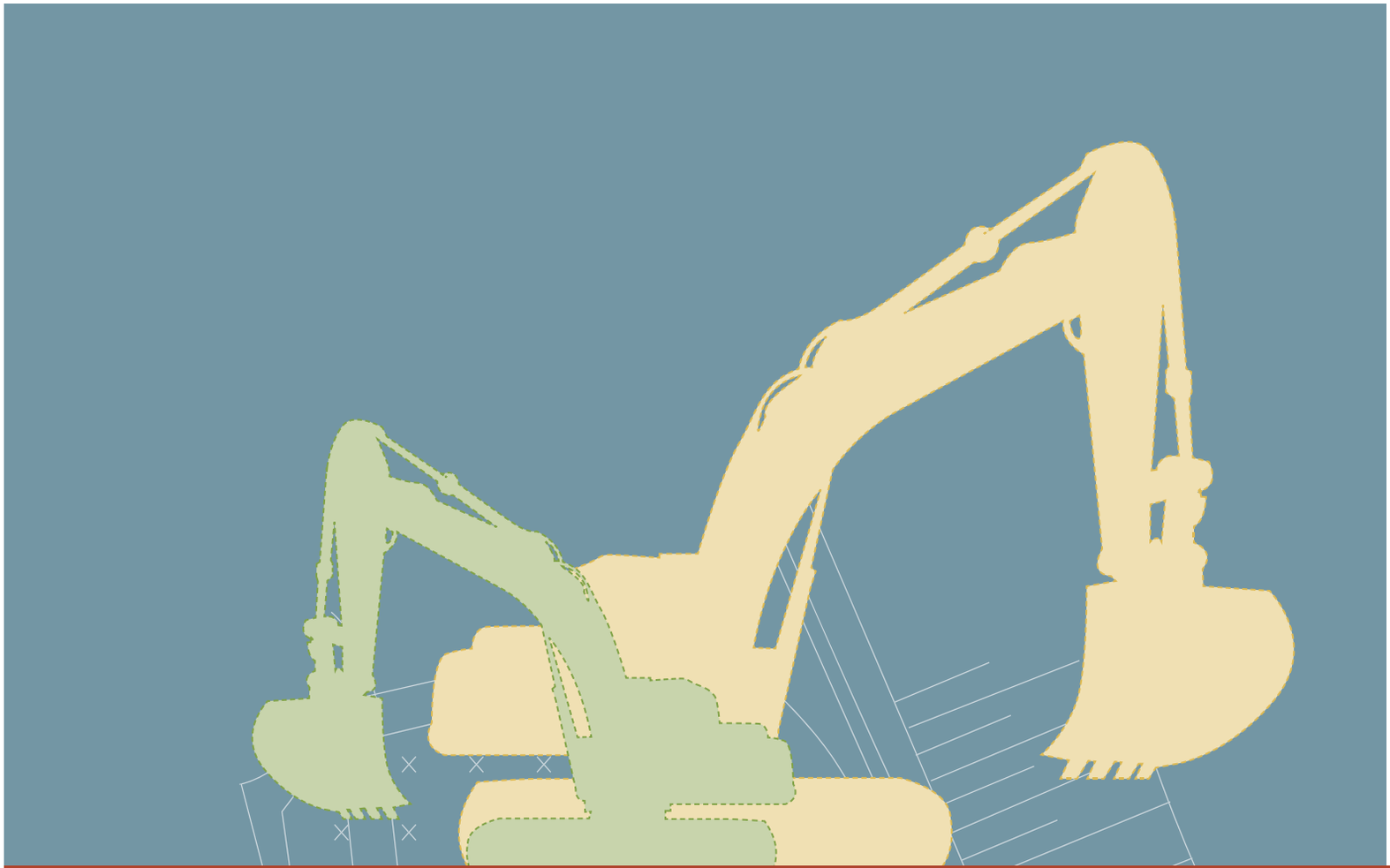


HANDLUNGSEMPFEHLUNG

ZUR VERBESSERUNG DES ERFOLGES

VON UMWELTSANIERUNGEN

Handlungsempfehlungen
ZUR VERBESSERUNG DES ERFOLGES VON UMWELTSANIERUNGEN

Gefördert vom:
BUNDESMINISTERIUM FÜR WIRTSCHAFT UND TECHNOLOGIE
aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestages

Im Rahmen des:
ZENTRALEN INNOVATIONSPROGRAMMS MITTELSTAND (ZIM)

Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie

impulse ZIM für wachstum Zentrales Innovationsprogramm Mittelstand

IMPRINT

Autoren:

JENA-GEOS®-Ingenieurbüro GmbH
Saalbahnhofstraße 25 c, 07743 Jena
www.jena-geos.de — info@jena-geos.de
— Dr. Kersten Roselt — Dr. Gerold Hesse
— Dipl.-Ing. (FH) Charlotte Rauschenbach — Dipl.-Geogr. Jakob Maercker

IAAC Institut für Anorganische und Analytische Chemie
Friedrich-Schiller-Universität Jena
Lehrbereich Umweltanalytik
— Prof. Dr. Jürgen W. Einax — Dipl.-Geogr. Thomas Hildebrandt

Gestaltung:
— Bianca Bley, Leipzig, www.zebraluchs.de
— Aurelie Fyferling, Leipzig, www.fyferling.net

Dank gilt der GESA Gesellschaft zur Entwicklung und Sanierung von Altstandorten mbH für die Bereitstellung der Daten.

Revised 4-16-12

Inhaltsverzeichnis

EINFÜHRUNG 4

SCHWERPUNKTE 6
Probennahmestrategie, Probennahmetheorie (Kontaminationshypothese) 7
Bewertung und Interpretation 7

BEREITS VORLIEGENDE ERKENNTNISSE (AUSWAHL) 8
Messunsicherheit bei chemischen Bodenuntersuchungen (Analysen) 8
Technische Probennahme und Bodenansprache 8
Problematik der Bioverfügbarkeit 9

GRUNDTYPEN DER SCHADSTOFFVERTEILUNG UND KONTAMINATIONSHYPOTHESE 10
Genese von Kontaminationen und Auswirkung auf die Schadstoffverteilung 10
Die Grundtypen und ihre Erscheinungsbilder sowie deren Auswirkung auf die Fragestellungen bei Untersuchung und Bewertung 12
Beschreibung des Grundtyps ‚Ungeordnete Verteilung' 13
Beschreibung des Grundtyps ‚Gradient' 14
Beschreibung des Grundtyps ‚Hotspot' 16

EXKURS 17
Datenstruktur, Semivariogrammanalyse und Interpolationsverfahren 17

LÖSUNGSANSÄTZE
Lösungsansatz für den Grundtyp ‚Ungeordnete Verteilung' 20
Probennahmestrategie 20
Unsicherheiten bei der Bewertung und Interpretation 20

Lösungsansatz für den Grundtyp ‚Gradient' 24
Probennahmestrategie 24
Unsicherheiten bei der Bewertung und Interpretation 27

Lösungshilfen für den Grundtyp ‚Hotspot' 30
Probennahmestrategie 30
Unsicherheiten bei der Bewertung und Interpretation 32

AUSBLICK 36

ANHANG
Glossar 38

GRUNDANLIEGEN
Grundlegende Aussagen für den Nutzer

ERKENNTNIS
Wichtige Erkenntnis aus dem Projekt oder Abschnitts-Zusammenfassung

EMPFEHLUNG
Wichtiger Hinweis oder Empfehlung für den Leser für die Praxisumsetzung

HINTERER EINBAND
Arbeitsschritte zur Entscheidungsfindung bei Umweltsanierungen

Einführung

Abb.1
Beispiel einer Bodensanierung auf der Grundlage repräsentativer Beprobung und Interpolation

Menschliche Aktivitäten haben einen beachtlichen Einfluss auf ökologische Prozesse, der auch zu unerwünschten Auswirkungen auf die Bodeneigenschaften führen kann. Besonders solche natürlichen Stoffkreisläufe wie der Gasaustausch, die Nahrungskette und der Wasserkreislauf betreffen unmittelbar die menschliche Gesundheit[1]. Das Kompartiment Boden verbindet alle diese Eigenschaften und untersteht daher einem besonderen Schutz[2].
Praxiserfahrungen zeigen, dass die Anwendung fixer Eingreif- oder Sanierungszielwerte in Form von Schadstoffgehalten bei der Sanierung von Umweltschäden in Böden nicht immer zum sicheren Erreichen des Sanierungszieles führen. Ursache ist zumeist die fehlende oder ungenügende Berücksichtigung von Unsicherheiten von der Probennahme bis zur Auswertung. Hohe volkswirtschaftliche Schäden oder gar die Beeinträchtigung der Gesundheit von Mensch oder Tier können mögliche Folgen sein.

Die uralte Frage nach der Anzahl der Proben auf einer Fläche für eine repräsentative Aussage und der ebenso uralte Konflikt zwischen dem Wunsch nach hoher Aussagesicherheit und den zur Verfügung stehenden finanziellen Mitteln für die Untersuchung mag das hier behandelte Problem auf einfacher Ebene verdeutlichen. Genauso sind jedoch Unsicherheiten bei der Auswertung und Interpretation der Messergebnisse zu berücksichtigen (z. B. Interpolationsverfahren).

Mit einer auf dem Unsicherheitsprinzip basierenden praxisrelevanten Umsetzungsstrategie soll künftig das Erreichen des Sanierungserfolges weiter verbessert werden. Die Entwicklung einer solchen Strategie und deren Umsetzung in diesem Leitfaden ist Inhalt des Forschungsprojektes „Leitfaden zur Erfolgssicherung bei Umweltsanierungen“, das von den Verbundpartnern JENA-GEOS®-Ingenieurbüro GmbH und dem Lehrbereich Umweltanalytik am IAAC (Institut für Anorganische und Analytische Chemie) der Friedrich-Schiller-Universität Jena im Rahmen des Förderprogramms des Bundesministeriums für Wirtschaft und Technologie „Zentrales Innovationsprogramm Mittelstand (ZIM)“ umgesetzt wurde. Das Projekt vereint die Erfahrungen von JENA-GEOS® bei der Untersuchung, Bewertung oder Sanierung von ca. 2.000 Altlastenstandorten und großflächigen Kontaminationen mit der wissenschaftlichen Expertise des Instituts für Anorganische und Analytische Chemie auf dem Gebiet der Chemometrik und Probennahmetheorie. Im Rahmen des Projektes wurden zahlreiche Standortbeispiele ausgewertet, praxisnahe Versuche simuliert und umfangreiche Berechnungen angestellt. Der komplette Forschungsbericht steht ab 07/2012 auf der Homepage von JENA-GEOS® (www.jena-geos.de) zum Download bereit.

1 Gržetić I, Ghariani RHA (2008) Potential health risk assessment for soil heavy metal contamination in the central zone of Belgrade (Serbia). Journal of the Serbian Chemical Society. 73 (8–9):923–934, Belgrade

2 BBodSchG (1998) Bundes-Bodenschutzgesetz. BGBl, Köln, BBodSchV (1999) Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. BGBl, Köln

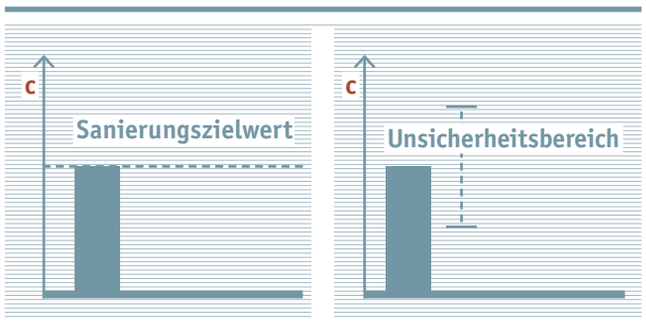


Abb.2

Darstellung der realen Unsicherheiten bei einer ermittelten Schadstoffkonzentration (rechts) im Vergleich zu der in der Altlastenpraxis (noch) gehandhabten Anwendung vermeintlich fehlerfreier Werte (links)

GRUNDANLIEGEN

Dieser Leitfaden richtet sich an Nutzer, die als Entscheidungsträger, Grundstückseigentümer oder Wissenschaftler mit der Problematik von Umweltuntersuchungen konfrontiert sind. Die Einbeziehung von zertifizierten Probennehmern, sachverständigen Gutachtern und mit der Thematik befassten Spezialisten bleibt auch weiterhin unersetzlich.
Der Wunsch der Autoren ist, die Kommunikation zwischen den Nutzern von Untersuchungsergebnissen und den mit der Problematik betrauten Sachverständigen zu verbessern. Mit diesem Leitfaden soll der Leser befähigt werden, ihm vorliegende Untersuchungsergebnisse hinsichtlich ihres Aussagegehaltes kritisch zu bewerten oder beispielsweise erforderliche Untersuchungen so zu planen, dass eine weitgehende Übereinstimmung zwischen Untersuchungsaufwand und gewünschter Aussagesicherheit hergestellt werden kann.

Die vorliegenden Ergebnisse des FuE-Projektes basieren auf Felduntersuchungen an jeweils mehreren Standorten drei prototypischer Modelle, deren grundlegende räumliche Schadstoffverteilungen stark voneinander abweichen. Mit dem Ziel der Verallgemeinerung wurden die erhaltenen Einzelfallergebnisse mit theoretischen Prognosen aus der Probennahmetheorie und der Stichprobenstatistik verglichen. Weiterhin wurde ein Algorithmus zur rechnergestützten simulierten Probennahme entwickelt. Damit konnten anschließend Simulationsrechnungen durchgeführt, die Ergebnisse mit den experimentellen und Felduntersuchungen verglichen und in Risikoprognosemodellen validiert werden. Ökonomische Auswirkungen wurden ermittelt und bewertet. Ergebnis ist dieser Leitfaden, dessen Anwendung bei künftigen Untersuchungen zu Umweltgefährdungen durch kontaminierte Böden und bei Umweltsanierungen zu einer Erfolgssicherung beitragen soll.

Abb.3

Abgrenzung hochkontaminierter Bereiche: Bodensanierung auf der Grundlage des Interpolationsverfahrens Kriging

Qualitative Mängel, die auf eine Nichteinhaltung von Richtlinien zur Probennahme und Analytik zurückzuführen sind, werden hier nicht behandelt. Die Berücksichtigung des speziellen Qualitätsmanagements im Rahmen von Akkreditierungen und Zertifizierungen im Zusammenhang mit der Probennahme und der Analytik wird vorausgesetzt.

Schwerpunkte

Vom ersten Verdacht des Vorliegens einer Kontamination oder Altlast bis hin zu einer Entscheidung über eine ggf. erforderliche Sanierung wird ein Prozess durchlaufen, dessen Elemente von zahlreichen Unsicherheiten beeinflusst werden können (**Abb. 4**, detaillierte Darstellung im Anhang). Dieser Leitfaden befasst sich mit den Teilthemen Probennahmestrategie, Probennahmetheorie (Kontaminationshypothese) und der Bewertung, Interpretation und Beratung (hellblaue Felder in **Abb. 4**). Elemente wie die Durchführung der Probennahme, die Probenvorbereitung, der Probentransport und die -konservierung werden hier berücksichtigt, aber nicht näher behandelt. Hinweise auf diese Themen finden sich im Forschungsbericht. Einige bereits vorliegende Erkenntnisse oder Empfehlungen zur Berücksichtigung von Unsicherheiten sind im folgendem Kapitel (Seite 8) dargestellt.

