuren/method/hompages/ts/methodenlehre/meth11.pdf>; 14.10.2020)
- Schmidhalter, U. & Selige, T. (2002): Multispektrale Fernerkundung von Bodeneigenschaften und Aufwuchszuständen (TP II-6a, Teil II). KTBL Sonderveröffentlichung 038, Tagungsband „Precision Agriculture Herausforderung an integrative Forschung, Entwicklung und Anwendung in der Praxis“, Bonn, S. 117-127.
- Schmidt, P.A., Hempel, W., Denner, M., Döring, N., Gnüchtel, A., Walter, B. & Wendel, D. (2002): Potentielle Natürliche Vegetation mit Karte 1:200 000. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.), Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege, Dresden, 231 S.
- Scholz, A., Achtziger, R. & Richert, E. (2017): Analyse der Artenzusammensetzung und Struktur der Gehölzbestände der „Spülhalde Münzbachtal“ bei Halsbrücke. *Freiberg Ecology online* 3: 54-69.
- Sebastian, U. (2013): Die Geologie des Erzgebirges. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 268 S.
- Smith, T. M. & Smith, R. L. (2009): Ökologie. Pearson Studium, München, 6. Auflage, 982 S.
- Stohr, G. (1964): Vegetation und Standortverhältnisse einiger Halden bei Freiberg und Brand-Erbisdorf. Festschrift zum 100jährigen Bestehen des Naturkundemuseum Freiberg, Freiberg, S. 69-77.
- Traxler, A. (1997): Handbuch des vegetationsökologischen Monitorings. Methoden, Praxis, angewandte Projekte Teil A: Methoden. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien, 391 S. (Zu URL: <https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/M089A.pdf>; 03.12.2020).
- Temp, H. (2005): Aufnahme und Analyse vegetationsökologischer Daten. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 141 S.
- Ueberfuhr, F. & Glaser, F. F. (2010): Beschreibung der Kartiereinheiten zur Neufassung der BTLNK 2005 auf der Grundlage und unter Verwendung des Luftbildinterpretationsschlüssels 1992/93. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden, 143 S. (URL: https://www.natur.sachsen.de/download/beschreibung_kartiereinheiten_2005.pdf; 09.02.2021).
- Wagenbreth, O. & Wächtler, E. (Hrsg.) (1988): Der Freiburger Bergbau: Technische Denkmale und Geschichte. VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, 2. durchgesehene Auflage, Leipzig, 384 S.
- Westhäuser, E. & Richert, E. (2017): Biotoptypenausstattung der Spülhalde Münzbachtal bei Halsbrücke. *Freiberg Ecology online* 3: 33-53.
- Wiche, O., Dreier, F., Ehrhardt, A., Gerisch, M.K., Jodoin, R., Keßler, S., Mißfeldt, T., Röder, M., Rumberg, C., Schulte, M.G. & Westhäuser, E. (2018): Mobilität von potentiell toxischen Spurenelementen in oberflächennahen Spülsanden der Spülhalde Davidschacht, Freiberg und deren Verlagerung in umliegende Flächen. *Freiberg Ecology online* 4: 1-19.
- Winkler, I. & Wrška, T. (1995): Biotopkartierung in Österreich. Bundesministerium für Umwelt, Umweltbundesamt, Wien, 88 S. (URL: <https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/R123.pdf>; 03.12.2020).
- Zerbs, M. (2019): Inselökologische Untersuchungen am Beispiel der Altbergbauhalden in der Bergbaufolgelandschaft im Norden von Freiberg anhand der Pflanzenarten. Bachelorarbeit Geoökologie, TU Freiberg, Institut für Biowissenschaften, AG Biologie/Ökologie, unveröff.

E-Mail des Autors:

Häuser, Lukas: E-Mail: lukas.haeuser96@gmail.com.