

Doris Stüben und Stefan Norra

Komplexe Schadstoffflussanalysen aus geochemischer Sicht als Grundlage für eine nachhaltige Stadtplanung

A Geochemical View of Complex Analyses of Fluxes of Harmful Substances as a Basis for Sustainable Urban Planning

Kurzfassung

Mit der weltweiten Urbanisierung wächst die Umweltbelastung durch den sich ständig erhöhenden Anteil an Schadstoffimmissionen. Hierbei werden Boden, Gewässer, Atmosphäre und Lebewesen in Mitleidenschaft gezogen und mithin die Lebensqualität des Menschen. Zu ihrer Sicherung ist das umfassende Wissen um Schadstoffflüsse unabdingbar und muss in einem integrierten Schadstoffmanagement münden, das insbesondere in Städten eine umweltschonende Schadstoffregulierung ermöglicht. Anhand von Beispielen, die einzelne Bereiche der Stoffflussanalyse abdecken, und durch die Definition der wichtigsten Parameter wird im vorliegenden Beitrag die interdisziplinäre Vorgehensweise zur Entwicklung eines Schadstoffmanagementsystems für städtische Gebiete aufgezeigt.

Abstract

Accompanying the global trend towards urbanisation are increasing levels of environmental pollution resulting from the constantly rising volumes of harmful substances being emitted. Most severely affected by these are the soil, water courses, the atmosphere, flora and fauna – and the quality of life for humans. In order to safeguard quality of life, there is a pressing need for extensive and comprehensive knowledge of pollutant fluxes, culminating in an integrated strategy for pollutant management, in particular to protect the environment in towns and cities through the effective regulation of fluxes of harmful substances. The authors draw on case studies covering specific aspects of material-flow analysis and define the key parameters in an attempt to describe an interdisciplinary approach towards the development of a management system for harmful substances applicable in urban areas.

Einleitung

Die Geochemie handelt von der Verteilung, den Verbindungen und dem Transport chemischer Elemente auf der Erde hinsichtlich des Ortes und der Zeit. Sie entwickelte sich aus der Geologie und Mineralogie heraus, in dem Maße, in dem das Wissen um die chemischen Elemente und die analytischen Möglichkeiten zunahmen. Mendeljew und Meyer entwickelten unabhängig voneinander in den 60er Jahren des 19. Jahrhunderts das Periodensystem der Elemente¹; Goldschmidt erarbeitete in den 20er Jahren des 20. Jahrhunderts Grund-

lagen für die geochemischen Verteilungsgesetze der Elemente.² Infolge des Zuwachses an Wissen in den letzten Jahrzehnten wurden die Mechanismen der geochemischen Kreisläufe der Elemente immer genauer bekannt, erfassbarer und modellierbar. Im Zuge der Industrialisierung, der weltweiten Bevölkerungszunahme und der heutigen globalen Verflechtung menschlicher Aktivitäten wurden die Kreisläufe der Elemente immer stärker durch den Menschen in Bezug auf Quellen, Senken und Transportgeschwindigkeiten

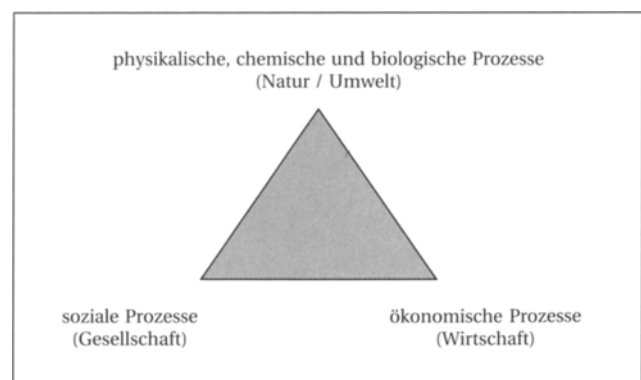
beeinflusst. Hierdurch hervorgerufene Umweltprobleme bedrohen die Lebensqualität der Menschen nicht nur auf lokaler (z.B. Smog) sondern auch auf globaler Ebene (z.B. Ozonloch). Somit ergibt sich für die Geochemie ein neues Tätigkeitsfeld: das der anthropogen beeinflussten Stoffkreisläufe. Neben der Sicherung der Ressourcen, wie Metalle, Kohle und Erdöl, ist heute die Sicherung einer lebenswerten Umwelt als moderner Schwerpunkt der Geochemie zu nennen.

Infolge der anthropogenen Beeinflussung erreichen die Stoffflüsse eine Komplexität, deren Höhepunkt im urban-industriell geprägten Raum erreicht wird. Für das Jahr 1990 wurde geschätzt, dass weltweit 43,1 % der Menschen in Städten leben. Im Jahre 2015 sollen es bereits 55,5 % sein. Gleichzeitig nimmt der Anteil der in Millionenstädten lebenden Bevölkerung von 14,9 auf 22,3 % zu.³ In Deutschland leben rund 87 % der Einwohner in Städten auf 11,3 % der Fläche der Republik.⁴ Dies verdeutlicht, wie wichtig die Erfassung anthropogen beeinflusster urbaner Stoffflüsse ist, und zwar nicht nur für die Geochemie im Sinne des Verständnisses der Verteilung der chemischen Elemente auf der Erde, sondern auch bezüglich der Entwicklung eines Stoffflussmanagements zur Wahrung einer lebenswerten Umwelt.

Die Umweltprobleme der Städte sind in den vergangenen Jahrzehnten mehr und mehr in den Blickpunkt öffentlichen und politischen Interesses gerückt. Die UNCED-Konferenz in Rio de Janeiro 1992 und die UN-Konferenzen Habitat I (1976) und II (1996) (letzte unter dem Motto „Angemessene Unterkunft für alle und nachhaltige Entwicklung in einer Welt mit zunehmender Verstädterung“) haben verdeutlicht, dass die Zukunft der Menschheit und ihrer natürlichen Lebensgrundlagen entscheidend davon abhängen wird, inwieweit der sich dramatisch beschleunigende globale Verstädterungsprozess in eine nachhaltige Richtung gelenkt werden kann. Hierzu wird ein lebensgrundlagensicherndes Stoffflussmanagement einen wesentlichen Beitrag leisten müssen, das zum einen auf Bilanzen aufbaut, zum anderen die vielfältigen Stoffumwandlungsprozesse berücksichtigt. Die Lokale Agenda 21 stellt im Zusammenhang mit der Bevölkerungsdynamik und der nachhaltiger Entwicklung fest: „There is a need to develop strategies to mitigate both the adverse impact on the environment of human activities and the adverse impact of environmental change on human populations“.⁵ Dieses darf sich nicht nur auf die bereits bekannten, umwelt- und lebensschädlichen Substanzen beziehen. Es muss in Betracht gezogen werden, dass immer wieder neue technologische, chemische Substanzen in die Umwelt eingebracht werden, dass durch Reaktionen chemischer Verbindungen

in der Umwelt weitere, eventuell toxische Stoffe entstehen, dass die toxische gemeinsame Wirkung verschiedener Substanzen auf die Lebewelt nicht linear sein muss und dass die Belastung mit Stoffkonzentrationen auch unterhalb der so genannten Grenzwerte eine Langzeitwirkung haben kann. In durch Kfz-Immissionen belasteten Gebieten wurde bei Kindern, die sich länger als eine Stunde täglich an stark befahrenen Straßen aufgehalten haben, eine höhere Sensibilisierungsrate gegenüber Pollenallergenen aufgezeigt.⁶ Die Arbeitsgruppe des Länderausschusses für Immissionsschutz schätzt ein 5,4-fach höheres Krebsrisiko durch Luftverunreinigungen in Ballungsräumen gegenüber ländlichen Bereichen.⁷ So muss ein wirksames Stoffflussmanagement zum Ziel haben, die Gesundheit der Menschen in Städten zu sichern. Die Grundlagen hierfür müssen durch die Erforschung der Transport-, Transformations- und Retentionsvorgänge von chemischen Substanzen zur Durchführung komplexer Schadstoffflussanalysen gelegt werden, die eine Basis für eine nachhaltige Stadtentwicklung darstellen. Sollen Stoffflüsse in Städten nachhaltig reguliert werden, ist darüber hinaus zu beachten, dass diese nicht nur durch physikalische, chemische und biologische Prozesse der Umwelt beeinflusst werden, sondern in ihren Ausmaßen und Ausprägungen zudem in bedeutendem Maße von den wirtschaftlichen und gesellschaftlichen Prozessen geprägt werden (Abb. 1). Je nach betrachtetem Ausschnitt der Realität sind diese Prozesse unterschiedlich stark miteinander verwoben.

Abbildung 1
Zu berücksichtigende Prozessklassen
in einem nachhaltigen Stoffflussmanagement



Methodik

Zu Beginn dieses Kapitels ist eine Anmerkung zu dem Begriff des im heutigen Sprachgebrauch häufig verwendeten „Stoffkreislaufs“ nötig. Auf Grund des Faktors Zeit erhält der Kreislauf eine gewindeartig gedrehte Form, die in ihrer Ausprägung den Einflüssen

vielfältiger Randparameter unterliegt. Der Kreislauf ist also eher ein sich durch die Zeit kreisförmig windender Stofffluss und kein statischer, sich immer gleich wiederholender Vorgang. Wäre er das, gäbe es keine Entwicklungsgeschichte der Erde, die Meere, Gebirge und auch Lebewesen hervorgebracht hat. Aus diesem Grund wird im Folgenden der Begriff Stoffflusssystem verwendet.

Im Folgenden werden nun die wichtigsten Bausteine einer Stoffflussanalyse dargestellt. Die Relevanz für eine nachhaltige Stadtplanung und den Städtebau (in-

klusive städtischer Verkehrsplanung) wird jeweils an einer beispielhaften Frage angerissen.

Schadstoff-Prozesse:

Transport, Transformation, Retention

Innerhalb der Stoffflusssysteme sind die chemischen Elemente (inklusive der Schadstoffe) drei Prozessen ausgesetzt: Transport, Transformation und Retention. In Tabelle 1 sind Beispiele solcher Prozesse aufgeführt. In Tabelle 2 sind diese Prozesse bezüglich einiger umweltrelevanter Vorgänge dargestellt.

Tabelle 1
Wichtige Reaktionen und Prozesse in der Natur

chemische Reaktionen	physiko-chemische Reaktionen	physikalische Prozesse	biochemische Prozesse
Redoxreaktionen	Lösung / Fällung	Diffusion	Assimilation
Säure-Base-Reaktionen	Sorption / Desorption	Sortierung (z.B. Filterung)	Respiration
Komplexreaktionen		Strömung (z.B. Verwehung, hydromechanische Verlagerung)	mikrobielle Abbauprozesse
radikalchemische Prozesse		Phasenumwandlung	
nukleo- und elektrophile Reaktionen		Deposition	
		Abrasion	

Tabelle 2
Beispiele umweltrelevanter Prozesse

Bereich	Transport	Transformation	Retention
Kfz-Abgase, CO	Verlagerung mit dem Wind	radikalchemische Bildung von CO ₂	Assimilation in Pflanzen
Haushaltsabwasser, N-Verbindungen	hydromechanische Verlagerung	mikrobielle Nitrifizierung, Denitrifizierung	Assimilation, Luftstickstoff (N ₂)
anthropogene Grobstäube, Schwermetallemissionen	Verlagerung mit dem Wind, Deposition	Mobilisierung leicht löslicher Metalle, wie Zink	Sorption leicht löslicher Metalle an Tonminerale des Bodens

Beispiel einer möglichen stadtplanerischen und städtebaulichen Fragestellung:

Welche Auswirkungen haben Straßenbaumbepflanzungen auf die Schadstoffausbreitung und -retention in Abhängigkeit von Baumart, Bepflanzungsdichte, Windrichtung und Bodenqualität?

Skalen: Raum und Zeit

Stoffflüsse müssen für unterschiedlich definierte Skalen betrachtet werden, die auf der globalen, der regionalen, der lokalen und der mikroskaligen Ebene ausgerichtet sein können. Umweltprobleme können auf den

einzelnen Skalen durch unterschiedliche Verbindung des betrachteten Elementes auftreten (Tab. 3). Des Weiteren sind die Stoffflüsse mit Vorgängen in unterschiedlichen Zeiträumen verknüpft (Tab. 4).

Tabelle 3

Beispiele von Umweltproblemen auf unterschiedlichen räumlichen Skalen im Zusammenhang mit dem Kohlenstoffkreislauf

	Skala			
	global	regional	lokal	mikroskalig
Umweltproblem	Aufwärmung der Erdatmosphäre	Algenblüte in der Nordsee	photochemischer Smog (Los Angeles-Typ)	erhöhtes Krebsrisiko durch Dieselrußpartikel im menschlichen Atmungstrakt
vorwiegend relevante Kohlenstoffverbindungen	Kohlenstoffdioxid, Methan	organisch gebundener Kohlenstoff	Kohlenstoffmonoxid	elementarer Kohlenstoff
primäre Ursache	Verbrennungsprozesse	Dünge- und Waschmitteleintrag	Kfz-Abgase	<i>partikuläre</i> Diesel-Kfz-Emission

Tabelle 4

Beispiele von geo- und umweltchemisch bedeutenden Vorgängen in unterschiedlichen Zeitskalen

	geologischer Zeitraum	Skala			
		langfristig	mittelfristig	kurzfristig	unmittelbar
Vorgang	Bildung von Kohle	Entstehung einer Eiszeit	Bildung des Ozonlochs	Überdüngung von Gewässern	Vulkanausbruch/ Erdbeben
relevanter Stoffkreislauf	Kohlenstoffkreislauf	Wasserkreislauf	Sauerstoffkreislauf	Phosphorkreislauf	u.a. Siliziumkreislauf
Zeitraumen	> 10 ⁵ Jahre	10 ² – 10 ⁵ Jahre	< 10 ² Jahre	< 1 – 10 Jahre	wenige Tage bis < 1 Tag

Beispiel einer möglichen stadtplanerischen und städtebaulichen Fragestellung:

Einfluss der Ausdehnung von Siedlungsflächen auf die Grundwassererneuerung, Grundwasserqualität und den das Grundwasser schützenden Boden.

Kompartimente

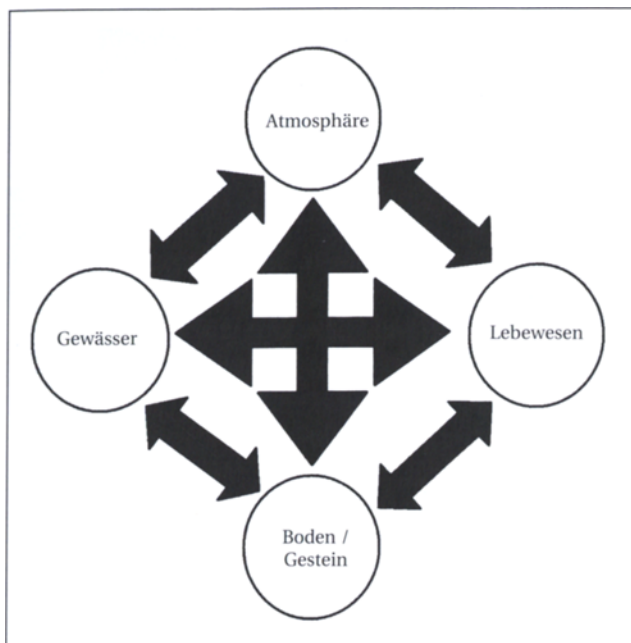
Stoffflüsse treten zwischen unterschiedlichen Kompartimenten auf. Während ihres Transportes oder in einem Kompartiment selbst kann es zudem zu Prozessen kommen, die die Verbindung, in der ein spezifisches Element auftritt, verändern. Diese wiederum kann die Mobilitätseigenschaften eines Elementes beeinflussen. Entsprechend den Phasen gasförmig, flüssig und fest können als Kompartimente Luft, Wasser und Gestein unterschieden werden. Sonderstellungen nehmen die Lebewesen und der Boden ein, da in diesen beiden die drei Phasen in hohem Maße gleichzeitig vorkommen. Der Boden ist hierbei eine Grenzschicht zwischen Gesteinen und der Atmosphäre. Er setzt sich zusammen aus den Verwitterungsprodukten der Gesteine, abgestorbenem organischen Material, lebenden Bodenorganismen und Pflanzenwurzeln, dem Bodenwasser und der Bodenluft. Seine Bedeutung für eine nachhaltige Umweltsicherung und als überlebenswichtige Res-

source wird heute noch stark unterschätzt. Er bietet nicht nur Pflanzen den Raum zum Wurzeln und somit Tieren und Menschen einen natürlichen Lebensraum, sondern er vermag u.a. Schadstoffe aus dem zum Grundwasser versickernden Regen zu filtern (Trinkwassersicherung), Wasser zu speichern (Hochwasserschutz) und das Klima zu beeinflussen (Versiegelungsproblematik).