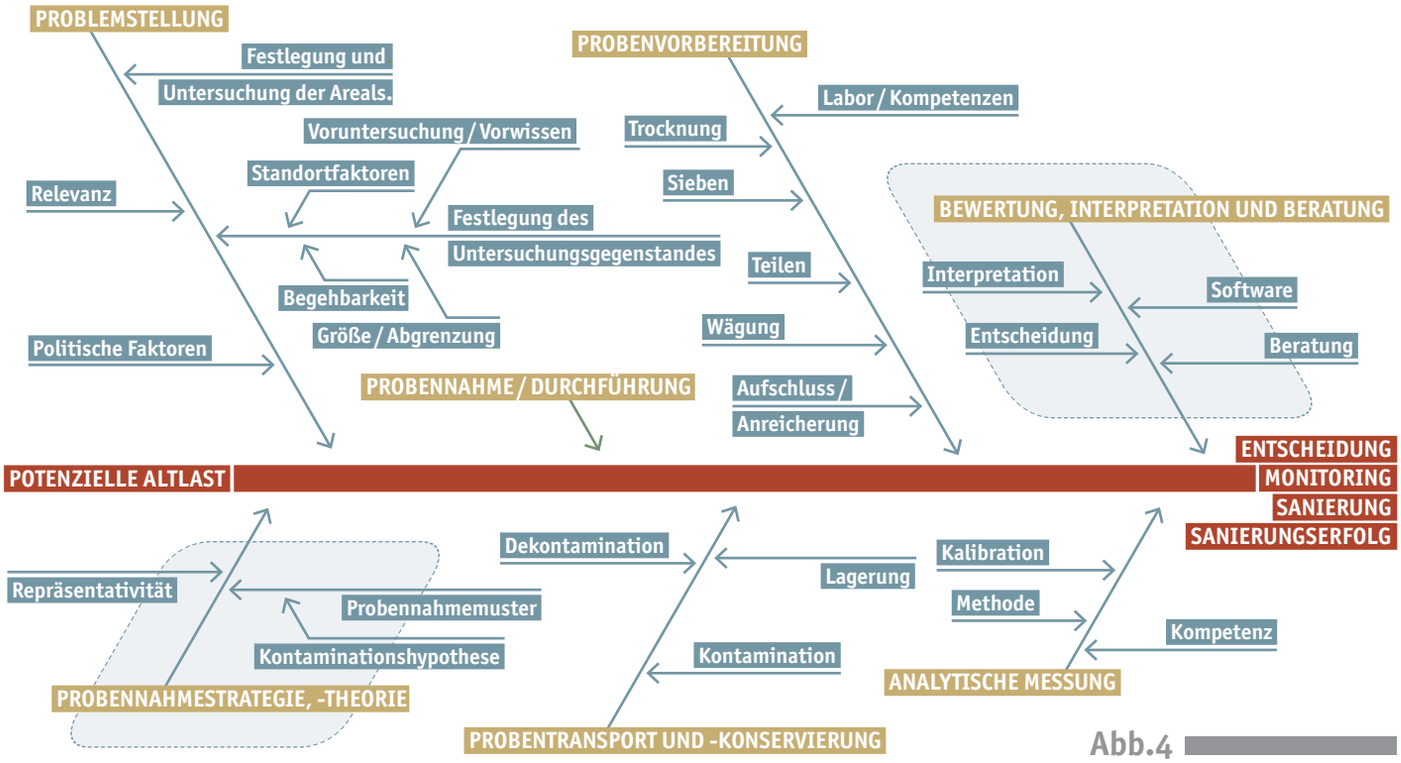


Abb. 4

Arbeitsschritte und deren Einflussgrößen / Unsicherheiten in einem Ursache-Wirkungs-Diagramm nach Ishikawa [T. Hildebrandt, Dissertation in Vorbereitung]. (ein detailliertes Diagramm ist im Anhang enthalten)

Probennahmestrategie, Probennahmetheorie (Kontaminationshypothese)

Eine den jeweiligen Standortgegebenheiten adäquate Probennahmestrategie hat ein repräsentatives Abbild der Schadstoffverteilung zum Ziel. Zur Darstellung eines solchen Abbildes ist es für die Probennahmestrategie erforderlich, ein Probennahmeraster zu wählen, für das nach Vorliegen der Analyseergebnisse gewährleistet ist, dass mit der räumlichen Interpolation die Variabilität der Schadstoffverteilung des Standortes entsprechend des gewünschten Aussagegrades hinreichend genau beschrieben werden kann.

Die Aufstellung dieses standortspezifischen Probennahmerasters setzt grundlegende Kenntnisse des Gutachters zur Genese der Kontamination und damit zur Ausbreitung der Schadstoffe voraus. Die Gesamtheit der vermuteten, recherchierten oder bereits durch Voruntersuchungen bekannten Schadstoffverteilungen wird hier als Kontaminationshypothese bezeichnet.

Abb.5

Beispiel für ein einfaches orthogonales Probennahmeraster anhand der grundsätzlich bekannten Genese der Kontamination durch Überflutung eines schwermetallbelasteten Gewässers im Auebereich.
Das Gewässer fließt entlang der hier links dargestellten Grenze des Untersuchungsgebietes und bildet im oberen Bildmittelpunkt einen Nebenarm.

Bewertung und Interpretation

Bei der Auswertung der begrenzten Anzahl von Probenpunktdaten (koordinatenbezogene Schadstoffgehalte) können mit Hilfe verschiedener Interpolationsverfahren Werte für beliebige Punkte zwischen den Probenpunkten geschätzt bzw. für eine flächenhafte Struktur abgeleitet werden. Wichtige Aspekte für die Interpolationsverfahren sind Nachbarschaftsbeziehungen und Gewichtungsfaktoren zwischen den Probennahmepunkten.

Um die Verteilung der Kontaminanten visualisieren zu können, lassen sich durch verschiedene Interpolationsverfahren kontinuierliche Oberflächen aus spärlich verteilten Messpunkten berechnen. In der Praxis existieren für verschiedene Fragestellungen und Anwendungsgebiete unterschiedliche Interpolationsverfahren. Diese unterscheiden sich in der methodischen Herangehensweise, dem Rechenaufwand und ihrer Genauigkeit, insbesondere aber in ihrer speziellen Eignung für das spezielle Problem, die spezielle Kontaminationshypothese, den speziellen Standort. Daher ist es von herausragender Bedeutung, die räumliche Datenstruktur zu kennen, um das geeignete Interpolationsverfahren auswählen zu können.

GRUNDANLIEGEN

Mit diesem Leitfaden wird dem Nutzer geholfen, für die jeweilige Kontaminationshypothese diejenige Probennahmestrategie zu entwickeln, mit der ein optimales Ergebnis (Verhältnis Untersuchungsaufwand zu Aussagesicherheit) erreicht werden kann.

Bereits vorliegende Erkenntnisse (Auswahl)

Messunsicherheit bei chemischen Bodenuntersuchungen (Analysen)

Auf die Bedeutung der Angabe der Messunsicherheit für die Interpretation der Prüfergebnisse wird bereits 2008 durch den Fachbeirat für Bodenuntersuchungen (FBU) hingewiesen[3]. Der Vergleich der Analysenergebnisse mit Prüf- und Maßnahmenwerten sowie Vorsorgewerten des Anhangs 2 der BBodSchV erfordert den Nachweis, dass die Messgröße innerhalb bestimmter Grenzen liegt. Ohne die Angabe einer Messunsicherheit kann nicht entschieden werden, ob die Differenzen zwischen Ergebnissen mehr als die experimentelle Variabilität widerspiegeln, oder wie die Ergebnisse im Hinblick auf gesetzlich geregelte Werte zu bewerten sind.

Vor diesem Hintergrund empfiehlt der Fachbeirat, zukünftig bei der Bewertung von Bodenuntersuchungsergebnissen grundsätzlich die „nach dem aktuellen Stand der Analysentechnik" im Allgemeinen zu erwartende Parameter-Messunsicherheit anzugeben. Zur Quantifizierung dieser Messunsicherheit wurden Auswertungen von Ringversuchsdaten herangezogen und teilweise durch fachkundige Schätzungen der Messunsicherheit vereinfacht. Danach ist von den in **Tabelle 1** genannten Messunsicherheiten auszugehen.

Parameter n. Anhang 2 BBodSchV	Parameter-Mess-unsicherheit
Elemente, Königswasser-extrakt	20 bis 40 % je nach Parameter
Elemente, Ammonium-nitratextrakt	30 bis 50 % je nach Parameter
Cyanide	40 %
PAK_{16}	40 %
PCB_6	60 %
Dioxine und Furane	60 %

Tabelle 1

Vorschlag zur Angabe der Parameter-Messunsicherheit (PU) auf der Basis der zweifachen Vergleichsstandardabweichung aus Ringversuchen des FBU (Auszug)

Die Tabelle zeigt eindringlich, von welch enormer Bedeutung die Berücksichtigung der Unsicherheit allein schon bei der Laboranalytik ist. In der Praxis würde es beispielsweise bedeuten, dass ein Analysenergebnis von 75 mg/kg Cyanide im Königswasseraufschluss des Bodens so zu interpretieren ist, dass der Prüfwert für Gewerbegrundstücke von 100 mg/kg überschritten sein kann.

Technische Probennahme und Bodenansprache

Zur Frage der Repräsentanz der Probennahme mittels Rammkernsondierungen hat der ITVA Ingenieurtechnischer Verband für Altlastenmanagement und Flächenrecycling e. V. im Jahre 2011 einen Ringversuch mit 8 Teilnehmern durchgeführt[4]. Die Ergebnisse zeigen, dass bereits bei der Profilansprache erhebliche Unterschiede auftreten und dass erhebliche Schichtverschleppungen und auch Nachfall (damit auch Kontaminationsverschleppungen) durch den eigentlichen Sondiervorgang ausgelöst werden. Bei der Ansprache werden oft geringmächtige Horizonte fehlerhaft eingeschätzt, was zu erheblichen Fehlern bei der Ableitung von Kubaturen führen kann. Die Autoren schätzen die Abweichungen bei der Auswertung von Bohrprofilen und Schichtmächtigkeiten auf bis zu 200 % zwischen maximal und minimal ermittelter Mächtigkeit!

Die Verfasser drängen zu Recht auf weitere Untersuchungen, auf die Entwicklung von Methoden zur Minimierung der beobachteten Fehler und auf die Aufstellung von Qualitätsstandards, sinnvollerweise im Rahmen der Akkreditierung von Probennahmestellen.

3 Fachbeirat für Bodenuntersuchungen UBA/BMU, Arbeitsgruppe Qualitätssicherung und Ergebnisunsicherheit für Bodenuntersuchungsverfahren: „Angabe der Messunsicherheit bei chemischen Bodenuntersuchungen für den Vollzug der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung". Dessau-Roßlau, 2008

Problematik der Bioverfügbarkeit

Leider ist in der Praxis immer noch oft zu beobachten, dass Untersuchungen zu Schadstoffen im Boden an deren Gesamtgehalten ausgerichtet werden. In Vertretung zahlreicher Untersuchungen sollen hier die Ergebnisse des Projektes BioRefine[5] Erwähnung finden. Dort wurde in Labor- und Feldstudien nachgewiesen, dass Beeinträchtigungen bei Organismen nur durch die biologisch verfügbare Fraktion und nicht durch die Gesamtgehalte der Schadstoffe erzielt werden. In BioRefine wurden Bewertungsmaßstäbe für Altlasten auf der Grundlage der Verfügbarkeit/Bioverfügbarkeit der Schadstoffe in Böden entwickelt.

In der Handlungsanleitung aus BioRefine ist das Vorgehen zur Einbeziehung der Bioverfügbarkeit in der Altlastenuntersuchung dargelegt. Hauptaugenmerk stellen dabei die pfadbezogenen Bewertungskonzepte auf Grundlage der Bioverfügbarkeit in Verbindung mit der Bewertung nach BBodSchV dar. Auch in diesem Projekt spielt die Angabe der Messunsicherheit von Analysenergebnissen bei der Bewertung kontaminierter Flächen eine erhebliche Rolle. Des Weiteren werden die bodenschutzrechtlichen Rahmenbedingungen für die Bewertung von Schadstoffen anhand der Bioverfügbarkeit dargelegt.

4 ITVA-Fachausschuss F: „ITVA-Vergleichsprobenahme: Ein ‚Ringversuch' für Rammkernsondierungen". Bücherl et al, 2011

5 BioRefine ist ein FuE-Projekt des REFINA-Programmes des BMBF unter Leitung der Freien Universität Berlin, Prof. K. Terytze. Vollständiger Projektname: Bewertung von Schadstoffen im Flächenrecycling und nachhaltigen Flächenmanagement auf der Basis der Verfügbarkeit / Bioverfügbarkeit

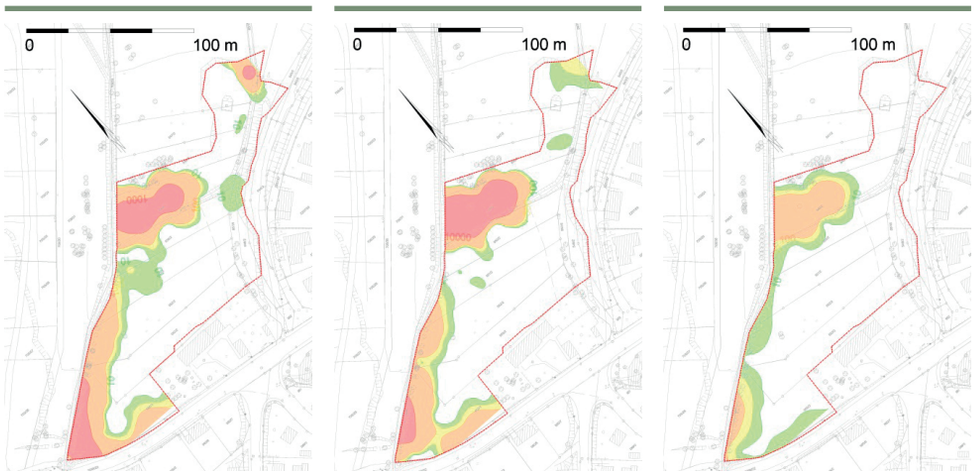


Abb. 6

Kriging-Auswertung von Analysen des gleichen Schadstoffes mit unterschiedlichen Aufschlussverfahren zur Beurteilung verschiedener Verfügbarkeiten (jeweils gleiche Proben im Beprobungsraster 15 x 15 m der oberen Bodenschicht 0–20 cm. n = 433. Quelle: JENA-GEOS®). *v.l.n.r.:* **1)** *Wirkpfad Boden – Mensch: Schadstoff im Königswasseraufschluss;* **2)** *Wirkpfad Boden – Pflanze: Schadstoff im Ammoniumnitrataufschluss;* **3)** *Wirkpfad Boden – Grundwasser: Schadstoff im wässrigen Eluat*

ERKENNTNIS

Die voranstehend genannten Ergebnisse aus anderen Untersuchungen bzw. Projekten erheben keinen Anspruch auf Vollständigkeit, unterstreichen jedoch die Notwendigkeit erforderlicher Qualitätsverbesserungen bei der Untersuchung und Bewertung von Umweltschäden im Gesamtkomplex der Erkenntnisgewinnung vom Kontaminationsverdacht bis zur Sanierungsplanung. Die detaillierte Betrachtung einzelner Arbeitsschritte und Verfahren lässt den Schluss zu, dass die Gesamtunsicherheit – wenn sie überhaupt bezifferbar ist – wesentlich höher ist, als üblicherweise angenommen wird.