Somit müssen für eine Stoffflussanalyse in einem natürlichen System die Kompartimente Atmosphäre, Gewässer, Gestein/Boden und Lebewesen betrachtet werden. Dieses verdeutlicht Abbildung 2.

Hierbei ist zu beachten, dass es sich bei natürlichen Systemen nicht um geschlossene Systeme handelt, denn auf der globalen Skala findet ein Energieeintrag durch die Sonnenstrahlung von 8,123 J/(cm² · min) statt, von denen in den mittleren Breiten 5,44 J/(cm² · min) die Meeresoberfläche erreichen.⁸ Alle Stoffflusssysteme sind miteinander verknüpft. Veränderungen in

Abbildung 2
Kompartimente natürlicher Stoffflusssysteme*

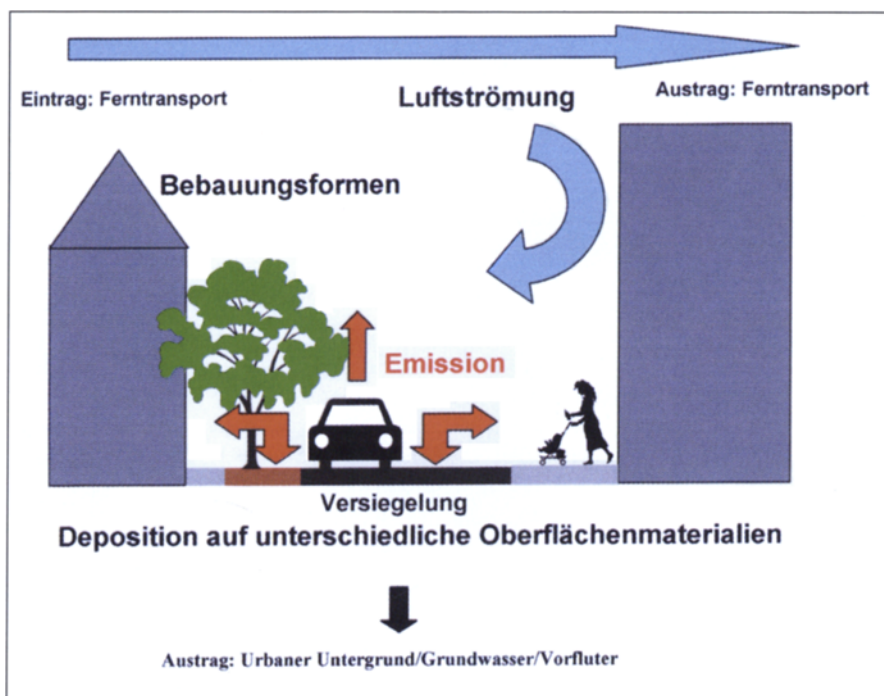


*) Pfeile stehen für Transportvorgänge

einem System können zu Änderungen in einem anderen führen. Dieses Phänomen ist z.B. bekannt aus der Überdüngung von Gewässern. Stickstoff und Phosphor werden in der Landwirtschaft als Düngemittel eingesetzt und gelangen durch Auswaschung und Erosion in die Gewässer. Auch Haushaltsabwässer tragen zum Stickstoff- und Phosphoreintrag in die Gewässer bei. Diese Nährstoffe können nun zu einer biologischen Überproduktion führen, in deren Verlauf der Sauerstoffvorrat des Gewässers aufgebraucht wird und das Gewässer vom „gesunden“ aeroben in den „ungesunden“ anaeroben Zustand umkippt.

Gegenüber den natürlichen Stoffflusssystemen kommt es im Siedlungsraum insbesondere zu einer Modifizierung des Kompartiments Boden/Gestein. Technogene Oberflächenmaterialien, wie Beton, Asphalt oder auch Ziegel, nehmen Flächen ein, die vordem vom Boden oder dem anstehenden Gestein gebildet wurden. Am Beispiel der Straße ist dies in Abbildung 3 dargestellt. Hierdurch kommt es zu vielfältigen Veränderungen der Umwelt. Die Versiegelung führt beispielsweise zur Behinderung der Grundwasserneubildung, zu einer Veränderung des Wasser- und Wärmehaushaltes (städtische Wärmeinsel), zu anderen Pflanzengesellschaften und zum Eintrag von Schwermetallen durch Abrasion, Lösung und Desorption (s. Tab. 2) in die Umwelt.

Abbildung 3
Die Umwelt des städtischen Straßenraums



Kenngrößen – Indikatorparameter

Die Charakterisierung urbaner Stoffflusssysteme allein über die Bestimmung von Elementkonzentrationen in den Quellen und Senken führt meistens nicht zum Ziel oder ist nur mit unverhältnismäßig hohem Aufwand (dichtes Beprobungsnetz, umfangreiche und spezielle Analytik) durchführbar. Da die Schadstoffvorkommen in urbanen Systemen einerseits eine Akkumulation von verschiedenen Emissionen darstellen – z.B. Blei-Emissionen aus Autoabgasen, Industrie-, Verbrennungsrückstände, natürliche Bodenkonzentrationen, Blei-Altlasten in Böden – andererseits die Elementspeziation (Elementverbindungen) unterschiedliche Mobilitäten aufweisen und weiterhin sich Schadstoffe in so genannten Schadstoffcocktails gegenseitig beeinflussen, ist es notwendig, mit Hilfe von Fin-

Beispiel einer möglichen stadtplanerischen und städtebaulichen Fragestellung:

Welches sind die schadstoffspezifischen Belastungsgrenzen eines Raumes, der städtisch genutzt wird bzw. in den sich die Besiedlung ausbreitet.

gerprints, also mit Indikatorparametern und Element- sowie Substanzmustern, zu arbeiten. Indikatorparameter können sein

- charakteristische Elementkonzentrationen (s.u.: Beispiel 4: Antimon), die Industrieemissionen belegen,
- Elementverhältnisse (z.B. Platin/Rhodium von 6:1 – s.u.: Beispiel 1), die den Straßenverkehr widerspiegeln,

- Elementmuster, die eine Quellenzuordnung gegenüber einer Hintergrundkonzentration darstellen,
- Isotopenverhältnisse, über die Schadstoffprozesse identifiziert werden können (z.B. Kohlenstoffisotopie in technogenen Substraten) oder
- organische Indikatoren (BTX, PAK), die einzelne Schadstoffherde reflektieren.

Tabelle 5
Kenngrößen zur Erarbeitung des integralen urbanen Referenzmodells

Physikalische Größen der Oberflächen	u.a. Geometrie, Form, Rauigkeit, Porosität, Temperaturleitfähigkeit, Wärmekapazität, Wasserspeicherefähigkeit	Fernerkundung, Meteorologie, Hydromechanik, Aerodynamik, Physikalische Chemie
Strömungsphysikalische Größen	Richtung, Geschwindigkeit und Turbulenz der Windströme, Kfz-erzeugte Turbulenz, konvektive Auftriebsflüsse	Meteorologie, Aerodynamik, Hydromechanik
Meteorologische Größen	u.a. Lufttemperatur, Luftfeuchte, horizontaler und dreidimensionaler Windvektor, Turbulenzgrößen, Strahlungstemperaturen und Strahlungsbilanz	Meteorologie, Aerodynamik, Hydromechanik
Verkehrskenngrößen	Mobilitätsparameter, Siedlungs- und Netzstrukturen, Fahrzeugpopulationen, Verkehrsfluss	Verkehrswesen, Städtebau, Stadtplanung, Stadtgeographie
Emissions- und Immissionsraten der Schadstoffe	Schadstoffe aus Verkehr, Industrie, Haushalten, Baustoffen	Umwelt- und Geochemie, Verkehrswesen, Städtebau
Chemische Zusammensetzung der biotischen und abiotischen Oberflächenmaterialien	z.B. Asphalt, Beton, Vegetation, Boden	Umwelt- und Geochemie
Chemische und mikrobielle Umsatzraten	Sorption, Redoxprozesse, Lösungs-Fällungsprozesse, Komplexreaktionen, Mineralisierung, Bioakkumulation, photochemische Prozesse usw.	Umwelt- und Geochemie, Physikalische Chemie, Biochemie
Transferfaktoren und -raten zur Erfassung des Schadstoffflusses durch die Kompartimente	Atmosphäre, Boden/Gestein, Gewässer, Biosphäre	Umwelt- und Geochemie, Physikalische Chemie, Biochemie, Meteorologie, Hydromechanik, Hydrologie
Skalierungsebenen für die Regionalisierung und Übertragbarkeit der Ergebnisse	räumlich und zeitlich	für alle beteiligten Disziplinen relevant
Umweltfaktoren zur Beschreibung der Auswirkung der Schadstoffe auf die Schutzgüter Luft, Wasser, Boden	u.a. pH-Werte (Versauerung), Akkumulation, Redoxverhältnisse, Summenparameter (z.B. gelöster organischer Kohlenstoff, elektrische Leitfähigkeit)	Umwelt- und Geochemie, Physikalische Chemie, Biochemie, Toxikologie
Toxizitätsfaktoren zur Beschreibung der Auswirkungen auf Flora und Fauna und mithin also auch als Gefährdungsabschätzung für den Menschen	z.B. Grenz-, Prüf- und Richtwerte, Letale Dosen von Schadstoffen	Toxikologie, Umwelt- und Geochemie, Biochemie

Beispiel einer möglichen stadtplanerischen und städtebaulichen Fragestellung:

Prognose der mit dem Bau eines neuen Stadtteils einhergehenden Veränderungen der Stoffflüsse: Welche Luftqualität, welche Bodenbelastungen und welche Gewässergüten sind nach unterschiedlichen Zeitspannen zu erwarten? Quantifizierung der Auswirkungen auf die Lebewesen.

Isotopenverhältnisse stellen ein neues Werkzeug zur Quellenidentifikation dar. Viele Elemente, wie z.B. der Kohlenstoff, besitzen zwar die gleiche Anzahl an Protonen und Elektronen, weisen aber Unterschiede in der Neutronenzahl auf. Diese Isotope eines Elementes unterscheiden sich nicht in der Ladung, jedoch im Gewicht. Vereinfacht bedeutet das für chemische und physikalische Prozesse, dass das leichtere Isotop schneller reagiert und es so zu Anreicherungen respektive Abreicherungen kommen kann. Beim Kohlenstoff werden die stabilen, also nicht radioaktiven Isotope des Kohlenstoffs mit der Massenzahl 13 und Kohlenstoff mit der Massenzahl 12 unterschieden. Kohlenstoff 12 kommt im Durchschnitt in der Natur mit 98,89 % vor, Kohlenstoff 13 mit 1,11 %. Die sich natürlich einstellenden Verhältnisse der Isotopen der leichten Elemente von Kohlenstoff, Stickstoff und Schwefel werden durch anthropogene Prozesse und Immissionen überprägt. Einige wichtige Vorgänge, die einen intensiven Einfluss auf die Isotopenverhältnisse ausüben, sind: Immissionen von Verbrennungsprozessen, Einbringen von Verbrennungsrückständen in Böden, Dünger, Pestizidausbringung, Schutt- und Abfalleinmischung in Böden.⁹ Weiterhin können die Verhältnisse stabiler Isotope auch Stadtnutzungsstrukturen widerspiegeln (siehe Beispiel 1 und Anm. 10).

Fingerprints werden seit vielen Jahren u.a. in der Forensik, Archäometrie und Petrologie angewendet, um Untersuchungsobjekte ihren Quellen zuzuordnen. Die geochemische Prospektion benutzt Fingerprints, um Sedimente und Böden ihren Ausgangsgesteinen zuzuordnen. Für die hier diskutierte Thematik heißt das, anhand von Indikatorparametern und Elementmustern in Böden, Stäuben, Pflanzen usw. auf Schadstoffquellen zurückzuschließen. Bruce und Schmidt¹¹ geben eine Übersicht über Fingerprintmethoden, die zur Ermittlung der Verursacher von CKW-Kontaminationen eingesetzt werden. Dieses Verfahren ist möglich, da sich die Emissionen (Staub, Ruß, Gas) vieler Schadstoffquellen und die unterschiedlichen Substrate im Boden in der Regel signifikant in den Konzentrationen an Begleit- und Spurenelementen, den organischen Komponenten und häufig auch in der Isotopie stabiler und radiogener Isotope unterscheiden. D.h. die Emissionen und die unterschiedlichen Substrate im Boden können durch Spurenelement- und Isotopenmuster (Fingerprints) charakterisiert werden (Abb. 10).

Die Bestimmung der einfachen Elementkonzentration hilft somit im Sinne einer umfassenden Stoffflußanalyse nicht weiter, da entsprechende natürliche Hintergrundwerte sowie die Stofftransferprozesse berücksichtigt werden müssen. Indikatorparameter geben Auskunft über bestimmte Emissionsquellen und

Schadstoffprozesse. Eine Übersicht über städtische Kenngrößen gibt Tabelle 5. In dieser Tabelle sind auch die zuständigen wissenschaftlichen Disziplinen eingearbeitet.

Schadstoffe werden nicht nur in die unterschiedlichen Sphären abgegeben, sondern unterliegen in einem urbanen System über die verschiedenen Kompartimente einem Stoffflusssystem, in dem sie Transformationsprozessen unterliegen. Zur Erfassung und Abbildung der Schadstoffsituation einer Stadt müssen die entsprechenden Kenngrößen erarbeitet werden. Mit Hilfe dieser Kenngrößen kann darüber hinaus eine Systemmodellierung durchgeführt werden, die die Prozesse und Ausbreitung von Elementen in Städten oder Stadtbausteinen (Stadtteile, Blöcke, Straßenzüge usw.) aufzeigt.

Regionalisierung

Auf Grund der starken Heterogenität und Komplexität in Städten ist die Frage der Übertragbarkeit – Interpolierbarkeit von Punktmessungen einer Schadstoffkonzentration auf die Fläche – Regionalisierung – sehr wichtig. Dieses trifft insbesondere für Stadtböden zu, aber auch für die übrigen Flächen (z.B. Parkplätze, Dächer, Hauswände), da sie diversen Nutzungsansprüchen genügen und auf kleinflächigem Raum sich ändern, unterschiedlich stark versiegelt sind und/oder in hohem Maße mit technogenen Materialien vermischt sein können. Bei der Regionalisierung ist eine Nutzungstypisierung Voraussetzung. Dieses kann auf Konzeptkarteneinheiten¹² oder auf einer zwei-/dreidimensionalen Luftbildkartierung basieren. Weiterhin können die Schadstoffgehalte zwischen den einzelnen Probenahmepunkten interpoliert werden. Wichtig hierfür ist das Probenahmeraster. Im Mittelpunkt steht hierbei, Muster der räumlichen Verteilung von Schadstoffen sichtbar zu machen, um diese mit geologischen Voraussetzungen des Gebietes, Emittenten, städtebaulichen Aktivitäten, Flächennutzung usw. in Zusammenhang zu bringen. Solche Art von Konturkarten wurden z.B. für Blei in Böden der Stadt Halle¹³, für das Ruhrgebiet¹⁴ oder für Reykjavik¹⁵ und für die Schwermetalle Pb, Zn, Cu, As, Sb in Mühlburg, einem Stadtteil von Karlsruhe¹⁶, erstellt.

Derzeit existieren mehrere Interpolationsmethoden wie die Triangulation, die reziproke Distanz-Methode, die Trendflächenanalyse oder das „Kriging“¹⁷. Einer der wichtigsten Unterschiede zwischen den einzelnen Interpolationsmethoden ist die Bestimmung des Anteils (Wichtung), mit dem die bekannten Probenwerte in die Berechnung der zu schätzenden Konzentrationswerte von Punkten zwischen den Probenahmepunkten ein-

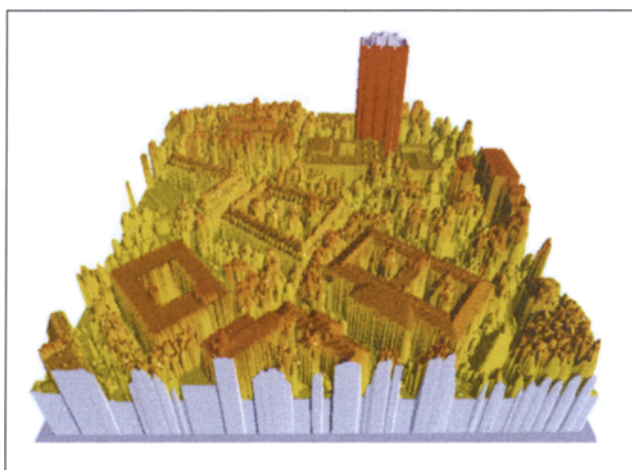
gehen. Dieses basiert auf der Annahme, dass benachbarte Proben einander ähnlicher sind als weiter entfernte. Aus der Lagerstättenkunde stammt die Variographie, auf der die Krige-Verfahren aufbauen. Mit der Variographie können Aussagen zur räumlichen Abhängigkeit der Varianz der Probenwerte gemacht werden. Das Kriging ermöglicht die Minimierung der Schätzvarianz und einen durchschnittlichen Fehler von Null für das interpolierte Modell.¹⁸ Wesentlichster Vorteil des Kriging ist die Möglichkeit, den Schätzfehler für die interpolierten Werte anzugeben.¹⁹ Die Anwendbarkeit dieses Verfahrens ist stark abhängig von der Möglichkeit, dem Variogramm ein Modell anpassen zu können. Ist dies nicht möglich, können zur räumlichen Visualisierung der Konzentrationsverteilung auch andere Interpolationsmethoden herangezogen werden. Beispielsweise errechnete Goovaerts²⁰ so die räumliche Verteilung im Schweizer Jura, und White et al.²¹ nutzten diese Methode zur flächigen Verteilung von Zink in den USA.

Für Böden städtischer Räume liegen bislang nur wenige Anwendungsbeispiele vor. Es ist noch nicht geklärt, inwieweit Nutzungstypengrenzen in die Berechnung einzubeziehen sind und inwieweit die Heterogenität der Böden die Interpolation beeinflusst. Zunächst können die Analysen innerhalb von Gebieten gleicher Nutzung interpoliert werden, in einem zweiten Schritt können sie mosaikartig zusammengesetzt werden. Wenn die Interpolation über die Nutzungsgrenzen hinaus durchgeführt werden, sind Aussagen zur räumlichen Verteilung der Nutzungseinflüsse auf die Bodenelementgehalte möglich. Der Heterogenität der Böden kann insoweit Rechnung getragen werden, indem wei-

testgehend ähnliche Standorte (z.B. stadtweit verteilte Wiesenstandorte, Straßenrandböden oder Dachflächen) untersucht werden.

Eine Grundlage für die Durchführung einer Nutzungstypenanalyse für eine Stadt oder einen Stadtbaustein liefern digitale Luftbilddaten. Luftbilder werden während eines Fluges digital mit Hilfe eines Multispektralscanners aufgenommen. Die digitalen Daten geben Auskunft über die Rückstrahlung, Wärmeabstrahlung und über die Form der einzelnen Stadtbausteine (z.B. Gebäude, Verkehrswege, Grünflächen). Mit Hilfe der Bildanalyse werden Nutzungstypen ermittelt (Dächer, Bäume, Straßen bis hin zu Dachmaterialien) und Landnutzungskarten erstellt. Auf der Basis der Nutzungstypenkartierung können gleiche Flächentypen kartographisch ausgewiesen und mengenmäßig erfasst werden. Für das Befliegungsgebiet, einem Ost-West-Streifen über das Zentrum von Karlsruhe (9,3 km Länge, 2,0 km Breite), ergibt sich u.a. ein Flächenanteil von 21,6 % für die Straßen, von 23,4 % für Gebäude und 24,6 % für Laubbäume.²² Mit einem Laserscanner kann zudem die Höhe aller Objekte erfasst werden, um damit ein dreidimensionales Bild des beflogenen Stadtausschnittes zu erzeugen (Abb. 4). Diese Bilder bieten die Möglichkeit der Modellierung des Oberflächenabflusses oder der Luftströmungen, die zweifelsohne einen Einfluss auf die Verteilung von Schadstoffen in Stadtgebieten haben. Der nächste Schritt ist der Verschnitt der Nutzungstypenkarte mit Schadstoffverteilungskarten. Über die Zuordnung von Linienemissionen, Punktemissionen und diffuser Verteilung lassen sich Schadstoffquellen und deren Verbreitung analysieren (Beispiel 4). Auf solche Art und Weise könnten dann z.B. zum einen die analysierten Schadstoffprozesse einer Straßenschlucht dreidimensional dargestellt und in einem weiteren Schritt modelliert werden.

Abbildung 4
Dreidimensionales, digitales Luftbild der Bebauungsstruktur des Karlsruher Universitätsgeländes



Quelle: eigene Darstellung in Zusammenarbeit mit dem Institut für Photogrammetrie und Fernerkundung, Universität Karlsruhe (TH)

Beispiel möglicher stadtplanerischer und städtebaulicher Fragestellungen:

Welche räumliche Verteilung besitzen Schadstoffkonzentrationen in Böden? In welchem Maße sind sie nutzungstypen- und bebauungsstrukturabhängig? Durch welche Nutzungstypen und Bebauungsstrukturen lässt sich die Belastung von Böden minimieren?

Modellierung

Modelle zur Simulation von chemisch-physikalischen Vorgängen innerhalb einzelner Kompartimente existieren vielerorts, z.B. Modelle für chemische Prozesse, wie ChemEQL, Modelle für den Grundwassertransport, wie Modflow, oder für den Niederschlagsabfluss, wie

NASIM. Modelle zur Stoffbilanzierung sind z. B. mit Umberto möglich. Im Rahmen der Schriftenreihe „Beiträge zur Ökosystemforschung“²³ wird ein aktueller Überblick über vorhandene Modellbildungen und Simulationen im Projektzentrum Ökosystemforschung vorgestellt. Stoffhaushalte unter Berücksichtigung von Stoffwechselprozessen zur Bestimmung von Güter- und Energieflüssen sind von Baccini und Bader²⁴ vorgeführt worden. Eine Stoffflussanalyse für ein komplexes System wie das einer Stadt existiert noch nicht, stellt aber eine dringende Notwendigkeit als Basis für Simulation, Prognostik und Planungsszenarien dar.

Die erste stadtweite Stoff- und Energiebilanz erstellten Duvigneaud und Denayer-de Smet²⁵ am Beispiel der Stadt Brüssel. Eine vollständige Quantifizierung gelang nicht, was aber auf Grund der Komplexität einer Stadt nicht verwunderlich ist. So werden Stoff- und Energiebilanzen zumeist für kleinere, homogenere Systeme durchgeführt. Eine Stoffflusssystemanalyse im Sinne dieses Beitrags geht über die Bilanz hinaus. Es werden nicht nur Input- und Outputgrößen betrachtet, sondern die Transformation der Elemente und Verbindungen bildet einen wesentlichen Bestandteil. Denn gerade die Art und Weise, in denen chemische Verbindungen und Elemente in der Umwelt vorkommen, bestimmt im erheblichen Maße die Umweltgefährdung, die von ihnen ausgehen. Viele dieser Umwandlungsprozesse sind heute noch unbekannt und Gegenstand der Forschung, z. B. Verbindungen Kfz-emittierter Platingruppenelemente in der Umwelt, Metabolite von Arzneimitteln in Abwässern, Mobilisierbarkeiten von Schadstoffen aus Bau- und Abfallstoffen.

Grundlage hierfür bildet die Systemmodellierung, mit deren Hilfe kompartimentsübergreifende Stoffflüsse in städtischen Gebieten dargestellt werden können. Die Stoffflussanalyse ist eine Methode, mit der Stoffwechselprozesse in Raum und Zeit quantitativ und qualitativ beschrieben werden und aus deren Ergebnissen die Hierarchie der wichtigsten Quellen, Senken und Transfers von Schadstoffen abgeleitet werden.

Abbildung 5
Elemente, Struktur, Systemgrenze, Systemumgebung der Systemmodellierung²⁶

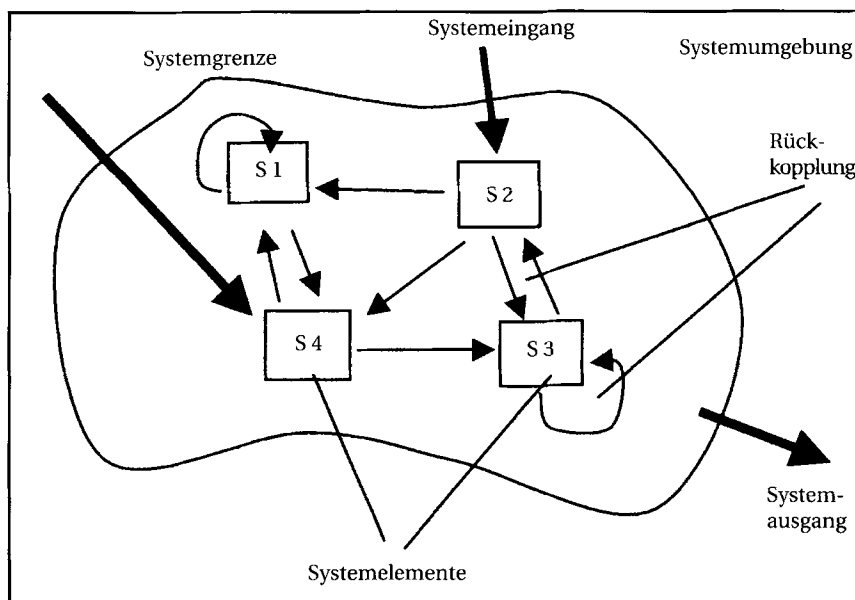
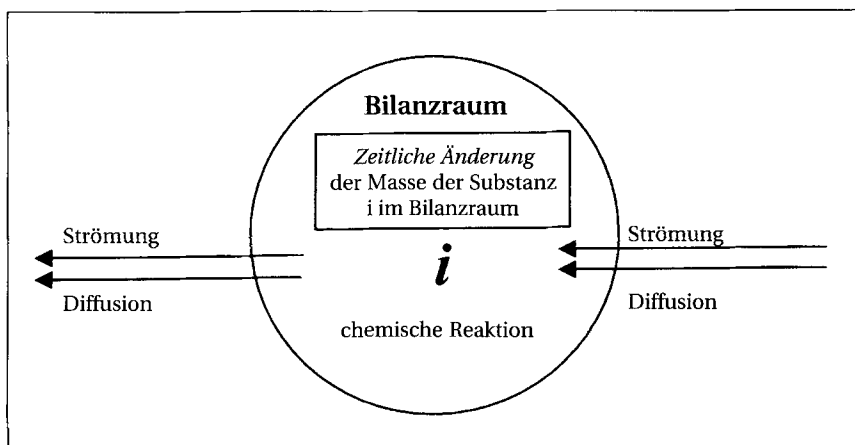


Abbildung 6
Basisformel für Stoffbilanzbetrachtungen



Innerhalb der letzten Jahre wurden globale geochemische Daten in ein Stoffkreislauf-Modell überführt – GERM²⁷, um z. B. den globalen Kohlenstoffkreislauf für erdgeschichtliche Epochen²⁸ oder den globalen Wasserkreislauf²⁹ nachzubilden. Die wesentlichen Größen sind bei diesem Modell die Konzentration bzw. das Reservoir und die Verweilzeit für bestimmte Elemente. Wichtig ist es, die Systemgrenzen, die Subsysteme und die Wechselwirkungsprozesse untereinander zu definieren (Abb. 5).

Empirische Verhältnisse, die aus der Geländebeobachtung herrühren, werden Prozess-orientierten deterministischen Regeln (Massenbilanzen in geochemischen Stoffkreisläufen) unterworfen. Die Elemente eines Systems können häufig auch eigenständig (und dann in der Regel auch detaillierter) als untergeordnete

Systeme betrachtet werden; Systeme sind zugleich auch immer Elemente übergeordneter Systeme. Die Skalierung ist also bei der Systembetrachtung zu beachten. Das Verhalten des übergeordneten Gesamtsystems lässt sich dann aus der Summe der Untersystemverhalten bestimmen, wenn eine gerichtete Hierarchie vorliegt, d.h. Untersysteme können in einem gewissen Rahmen unabhängig vom betrachteten Gesamtsystem reagieren. Das generelle Konzept basiert auf der Erhaltung von physikalischen und chemischen Grundgesetzen³⁰ und beinhaltet biologische, chemische und physikalische Prozesse (Abb. 6). Die Vorgehensweise macht eine Modell-Systemanpassung notwendig, die über die Validierung durchgeführt wird und iterativ abläuft.

Der gesamte Forschungsansatz zielt letztlich dahin, dass der Stadtplaner seinen geplanten oder existierenden Stadtteil dreidimensional im Computer darstellen kann. Für diesen Stadtteil werden dann die relevanten Schadstoffflüsse und -prozesse modelliert und Gefahren für die Umwelt erkannt. Der Stadtplaner kann dann seine Planung diesen Ergebnissen entsprechend ändern, bis er eine umweltschonende, nachhaltige Lösung gefunden hat.

Beispiel einer möglichen stadtplanerischen und städtebaulichen Fragestellung:

Wie müssen bestehende Städte umgebaut werden, um einen umweltschonenden Schadstofffluss zu garantieren?

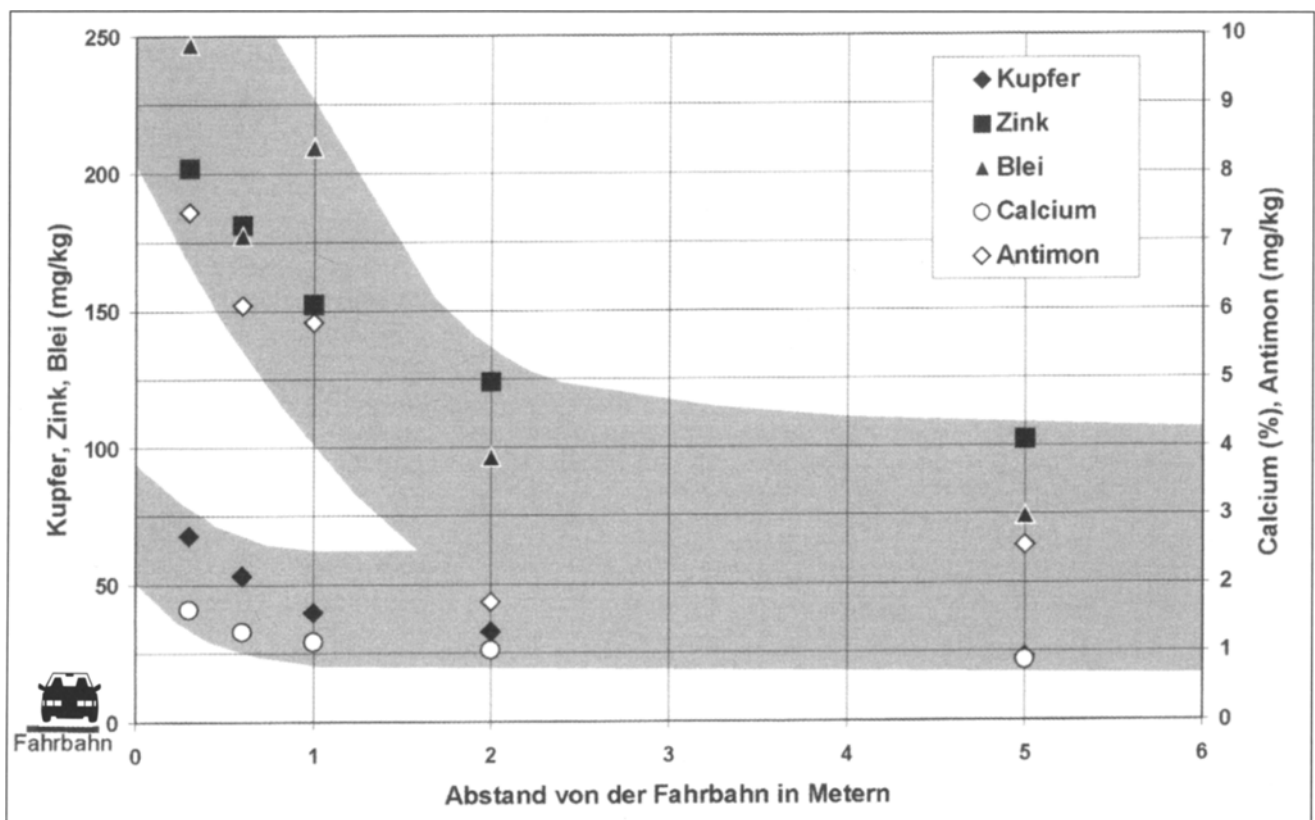
Beispiele

Im Folgenden werden ausgewählte Themenkomplexe behandelt, an denen der komplexe, anthropogene Einfluss auf Stoffflusssysteme im städtischen System deutlich wird. Diese Beispiele zeigen die Notwendigkeit komplexer Stoffflussanalysen, inklusive integrierter physikalischer, chemischer und biologischer Prozesse, für eine nachhaltige Stadtplanung auf.