Grundtypen der Schadstoffverteilung und Kontaminationshypothese

Genese von Kontaminationen und Auswirkung auf die Schadstoffverteilung

Der Mensch verändert durch vielfältige Tätigkeit die stoffliche Zusammensetzung von Böden. Mit zunehmendem Bewusstsein für solche Veränderungen werden diese erfasst und insbesondere schädliche Veränderungen zielgerichtet unterbunden und bereits entstandene Schäden im Rahmen verhältnismäßiger technischer Möglichkeiten rückgängig gemacht. Die Verteilung von Schadstoffen im Boden wird von verschiedenen, sowohl natürlichen als auch anthropogenen Einflussfaktoren bestimmt. Die Art der Emission, die jeweiligen Transferpfade, die Eigenschaften der Schadstoffe und das Aufnahmeverhalten der Böden bestimmen die Muster der Schadstoffverteilung.

ERKENNTNIS

Im Wesentlichen kann die Schadstoffverteilung drei Grundtypen zugeordnet werden:

1. der ungeordneten Verteilung
2. der Gradientenverteilung
3. den Hotspots

Abb.7

Schematische Darstellung der Erscheinungsbilder der Konzentrationsverteilung der drei Grundtypen [T. Hildebrandt, Dissertation in Vorbereitung].

Mengentheoretisch können Hotspots als Teilmenge von Gradienten und Gradienten als Teilmenge der ungeordneten Verteilung betrachtet werden. Nachfolgende Tabelle zeigt, welche Art von Emissionen zu welchem Grundtyp führen kann:

Ungeordnete Verteilung	Gradient	Hotspot
Naturereignisse, Katastrophen mit Überschwemmungen, Umlagerungen, Rutschungen, Ausspülungen	gas-, staubförmige Emissionen, Aerosole, ausgehend von Schornsteinen oder Abluftanlagen (Punktquellen mit umlaufender Ausbreitung oder entsprechend der Windrichtung(en)	Vergrabungen, Ablagerungen oder Überdeckung isolierter schadstoffhaltiger Körper (z. B. Fässer, Batterien ...), auch in Folge von Kriegsschäden
willkürliche Ausbringungen mit flächenhaften Austrägen, Verschleppung, Planierung	‚migrierende Kontaminationen' mit zumindest teilweisem Schadstoffnachschub, ausgehend von Kanälen, Leckagen, Abscheidern, Schikanen, Klärgruben usw.	Abtropf- und Umfüllverluste sowie Havarien ohne weiteres Eindringen in den umgebenden Boden
atmosphärische Immissionen von gasförmigen, flüssigen, Aerosol- und staubförmigen Schadstoffemissionen über große Strecken	von Abtropf- oder Umfüllverlusten oder Havarien ausgehende Schadstoffmigrationen mit in der Regel abnehmender Konzentration bei zunehmender Entfernung zum Eintragsort	allg.: Schadstoffkörper/ -quellen ohne von ihnen ausgehende Migrationen
diffuse Quellen, wie z. B. Feldwirtschaft	Überflutungen durch kontaminierte Gewässer mit zum Talrand abnehmender Konzentration der Schadstoffe im Boden	
illegale oder unplanmäßige Abfallentsorgungen, Verrieselungen, Klärschlammausbringungen, Fäkalien, Baggergut, Kraftwerksaschen etc.		

Tabelle 2

Zuordnung verschiedener beispielhafter Emissionen zu Grundtypen der Schadstoffverteilung im Boden

ERKENNTNIS

Die Praxiserfahrungen bei der Untersuchung und Bewertung von Bodenkontaminationen auf Standorten der Industrie und des Gewerbes zeigen, dass

1. der Grundtyp des Gradienten bei Altstandorten der weitaus am meisten vorkommende ist

2. die ungeordnete Verteilung oft bei Schadstoffgehalten der Substrate innerhalb von Altablagerungen und Deponien registriert wird

3. auf vielen Standorten Überlagerungen bzw. Mischvarianten der Grundtypen zu verzeichnen sind.

Die Grundtypen und ihre Erscheinungsbilder sowie deren Auswirkung auf die Fragestellungen bei Untersuchung und Bewertung

Die Erscheinungsbilder der Konzentrationsverteilungen der drei Grundtypen sind nachfolgend schematisiert dargestellt. Im Verlaufe der weiteren Kapitel sind weitere Praxisbeispiele enthalten.

Anhand der vorangestellten Erläuterungen ist abzuleiten, dass die Grundtypen unterschiedliche Anisotropien der Verteilung von Schadstoffen im Raum aufweisen. Diese wiederum äußern sich in unterschiedlichen Konzentrationsverläufen entlang einer Strecke:

Die voranstehend beschriebenen unterschiedlichen Eigenschaften der Grundtypen führen weiterhin zu unterschiedlichen Fragestellungen bezüglich der Art und Weise von den zu projektierenden Untersuchungen:

Tabelle 3
Wesentliche Fragestellungen für die Untersuchung von Standorten mit den Grundtypen

Ungeordnete Verteilung	Gradient	Hotspot
1. Mittelwert und dessen Schwankungsbereich über die Gesamtfläche	**1.** Struktur des kontaminierten Bereiches (Form, Ausbreitungsrichtung, Reichweite, Maximalwert)	**1.** Detektion (‚Treffer')
2. Lokalisierung herausragender Anomalien und gegebenenfalls deren Abgrenzung in weiterer Untersuchungsphase (ggf. Überführung einer Teilfläche in den Grundtyp ‚Gradient')	**2.** Abgrenzung Schwellenwert überschreitender Bereiche	**2.** Prognose des Vorkommens weiterer Hotspots (Anzahl, Vorhersage)

EMPFEHLUNG

Ausschlaggebend für die Projektierung von Untersuchungen kontaminierter Flächen ist die Kontaminationshypothese mit der Zuordnung zu einem der drei Grundtypen.
Lassen Sie sich von Ihrem Gutachter erläutern, auf der Basis welcher Erkenntnisse er seine Zuordnung zu einem der Grundtypen vollzogen hat.

Prüfen Sie ebenfalls beim Vorliegen von Untersuchungsergebnissen rückschauend, ob die Kontaminationshypothese, anhand derer die Probennahmen konzipiert wurden, mit den Ergebnissen bestätigt wurde.

Beschreibung des Grundtyps ‚Ungeordnete Verteilung‘

Eine häufige Form, in der Schadstoffe in festen terrestrischen Kompartimenten unserer Umwelt vorkommen, kann als „ungeordnet" beschrieben werden. Diese Regellosigkeit kann im Fehlen eindeutiger Schadstoffquellen am Standort begründet werden. Sollten dennoch Eintragsquellen vorliegen, sind diese zufällig verteilt und nicht zahlenmäßig erfasst. Zudem ist ihre Wirkrichtung und Intensivität diffus und unbekannt.

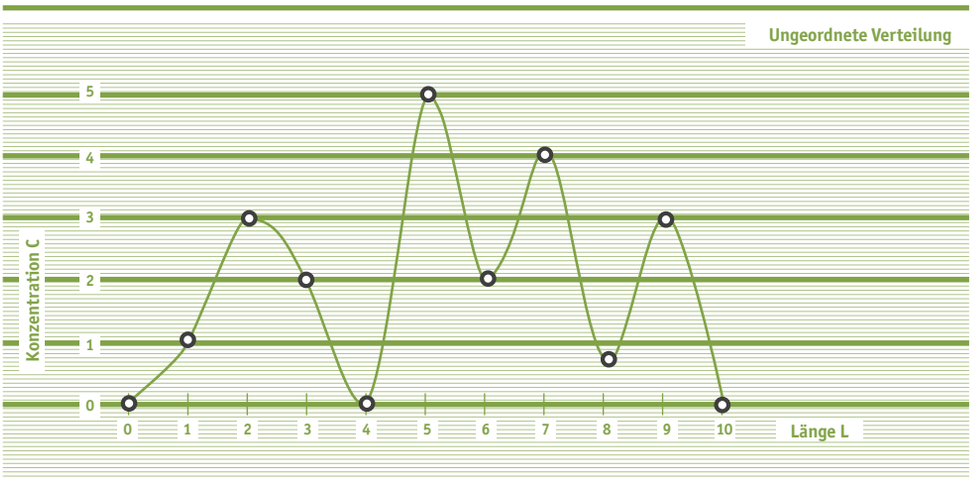


Abb.9

Beispielhafte Darstellung einer typischen ungeordneten Konzentrationsverteilung entlang einer Strecke (Catena)

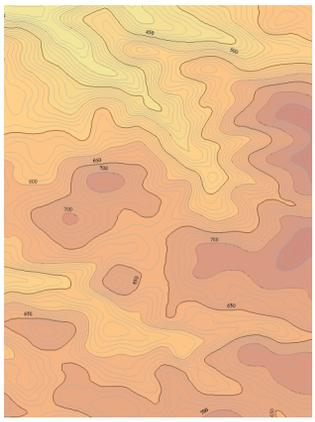


Abb.8

Beispiel für den Grundtyp ‚Ungeordnete Verteilung‘

ERKENNTNIS

Ungeordnete Verteilungen sind dadurch charakterisiert, dass die Messwerte zwar zwischen einem Minimum und einem Maximum stetig verteilt vorkommen, aber dennoch zufällig auf der Fläche lokalisiert und voneinander unabhängig sind.

Beschreibung des Grundtyps ‚Gradient'

ERKENNTNIS

Eine Gradientenverteilung ist dadurch gekennzeichnet, dass die Konzentration des Schadstoffs mit zunehmender Entfernung von der Emissionsquelle stetig abnimmt. Die Verteilung bei diesem Grundtyp wird durch einen Maximalwert sowie eine Reichweite der Kontamination charakterisiert.

Umweltparameter, wie z. B. orografische Eigenschaften und Windverhältnisse am Standort, können eine asymmetrische Reichweite bedingen. Demzufolge kann es zu unterschiedlichen Reichweiten in verschiedenen Ausbreitungsrichtungen kommen.

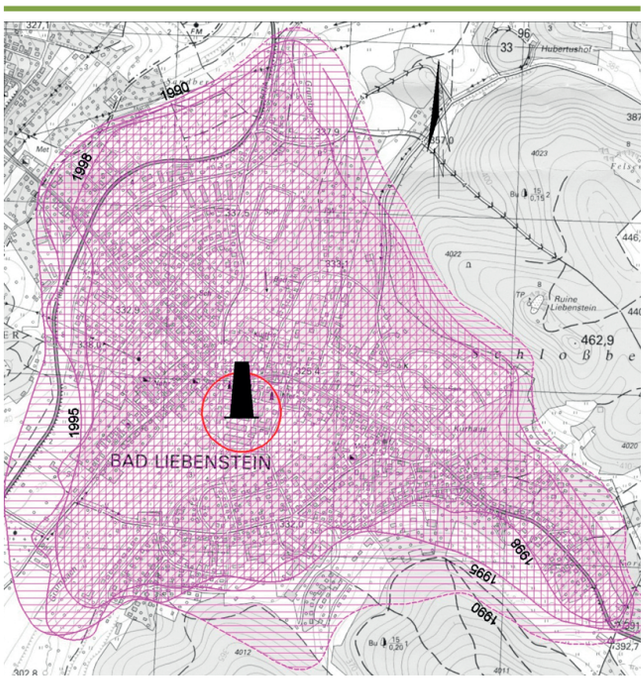
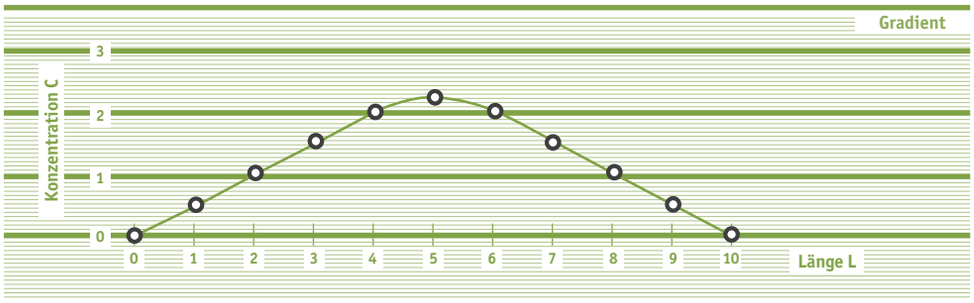


Abb.10

Beispiel für Schwermetallanreicherungen im Boden über den Luftweg, ausgehend von einem Altstandort (Schornsteinsymbol).
Die Ausbreitung erfolgte entsprechend der Talkessellage und umlaufenden Winden sowie dem Kaltluftabzug nach SSW, bevorzugt aber auch in Hauptwindrichtung hin zu einem morphologischen Sattel nach SE.

Abb.11

Beispielhafte Darstellung einer typischen Gradienten-Konzentrationsverteilung entlang einer Strecke (Catena).



Räumliche Interpolationen sind für Gutachter und Entscheidungsträger insbesondere bei diesem Grundtyp wichtige graphische Hilfsmittel. Oft werden Signalfarben, Farbverläufe, Isolinien und Skalierungen in die Entscheidungsfindung mit einbezogen. Aus diesem Grund ist es wichtig, der Interpolation das optimale Stützmuster zu Grunde zu legen.

Als Stützmuster wird ein Datensatz aus Messwerten georeferenzierter Probennahmestellen bezeichnet. Neben dem Messwert kommt der Position der Probennahmessstelle im Gelände eine maßgebliche Rolle zu.

Der Gradient kann unterschiedlich ausgeprägt sein. Im Ergebnis des FuE-Projektes werden diese unterschiedlichen Ausprägungen als ‚Glocke' oder ‚Schiefe Ebene' bezeichnet, zu denen weitere Sonderformen hinzu zu zählen sind.

Wichtig ist hier, die Kontaminationshypothese nach der Zuordnung zum Grundtyp ‚Gradient' dahingehend zu verfeinern, dass die standortspezielle Ausprägung Berücksichtigung bei der Probennahmestrategie findet.

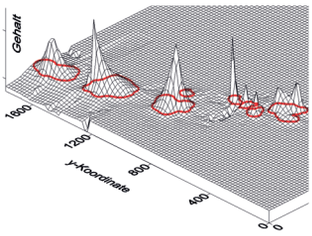


Abb.12
Beispiel für eine 3-dimensionale Darstellung einer Gradientenverteilung von Schwermetallen entlang eines Bachlaufes. Die rote Linie markiert einen Prüfwert, der im Bereich der ‚Berge' überschritten wird.

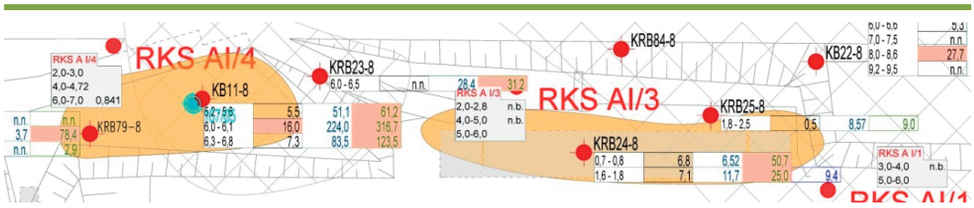


Abb.13
Beispiel für eine langgestreckte Kontamination entlang eines perforierten Kanalisationsstranges

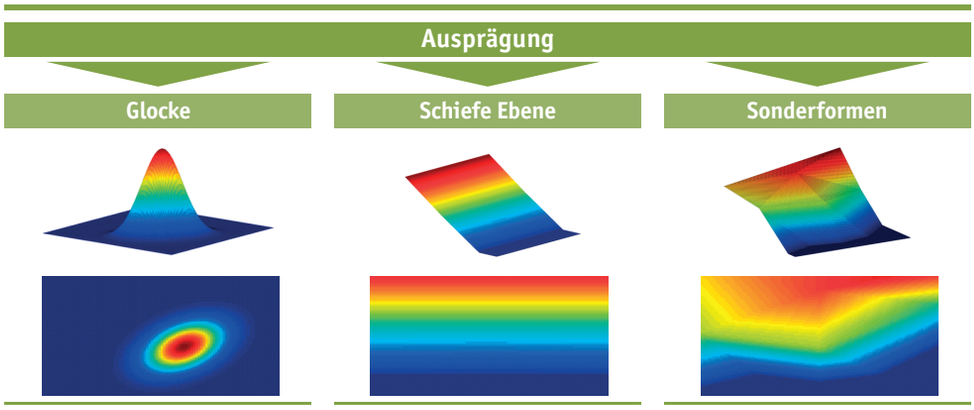


Abb.14
Unterschiedliche Ausprägungen des Grundtyps ‚Gradient' [T. Hildebrandt, Dissertation in Vorbereitung].