Beispiel 1: Schwermetallemissionen des Kfz-Verkehrs

Vom Kfz-Verkehr werden nicht nur die direkten Verbrennungsabgase Stickoxide, Kohlenstoffmonoxid und -dioxid emittiert, auch organische Schadstoffe, wie Benzol, und anorganische Schadstoffe, wie die Schwermetalle Blei, Zink, Kupfer, Chrom, Nickel und Platin, um nur einige zu nennen. Als Quellen möglicher Schadstoffeinträge in die Umwelt seitens des Kfz-Ver-

Abbildung 7
Metallkonzentrationen 1998 in der Bodenschicht 0–1 cm am Durlacher Tor in Karlsruhe

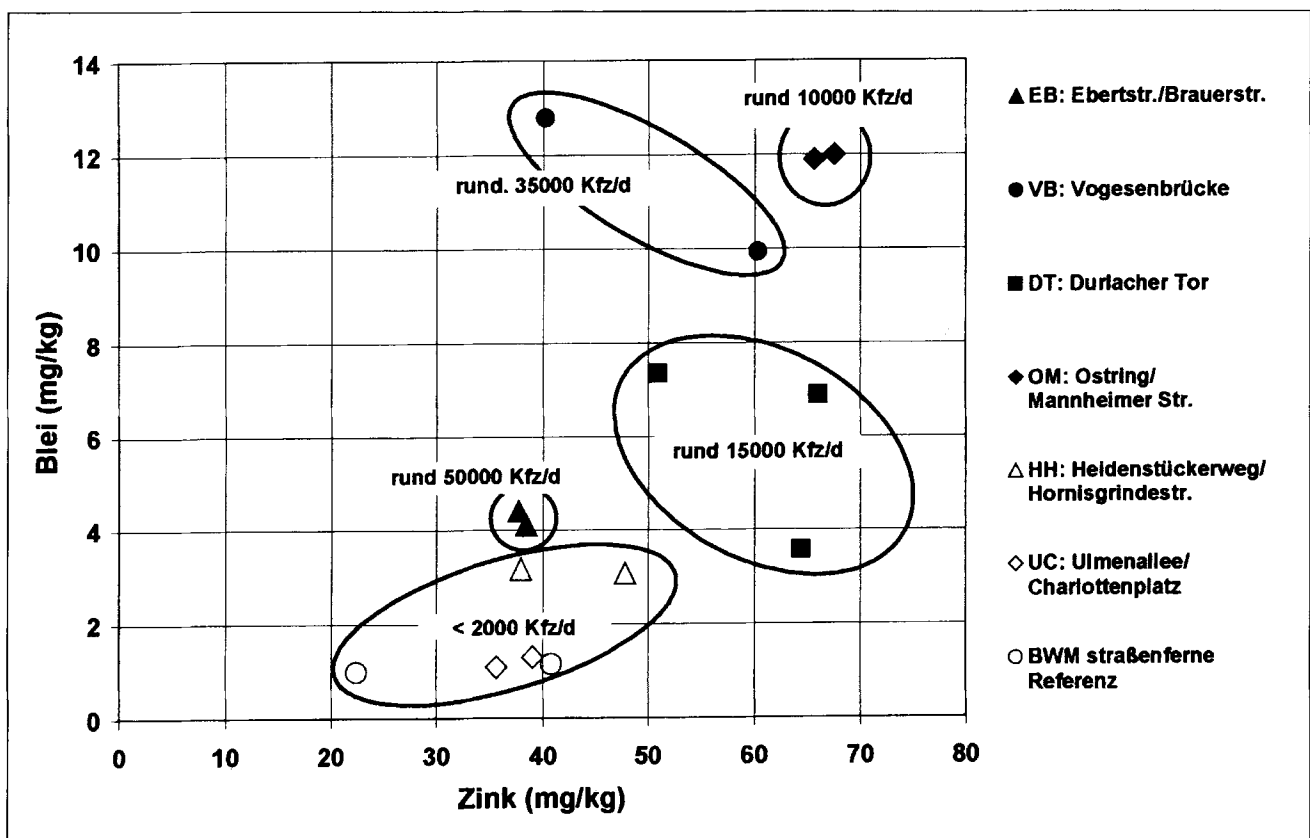


kehrs ist nicht nur die Verbrennung zu nennen, sondern auch die schwermetallhaltigen Abriebprodukte der Bremsen, Reifen und Straßenbeläge sowie Tropfverluste und Korrosion. Darüber hinaus geht mit dem Straßenbau selbst eine einschneidende Veränderung der natürlichen Stoffsysteme einher. Im Zuge der späteren Straßenunterhaltung kommt es u.a. zur winterlichen Ausbringung von Streusalz und Splitt. So wird deutlich, dass der Straßenverkehr in erheblichem Maße die Zusammensetzung der natürlichen Stoffsysteme verändert (Abb. 7).

Zwar hat insbesondere durch die steuerliche Förderung der letzten Jahrzehnte die Einführung des Katalysators zu einer Verminderung des Ausstoßes von Stickoxiden, Kohlenmonoxid, Kohlenwasserstoffen und von Blei, letzteres auf Grund des nicht verbleiten Benzins, geführt; dafür werden nun die Bestandteile der Katalysatoren, d.h. die Platingruppenelemente Platin (Pt), Rhodium (Rh) und Palladium (Pd) emittiert. Dieses führt zu täglichen Depositionsraten von 6-17 ng/m² Pt, 0,8-4 ng/m² Rh und 0,6-2,7 ng/m² Pd an einer stark befahrenen Straße in Karlsruhe.³¹ In Umweltmedien

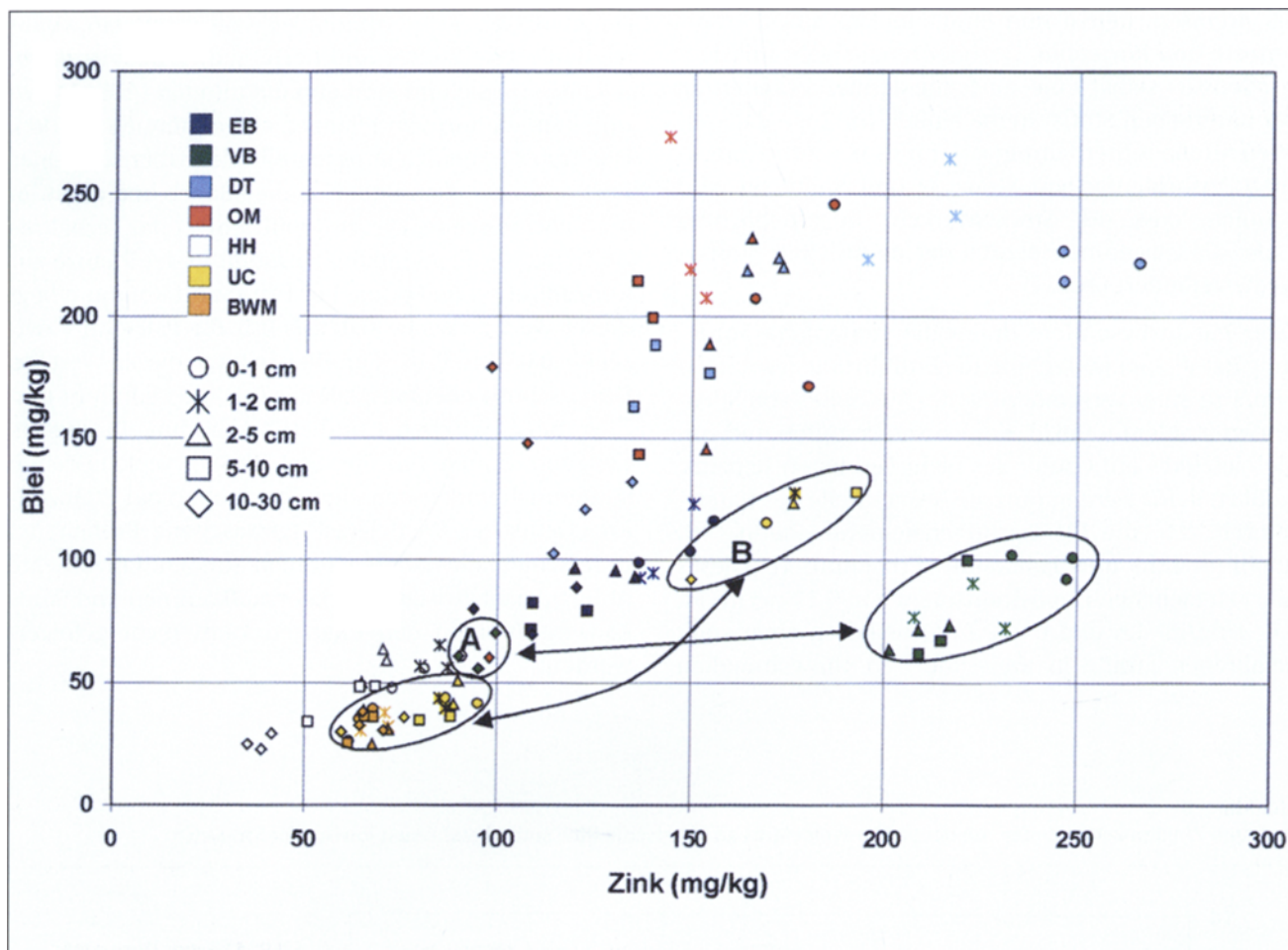
zeigt ein Pt/Rh-Verhältnis von rund 6 zu 1 an, dass die Elemente aus dem Katalysator stammen, in welchem sie in diesen Konzentrationsverhältnissen eingebaut werden.³² Wie andere emittierte Schwermetalle auch, reichern sie sich im straßennahen Boden (Abb. 11) an und können dort von Pflanzen aufgenommen werden. Der Transferkoeffizient beschreibt den Übergang eines Elementes aus dem Boden in die Pflanze und damit in die Nahrungskette. Dieser Koeffizient ist das Verhältnis zwischen der Elementkonzentration in der Pflanze zur Konzentration im Boden. Für Platin und Rhodium liegt dieser Wert zwischen 0,01 bis 0,1, für Palladium zwischen 0,05 bis 0,1.³³ Für Blei beträgt dieser Wert im Durchschnitt ebenfalls 0,01 bis 0,1, für Cadmium und Zink meist zwischen 1 und 10.³⁴ Abbildung 8 zeigt die Konzentrationen von Blei und Zink in verschiedenen straßennah vorkommenden Grasproben der Pflanzenart „Deutsches Weidelgras“ (gewaschene Proben) an unterschiedlich stark befahrenen Straßen. Eine lineare Abhängigkeit zwischen Verkehrsaufkommen und Stoffkonzentration in den Pflanzen kann nicht gefolgert werden.

Abbildung 8
Blei- und Zinkkonzentrationen im deutschen Weidelgras an unterschiedlich stark befahrenen Karlsruher Straßen



Quelle: eigene Darstellung, verändert nach Norra³⁵

Abbildung 9
Schwermetallgehalte 1995 in straßennahen Bodenschichten



Quelle: eigene Darstellung, verändert nach Norra³⁵ (Kfz-Aufkommen siehe Abb. 7)

Ein Grund hierfür wird in Abbildung 9 deutlich, in der Blei und Zinkkonzentrationen der Bodenschichten bis 30 cm Tiefe aufgetragen sind und aus denen die Pflanzen ihre Nähr- und auch Schadstoffe aufnehmen. An jedem Standort (EB, VB, DT, OM, HH, UC, BWM) wurden fünf Schichten (0–1 cm, 1–2 cm, 2–5 cm, 5–10 cm, 10–30 cm) dreier, im Abstand von zwei Metern durchgeführten Bohrungen beprobt. Die Konzentrationsverteilungen entsprechen zwar grob dem Schema: Viel Verkehr führt zu hohen Konzentrationen. Dennoch wird am Beispiel des Bodens am Standort VB deutlich, dass die Zinkkonzentrationen bis 10 cm Tiefe nicht alleine durch den Verkehr zu erklären sind, da die Schicht 10–30 cm (A in Abb. 9) ausgeprägt geringere Konzentrationen aufweist. Ebenso zeigt sich am Standort UC, dass die Schichten einer Bohrung (B in Abb. 9) durch höhere Schwermetallgehalte gekennzeichnet sind als die anderen beiden. Gerade im städtischen Bereich sind Böden häufig geschüttet und bestehen aus Schichten unterschiedlicher Materialien, Herkunft oder Bela-

stungen. Aus diesem Grund ist der Verkehr straßennah nicht die einzige Belastungsquelle für die Pflanzen.

Im Zuge der historischen Altlastenerkundung wurden viele Belastungsquellen in urbanen Gebieten geortet. Der diffusen und stadtnutzungsbedingten Bodenbelastung wird hingegen, genauso wie der Einmischung von Bauschutt, Abfällen, Schlacken und weiterem technogenen Material in Böden und der Bodenum- und -verlagerung und somit dem Schutz der Bodenfunktionen (Tab. 6) in Städten, zu wenig Bedeutung beigemessen. Und das, obwohl der Boden, neben den Medien Atmosphäre und Gewässer, inklusive Grundwasser, die „Grundlage“ (im wahrsten Sinne des Wortes) menschlichen Lebens darstellt.

Der Einfluss von technogenen Substanzen auf den Straßenraum lässt sich gut anhand der Verschiebung der Isotopensignatur von Kohlenstoff darstellen. Isotopenverhältnisse werden gegenüber einem internationalen Standard, dem Pee-Dee Belemnite (PDB), einem

Tabelle 6
Die Funktionen des Bodens

	Funktion	Beispiel der Nutzung	Beispiele der Vorgänge im Bodenkörper
Produktion	Erzeugung von Biomasse	Gemüseanbau	Verankerung der Pflanzen, Speicher für Wasser und Nährstoffe
Regelung	Festlegung und Freisetzung von Stoffen Umsetzung von Stoffen und Energie	Grundwasserschutz vor Schadstoffeinträgen und Versauerung Abbau von organischen Schadstoffen	Speicher für Basen (Kalk) und Tonmineralien Aktivität von Mikroorganismen
Lebensraum	Habitat für Flora und Fauna	Streuobstwiese	Regenwurmtätigkeit
Standort	Baugrund	Bürogebäude	Tragfähigkeit, Versiegelung, Verdichtung
Information	Archiv für Nutzungs-, Landschafts-, Natur- und Umweltgeschichte	verlassene Industriefläche	Ausbildung von nutzungsbedingten Bodenschichten mit typischem Stoffinventar und chemo-physikalischen Eigenschaften

Quelle: eigene Darstellung, verändert und ergänzt nach Haberland³⁶ und Burghardt³⁷

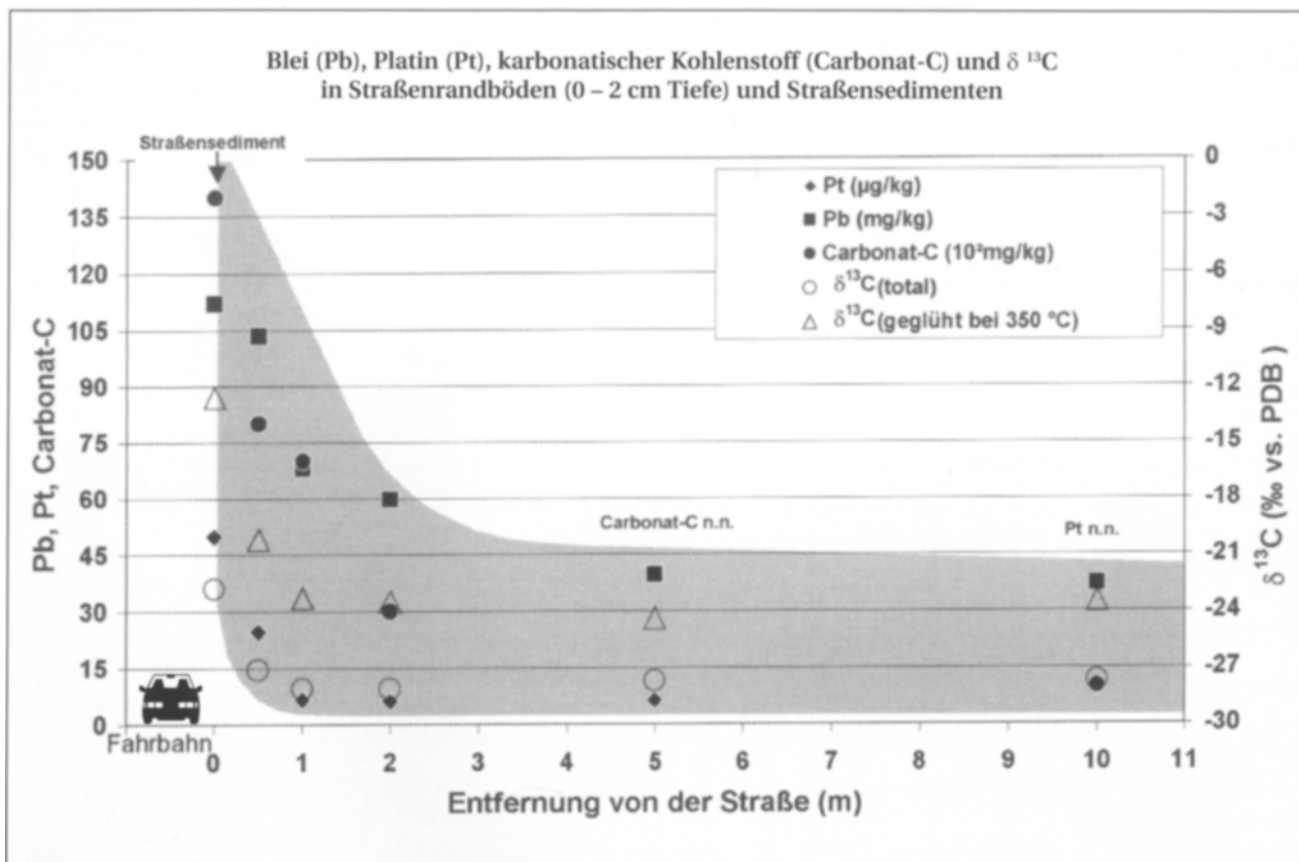
Abbildung 10
Kohlenstoffisotopenwerte unterschiedlicher Materialien

Probenmaterial	Proben- anzahl	Bereiche der Kohlenstoffisotopenwerte der analysierten Proben											
Mörtel	2												
Kohle	3												
Straßensediment	3												
Straßenbelag	7												
Reifen	6												
Motoröl	8												
Dieselmotorruß	2												
Benzinmotorruß (mit Katalysator)	2												
Benzinmotorruß (ohne Katalysator)	2												
Lack	3												
Plastik	3												
$\delta^{13}\text{C}$ (‰ vs. PDB) in Klassen		-30 bis -29	-29 bis -28	-28 bis -27	-27 bis -26	-26 bis -25	-25 bis -24	-24 bis -23	-23 bis -22	-22 bis -21	-21 bis -20	-20 bis -19	-19 bis -18

Quelle: eigene Darstellung, verändert und ergänzt nach Türcke et al³⁸

Abbildung 11

Kohlenstoffisotopenwerte, Carbonat-, Blei- und Platinkonzentrationen entlang eines Transektes an der L 560 in Karlsruhe, Probennahme 1997*



*) n.n.: nicht nachweisbar

Quelle: eigene Darstellung, verändert und ergänzt nach Türcke et al.³⁸

Fossil aus Kalziumkarbonat, als δ -Wert angegeben. Das bedeutet, besitzt eine bestimmte Probe gleichen Gesamtkohlenstoffgehalts den gleichen δ -Wert wie der Standard, ergibt sich der Wert Null; weist die Probe eine höhere Konzentration des leichteren Isotops als der Standard auf, wird der δ -Wert negativ; weist die Probe eine höhere Konzentration des schwereren Isotops als der Standard auf, wird der δ -Wert positiv. In Abbildung 10 sind Kohlenstoffisotopenwerte ($\delta^{13}\text{C}$) typischer technogener Materialien dargestellt. Der Einfluss dieser Materialien infolge von Emission, Abrasion und Bautätigkeiten im Straßenraum wird in Abbildung 11 deutlich.

In Abbildung 11 wurden Blei und Platin als Indikatorparameter für den Straßenverkehr genutzt. Es zeigt sich, dass auch die Kohlenstoffisotopensignaturen zur Straße hin positiver werden. Der normalerweise den Kohlenstoffisotopenwert im Boden bestimmende Pool ist das Pflanzenmaterial mit Werten zwischen normalerweise -27 bis -30 ‰. Zur Straße hin wird der Einfluss straßenbürtiger Materialien mit positiveren Signaturen deutlich. Dieses Signal verstärkt sich nach Elimi-

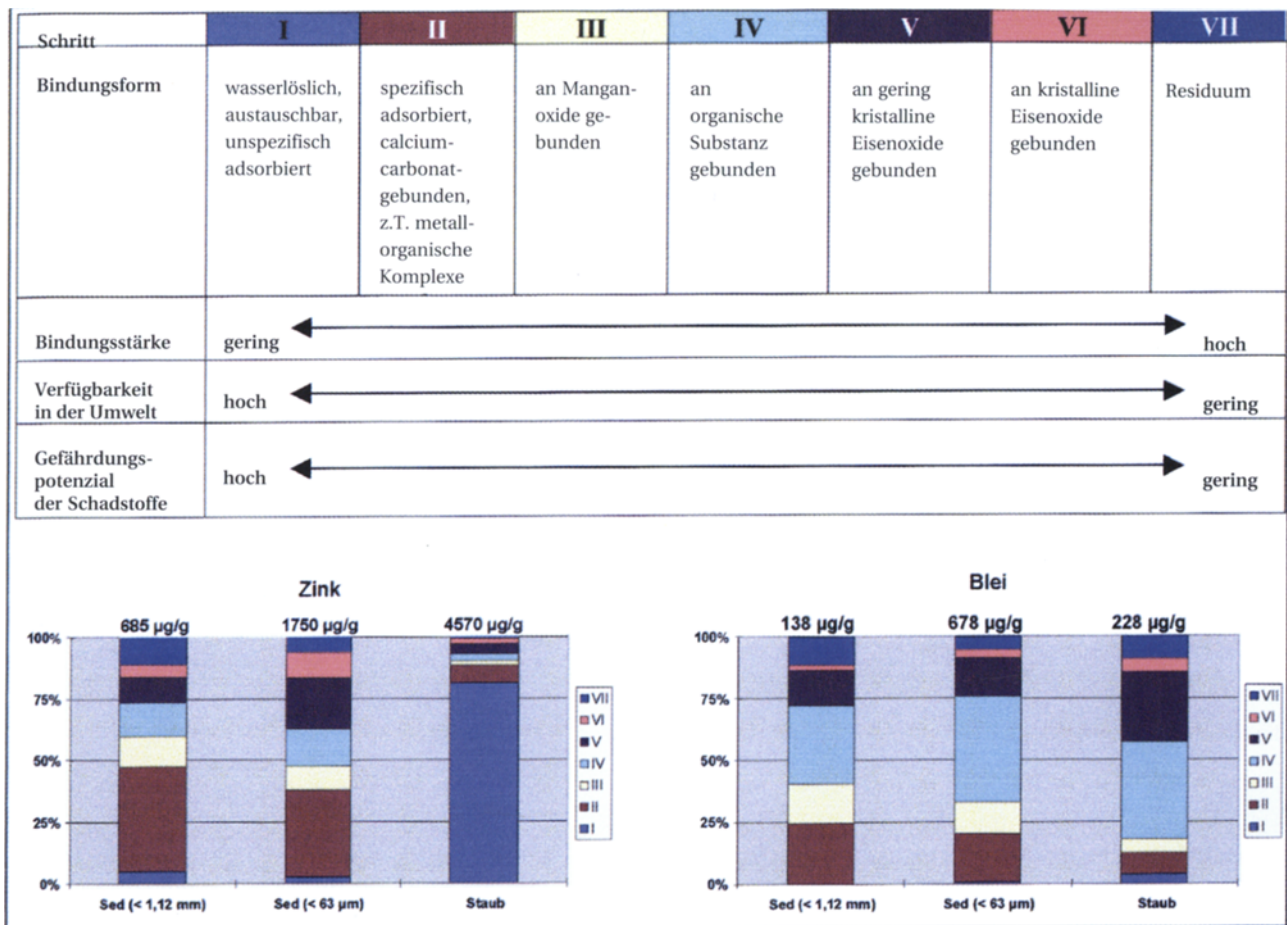
nierung des Pflanzenmaterials durch Veraschung bei 350 °C und verschiebt sich in Richtung positiverer Werte.

Beispiel 2: Atmosphärische Deposition von Schwermetallen im urbanen Raum

Von Bedeutung für die Umweltrelevanz eines Elementes ist nicht allein seine absolute Konzentration in einem Kompartiment. Bedeutender noch ist die Verfügbarkeit eines Elementes und somit z.B. seine Verlagerbarkeit in Richtung Grundwasser und die Möglichkeit der Aufnahme durch Organismen. Eine Verfahrensweise, die Mobilität festzustellen, ist die der Ammoniumextraktion, die in der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung³⁹ und in der Verwaltungsvorschrift Anorganische Schadstoffe⁴⁰ des Landes Baden-Württemberg aufgenommen ist. Ein differenzierteres Verfahren haben Zeien und Brümmer⁴¹ für Böden entwickelt (Abb. 12). Bei diesem Verfahren werden die Schwermetalle sequenziell entsprechend ihrer Bindungsform und -stärke, also ihrer Verfügbarkeit, extra-

Abbildung 12

Sequenzielle Mobilitäten von Zink und Blei in Straßensedimenten zweier Korngrößenbereiche und Stadtstäuben

Quelle: Heiser et al.⁴²

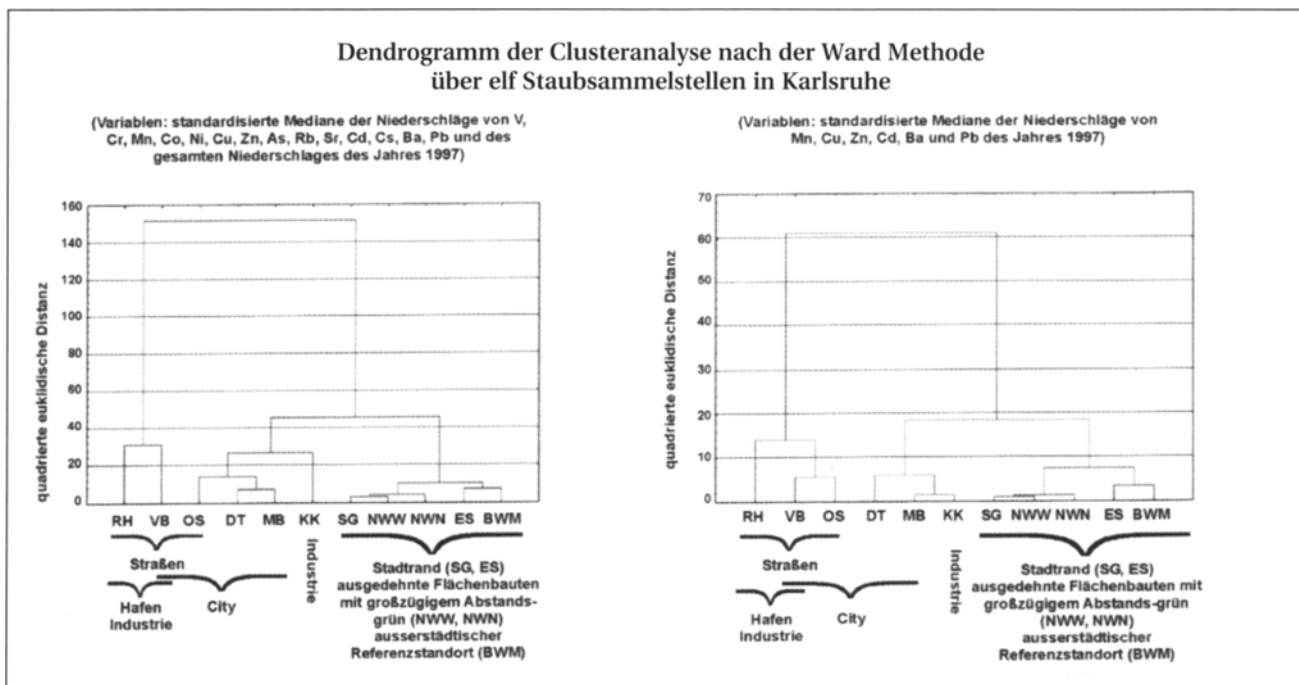
hiert. Wird dieses Verfahren auf Straßensedimente und Stäube (Standort Vogesenbrücke, Karlsruhe, September 1996) angewendet⁴³, ergibt sich ein interessantes Bild (Abb. 12). Zum einen fallen die zunehmenden Schwermetallkonzentrationen mit kleinerer Korngröße bezüglich der Straßensedimente auf. Ein Verhalten, das einerseits auf die mit abnehmender Korngröße zunehmende Oberfläche zurückzuführen ist, andererseits mineralogische Ursachen (zunehmender Anteil an Tonmineralen) hat. Des Weiteren ist der hohe leicht lösliche Zinkanteil im Staub, gegenüber dem Straßensediment, bemerkenswert. Während die Stäube über einen Monat in Bergerhoff-Glastöpfen in 1,5 m Höhe⁴⁴ gesammelt wurden, sind die Straßensedimente zu einem bestimmten Zeitpunkt aufgefegt worden. Das leicht lösliche Zink konnte also in den Straßensedimenten zumindest zum Teil durch eine Regenphase vor der Probenahme (25.9.1996) ausgewaschen werden. Dieses war bei den Staubproben nicht möglich.⁴⁵

Die Schadstoffbelastung der Stäube und das Staubaufkommen in Städten sind abhängig von den relevanten Emittenten (Industrie, Gewerbe, Verkehr, Gebäude-

heizung) und der Stadtnutzungsstruktur. Die Stadtnutzungsstruktur beinhaltet die räumliche Dichte der einzelnen Emittenten, die Bebauungsstrukturen (dichte Zentrumsgebiete, Blockrandbebauung, Villenviertel usw.), Frei- und Grünflächenanteile und Struktur der Gewächse (z.B. Wiesen, Straßenbäume). Durch die Emittenten kommt eine große Palette unterschiedlicher Stoffe in die Atmosphäre. Diese Stoffe werden schon gebunden an Staub emittiert oder lagern sich in der Atmosphäre an den Staub an. Der Transport und die Deposition der Stäube sind abhängig von der Partikelgröße und der Aerodynamik in den Stadtgebieten. An Gebäuden und in Straßenzügen kann es z. B. zu speziellen Verwirbelungen kommen⁴⁶, die Einfluss auf den luftgetragenen Transport und die Deposition der Stäube haben.

Stadtnutzungstypenabhängige Unterschiede der Staubzusammensetzungen können durch Clusteranalysen festgestellt werden (Abb. 13). Durch geeignete Auswahl der Variablen (linkes Schaubild in Abb. 13) wird überdies die Aussagekraft verfeinert, so dass in dem hier dargestellten Beispiel die Straßenstandorte in

Abbildung 13
Clusteranalyse von Staubbiederschlägen in Karlsruhe



Quelle: Norra, S.; Stüben, D.⁴⁷

ein Cluster fallen. Insbesondere zeigt sich aber der Unterschied der Staubzusammensetzung der städtischen und randstädtischen Stäube. Je geringer die quadrierte euklidische Distanz in den Diagrammen, desto höher ist die Ähnlichkeit der Standorte (RH, VB, OS, DT, MB, KK, SG, NWW, NWN, ES, BWM) bezüglich der ausgewählten Variablen.

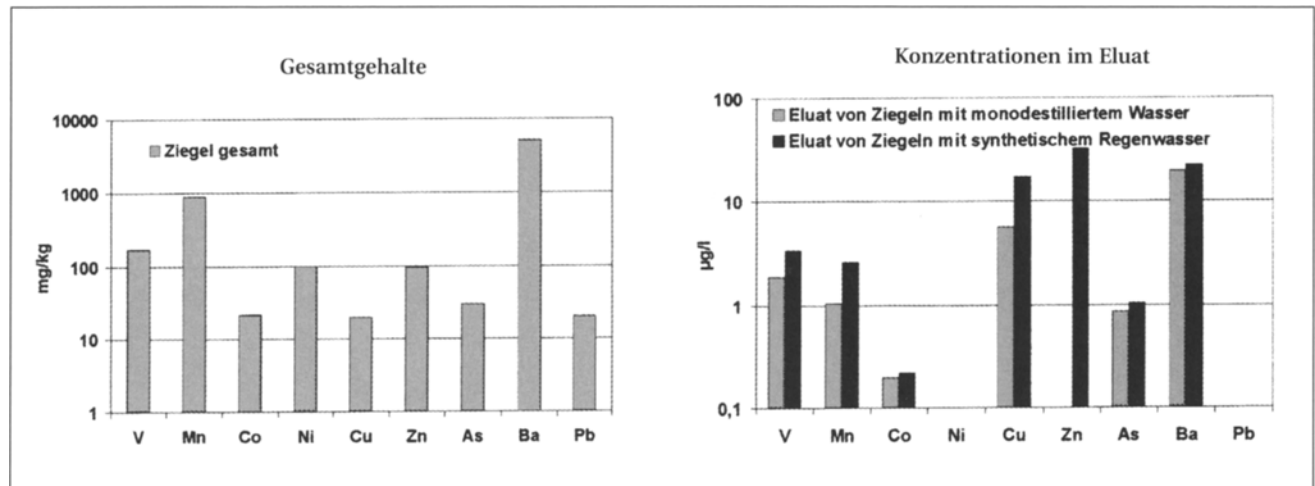
Beispiel 3: Dachabflüsse

Eine weitere Quelle für Schadstoffe in der urbanen Umwelt stellen die eingesetzten Baustoffe dar. Insbesondere das Regenwasser kann während des Abflusses kontaminiert werden. Ziegel- (siehe Beispiel in Abb. 14), Zink- und Kupferdächer sowie Dachpappe und Gründachschotter wurden auf ihre Gesamtschwermetallkonzentrationen und deren Mobilisierbarkeit (Eluierbarkeit) untersucht.⁴⁸ Die Elution wurde mit monodestilliertem Wasser und einem synthetischen Regenwasser an einer Probenmenge durchgeführt, die 50 cm² entsprechen. Die Proben wurden der Elutionsflüssigkeit 24 Stunden auf einem Schütteltisch ausgesetzt.