Abb.15

Praxisbeispiel von Hotspots (rote Punkte, in diesem Falle HCH-Kontaminationen im Boden), umgeben von unauffälligen Werten

Beschreibung des Grundtyps ‚Hotspot'

Der Begriff ‚Hotspot' stammt aus der Geologie bzw. Vulkanologie und bezeichnet thermische Anomalien als Zentren vulkanischer Aktivität innerhalb von Lithosphärenplatten. Heute wird der Begriff beispielsweise auch für WLAN-Sender verwendet.

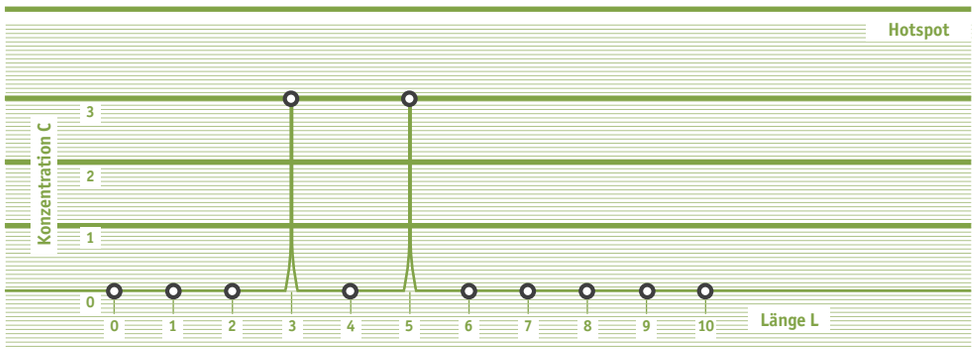


Abb.16

Beispielhafte Darstellung einer typischen Hotspot-Konzentrationsverteilung entlang einer Strecke (Catena)

Bezüglich der Umweltsanierung wird in der Literatur der Begriff häufig gebraucht, aber selten definiert oder beschrieben. Die Autoren dieses Leitfadens sehen in Hotspots zufällig verteilte und lokal isolierte Verunreinigungen, die im enormen Gegensatz zur Umgebung stehen. Ein Hotspot ist eng begrenzt und von anderen Verschmutzungen unabhängig. Der Grad der Verschmutzung sollte hoch genug sein, um ihn aus der Umgebung zu unterscheiden [Hildebrandt et al. 2012][6].

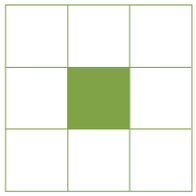


Abb.17

Von acht schadstofffreien Nachbarfeldern umgebener Hotspot [Hildebrandt et al. 2012].

Mit der Untersuchung beauftragte Gutachter stehen vor der schwierigen Aufgabe, die Verteilung der Hotspots eines bestimmten Standortes aus nur wenigen Proben abschätzen zu müssen. Abgesehen von Indizien, die beispielsweise aus historischen Recherchen für die Kontaminationshypothese zu einer Lageabschätzung von Hotspots verwendet werden können, ist die Lösung dieser Aufgabe im Wesentlichen von Zufälligkeiten bestimmt.

ERKENNTNIS

Ein Hotspot ist eine lokal isolierte Kontamination ohne Abhängigkeit von Verunreinigungen in der Umgebung. Die Verteilung bei diesem Grundtyp wird durch einen Maximalwert mit einer sprunghaften Abnahme zu den benachbarten (Hintergrund-) Werten gekennzeichnet.

6 [Hildebrandt et al. 2012]: Thomas Hildebrandt, Denis Pick, Jürgen W. Einax: Improvement of sampling strategies for randomly distributed hotspots in soil applying a computerized simulation considering the concept of uncertainty (2011), Pup. in: Environmental Science and Pollution Research, Springer Verlag

Exkurs

Datenstruktur, Semivariogrammanalyse und Interpolationsverfahren

ERKENNTNIS

Mit der (Semi) Variogrammanalyse können Aussagen über die anisotrope Verteilung von Schadstoffen im Raum erzielt werden. Sie ist insbesondere aber für die Auswahl geeigneter Interpolationsmethoden von herausragender Bedeutung.

Mit Hilfe der Variographie wird der Algorithmus abgeleitet, der die Grundlage der Interpolation bildet (ab 20 Probennahmepunkten sinnvoll). Dieses eigenständige Verfahren stellt in einem (Semi-) Variogramm (halbe Varianz zwischen zwei Punkten) die (Semi-) Varianzen aller Punktpaare in Abhängigkeit von ihrem Abstand dar, d. h. der Zusammenhang zwischen den Merkmalsausprägungen wird gegenüber ihrer räumlicher Distanz aufgeführt (**Abb. 18**). Im Idealfall ist der Zusammenhang zwischen nähergelegenen Punkten stärker, als zwischen weiter entfernt liegenden. Die (Semi-) Varianz γ sollte also mit zunehmender Entfernung ansteigen, bis sich die (Semi-) Varianz mit zunehmender Distanz nicht mehr verändert, sich also eine Art Plateau ausbildet. Aus einer Vielzahl dieser Punktpaare werden empirische (Semi-) Variogramme aufgebaut.
Empirische (Semi-) Variogramme bestehen aus Punktdaten, zwischen denen es Informationslücken gibt.

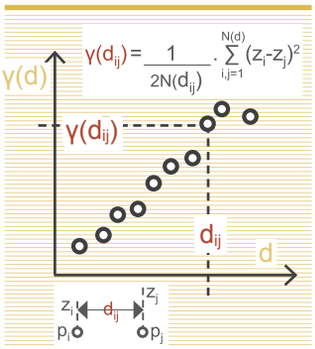


Abb. 18

Aufbau eines empirischen (Semi-) Variogramms [T. Hildebrandt, Dissertation in Vorbereitung].

Um stetige Informationen für die gesamte Fläche zu erhalten, wird das theoretische (Semi-) Variogramm berechnet (**Abb.19**).

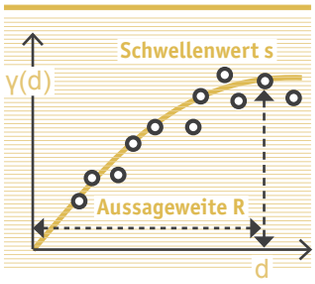


Abb.19

Theoretisches Semivariogramm.

Das theoretische (Semi-) Variogramm erlaubt das Ableiten einer Funktion, mit deren Hilfe jeder Punkt der Fläche geschätzt werden kann. Charakterisiert wird dieses (Semi-) Variogramm durch die Kenngrößen Schwellenwert (s, Sill) und Aussageweite (R, Range). Die Aussageweite gibt eine Distanz an, bis zu der die Punkte einzelner Punktpaare in geostatistischem Zusammenhang stehen. Über diese Grenze (Schwellenwert) hinaus ändert sich γ mit zunehmender Distanz nicht mehr. Ist also die Aussageweite des räumlichen Zusammenhangs bekannt, ist zu schlussfolgern, dass Punkte, die mit einer Distanz $d_i > R$ voneinander entfernt liegen, keinen rechnerischen Zusammenhang haben. Die Folge wäre, dass zwischen diesen Punkten keine Information in den Raum hinein geschätzt werden darf. Liegt ein Punkt p_2 aber innerhalb der Aussageweite eines zu schätzenden Punktes p_1, kann p_1 mithilfe von p_2 interpoliert werden (**Gleichung 1**). Dieses Vorgehen sollte für alle Punkte einzeln berücksichtigt werden, was zur Folge hat, dass zu jedem Punkt die Entfernung zu dessen nächsten Nachbarn (nearest neighbour) bestimmt werden muss. Die Aussageweite soll dabei immer größer sein als die größte Distanz zweier ‚nearest neighbours' d_i (**Tab. 4, Tab. 5**).

Gleichung 1

$$R \geq d_i$$

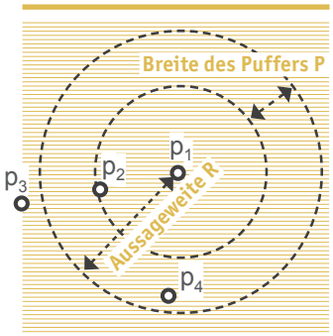


Abb. 20

Einfluss der Aussageweite auf den Zusammenhang verschiedener Probennahmepunkte.
Die Punkte p_2 und p_4 befinden sich innerhalb der Aussageweite von p_1, woraufhin dieser interpoliert werden darf. Punkt p_3 liegt außerhalb der Aussageweite von p_1 und darf nicht zur Interpolation herangezogen werden. Der Radius des Puffers liegt zwischen p_2 und der Aussageweite.

Bei Interpolationen sind Distanz-Puffer um jeden Punkt üblich, die alle Punkte einschließen, welche zur Interpolation herangezogen werden. Es macht daher aus o. g. Gründen wenig Sinn, einen Puffer P zuwählen, der größer als die Range ist (P ≥ R). Die Mindestgröße des Puffers muss andererseits natürlich so gewählt werden, dass mindestens ein Punkt zur Interpolation herangezogen wird (**Abb. 20**).

Sobald aber eine Distanz zwischen ‚nearest neighbours' größer ist als die Aussageweite, so ist eine Interpolation ungeeignet, da sich die Daten zu sprunghaft ändern und nicht in ausreichend räumlichem Zusammenhang stehen. Ein solcher Datensatz impliziert eine für Interpolationen ungeeignet hohe räumliche Variabilität.

Eine Erhöhung der Probenzahl und die damit einhergehende Verringerung des Punktabstandes (abhängig vom Probennahmemuster) erhöht die Informationsdichte auf der Fläche und kann das Verhältnis di:R zugunsten einer größeren Aussageweite verschieben. Definitionsgemäß wäre eine Interpolation möglich. **Abb. 21 a** und **21 b** zeigen, dass es sich im vorliegenden Beispiel wahrscheinlich um einen Gradienten handelt. Ist die Fläche aber durch sprunghafte Wechsel der Merkmalsausprägung gekennzeichnet, die auch über kürzere Distanzen vorliegen, dann hat die Erhöhung der Probenzahl nicht den gewünschten Effekt und die Aussageweite würde sich mit abnehmenden Punktabständen ebenfalls verringern.

Abb. 21

Interpolation der Grundfläche auf Basis von **(a)** n = 25 und **(b)** n = 49 Stützpunkten.

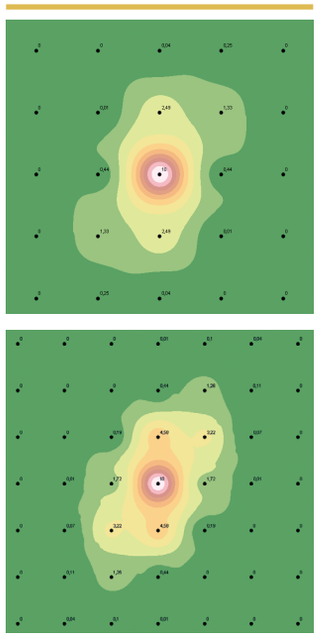


Tabelle 4

Nearest neighbours

Nearest neighbours	Abstand nearest neighbours
p_1p_2	4
p_2p_1, p_{2p}, p_3	4
p_3p_2	4
p_4p_1, p_4p_2	6

Tabelle 5

Punktpaare und Distanzen

Punktpaar	Distanz
p_1p_2	4
p_1p_3	8
p_1p_4	6
p_2p_3	4
p_2p_4	6
p_3p_4	8,25

Anwendung unterschiedlicher Interpolationsverfahren:

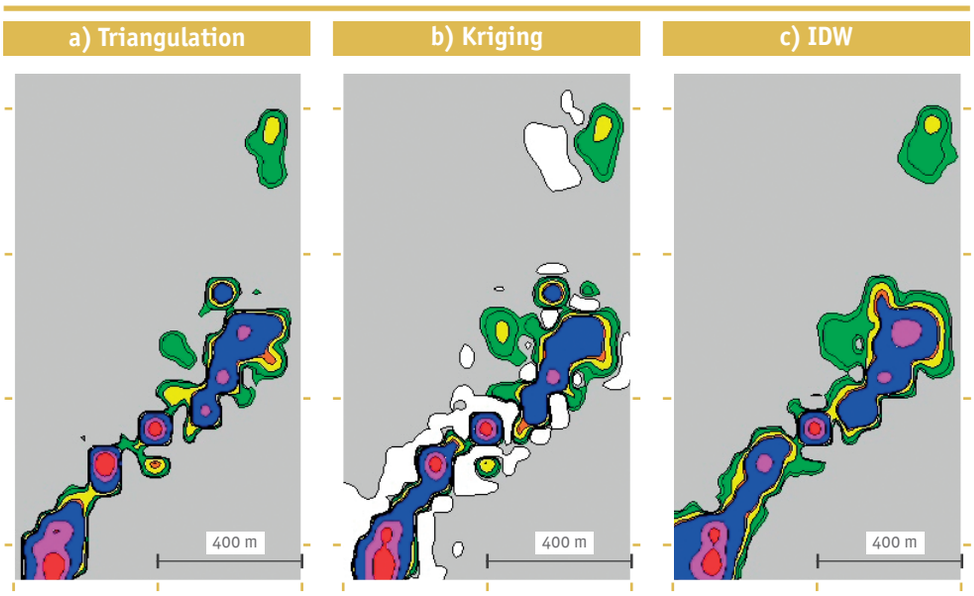


Abb. 22 mag als Beispiel dafür gelten, welche Folgen die Wahl des geeigneten Interpolationsverfahrens für die Praxis haben kann und welch hohe Verantwortung der Bearbeiter hat. Fällt ein Flurstück, hier beispielsweise im Bereich des Randes der Kontamination, durch das gewählte Interpolationsverfahren in den Belastungsverdacht, obwohl auf dem Flurstück selbst keine Probe entnommen wurde und die nächst benachbarte Probe einen Gehalt unter einem Eingreifwert für Sanierungsmaßnahmen aufweist, bekommt der Flurstückbesitzer ein Problem: der Wert seines Grundstückes sinkt, eine multifunktionale Nutzung seines Grundstückes ist nicht möglich; da er zudem im juristischen Sinne als ‚Zustandsstörer' gilt, muss er möglicherweise mit einer behördlichen Anordnung zur Sanierung rechnen.

Abb. 22

Beispiel für die Ergebnisse der Anwendung verschiedener Interpolationsverfahren für einen Schadstoff am gleichen Standort (n=591 Quelle: JENA-GEOS®)

GRUNDANLIEGEN

Mit diesem Leitfaden erhoffen sich die Autoren, den Nutzer dafür sensibilisieren zu können, nachzuvollziehen, wie der Gutachter ausgehend von seiner Kontaminationshypothese über die erlangten Probenpunktdaten die räumliche Datenstruktur erkannt und das optimale Interpolationsverfahren angewendet hat.

Lösungsansatz für den Grundtyp ‚Ungeordnete Verteilung'

Probennahmestrategie

Im Rahmen einer Probennahmekampagne kann stets nur eine Stichprobe aus einer Grundgesamtheit entnommen werden. Diese Stichprobe soll die Grundgesamtheit repräsentativ beschreiben und ist demnach die Basis für alle folgenden Arbeitsschritte und hat direkten Einfluss auf die Interpretation und die daraus resultierende Handlungsempfehlung.