Die Gesamtkonzentrationen der Dachmaterialien wurden mit den Konzentrationen im Eluat verglichen, wobei festzustellen ist, dass die Elemente, die in typischen Konzentrationen in den Materialien vorkommen, sich

unterschiedlich stark eluieren lassen. Dies gibt einen Hinweis auf die Bindungsform des jeweiligen Elementes. Höhere Vanadium-, Mangan-, Kobalt- und Bariumgehalte treten im Ziegel, in der Dachpappe und im Gründachschotter auf. Die höchsten Kupfer- und Zinkkonzentrationen wurden naturgemäß in den entsprechenden Metalldächern analysiert. Hier zeigt sich der Einfluss der unterschiedlichen Bindungsformen in den jeweiligen Materialien. In den Metalldachmaterialien ist die metallische Bindungsform vorherrschend. Durch die entsprechende zink- und kupferanreichende Metallverarbeitung besitzen die metallischen Dachmaterialien nennenswerte Konzentrationen, neben Zink und Kupfer noch an Nickel und Blei, eingeschränkt an Arsen. Kupfer und Zink dominieren die Schwermetallfracht. Im Ziegel waren ursprünglich große Anteile der verschiedenen Schwermetalle an die Tonfraktion gebunden. Durch den Ziegelbrand sind diese jetzt in eine glasige, oxidische Phase eingebunden. Ebenso wird die Bindungsform in den Gründachschottern, die aus vulkanischen, gasreichen Gesteinstücken bestehen, vorwiegend eine oxidische sein. In der Dachpappe herrschen organische Bindungsformen vor, die relativ säureresistent sind, jedoch von organischen Lösungsmitteln, wie z.B. Benzin, angegriffen werden. Die Eluierbarkeit der oben aufgezählten Schwermetalle aus Dachpappe entspricht der des Ziegelmaterials.

Abbildung 14
Schwermetallkonzentrationen in Dachziegeln und ihre Eluierbarkeit*



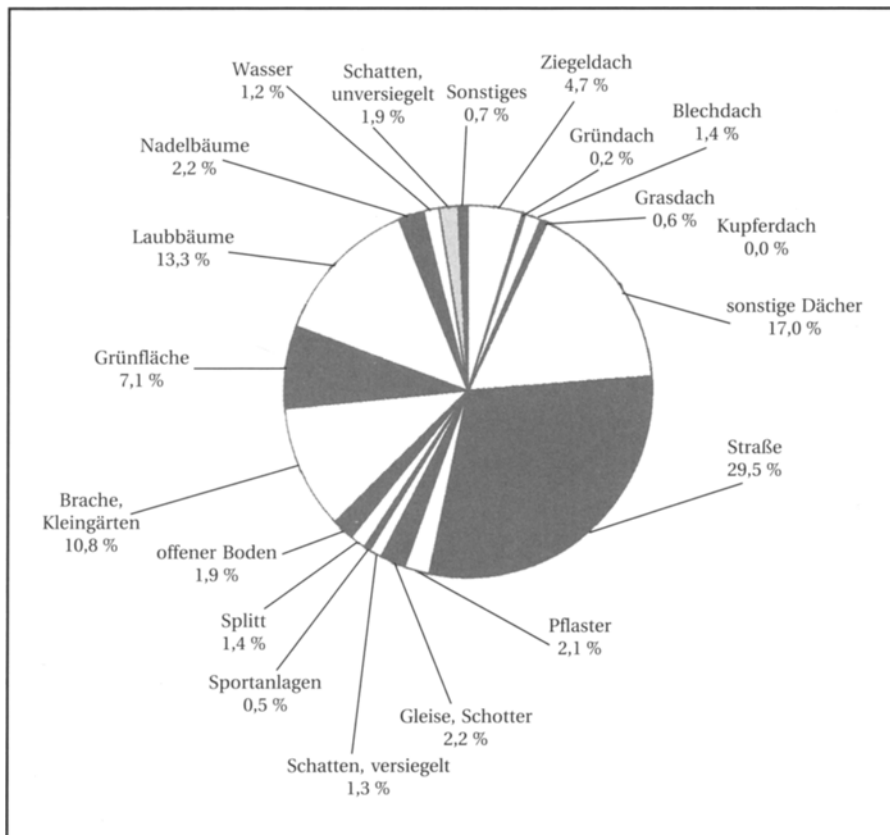
*) fehlende Balken: Konzentrationen kleiner als die methodische Nachweisgrenze

Quelle: eigene Darstellung nach Daten von Schwotzer⁴⁹

Der Vergleich zwischen der Elution mit monodestilliertem Wasser und synthetischem Regenwasser zeigt, dass im letzteren durchschnittlich höhere Schwermetallkonzentrationen zu finden sind. Dieses ist auf den

niedrigeren pH-Wert des synthetischen Regens von 4 gegenüber einem pH-Wert von 6 im monodestillierten Wasser zurückzuführen. Nach Wellburn⁵⁰ besitzt der Regen in Mitteleuropa gegenwärtig pH-Werte zwischen 4 bis 4,5, während er in anderen Regionen der Erde, wie Zentralasien, pH-Werte von größer 6 aufzeigt.

Abbildung 15
Landnutzungsflächenanteile in Mühlburg/Karlsruhe



Quelle: eigene Darstellung nach Daten von Weber⁵¹

Die durch Regen aus Dachmaterialien herausgelösten Stoffmengen können bei Kenntnis der Dachflächenanteile in einem bestimmten Gebiet hochgerechnet werden. Dieses wird am Beispiel der Ziegeldächer durchgeführt. In Karte 1 ist die Landnutzung Mühlburgs, eines Stadtteils von Karlsruhe, dargestellt.⁵¹ Die Flächenanteile können der Abbildung 15 entnommen werden. Die gesamte Fläche des in Karte 1 wiedergegebenen Gebietes beträgt $1,3 \cdot 1,4 \text{ km}^2$, also $1,82 \text{ km}^2$. Insgesamt nehmen die Dächer eine Fläche von 23,9 % ($0,43498 \text{ km}^2$) ein, die sich durch die jeweilige Dachgeometrie noch vergrößert. 4,7 % der Gesamtfläche werden von Ziegeldächern eingenommen (Abb. 15), das entspricht $0,08554 \text{ km}^2$. Ein Regen, entsprechend dem synthetischen Regen, von nur 5 mm könnte, auf der Grundlage der Schüttelversuche errechnet, ma-

Karte 1
Landnutzungskarte von Mühlburg/Karlsruhe



Ziegeldach	Splitt	Brache, Kleingarten
Blechdach	Pflaster	offener Boden
Kupferdach	Gleise, Schotter	Nadelbäume
Glasdach	Schatten versiegelt	Laubbäume
Gründach	Sportanlage	Schatten unversiegelt
Sonstige Dächer	Wasser	sonstiges (z.B. Kohlehalde, Acker)
Straße	Grünfläche	unklassifiziert

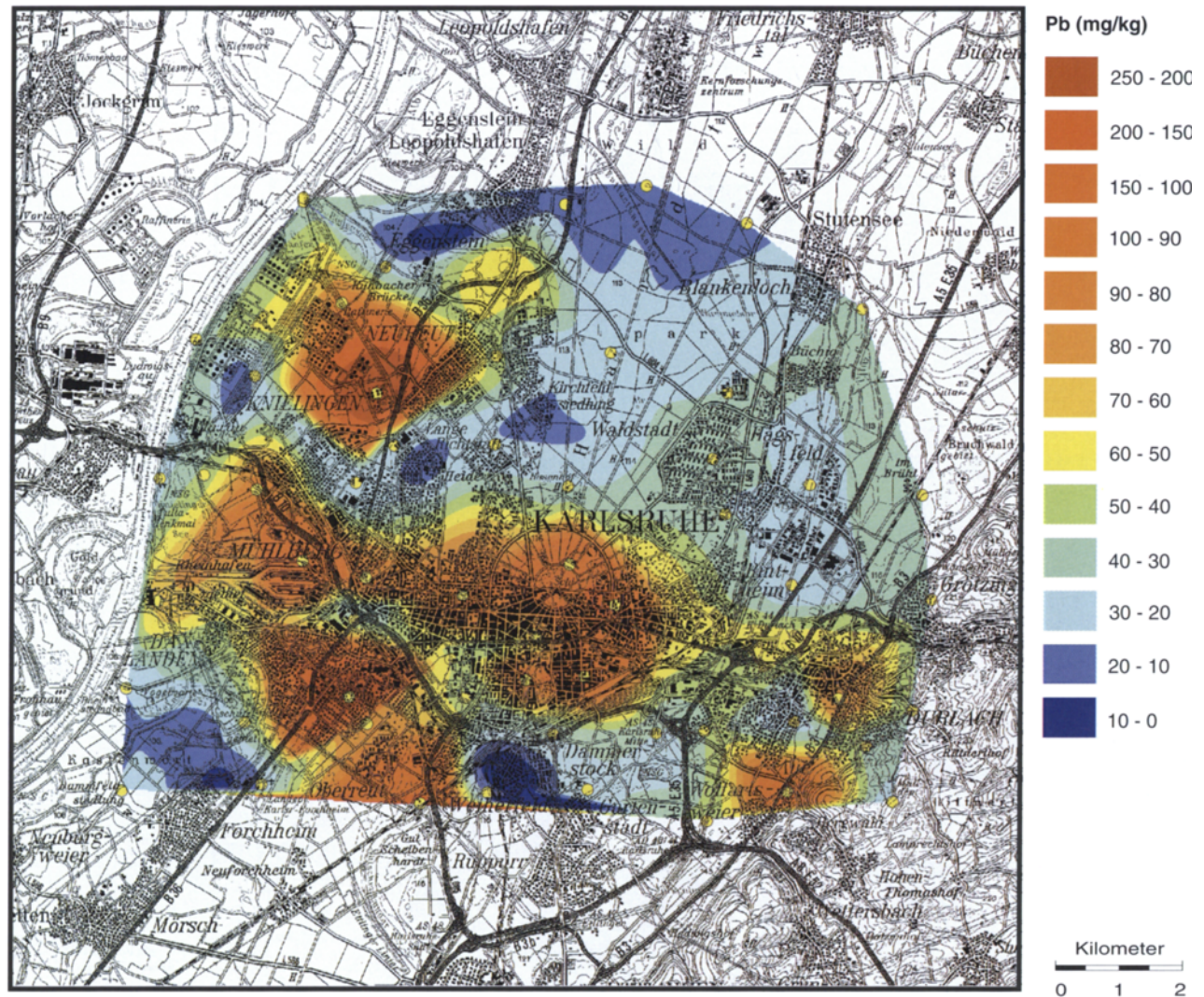
200 m

Quelle: Bildverarbeitung und Kartographie: A. Weber, Diplomarbeit an der Universität Karlsruhe am Institut für Petrographie und Geochemie in Zusammenarbeit mit dem Institut für Photogrammetrie und Fernerkundung

Datengrundlage: Daedalus-ATM Flugzeugscanneraufnahme, Datum 19.8.1997, Pixelgröße 2 m, Kanäle: 11; TopoSys Laserscanneraufnahme, Datum: 19.9.1997, Pixelgröße 1 m

Karte 2

Blei in Karlsruher Böden der Schicht 0–2 cm



Interpolationsmethode:

geglättete Triangulation

● Probenahmepunkt

Bildbearbeitung und Kartographie:

Stefan Norra,

Institut für Petrographie und Geochemie

Universität Karlsruhe (TH)

Kartengrundlage:

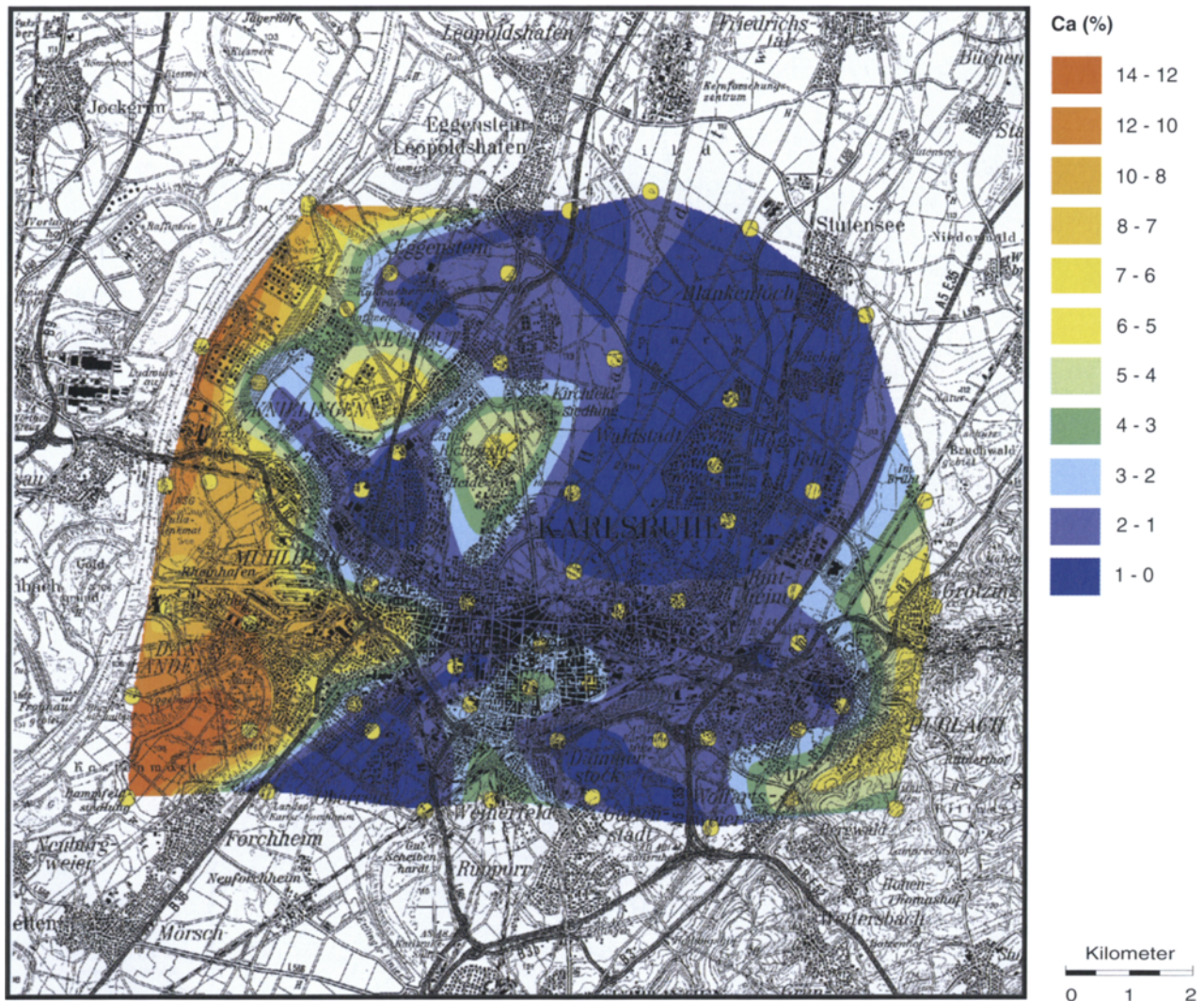
Ausschnitt aus der topographischen Karte 1:100000

Copyright Landesvermessungsamt Baden-Württemberg

(<http://www.lv-bw.de>) vom 12.05.1999, Az.: 2851.3-A/37

Karte 3

Calcium in Karlsruher Böden der Schicht 0–2 cm



Interpolationsmethode:

geglättete Triangulation



Probenahmepunkt

Bildbearbeitung und Kartographie:

Stefan Norra,

Institut für Petrographie und Geochemie

Universität Karlsruhe (TH)