ERKENNTNIS

Simulative Untersuchungen zeigten, dass die Wahl des Probennahmemusters auf Grund des Zufallscharakters keinen Einfluss auf die Ergebnisqualität hat (vgl. auch Kapitel: Lösungshilfen für den Grundtyp ‚Hotspot'). Eine unbekannte Fläche sollte dennoch möglichst gleichmäßig beprobt werden, um eine für die Fläche repräsentative Stichprobe zu erhalten.
Für ungeordnete Verteilungen sind jeweils die Parameter Mittelwert und Standardabweichung relevant.

Unsicherheiten bei der Bewertung und Interpretation

Bei der räumlichen Auswertung der Schadstoffverteilung werden von den Bearbeitern im Allgemeinen ohne Rückfrage auf den Grundtyp diverse Interpolationsverfahren angewendet. Es wird höchstens – und auch das nur selten – die Frage nach der Art des Interpolationsverfahrens gestellt.
Mit stetigen Interpolationen werden die Werte zwischen den gemessenen Schadstoffgehalten geschätzt bzw. anhand eines Schätzfaktors berechnet. Die Methodik basiert auf der Annahme, dass es zwischen den Messgrößen einen geostatistischen Zusammenhang gibt, sofern das Prinzip der Stetigkeit zugrunde liegt. Erfahrungen aus der Variogrammanalyse verdeutlichen, dass Werte, die einen geringeren räumlichen Abstand zueinander haben, im Allgemeinen einen größeren geostatistischen Zusammenhang besitzen als jene, die weiter entfernt voneinander liegen.

Die Übertragung dieser Methode auf die ungeordneten Verteilungen ist aufgrund lokaler und räumlicher Variabilität schwierig. Einerseits kann angenommen werden, dass ein weitestgehend gleichförmiges oder kontinuierliches Kontaminationsereignis Stetigkeit – ähnlich einer Berg- und Tallandschaft – in eine ungeordnete Verteilung bringt. Andererseits können regionale Anomalien, lokal unterschiedlich wirkende An- bzw. Abreicherungsprozesse oder sonstige Einflussfaktoren eine sehr große räumliche Variabilität verursachen. Die Bewertung einer räumlichen Interpolation ist also nicht ohne Risiko.
Um überhaupt Interpolationsverfahren anzuwenden, muss mindestens mit der (Semi-) Variogrammanalyse nachgewiesen werden, dass sich die Stützpunkte in der geforderten Aussageweite befinden. Dennoch sollten durch Interpolation geschätzte Werte kritisch betrachtet und der Zufallscharakter der Verteilung berücksichtigt werden.

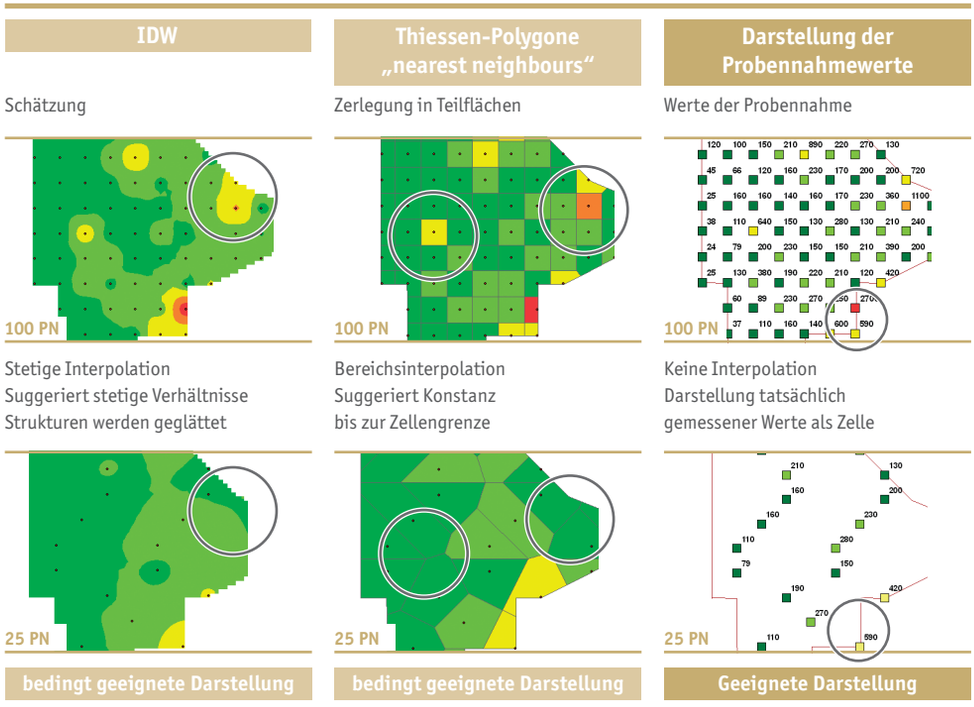
ERKENNTNIS

Die Schätzung räumlicher Zusammenhänge ungeordneter Verteilungen mittels stetiger Interpolationsverfahren birgt große Risiken. Mit Interpolationsverfahren werden der Zufallscharakter dieses Grundtyps und die damit einhergehende große Variabilität nicht berücksichtigt.
Zum Zwecke der Darstellung ungeordneter Verteilungen sind stetige Interpolationsverfahren ebenfalls nur vorbehaltlich zu empfehlen. Allerdings können so gegebenenfalls Kontaminationsschwerpunkte dargestellt oder Aussagen auf bislang unbekannte Trends oder Schadstoffquellen getroffen werden.

Im Rahmen des FuE-Projektes angestellte Simulationen zeigen, dass die Darstellung ungeordneter Verteilungen mittels in der Praxis angewendeter Interpolationsverfahren oft zu problematischen Ergebnissen führt.

Die Anwendung von Bereichsinterpolationen, wie Thiessen-Polygone („nearest neighbours") ist ebenfalls ungünstig. Es werden zwar keine Werte zwischen den Stützpunkten berechnet, aber auf Grund lediglich eines Messwertes wird größeren Bereichen ein Wert zugewiesen. Die Größe der Fläche ist an das Probennahmemuster gekoppelt. Je mehr Proben genommen werden, desto kleiner sind die Thiessen-Polygone und desto besser die Auflösung.
Genauso unrichtig wie eine stetige Interpolation ist an dieser Stelle eine Bereichsinterpolation, da unbekannte Bereiche einer Fläche nach subjektiven Verfahren mit Werten gefüllt werden.

Abb.23
Vergleichende Darstellung der Ergebnisse einer geostatistischen Schätzung (Interpolation), einer Zerlegung in Teilflächen (Thiessen-Polygone) und der einfachen Darstellung der Probennahmewerte



ERKENNTNIS

Tatsächlich ist bei einer ungeordneten Verteilung nur eine Betrachtung der einzelnen verorteten Messwerte sinnvoll, da sämtliche Werte zwischen den Probennahmestellen als zufällig angenommen werden. Ein kleiner Offsetbereich um den einzelnen Punkt ist zulässig, um diesen durch Farbgebung einordnen zu können (**Abb. 22**). Allerdings ist es obligatorisch, dass diese Offsetbereiche einander nicht berühren.

Gleichung 2

$$VB = \frac{t_{(1-\frac{\alpha}{2};n-1)} \cdot s}{\sqrt{n}}$$

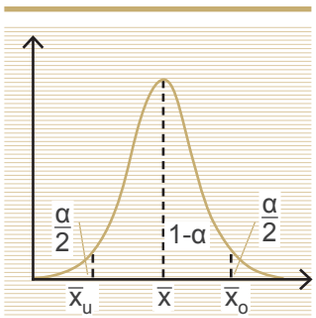


Abb. 24

Schwankungsintervall des Erwartungswerts [T. Hildebrandt, Dissertation in Vorbereitung].

exkurs

Statistischer Lösungsansatz zur Bewertung der Unsicherheit bei ungeordneter Schadstoffverteilung

*Der Datensatz einer Kampagne ist durch verschiedene Parameter gekennzeichnet, die eine Bewertung zulassen. Der geläufigste Wert ist das arithmetische Mittel . Viele Fragestellungen zielen auf die Ermittlung des mittleren Gehaltes eines Schadstoffs auf einer Untersuchungsfläche. Allerdings darf dieser Erwartungswert allein nicht als Entscheidungskriterium herhalten. Vielmehr kann aus den Messwerten die Standardabweichung s berechnet werden, die angibt, wie stark die einzelnen Messwerte um den Mittelwert eines normalverteilten Datensatzes schwanken. Mit Hilfe dieser beiden Kenngrößen, dem Probenumfang n sowie einem tabellarisierten Parameter t lässt sich der sog. Vertrauensbereich (VB) oder das Konfidenzintervall berechnen (***Gleichung 2***).*

*Der Vertrauensbereich entspricht einem Werteintervall, in dessen Grenzen der Erwartungswert mit einer vorgegebenen Wahrscheinlichkeit schwanken kann. Für umweltrelevante Fragestellungen ist eine Wahrscheinlichkeit von $1-\alpha = 0{,}95$ (95 %) geläufig, was einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $\alpha = 0{,}05$ entspricht. Der tabellierte Faktor t ist dabei das $(1-\alpha/2)$-Quantil der t-Verteilung mit $n-1$ Freiheitsgraden. Auf Grund der zweiseitigen Fragestellung nach einer Ober- und einer Untergrenze des Schwankungsbereichs wird die Irrtumswahrscheinlichkeit halbiert und führt damit zur Berechnung der relevanten Werte des 2,5 %-Quantils (x_u) und des 97,5 %-Quantils (x_o) (**Abb. 24**). Der berechnete Vertrauensbereich wird von subtrahiert bzw. zu hinzu addiert (**Gleichung 3**):*

Gleichung 3

$$x - \frac{t_{(1-\frac{\alpha}{2};n-1)} \cdot s}{\sqrt{n}} ; x + \frac{t_{(1-\frac{\alpha}{2};n-1)} \cdot s}{\sqrt{n}}$$

Ist der Datensatz nicht normalverteilt, sondern z. B. log-normalverteilt, so müssen alle Werte zu Beginn logarithmiert werden, ehe der Vertrauensbereich berechnet werden kann. Anschließend muss eine Rücktransformation erfolgen, was zu ungleichen bzw. asymmetrischen Werten für Ober- und Untergrenze führt. Ein solches Beispiel zeigt **Abb. 24**. *Neben dem Erwartungswert sind die Ober- und Untergrenze des 95 %-Konfidenzintervalls dargestellt. Ferner wurde ein exemplarischer Grenzwert eingefügt, der für n_i-Proben potenziell überschritten werden kann.*

ERKENNTNIS

Basierend auf den Untersuchungen kann der mittlere Gehalt des Schadstoffs auf Grundlage von Mittelwert und Standardabweichung im Rahmen des oben dargestellten statistischen Unsicherheitsbereichs ermittelt werden.

Abb. 25 *zeigt diesen Zusammenhang für die Bleikontamination einer ehemaligen Deponie. Die exemplarisch durchgeführte Probennahme umfasste n = 50 Proben, die im regelmäßig quadratischen Raster angelegt waren. Es zeigt sich, dass der Grenzwert von den Grenzen der Konfidenzintervalle eingeschlossen wird und somit ein Restrisiko für die Überschreitung des Zielwertes besteht.*

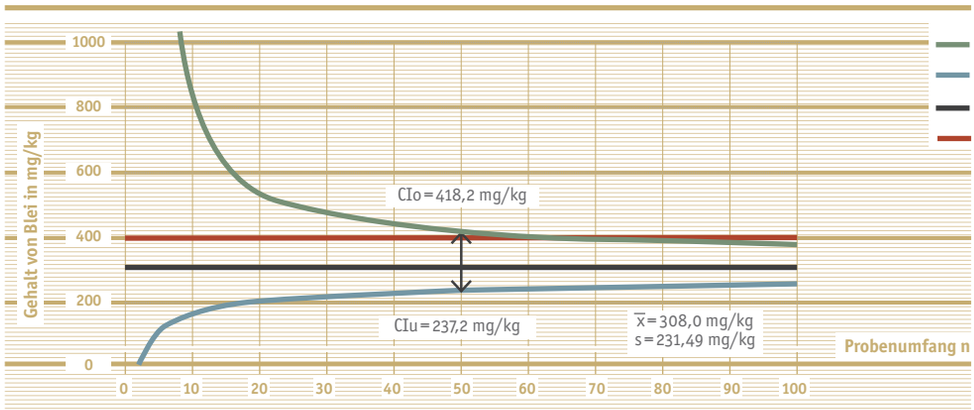


Abb. 25

Schwankungsintervall des Erwartungswerts in Abhängigkeit vom Probenumfang [T. Hildebrandt, Dissertation in Vorbereitung].

Es wird deutlich, dass sich die Grenzen der Konfidenzintervalle mit zunehmendem Probenumfang einander annähern. Der Schwankungsbereich wird folglich mit einer umfangreicheren Beprobung eines Standortes kleiner. Die Annäherung nimmt im Bereich kleiner Probenumfänge deutlich stärker Einfluss auf die Unsicherheit als im Bereich großer Probenumfänge. Es zeigt sich also eine sehr starke Verbesserung der Aussage, wenn der Probenumfang z. B. von 5 auf 15 vergrößert wird. Der Effekt ist allerdings deutlich geringer, wenn der Probenumfang von 50 um ebenfalls 10 auf 60 Proben erhöht wird.

EMPFEHLUNG

Stehen Ihnen für die Untersuchung einer ungeordneten Verteilung nur wenige Proben zur Verfügung, helfen Ihnen unabhängig von der Art des Musters wenige weitere Proben, die Unsicherheit deutlich abzusenken.

Liegt eine ungeordnete Verteilung vor, prüfen Sie kritisch Ihnen vorgelegte Interpretationen bzgl. der Schadstoffgehalte zwischen den Probennahmepunkten. Vertreten Sie den Standpunkt, nur die Werte der einzelnen Probennahmepunkte zu akzeptieren und ziehen Sie daraus Ihre Schlussfolgerungen. Handelt es sich bei dem untersuchten Objekt um eine künstliche Ablagerung (Altablagerung oder Deponie), bewerten Sie den Ablagerungskörper als Ganzes, ggf. mit dem Charakteristikum eines Mittelwertes und seiner Standardabweichung.

Sollten Sie selbst Aussagen zu den Schadstoffgehalten zwischen den Probennahmepunkten treffen wollen, so versuchen Sie die Annäherung über Bereichsinterpolationen wie den Thiessen-Polygonen. In vielen Fällen lassen sich Ablagerungskörper in Teilflächen unterschiedlicher Schadstoffgehalte räumlich gliedern, Kontaminationsschwerpunkte detektieren oder Aussagen auf bislang unerkannte Trends ableiten. Seien Sie sich dabei aber der Unsicherheiten bzw. Schwächen dieser Verfahren bewusst. Veranlassen Sie zusätzliche weiterführende Untersuchungen, wenn die Chance besteht, solche Trends zu erfassen.

Lösungsansatz für den Grundtyp ‚Gradient'

Probennahmestrategie

Die Probennahmestrategie für den Grundtyp Gradient folgt den Ergebnissen der Historischen Erkundung, bei bereits guter Vorkenntnis zur Schadstoffverbreitung am speziellen Standort und den Erfahrungen des Gutachters zu den Mechanismen der Schadstoffausbreitung

- entlang der erwartenden Grenzen hochkontaminierter Areale (Schwellenwertbereiche) oder
- gradientenbezogen.

Unter gradientenbezogenen Untersuchungen werden hier Beprobungsreihen (Profile) verstanden, die im rechten Winkel zur Tangente an den vermuteten Konzentrationsgleichen angeordnet sind (‚Gradientenachsen'). Dabei sind die Profile entlang des steilsten und des flachsten Gradienten von besonderem Interesse für eine Abgrenzung schwellenwertüberschreitender Areale.

Punktueller oder flächenhafter Schadstoffeintrag führt im Zusammenhang mit den jeweiligen Migrationsbedingungen zu räumlich unterschiedlich konfigurierten Kontaminationen, was bei der Probennahmestrategie berücksichtigt werden muss.

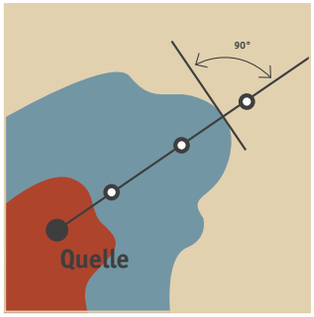


Abb.26
Gradientenbezogene Untersuchung bei einem (bekannten) punktuellen Eintrag

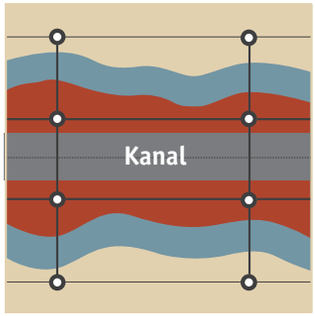


Abb.27
Gradientenbezogene Untersuchung bei (bekannten) flächenhaft verlaufenden Schadstoffeinträgen

Bei punktuellen Schadstoffeinträgen, wie Leckagen oder Abtropf- und Umfüllverlusten, wird ein Beprobungsmuster empfohlen, das ausgehend von der Quelle in alle Richtungen verläuft. Spezielle Gegebenheiten, die eine Ausbreitung der Schadstoffe in eine bestimmte Richtung vermuten lassen (z. B. hangabwärts) müssen zu einer entsprechenden Modifizierung des Beprobungsmusters führen.

Das jeweilige Beprobungsmuster kann je nach Ausdehnung, Art und Migrationsfähigkeit des zu beprobenden Schadstoffes sternförmig, kreisförmig oder quadratisch sein.

ERKENNTNIS

Kreisförmige Raster eignen sich für punktuelle Schadstoffeinträge (z. B. Leckagen), die bei speziellen Gegebenheiten (eine Ausbreitung der Schadstoffe in eine bestimmte Richtung) entsprechend modifiziert werden müssen.
Bei länglich flächenhaft verlaufenden Schadstoffeinträgen, wie z. B. entlang von Entsorgungsleitungen oder Gleisen, ist es naheliegend, die Beprobungspunkte regelmäßig verteilt entlang und beiderseits der Eintragsquelle anzuordnen.

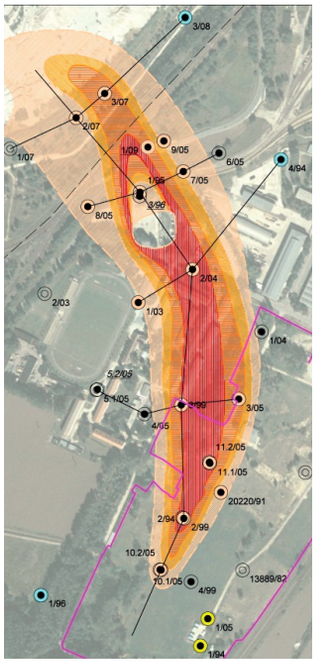


Abb.28
Beispiel einer gradientenbezogenen Untersuchung einer Schadstofffahne im Grundwasser (Quelle: JENA-GEOS®)

exkurs

Vergleich der Eignung verschiedener Beprobungsmuster

Im Rahmen des FuE-Projektes wurde die Übertragbarkeit 14 verschiedener Beprobungsmuster anhand jeweils vier unterschiedlicher Probenanzahlen untersucht. Zielstellung war, herauszufinden, welche Beprobungsmuster für den Grundtyp Gradient bei geringen Vorkenntnissen zum konkreten Standort die realitätsnahesten Aussagen liefern.

Eine detaillierte Darstellung der Beprobungsmuster und der Ergebnisse der Untersuchungen befindet sich im Forschungsbericht.

Die Ergebnisse der virtuellen Beprobung wurden mittels inverser Distanzwichtung (IDW) mit einer Auflösung von einem Meter interpoliert. Daraus ist abzuleiten, dass jede Flächeneinheit bzw. jeder Punkt auf den betrachteten Flächen einem Quadrat mit einem Meter Kantenlänge in der Realität entspricht. Das Resultat dieses Arbeitsschritts waren flächenhafte Darstellungen der aus den Proben geschätzten potenziellen Kontaminationsverteilung. Für die weiteren Untersuchungen wurde eine relevante Teilfläche der Grundgesamtheit festgelegt, da Voruntersuchungen zeigten, dass die Durchführung der folgenden Maßnahmen für die Gesamtfläche zu sehr starken Verzerrungen und zu nicht vergleichbaren Ergebnissen führte.

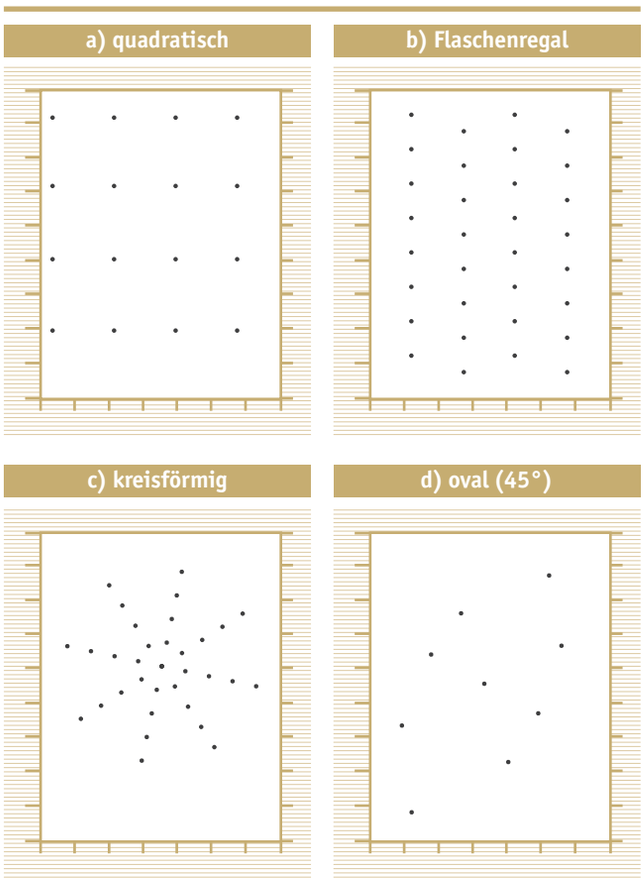


Abb.29

Beispiele für simulierte Beprobungsmuster [T. Hildebrandt, Dissertation in Vorbereitung].

ERKENNTNIS

Liegen keine oder nur sehr lückenhafte Vorkenntnisse über Art und Erstreckung der Kontamination vor, wird die Anwendung quadratischer (ersatzweise auch das Flaschenregal) Beprobungsmuster empfohlen, da mit diesen die Gradientenstruktur unter diesen Bedingungen am sichersten erfasst und beschrieben werden kann.

Liegen dem Grundtyp entsprechende standortspezifische Vorkenntnisse zur Schadstoffverteilung vor, können mit gradientenbezogenen Beprobungsmustern (Profilen) entlang von Gradientenachsen oder mit kreisförmigen Beprobungsmustern bei punktuelle Schadstoffeinträgen schwellenwertüberschreitende Areale hinreichend sicher abgegrenzt werden.

Unsicherheiten bei der Bewertung und Interpretation

GRUNDANLIEGEN

Jede Art von Interpolation ist nur eine Schätzung. Fehler bei dem Versuch die Realität abzubilden sind deshalb immer möglich.

Bei der punkthaften Beprobung eines Untersuchungsgebietes bleiben die Werte zwischen den Probennahmepunkten weiterhin unbekannt. Um die Werte an nichtgemessenen Stellen vorherzusagen, also aus Punktinformationen kontinuierliche Informationen zu ermitteln, sind bei der Gradientenverteilung Interpolationsverfahren als Mittel der geostatistischen Schätzung prädestiniert.

ERKENNTNIS

Die Interpolation ist das wichtigste Hilfsmittel zur Darstellung der räumlichen Zusammenhänge bei der Gradientenverteilung. Ein Ergebnis des FuE-Projektes ist, dass sich das Verfahren ‚Kriging' für die Interpolation von Altlastenverdachtsflächen am besten eignet. Voraussetzung ist jedoch auch hier, dass sich die Anwender der Unschärfen bewusst sind.

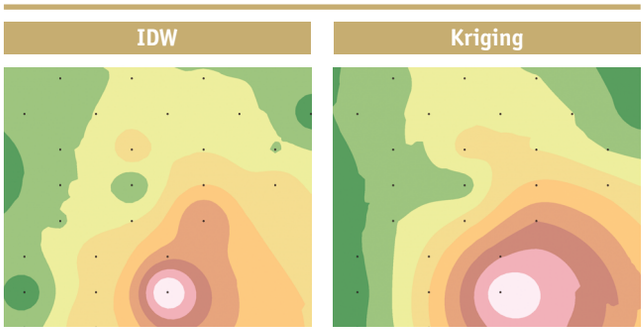
Die Anwendung der Variogrammanalyse bietet die Möglichkeit eines Interpretationsansatzes über die Probeneigenschaften. Die räumliche Korrelation und die Variationen der Werte können über die Varianzenfunktion und die Variogrammkomponenten beurteilt werden. Mit Hilfe der Kreuzvalidierung können Gütemaße bzw. Fehlermaße ermittelt werden, die ein Ermessen der Genauigkeit der Vorhersage für die Probenahmepunkte ermöglichen. Durch Angabe des Schätzfehlers (Varianz) liefert Kriging zusätzliche Informationen, die andere Interpolationsverfahren nicht erbringen können. Somit besitzt das Kriging erhebliche Vorteile gegenüber anderen Interpolationsverfahren.

ERKENNTNIS

Sollen mehrere Datensätze miteinander verglichen werden, ist das Interpolationsverfahren ‚IDW' eher als ‚Kriging' geeignet. Dies liegt darin begründet, dass die Gewichtungen beim Kriging nicht nur auf der Entfernung zwischen den gemessenen Punkten und der vorhergesagten Position, sondern auch auf der gesamten räumlichen Verteilung der gemessenen Punkte basieren und somit die Vergleichbarkeit einschränken.

Abb.30

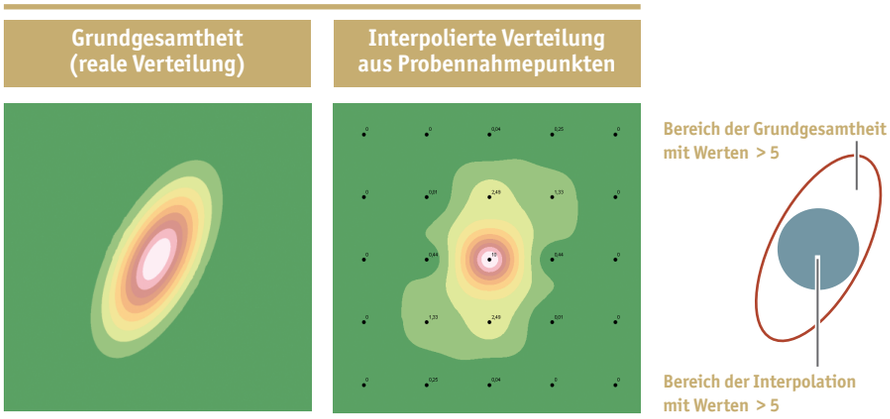
Vergleichende Darstellung der Schadstoffverteilung mit unterschiedlichen Interpolationsverfahren (gleicher Datensatz)



Für die Deutung einer Interpolation der unterschiedlichen Beprobungsmuster wurden diese mit einer Differenzanalyse untersucht. Diese sagt aus, wie gut das Ergebnis der Interpolation mit der Grundgesamtheit der realen Schadstoffverteilung übereinstimmt.

Abb.31

Differenzanalyse mittels prototypischer Gradienten und virtueller Probennahme



So können mit der Differenzanalyse die Abweichungen des Interpolationsergebnisses mit einer Darstellung der über- und unterschätzten Bereiche abgeleitet werden.

Sind die so ermittelten Werte positiv, wird der Mittelwert der Interpolation als größer gegenüber dem der Grundgesamtheit angenommen. Daraus folgt, dass im Mittel die tatsächliche Kontamination in ihrer Ausdehnung überschätzt wird. Dies kann im Falle einer Sanierungserfordernis aus ökonomischer Sicht zu einem Mehraufwand, aber einer höherer Sicherheit führen. Aus statistischer Sicht kann man die Kontamination als im Mittel vollständig erfasst betrachten. Sind Werte negativ, fehlt eine solche Sicherheit. Die Kontamination wurde dann im Mittel unterschätzt und die Gefahr statistisch nicht sicher erfasst.

Einer ökologischen Betrachtungsweise folgend ist der höheren Sicherheit (positive Werte) der Vorrang zu geben, wenn nicht weitere Umstände (Verhältnismäßigkeit, Toleranz von Restkontaminationen) die Möglichkeit zulassen, geringfügig negative Abweichungen zu akzeptieren.

Gegebenenfalls ist eine Differenzanalyse für eine Entscheidungsfindung heranzuziehen. Aus der Anwendung der Differenzanalyse auf verschiedene Probennahmemuster konnten die folgenden Ergebnisse abgeleitet werden:

ERKENNTNIS

Mit dem quadratischen und dem kreisförmigen Probennahmemuster werden die Schadstoffverteilung und damit die Schadstoffausdehnung in der Fläche überschätzt. Dies bedeutet, dass bei der Anwendung in der Altlastenpraxis mehr Boden als kontaminiert eingestuft wird als real vorliegt. Aus der Sicht der statistischen Unsicherheitsbetrachtung wird mit der Anwendung dieser Verfahren eine höhere Sicherheit unter der Option höherer Kosten erzielt.
Mit der Anwendung des Flaschenregals und des geschichtet zufälligen Beprobungsmusters wird die Schadstoffverteilung eher unterschätzt. Eine Eingrenzung eines zu geringen Schadensbereiches und damit eine unzureichende Sanierung (bei niedrigeren Sanierungskosten) können hier die Folge sein.

EMPFEHLUNG

Ist aus Sicht der Probennahmestrategie für die Gradientenverteilung eine flächenhafte Beprobung geboten, geben Sie prinzipiell dem quadratischen Probennahmemuster den Vorzug. Es bietet Ihnen im Vergleich zu allen anderen Probennahmemustern eine höhere Sicherheit, den zu sanierenden Schaden vollständig zu erfassen. Die Ergebnisse der quadratischen Beprobung bieten Ihnen zudem den Vorteil, technologisch vorteilhafte Planungsszenarien zur Anwendung zu bringen, in denen aus dem schadstoffbezogenen Sanierungszielwert und dessen räumlicher Abgrenzung ein geometrisches Sanierungsziel abgeleitet werden kann. Dies reduziert Ihnen Überwachungs-, Beprobungs- und Nachsorgekosten.

Mit dem Flaschenregal-Beprobungsmuster können Sie Sanierungskosten optimieren. Die Kontamination wird enger begrenzt, allerdings auf die Gefahr hin, sie nicht vollständig zu erfassen. Eine Anwendung sollten Sie vor allem dann in Erwägung ziehen, wenn beispielsweise Toxizität und Mobilität der Schadstoffe sowie die Schutzgutexposition des Standortes es erlauben, das Restkontaminationen toleriert werden können. Auch kann das Verfahren Anwendung finden, wenn eine Abgrenzung der Schadstoffe in der Sanierungsgrube organoleptisch möglich ist.