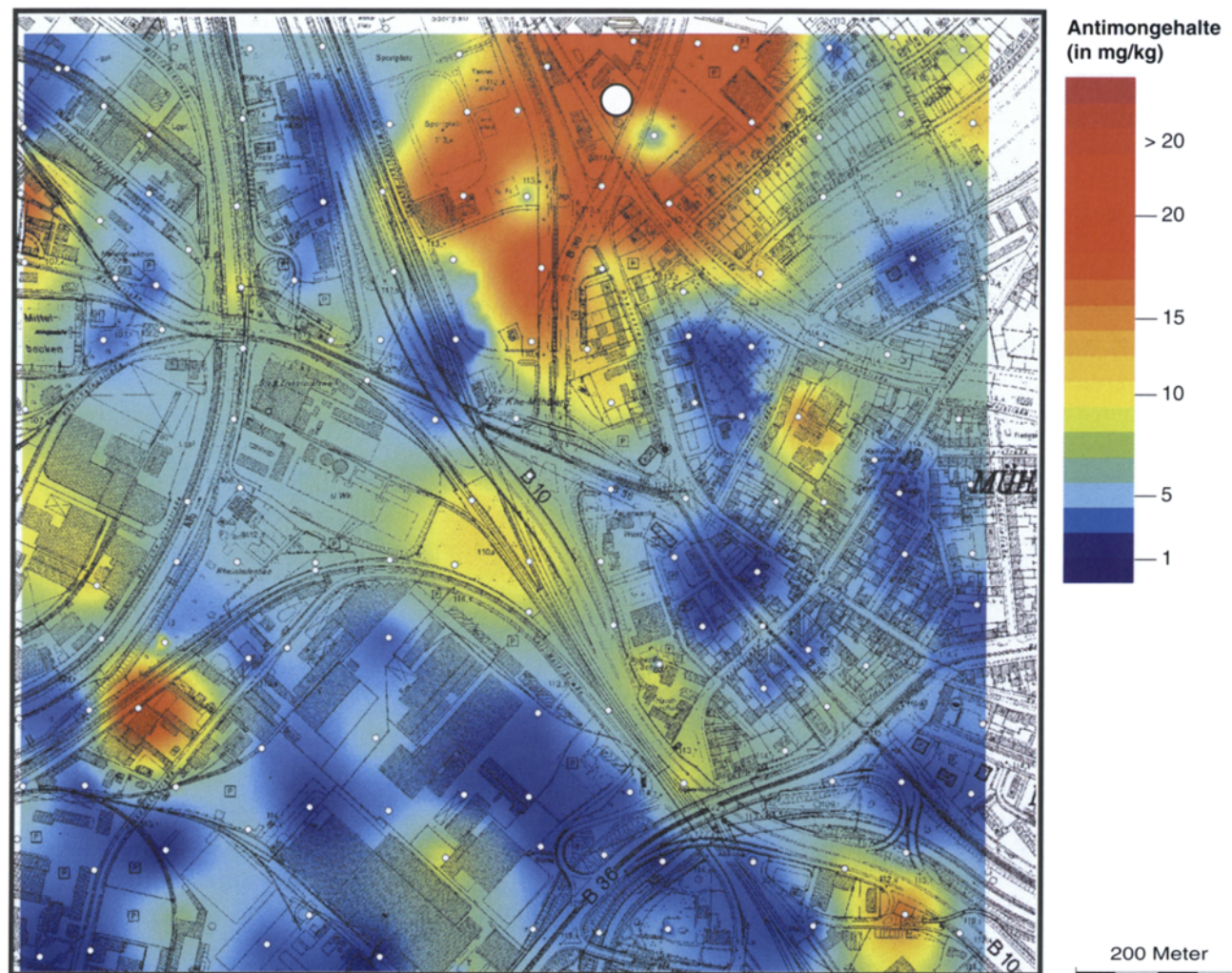
Kartengrundlage:

Ausschnitt aus der topographischen Karte 1:100000

Copyright Landesvermessungsamt Baden-Württemberg

(<http://www.lv-bw.de>) vom 12.05.1999, Az.: 2851.3-A/37

Karte 4
Antimongehalte



Ort: Karlsruhe-West, Rheinhafen

Tiefe: 0-5 cm

Fraktion: < 117 μm

Interpolationsmethode: Punktkriging

○ Probenahmepunkt

○ ehemalige Bleihütte
Heinrich und Herrmann

Thematische und kartographische Bearbeitung im Rahmen
einer Diplomarbeit am Institut für Petrographie und Geochemie
der Universität Karlsruhe (TH) durch Andreas Weber

Grundlage der topographischen Karte:
Deutsche Grundkarte 1:5000 - Copyright Landesvermessungsamt
Baden-Württemberg (<http://www.lv-bw.de>), 03.02.2000, Az.: 2851.3-A/95

ximal 1,4 g V aus der Ziegelfläche Mühlburgs, bei einer zu Grunde gelegten durchschnittlichen Dachneigung von 35°, lösen. Da aber nicht davon ausgegangen werden kann, dass es zum chemischen Gleichgewicht zwischen Regen und benetzter Oberfläche in der Natur kommt, wird der tatsächliche Wert weit unter dem so errechneten liegen. Diese Berechnung mag aber als Beispiel dienen, wie mit Hilfe von Landnutzungskarten Bilanzen aufgestellt werden können.

Beispiel 4: Stadtweite Elementverteilungen

Stadtweite Elementverteilungen von Blei und Calcium in Böden werden im Folgenden diskutiert. Der Boden ist im urbanen Raum eine typische Senke für anthropogene Immissionen. Diese Senkeneigenschaft füllt der Boden allerdings zeitabhängig aus: Denn Verwehungen und Abfluss können zu einem Abtrag von Oberflächen führen, wodurch der Boden wiederum zu einer Quelle von Schadstoffen werden kann. Ebenso können mit dem Sickerwasser Stoffe aus dem Boden gelöst werden und in das Grund- und Trinkwasser gelangen.

Während hohe Bleikonzentrationen in urbanen Böden auf anthropogene Quellen hindeuten, sind hohe Calciumkonzentrationen zudem auf geogene Quellen zurückführbar. Karte 2 zeigt die Verteilung von Blei in der Bodenschicht 0–2 cm in Karlsruhe. Die höchsten Konzentrationen sind eng an die Siedlungs-, Gewerbe- und Industriegebiete der Stadt geknüpft. Die Hauptbesiedlungsachse Karlsruhes verläuft West-Ost mit Industrie- und Hafengebieten im Westen und Nordwesten; entsprechend verteilen sich die Bleigehalte. Bei den beprobten Standorten handelt es sich in allen Fällen um Böden, die mit Wiesen bewachsen und für den atmosphärischen Stoffeintrag frei zugänglich waren. Die Konzentrationen zwischen den Probenahmepunkten wurden interpoliert und stellen somit nicht die tatsächlichen Gehalte der nicht beprobten Böden dar. Dennoch ergibt sich ein zu erwartender Konzentrationsbereich für Böden, ähnlich den beprobten. Der atmosphärische Eintrag und der Landnutzungseinfluss auf die Bleiverteilung im Stadtgebiet wird so deutlich.

Die Calciumkonzentrationen zeigen eine andere Verteilung (Karte 3). Im Westen, entlang des Rheins, und im Osten, entlang des Schwarzwald- und Kraichgaurandes, kommt es zu höheren Werten in Nord-Süd-Richtung. Geogen höhere Konzentrationen überlagern sich hier mit anthropogenen infolge von Bauaktivitäten. Im Westen führt der Rhein durch Überschwemmungen den Aueböden Calcium zu, im Osten wird die Geologie durch calciumreichere Einheiten des Muschelkalks und des Löss, aus denen sich die aufliegenden Böden gebildet haben, geprägt. Des Weiteren ist

davon auszugehen, dass im Westen Karlsruhes die Rheinkorrektur des letzten Jahrhunderts, der Bau des Rheinhafens Anfang dieses Jahrhunderts und die Errichtung der Raffinerie im Nordwesten Karlsruhes Mitte dieses Jahrhunderts durch die einhergehenden Bauaktivitäten zu Calciumeinträgen geführt haben. Auch entlang des Schwarzwald- und Kraichgaurandes im Osten der Stadt können Bauaktivitäten einen Einfluss auf die Calciumkonzentrationen gehabt haben, wie im gesamten Stadtgebiet aus diesem Grunde höhere Konzentrationen vorkommen können. Die zentralen Gebiete Karlsruhes liegen auf der kalkärmeren Terrasse der letzten Eiszeit, wodurch die durchschnittlich geringeren Calciumgehalte begründet sind.

In einem Stadtteil Karlsruhes (Mühlburg) lässt sich an der räumlichen Verteilung von Antimonkonzentrationen in Böden eine ehemalige, nicht mehr existente Blei-Hütte lokalisieren⁵², die neben Blei auch Antimon und Zinn verarbeitete. Der Standort selber ist mittlerweile saniert, doch durch die Interpolation der Konzentrationen an den analysierten Bodenprobenpunkten lässt sich die ehemalige Schadstoffausbreitung noch erkennen (Karte 4). Blei eignet sich zur Erkennung dieser ehemaligen Punktquelle weniger gut, da eine größere Anzahl anderer Quellen (z.B. Straßenverkehr) ebenfalls Blei emittieren.

Diese Beispiele mögen verdeutlichen, wie sich die Siedlungsstruktur und die anthropogenen Aktivitäten mit der geogen vorhandenen Umweltsituation vermengen und diese überprägen.

Ausblick

Die Ergebnisse stadtökologischer Forschung der letzten Jahrzehnte fordern zur nachhaltigen Sicherung lebenswerter Umweltbedingungen in Städten die Entwicklung neuer Leitbilder für die „Stadt von morgen“. Dabei besteht weitgehend Einigung darüber, dass bei städtischen Ökosystemen die Prinzipien natürlicher Ökosysteme – wie z.B. ökologische Stabilität und Elastizität, ungestörte Stoffkreisläufe und energetische Autarkie – nicht gegeben sein können.⁵³ Eine „ökologisch ideale Stadt“ kann es folglich nicht geben. Dennoch ist die Entwicklung und Implementierung einer umweltverträglichen, also nachhaltigen Stadtplanung und -entwicklung notwendig, um nicht nur die Lebensfähigkeit von Städten für die Zukunft zu sichern, sondern auch die des städtischen Umlandes. Hier muss der Hinweis erfolgen, dass Städte natürlich Teile größerer zu bewahrender und nachhaltig zu nutzender Öko- und Stoffflusssysteme sind und dieses im Rahmen einer nachhaltigen Stadtentwicklung zu berücksichtigen ist. Trotz des noch hohen Forschungsbedarfs bezüglich

städtischer Ökosysteme muss eine nachhaltige Stadtentwicklung bereits gewonnene Erkenntnisse aus sektoralen und zum Teil integrierten Belastungsstudien einbeziehen.⁵⁴ Dazu gehört an erster Stelle die verstärkte Schonung der natürlichen Ressourcen und eine möglichst umfassende Verminderung der unterschiedlichen urbanen Belastungsgrößen. Hierzu gehören Maßnahmen⁵⁵ wie:

- Verlangsamte Versiegelung und eine anzustrebende partielle Entsiegelung,
- Verstärktes Flächenrecycling an Stelle von Neuverbrauch,
- Minderung der spezifischen Stadtklimate; das beinhaltet vor allem einen Abbau der erhöhten innerstädtischen Lufttemperaturen, eine erhöhte Luftfeuchte, eine Milderung der Windböigkeit u.a.,
- Reduzierung der Kfz-Emissionen,
- Erhaltung und Schaffung von Frischluftschneisen,
- Reduzierung von Bodenbelastungen durch Verdichtung, Störung des Bodenwasserhaushalts, Schadstoffakkumulation, Ablaufwasser-Versickerung,
- Erhöhung der innerstädtischen Grünflächen, Brachflächen, Begrünung von Fassaden, Dächern, Parks,
- Einsatz von ökologischer Bauweise,
- Verringerung der Materialflüsse und des Materialverbrauchs unter Berücksichtigung des Stoffstrom-Kreislaufes,
- Stabilisierung/Reduzierung des städtischen Wasserverbrauchs.

Ein erheblicher Bedarf besteht darüber hinaus an Modellen im Bereich der Stadtökologie⁵⁶ und somit als Grundlage für die umweltverträgliche Stadt- und Verkehrsplanung. Hier setzt die geforderte, kompartimentsübergreifende und interdisziplinär ausgerichtete Stoffflussanalyse an. Sie muss eingebettet sein in eine praxisrelevante Stadtökologie, deren Erkenntnisse von den unterschiedlichen Fachabteilungen der Stadt- und Verkehrsplanung und -entwicklung berücksichtigt und umgesetzt werden müssen. Die Forderungen, die sich aus den Ergebnissen von Stoffflussanalysen ergeben, sind im Kontext stadtökologischer Erkenntnisse zu werten und in eine vernetzte, querschnittsorientierte Planung einzubringen. Diesen Forderungen sind bei politischen Entscheidungen im Zuge der Stadtplanung eine hohe Wertigkeit einzuräumen, und es muss sichergestellt werden, dass sie im Falle ökologisch-ökonomischer Zielkonflikte nicht ökonomischen Belangen untergeordnet werden. Dies verlangt eine wissenschaftliche Begleitung von Modellprojekten.

Hierbei ist die interdisziplinäre Kooperation zwischen Stadt-/Raum- und Verkehrsplanern sowie zwischen

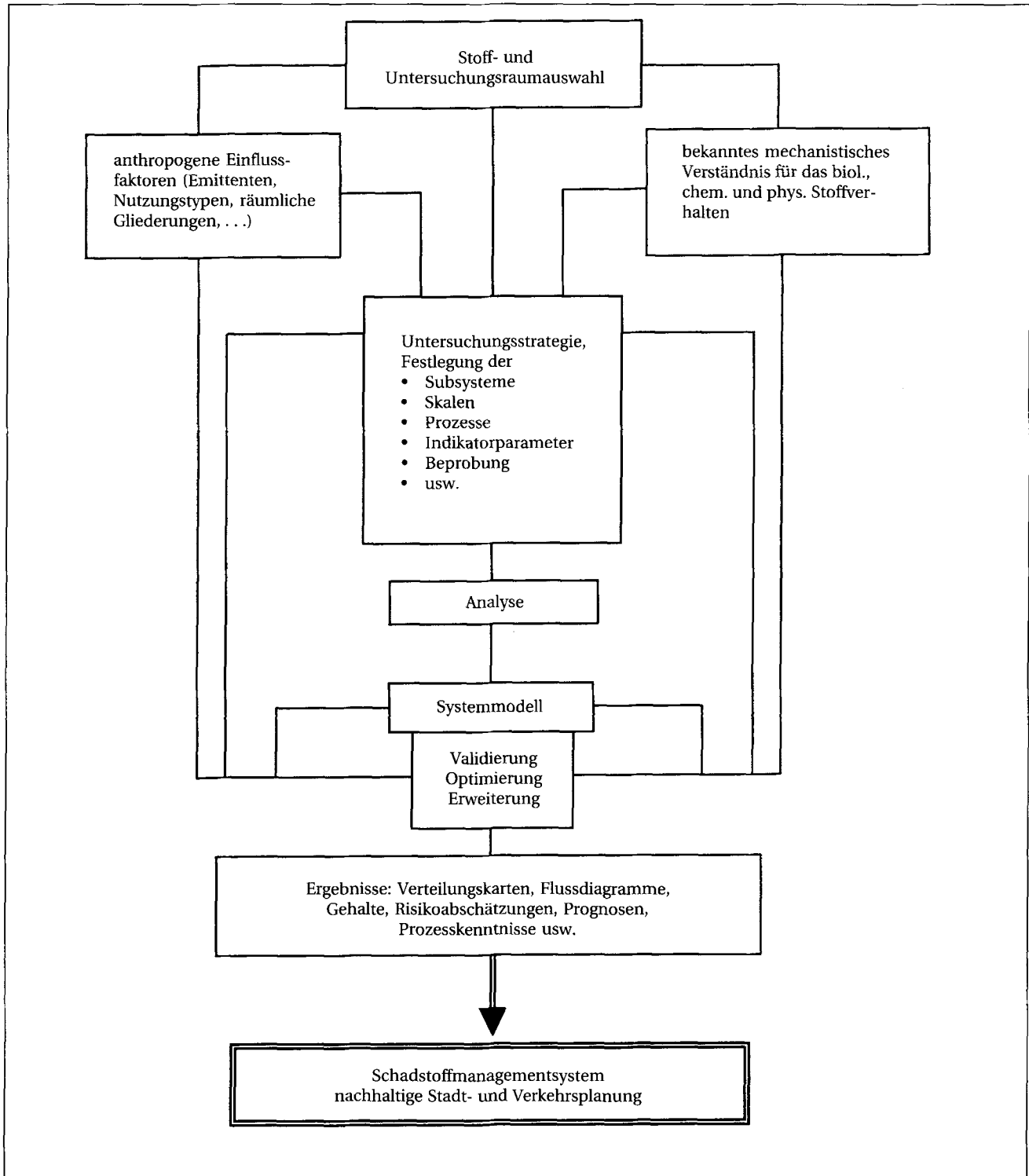
Natur- (Biologen, Meteorologen, Umweltwissenschaftlern, Zoologen, Mathematikern) und Ingenieurwissenschaftlern (Straßenbauern, Maschinenbauern) und weiterhin von Modellentwicklern dringend notwendig, so wie sie für das hier vorgestellte Stoffflussmanagement vorgeschlagen wird.