Lösungshilfen für den Grundtyp ‚Hotspot'

Probennahmestrategie

Mittels einer exemplarischen Beprobung wurde das für die Untersuchung der Hotspot-Verteilung geeignetste Probennahmemuster gesucht. Zur vergleichenden Untersuchung wurden drei Probennahmestrategien auf ihre Trefferrate geprüft (siehe **Abb. 32**).

Die **Zufallsprobennahme** ist durch eine regellose und zufällige Anordnung der Probennahmepunkte über das gesamte Untersuchungsgebiet charakterisiert.

Die **geschichtete Zufallsprobennahme** besteht aus einer dem Probenumfang entsprechenden Anzahl gedachter quadratischer Teilflächen, die gleichmäßig und lückenlos nebeneinander liegen. Innerhalb einer jeden Teilfläche wird zufällig ein Punkt zur Beprobung bestimmt.

Bei der **systematischen Probennahme** wird das Zentrum der o. g. gedachten Teilflächen deterministisch beprobt, sodass die Punktabstände in zwei senkrecht zueinander verlaufenden Hauptachsen stets gleich groß ist.

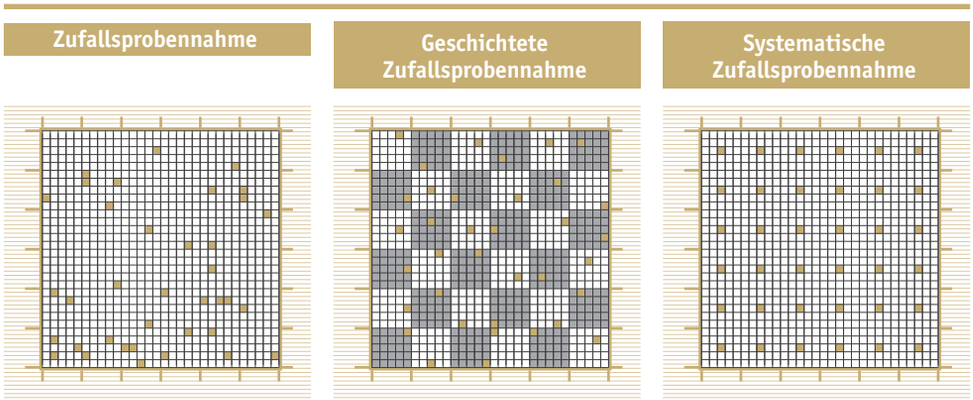


Abb. 32
Exemplare verschiedener Probennahmemuster mit der Probenzahl n = 36 [Hildebrandt et al. 2012].

exkurs

Trefferraten bei Hotspots

Die Trefferrate ist ein Parameter, der die in einer Probennahme (wieder) gefundenen Hotspots ins Verhältnis zu einer bekannten Gesamtanzahl von Hotspots auf dem Feld setzt.

Gleichung 4

$$\text{Trefferrate in \%} = \frac{\text{Hotspots gefunden}}{\text{Hotspots gesamt}} \cdot 100$$

In der Praxis kann zwar eine Theorie zur Kontaminationsverteilung vorliegen, dennoch ist die auf dem Feld tatsächlich vorhandene Zahl der Hotspots unbekannt. Daraus folgt, dass der Parameter der Trefferrate nur zum Vergleich der Effizienz von Mustern herangezogen werden kann. Aus der graphischen Darstellung dieses Zusammenhangs wird deutlich, dass die mittlere Trefferrate ein konstanter Wert ist (siehe **Abb. 33***). Es besteht also eine Korrelation zwischen dem beprobten Flächenanteil und dem Anteil der gefundenen Hotspots an deren Gesamtpopulation. Die maximale sowie minimale Trefferrate beschreibt die größten bzw. kleinsten Werte der 10.000 durchgeführten Simulationen. So können bei der Beprobung von 20 % der Fläche über die Hälfte der Hotspots entdeckt werden oder aber nicht ein einziger. Ebenso zeigt sich, dass 95 % der Durchgänge in einem relativ engen Bereich um die mittlere Trefferrate liegen.*

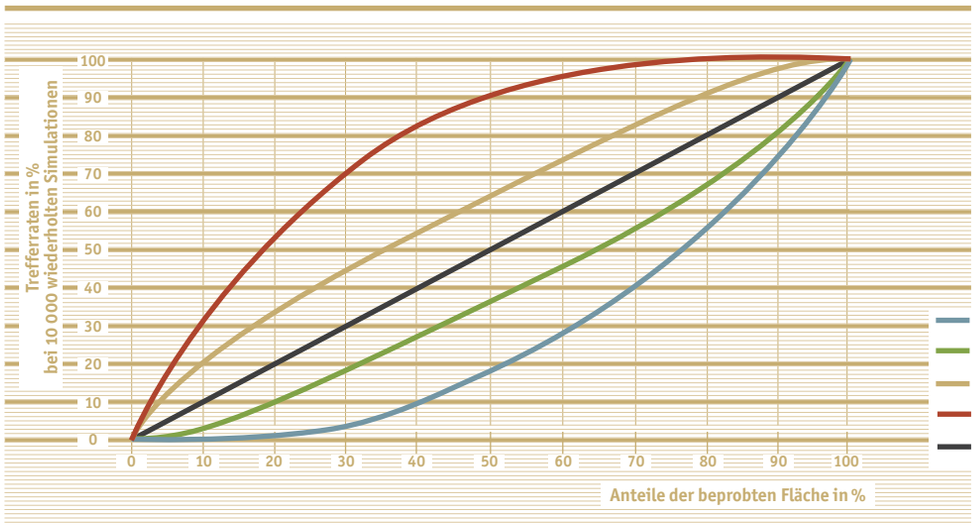


Abb. 33

Der Verlauf verschiedener Trefferraten bei der Untersuchung von Hotspots [T. Hildebrandt, Dissertation in Vorbereitung].

Gleichung 5

Da die Trefferrate im Mittel konstant ist, kann, ausgehend von einer im Gelände entnommenen Stichprobe und der darin festgestellten Hotspots, die Hotspotverteilung des gesamten Feldes berechnet werden. Maßgeblich für diese Berechnungen ist allerdings die Erfolgsrate.

$$\text{Erfolgsrate in } \% = \frac{\text{Hotspots gefunden}}{\text{Proben entnommen}} \cdot 100$$

Gleichung 6

*Sie basiert auf der konstanten Trefferrate, verwendet aber im Gegensatz zu dieser nur bekannte Größen (**Gleichung 5**). Die Erfolgsrate lässt auf den Anteil der kontaminierten Fläche an der Gesamtfläche schließen. Wird die Erfolgsrate nicht mit 100, sondern mit der Fläche des Untersuchungsgeländes (FE) erweitert, kann eine erwartete Zahl von Hotspots ermittelt werden (**Gleichung 6**).*

$$\text{Hotspots erwartet} = \frac{\text{Hotspots gefunden}}{\text{Proben entnommen}} \cdot \text{Fläche}$$

ERKENNTNIS

Die Untersuchungen zum Verteilungstyp Hotspot ergaben, dass die Wahl des Probennahmemusters keinen signifikanten Einfluss auf die Ergebnisqualität hat! Aus statistischer Sicht kann daher – wie bei der ungeordneten Verteilung – jedes beliebige Muster Anwendung finden.

EMPFEHLUNG

Die Autoren dieses Leitfadens empfehlen auch hier flächendeckend wirkende Muster, wie das regelmäßig quadratische Muster, da es mit geringem Aufwand einzumessen ist und auf Grund seiner Struktur eine repräsentative Probennahme auf der Fläche bewirkt.

Unsicherheiten bei der Bewertung und Interpretation

Als Maß zur Bestimmung der Unsicherheit werden die Grenzen des 95 %-Konfidenzintervalls herangezogen. Da es sich hier um eine diskrete Wahrscheinlichkeitsverteilung, die Binomialverteilung handelt, ist das Ableiten dieser Grenzen nicht auf direktem Wege möglich. Der Algorithmus macht die Berechnung des Konfidenzintervalls für jede Erfolgsrate möglich (**Abb. 34**). Die Grafik wird exemplarisch für eine Probenzahl (hier: n = 36) erzeugt. Auf der Abszisse sind die gefundenen Hotspots h dargestellt. Darüber sind die drei für diesen Fall relevanten Werte aufgetragen. Neben der mittleren Erfolgsrate sind die Ober- und die Untergrenze des 95 %-Konfidenzintervalls dargestellt.

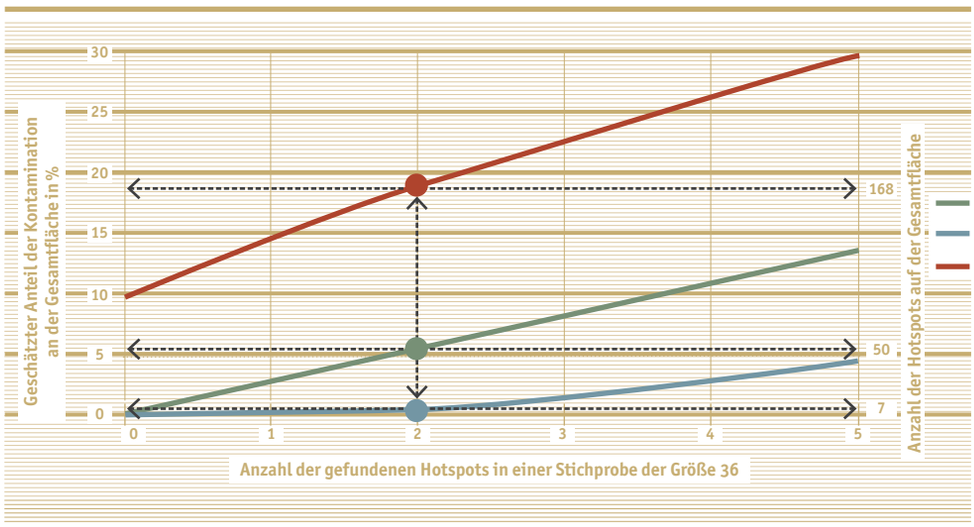


Abb.34

Ableitung der Gesamtkontamination aus einer Stichprobe der Größe 36 und zwei darin enthaltener Hotspots [verändert nach Hildebrandt et al. 2012].

Die linke Ordinate zeigt den relativen Anteil der Hotspot-Kontamination an der gesamten Untersuchungsfläche. Da dieser Wert aus der Stichprobe geschätzt wird, ist die Größe der Fläche nicht von Bedeutung. Die rechte Ordinate ermöglicht das Ablesen der Zahl erwarteter Hotspots, die auf eine Gesamtfläche mit bekannter Größe extrapoliert wird. Als Eingangsparameter muss hier entsprechend die Feldgröße angegeben werden.

Auf dem Testfeld wurden insgesamt 45 Hotspots ausgebracht. Die exemplarisch für n = 36 und h = 2 ermittelte mittlere Erfolgsrate von 0,0556 lässt darauf schließen, dass die Gesamtfläche im Mittel zu 5,56 % mit Hotspots kontaminiert ist. Die Untersuchungsfläche des Testareals umfasste eine Fläche von 900 m², was entsprechend der rechten Ordinate auf insgesamt 50 Hotspots schließen lässt.

Die Grenzen des 95 %-Konfidenzintervalls werden ebenfalls dargestellt und lassen eine Extrapolation zu, wie viele Hotspots im günstigsten bzw. ungünstigsten Fall zu erwarten sind. Die tatsächliche Kontamination der Fläche kann zwischen 0,68 % und 18,66 % der Gesamtfläche betragen. Die Gesamtzahl der Hotspots kann also zwischen 6,12 (≙ 7) und 167,97 (≙ 168) liegen. Diese Aussageunsicherheit ist aus praktischer Sicht extrem hoch und unbefriedigend, da die Spannweite eines solchen Ergebnisses nicht einmal die Frage nach einer punktuellen oder flächenhaften Sanierungserfordernis beantworten kann.

Eine Erweiterung des Algorithmus ermöglicht es, die Zahl der entnommenen Proben zu variieren. Wird nun die im Mittel erwartete Kontamination (hier: 5,56 % der Fläche) in diesen Teil der Simulation überführt, kann der Anwender verfolgen, wie sich die Unsicherheit in Abhängigkeit von der Zahl der Proben entwickelt (**Abb. 35**).

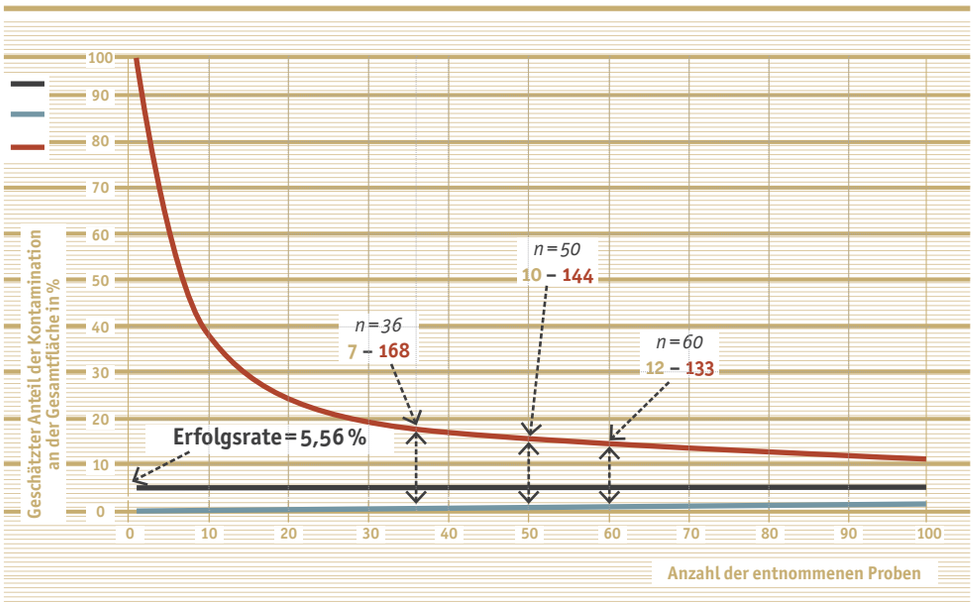


Abb. 35

Breite der Konfidenzintervalle für eine konstante Erfolgsrate und variablen Probenumfang [verändert nach Hildebrandt et al. 2012].

ERKENNTNIS

Für die Erkennung von Hotspots in realen Datensätzen kann ein Grenzwert H berechnet werden, der die Extremwerte als Hotspots aus einer Normalverteilung hervorhebt. Notwendig wird dies, da in der Praxis auch eine Belastung der Umgebung von Hotspots vorliegen kann und die Binomialverteilung an ihre Grenzen stößt.

Der Datensatz wird mittels David-Test für eine Wahrscheinlichkeit von 99 % auf Normalverteilung geprüft. Bei Ablehnung des Tests werden so lange die höchsten Werte isoliert, bis der Test angenommen wird. Für die Berechnung des Vertrauensbereichs dieser einseitigen Betrachtung ist der tabellierte t-Wert der t-Verteilung, die Anzahl der Proben n sowie die Standardabweichung s und der Mittelwert der neu gebildeten Normalverteilung erforderlich. Die Berechnung des t-Wertes erfolgt ebenfalls unter Berücksichtigung einer Wahrscheinlichkeit von 99 %.

Gleichung 7

$$H = \bar{x} + \left[b \cdot \left(\frac{t \cdot s}{\sqrt{n}}\right)\right]$$

Der Datensatz – vor allem aber die eliminierten Extremwerte – müssen durch H getestet werden. Allerdings ist zur Erweiterung des Schwellwertes ein neuer Parameter b (vgl. **Gleichung 7***) notwendig. Untersuchungen eines Datensatzes zeigten, dass der Wert b = 14 angemessen war. Jedoch sollte dieser Wert auf Grundlage der Kontaminationshypothese sowie der Erfahrung des bearbeitenden Personals für andere Datensätze angepasst werden. Werte über H müssen schließlich als Hotspots angenommen werden.*

ERKENNTNIS

Wird die Kontaminationshypothese ‚Hotspot' durch die Beprobung bewiesen, ist mit einer potenziell noch weitaus höheren Belastung durch Hotspots zu rechnen.

EMPFEHLUNG

Eine Detektion von Hotspots mit verhältnismäßigem Aufwand stellt nach wie vor eine große Herausforderung dar. Wägen Sie daher zunächst ab,

1. ob Ihnen vorliegende Indizien tatsächlich ausreichenden Hinweis auf das Vorhandensein von Hotspots geben (z. B. Grundwasseranalysen),

2. ob im Sinne der Altlastenmethodik von den (vermuteten) Hotspots tatsächlich eine Gefahr für Schutzgüter bestehen kann oder besteht und ob eine Sanierung dem Grundsatz der Verhältnismäßigkeit entspräche (Übermaßverbot).

Sind diese ersten beiden Fragen zu bejahen, informieren Sie sich über indirekte Möglichkeiten der Detektion, z. B. geophysikalische Verfahren, Luftbilder oder Forensik.

EMPFEHLUNG

Ist eine Beprobungskampagne unausweichlich, planen Sie ein flächendeckend wirkendes Muster, vorzugsweise das regelmäßig quadratische Muster. Überprüfen Sie Ihre Hypothese, wenn kein Hotspot gefunden wurde. Unter Umständen ordnen Sie den Standort der ‚ungeordneten Verteilung' zu. Soll die Hypothese dennoch weiter aufrechterhalten werden, könnte anhand der Obergrenze des Konfidenzintervalls dennoch eine potenzielle Hotspot-Zahl ermittelt werden. Holen Sie sich hierzu Sachverstand ein.

Wurden ein oder mehrere Hotspots detektiert, ist rein statistisch mit dem Vorhandensein weiterer Hotspots zu rechnen. Sie können davon ausgehen, dass nach der anfänglich flächendeckenden Beprobung mit jeder weiteren Verdichtung des Probennahmerasters weitere Hotspots detektiert werden. Das Maß eines verhältnismäßigen Untersuchungsaufwandes bei weiteren Kampagnen kann jedoch angesichts eines zurückgehenden Kenntniszuwachses hier schnell überschritten werden. Lassen Sie sich hierzu von einem versierten Sachverständigen beraten.

Ausblick

In den voranstehenden Kapiteln wurden die Grundtypen ungeordnete Verteilung, die Gradientenverteilung und der Hotspot hinsichtlich ihrer charakteristischen Eigenschaften beschrieben, einige praxisrelevante Ergebnisse des FuE-Projektes vorgestellt und Lösungswege für den Umgang mit Bodenkontaminationen unter Berücksichtigung des Unsicherheitsprinzips in der Praxis dargelegt.

Die praktikabelsten Untersuchungsergebnisse wurden beim Grundtyp der Gradientenverteilung erzielt. Dies verwundert insofern nicht, als dass gerade das Grundcharakteristikum dieses Typus (stetige Konzentrationsabnahme des Schadstoffs mit zunehmender Entfernung von der Emissionsquelle) die Voraussetzung für realitätsnahe Ergebnisse bei der Anwendung geostatistischer bzw. chemometrischer Methoden ist. Somit können auch die Unsicherheiten näher beschrieben und Empfehlungen für optimale Probennahmestrategien und die Anwendung geeigneter Interpolationsverfahren gegeben werden.

Für die Praxis ist dieses Ergebnis zudem insofern von positivem Einfluss, weil der Grundtyp des Gradienten nach Einschätzung und Erfahrung der Autoren bei Altstandorten und Industriegrundstücken der mit Abstand am weitesten verbreitete ist. Das führt zum Schluss, dass unter Berücksichtigung entsprechender Unsicherheiten die hier gegebenen Empfehlungen bei der Altlastenbehandlung die weiteste Verbreitung und Anwendung finden können.

Die Grundtypen ‚ungeordnete Verteilung' und ‚Hotspot' sind dagegen schwieriger zu behandeln, da es kaum Regelmäßigkeiten bei der Verteilung von Schadstoffgehalten in der Fläche gibt und somit geostatistische bzw. chemometrische Methoden zur Schätzung der räumlichen Verbreitung nur mit geringen Wahrscheinlichkeiten realitätsnahe Bilder liefern. Dennoch führen die Ergebnisse des Projektes zu neuen Erkenntnissen bez. der Unsicherheiten bei diesen Grundtypen, deren Berücksichtigung in der Praxis Probennahmestrategien effizienter gestalten und Fehldeutungen von Untersuchungsergebnissen vermeiden helfen.

Für Altablagerungen ist der Grundtyp der ‚ungeordneten Verteilung' vorherrschend. Ursache sind die technologiebedingten Zufälligkeiten bei der Ablage und mechanischen Verteilung des schadstoffbeinhaltenden Substrates. Auch hier lässt sich aus den Projektergebnissen ein positiver Effekt insofern ableiten, als dass in der Praxis eher selten interpolierte Schadstoffverteilungen im Substrat innerhalb solcher Ablagerungen gefragt sind (im Gegensatz zu Deponiewässern oder -gasen). Meist interessiert die Auswirkung des Gesamtkörpers auf die umgebende Umwelt oder die räumliche Gliederung in Teilflächen unterschiedlicher Konzentrationsbereiche. Hier können Falschaussagen durch die empfohlenen Betrachtungsweisen vermieden werden.

Anders stellt sich die Situation bei solchen Altablagerungen dar, die als flächig verbreiteter Untergrund von Industriegrundstücken auftreten (in Schichtenverzeichnissen meist als ‚Anthropogen' bezeichnet). Hier sind teilflächenbezogene Abgrenzungen eher im Zusammenhang mit der Bebauungssituation und weiteren Indizien auf der Basis gutachterlichen Sachverstandes möglich.

An die Detektion von ‚Hotspots' mit Probennahmen sollte man erst gehen, wenn alle anderen Möglichkeiten, sich dem Problem zu nähern, erschöpft sind. Aber auch für diesen Grundtyp haben die Forschungsergebnisse gezeigt, dass man sich mit einer fundierten Herangehensweise dem realen Zustand nähern kann, ohne das Grundprinzip der Verhältnismäßigkeit zu verletzen.

Abschließend sei angemerkt, dass es sich bei den Grundtypen um modellhafte Vorstellungen handelt, die in der Praxis oft Überschneidungen beziehungsweise Vermischungen erfahren. In diesen Fällen obliegt es dem gutachterlichen Sachverstand, ob ein Standort hinsichtlich des Auftretens mehrerer Grundtypen in die Bereiche derselben abgegrenzt wird oder ob Teilflächen beispielsweise mit Hotspots als Bestandteil hochbelasteter Gradienten-Areale in diesen mit aufgehen können.

Im Zuge dieser Betrachtungen ist weiter vorgesehen, eine Software zur Bewertung des Restrisikos zu entwickeln und auf der Homepage www.jena-geos.de bereitzustellen.

GRUNDANLIEGEN

Das Projekt hat gezeigt, dass weitere Forschung auf dem Gebiet der Unsicherheiten im Umweltbereich ihre Berechtigung hat und das moderne Methoden der Chemometrik und Probennahmetheorie beispielsweise auch im Zusammenwirken mit Geostatistik und GIS-Anwendungen helfen werden, ökologische Sachverhalte realitätsnäher zu beschreiben, Gefahren zu definieren sowie Maßnahmen und deren Kosten zu optimieren. Damit wird vor allem auch Transparenz geschaffen, mit deren Hilfe Altlasten-Stigmen relativiert werden können. Voraussetzung für weiteren wissenschaftlichen Fortschritt ist daher auch die Nutzung von vermeintlich unsicheren Daten, die gerade aufgrund dieses Altlasten-Stigmas in der alltäglichen Praxis oft noch zurückgehalten werden.

Glossar

Arithmetische Mittel

Das arithmetische Mittel (auch Durchschnitt) ist ein Mittelwert, der den Quotienten aus der Summe aller beobachteten Werte und der Anzahl der Werte darstellt. Das arithmetische Mittel kann bei zufälligen Werten als empirischer Erwartungswert angesehen werden.

Aussageweite

Die Aussageweite (Range) gibt die maximale Entfernung an, bis zu der die Punkte einzelner Punktpaare in geostatistischem Zusammenhang stehen.

Binomialverteilung

Die Binomialverteilung ist eine der wichtigsten diskreten Wahrscheinlichkeitsverteilungen. Sie beschreibt die Anzahl der Erfolge in einer Serie von gleichartigen und unabhängigen Versuchen, die jeweils genau zwei mögliche Ergebnisse haben („Erfolg“ oder „Misserfolg“).

Chemometrik

Die Chemometrik setzt mathematische und statistische Verfahren ein, um optimale Messverfahren auszuwählen und verarbeitet die Messdaten zu interpretierbarer Information weiter.

Inverse Distanzwichtung (IDW)

Die Inverse Distanzwichtung ist ein nichtstatistisches Interpolationsverfahren der Geostatistik und wird zur einfachen Interpolation der räumlichen Abhängigkeit georeferenzierter Daten genutzt. Dabei gilt als Grundannahme, dass die Ähnlichkeit eines unbekannten Wertes zum bekannten Messwert mit der Entfernung von diesem abnimmt, die Daten also umso unähnlicher sind, je weiter sie auseinander liegen.

Konfidenzintervall

Das Konfidenzintervall (Vertrauensbereich) bestimmt die Präzision der Lageschätzung eines Parameters. Es wird von dem beobachteten Wert ausgegangen und bestimmt, innerhalb welcher Grenzen der wahre Wert liegen könnte.

Kriging

Unter Kriging (oder auch: Krigen) versteht man ein geostatistisches Verfahren, mit dem man Werte an Orten, für die keine Stichprobe vorliegt durch umliegende Messwerte interpolieren oder auch annähern kann. Dieses Verfahren wurde nach dem südafrikanischen Bergbauingenieur Daniel Krige (1951) benannt. Er versuchte, eine optimale Interpolationsmethode für den Bergbau zu entwickeln, basierend auf der räumlichen Abhängigkeit von Messpunkten.

Semivariogramm

Die Variographie (Variogramm) ist die Abbildung des räumlichen Zusammenhangs von einzelnen Messdaten. Das Semivariogramm ist eine Methode, um räumliche Daten zu analysieren und ermöglicht, einen räumlichen Zusammenhang zwischen punktuellen Daten zu ermitteln. Dieser Zusammenhang wird durch eine Funktion beschrieben.

Standardabweichung

Die Standardabweichung ist das Maß für die Streuung der Werte einer Zufallsvariable um ihren Mittelwert.

Thiessen-Polygone

Als Thiessen-Polygone wird eine Zerlegung des Raumes in Teilflächen bezeichnet, die durch Anzahl und Lage der Punkte innerhalb eines bestimmten Raumes bestimmt wird. Einem Ort mit unbekanntem Wert wird der räumlich nächste gemessene Wert zugeordnet.

Triangulation

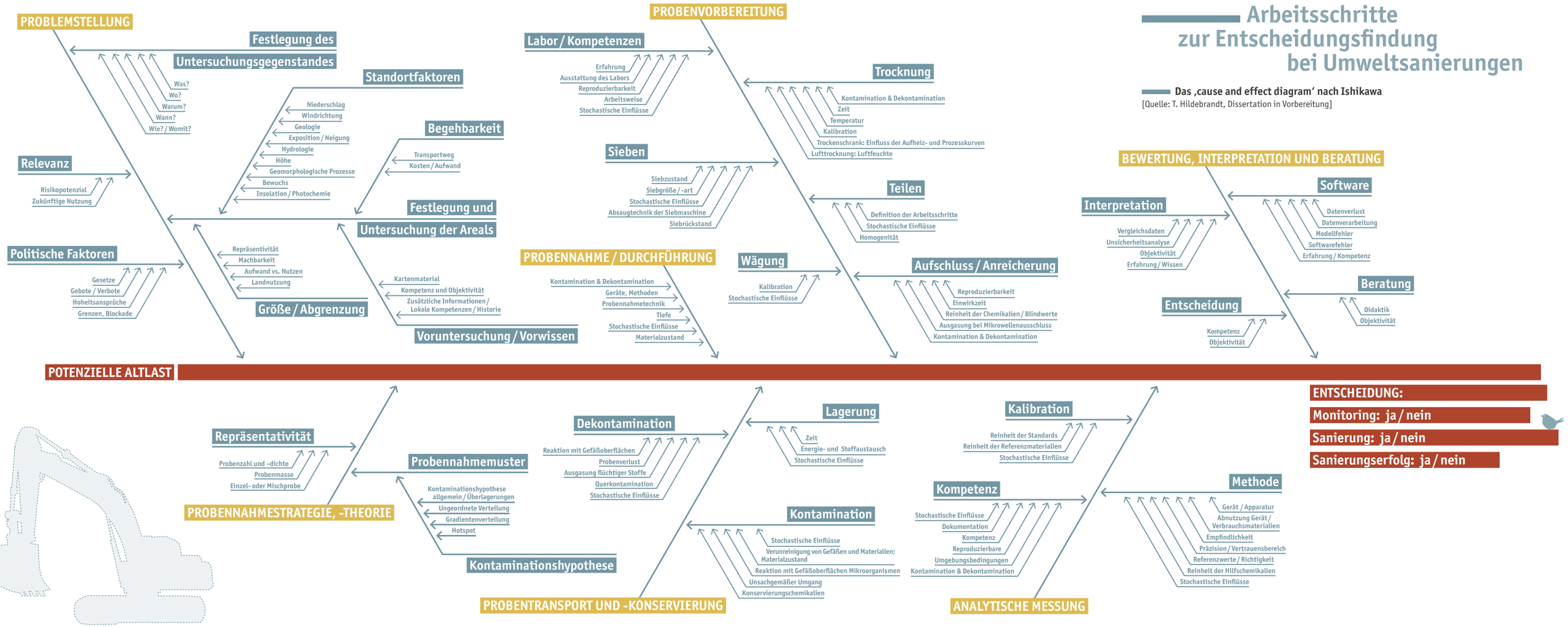
Die Triangulation ist die Teilung einer Fläche in Dreiecke.

Zustandsstörer

Störer sind Personen, die für eine Beeinträchtigung der öffentlichen Sicherheit und Ordnung verantwortlich sind. Gegen diese Beeinträchtigung wird mit Mitteln der Gefahrenabwehr vorgegangen. Die Beeinträchtigung kann an die Verantwortlichkeit für den gefahrbringenden Zustand einer Sache (dann: Zustandsstörer) anknüpfen.

Arbeitsschritte zur Entscheidungsfindung bei Umweltsanierungen

Das ‚cause and effect diagram' nach Ishikawa
[Quelle: T. Hildebrandt, Dissertation in Vorbereitung]



Gefördert vom:
BUNDESMINISTERIUM FÜR WIRTSCHAFT UND TECHNOLOGIE
aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestages

Im Rahmen des:
ZENTRALEN INNOVATIONSPROGRAMMS MITTELSTAND (ZIM)

Bundesministerium
für Wirtschaft
und Technologie

impulse für wachstum
ZIM
Zentrales Innovationsprogramm
Mittelstand