Allgemeine Ansätze zu einem Stoffflussmanagement existieren in Form von Emissions- und Immissions- sowie Altlastenkataster. Diese sind auf bestimmte, aktuell als gefährdend eingestufte Stoffe ausgelegt und richten sich in der Bewertung vorwiegend nach den Grenz-, Richt- und Prüfwerten der Gesetzgebung. Im Rahmen von Planfeststellungsverfahren und Umweltverträglichkeitsprüfungen werden darüber hinaus einzelne größere Bauvorhaben, wie Flughäfen, Fernstraßen und umweltbelastende Industrieanlagen, auf ihren Beitrag zur Schadstoffbelastung der Umwelt hin untersucht. Ökobilanzen sind ein weiterer Ansatz zu einem umfassenden Stoffflussmanagement. Diese sind produkt-, betriebs-, standort- und prozessbezogen. Sie werden vorwiegend auf kleinere, überschaubare Einheiten angewendet.

Das in diesem Beitrag zu entwickeln geforderte, derzeit noch nicht existente Stoffflussmanagement zur Sicherung einer nachhaltigen Stadtplanung schließt viele Aspekte dieser Ansätze mit ein. Insgesamt geht es darüber noch hinaus, indem es eine interdisziplinäre Gesamtschau des Stoffflusses, inklusive der dabei auftretenden Prozesse über Kompartimentsgrenzen hinweg, verlangt. Am Ende der Entwicklung steht ein Werkzeug für ein solches Stoffflussmanagementsystem, das computergestützt, in einer dreidimensionalen Karte eines Stadtgebietes die Verfolgung und Bewertung von Stofftransport, -transformation und -retention ermöglicht. Dieses System muss bausteinhaft für neue naturwissenschaftliche Erkenntnisse bezüglich des Stoffverhaltens in der Umwelt ergänzbar sein. Durch die Veränderung von Parametern wie Nutzung, Gebäudestruktur, verwendete Baumaterialien, Emissionswerte, demographische Faktoren, Boden- oder Pflanzeninventar in der Simulation können dann urbane Stoffflüsse im Sinne einer nachhaltigen, umweltbewahrenden Stadtplanung optimiert werden. So können folgende Regeln⁵⁷, die sich u.a. aus dem Ziel der Nachhaltigkeit ergeben, auch in urbanen Räumen aktiv angewendet werden:

- Die Freisetzung von Schadstoffen darf nicht größer sein als die Aufnahme- und Abbaufähigkeit der Umwelt.
- Schadstoffe, die nicht in überprüfbarer Weise chemisch abgebaut werden, dürfen nicht länger zugelassen werden und sind, soweit nicht schon geschehen, zu verbieten.

Abbildung 16
Schema der interdisziplinär ausgerichteten Stoffflussanalyse als Basis für ein Schadstoffmanagementsystem



Die aufgezeigten Beispiele zeigen deutlich, dass der Schadstofffluss in städtischen Bereichen über die Kompartimentengrenzen hinweg verläuft. Somit ist eine sektorale Herangehensweise bei der nachhaltigen Stadtplanung nicht ausreichend. Das geforderte Stoffflussmanagementsystem macht sich die System-

modellierung zu Nutze, die je nach Definition des Systems entweder für unterschiedliche Skalengrößen ausgelegt wird oder dem Schadstofffluss im städtischen Ökosystem folgt. Das System sowie die Subsysteme werden anhand der Kenntnisse über physikalische, chemische, biologische Prozesse und anthropogene

Nutzungseinflüsse definiert. In der Untersuchungsstrategie werden die für die verschiedenen Prozesse wichtigen Subsysteme und Skalen festgelegt, die für die jeweiligen Quellen und Senken charakteristischen Indikatorparameter ermittelt, und es wird der Beprobungsplan entworfen. Um die Schadstoffverteilung zu quantifizieren und zu lokalisieren, wird die Nutzungstypenkartierung und die Gebäudestrukturkartierung (3D-Karte) mit dem Beprobungsplan verschnitten und die jeweiligen stoffrelevanten Werte ermittelt, die in die Input-/Output-Modellierung eingehen. Die Modellierung wird in einer iterativen Vorgehensweise mit den realen Gegebenheiten optimiert (Abb. 16). Das Ergebnis stellt dann eine kompartimentübergreifende Stoffflussanalyse dar, die zur Prognose, zur Risikoabschätzung, zur Massenberechnung und für ein nachhaltiges Stoffflussmanagement genutzt werden kann. Dieser Ansatz kann nur interdisziplinär zwischen Stadt- und Verkehrsplanung, Geo-, Bio- und Umwelt- sowie den zuständigen Ingenieurwissenschaften (siehe Tab. 5) verfolgt und gelöst werden.

Anmerkungen

- (1)
Schröter, W.; Lautenschläger, K.-H.; Birbach, H.: Taschenbuch der Chemie. – Frankfurt a.M. 1986
- (2)
Mason, B.; Moore, C.B.: Grundzüge der Geochemie. – Stuttgart 1985
- (3)
Bähr, J.: Bevölkerungsgeographie. – Stuttgart 1997
- (4)
Baratta, M. v.: Der Fischer Weltatlas 1998. – Frankfurt a.M. 1997
- (5)
United Nations Department of Public Information (Ed.): Agenda 21. – New York 1992, S. 35
- (6)
Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen (MURL) (Hrsg.): Wirkungskataster zu den Luftreinhalteplänen der Rheinschiene Süd und Rheinschiene Mitte 1990. Immissionswirkungen durch Luftverunreinigungen auf den Menschen. – Düsseldorf 1991
- (7)
Eikmann, T.: Gesundheit. – Stuttgart 1993. In: Sukopp, H.; Wittig, R. (Hrsg.): Stadtökologie, S. 70–96
- (8)
Heinrich, D.; Hergt, M.: dtv-Atlas zur Ökologie. – München 1990

- (9)
Krouse, H.R.: Sulphur isotope tracing of the fate of emissions from sour gas processing in Alberta, Canada. – Chichester 1991. In: Krouse, H.R.; Grinenko, V.A. (Ed.): Stable Isotopes: Natural and Anthropogenic Sulphur in the Environment – SCOPE 43, S. 308–327; Pilot, J.D.; Krouse, H.R.: A S-isotope (W-E) profile of soil and grass through the town Freiberg, Saxony to monitor the impact of the smelting industry with the environment. – Saskatoon 1992. In: Hendry, M.J.; Krouse, H.R. (Ed.): Workshop Proceedings Sulphur Transformation in Soil Ecosystems, 5–7 Nov. 1992; Lichtfouse, E.; Eglinton, T.I.: ^{13}C and ^{14}C evidence of pollution of a soil by fossil fuel and reconstruction of the composition of the pollutant. In: Org. Geoch. (1996), S. 969–973; Ertel, T.; Ertl, S.; Alimi, H.: Störerauswahl bei Boden- und Grundwasserverunreinigungen. In: TerraTech 1 (1999), Jan./Febr.; Türcke, T. u.a.: Identifikation der Kfz-bürtigen Schadstoffbelastung mit Hilfe der Verhältnisse der stabilen Isotope von Kohlenstoff und Schwefel. In: Zeitschr. Umweltchem. Ökotox., Landsberg, 11 (1999) 3, S. 127–133
- (10)
Norra, S.; Stüben, D.: Stable Carbon, Nitrogen and Sulphur isotopes in urban environmental monitoring. In: 3rd International Symposium on Applied Isotope Geochemistry, Sept. 21–25, 1999, Orléans, France. Program and Abstracts; dies.: Kohlenstoff- und Stickstoffisotopie im urbanen Umweltmonitoring. – Braunschweig 1999. In: Flake, M.; Seppelt, R.; Söndgerath, D. (Hrsg.): Umweltsystemanalyse, Dynamik natürlicher und anthropogener Systeme und ihrer Wechselwirkungen. = Landschaftsökologie und Umweltforschung, H. 33, S. 187–190
- (11)
Bruce, L.G.; Schmidt, G.W.: Hydrocarbon fingerprinting for application in forensic geology – review with case studies (review). In: AAPG Bulletin-American Association of Petroleum Geologists, 78 (1994) 11, S. 1692–1710
- (12)
Fetzer, K.D.; Grenzius, R.; Lobenhofer, M.: Die computergestützte Konzeptkarte als Grundlage der Stadtbodenkartierung im saarländischen Bodeninformationssystem (SAAR-BIS). – Berlin 1996. In: Arbeitskreis Stadtböden der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (Hrsg.): Urbaner Bodenschutz, S. 167–176; Schemschat, B.: Stadtbodenkartierung Hamburg. – Berlin 1996. In: ebenda, S. 121–128
- (13)
Altermann, M.: Schwermetallgehalte der Böden im mitteldeutschen Ballungsraum. – Berlin 1997. In: Feldmann, R. u.a. (Hrsg.): Regeneration und nachhaltige Landnutzung, S. 42–52
- (14)
Viereck-Götte, L.; Herget, J.: Zur Geochemie der Böden industriell geprägter urbaner Gebiete. – Berlin 1997. In: Matschullat, J.; Tobschall, H.J.; Voigt, H.-J. (Hrsg.): Geochemie und Umwelt, S. 127–149
- (15)
Steinecke, K.: Stadtökologische Untersuchungen in Reykjavik, Island. – Magdeburg 1995. = Essener Ökologische Schriften, Bd. 7

- (16) Weber, A. u.a.: Mapping of trace metals in urban soils (in Vorbereitung)
- (17) Krige, D.G.: Lognormal – De Wijsian Geostatistics for Ore evaluation. In: Geostatistics 1, S.A. Inst. of Min. Met. Monogr. Ser. (1987); De Wijs, H.J.: Statistics of Ore Distribution. In: Journal of the Royal Netherland Geol. and Mineral. Soc. (1951/53); Mathe-ron, G.: Principles of Geostatistics. In: Econ. Geol. 58 (1963), S. 1246–1266; ders.: The Theory of Regionalized Variables and its Applications. In: Les Cahiers du Centre de Morphologie Mathématique de Fontainebleau (1971)
- (18) Isaaks, E.H.; Srivastava, R.M.: Applied Geostatistics. – New York 1989
- (19) Gotway, C.A. et al.: Comparison of Kriging and Inverse-Distance Methods for Mapping Soil Parameters. In: Soil Sci. Soc. Am. J. 60 (1996), S. 1237–1247
- (20) Goovaerts, P.: Geostatistics for Natural Resources Evaluation. – New York 1997
- (21) White, J.G.; Welch, R.M.; Norvell, W.A.: Soil Zinc Map of the USA using Geostatistics and Geographic Information Systems. In: Soil Sci. Soc. Am. J. 61 (1997), S. 185–194
- (22) Weber, A.: Bilddatenunterstützte Interpretation urbaner Schadstoffbelastung. Diplomarbeit am Institut für Petrographie und Geochemie und am Institut für Photogrammetrie und Fernerkundung, Universität Karlsruhe (TH). – Karlsruhe 1999 (unveröffentl.)
- (23) Verein zur Förderung der Ökosystemforschung zu Kiel e.V. (VFÖ) (Hrsg.): Modellbildung und Simulation im Projektzentrum Ökosystemforschung. – Kiel 1996. = Beiträge zur Ökosystemforschung, Bd. 4
- (24) Baccini, P.; Bader, H.-P.: Regionaler Stoffhaushalt. – Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag 1996
- (25) Duvigneaud, P.; Denayer-de Smet, S.: L'écosystème urbain. Application à l'agglomération bruxelloise. – Bruxelles 1975. In: Scope: Trav. Sect. Belge Progr. Biol. Intern.
- (26) Bossel, H.: Simulation dynamischer Systeme. Grundwissen, Methoden, Programme. – Braunschweig 1992
- (27) Staudigel, H. et al.: Geochemical Earth Reference Model (GERM): description of the initiative. In: Chemical Geology 145 (1998), S. 153–159
- (28) Lasaga, A.C.; Berner, R.A.: Fundamental aspects of quantitative models for geochemical cycles. In: Chemical Geology 145 (1998), S. 161–175
- (29) Lécuyer, C.; Gillet, P.; Robert, F.: The hydrogen isotope composition and the global water cycle. In: Chemical Geology 145 (1998) S. 249–261
- (30) Fitzer, E.; Fritz, W.; Emig, G.: Technische Chemie. – Berlin 1995
- (31) Schäfer, J. et al.: Time-dependent increase of traffic-emitted Platinum-Group-Elements (PGE) in different environmental compartments. In: Environ. Sci. Technol. 33 (1999), S. 3166–3170
- (32) Eckhardt, J.-D.; Schäfer, J.: PGE-Emissionen aus Kfz-Abgas-Katalysatoren. – Berlin 1997. In: Matschullat, J.; Tobschall, H.J.; Voigt, H.J.: Geochemie und Umwelt, S. 181–188
- (33) Schäfer, J. et al.: Uptake of traffic-related heavy metals and platinum group elements (PGE) by plants. In: The Science of the Total Environment 215 (1998), S. 59–67
- (34) Sauerbeck, D.: Der Transfer von Schwermetallen in die Pflanze. – Frankfurt a.M. 1986. In: Behrens, D.; Wiesner, J. (Hrsg.): Beurteilung von Schwermetallkontaminationen in Böden – Dechema Fachgespräche Umweltschutz
- (35) Norra, S.: Anorganische Schadstoffbelastung in Stäuben, Straßensedimenten, Böden und Pflanzen entlang innerstädtischer Straßen. – Karlsruhe 1997. = Karlsruher Berichte zur Geographie und Geoökologie, H. 10
- (36) Haberland, W.: Ansätze zur Beurteilung der Belastung der Böden. In: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 63 (1991), S. 59–66
- (37) Burghardt, W.: Boden und Böden in der Stadt. – Berlin 1996. In: Arbeitskreis Stadtböden der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (Hrsg.): Urbaner Bodenschutz, S. 7–21
- (38) Türcke, T. u.a.: Identifikation der Kfz-bürtigen Schadstoffbelastung . . . , a.a.O. [siehe Anm. (9)]
- (39) Bundesgesetzblatt: Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. In: BGBl, I. Teil, Nr. 36 v. 16.7.1999, S. 1554 ff.
- (40) Innenministerium Baden-Württemberg (Hrsg.): Dritte Verwaltungsvorschrift des Umweltministeriums zum Bodenschutzgesetz über die Ermittlung und Einstufung von Gehalten anorgani-

scher Schadstoffe im Boden vom 24. August 1993. In: Gemeinsames Amtsblatt des Landes Baden-Württemberg, Ausgabe A, 41. Jg. (1993) Nr. 30, S. 1029–1036

(41)

Zeien, H.; Brümmer, G.W.: Chemische Extraktion zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. In: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 59 (1989) 1, S. 505–510

(42)

Heiser, U. u.a.: Sequentielle Schwermetallextraktion aus Staubbiederschlägen und Straßensedimenten. – Teil 2: Sequentielle Schwermetallextraktion an städtischen Stäuben. In: UWSF – Zeitschr. Umweltchem. Ökotox. 11 (1999) 2, S. 73–78

(43)

Heiser, U. u.a.: Sequentielle Schwermetallextraktion aus Staubbiederschlägen und Straßensedimenten. – Teil 1: Sequentielle Schwermetallextraktion an Mikroproben. In: UWSF – Zeitschr. Umweltchem. Ökotox. 11 (1999) 1, S. 15–19

(44)

VDI-Richtlinie 2119/2: Bestimmung des Staubbiederschlages mit Auffanggefäßen aus Glas (Bergerhoff-Verfahren) oder Kunststoff (1996)

(45)

Heiser, U. u.a.: Sequentielle Schwermetallextraktion aus Staubbiederschlägen und Straßensedimenten. – Teil 2: Sequentielle Schwermetallextraktion an städtischen Stäuben. In: UWSF – Zeitschr. Umweltchem. Ökotox. 11 (1999) 2, S. 73–78

(46)

Innenministerium Baden-Württemberg (Hrsg.): Städtebauliche Klimafibel. Hinweise für die Bauleitplanung, Folge 1. – Stuttgart 1990

(47)

Norra, S.; Stüben, D.: Land use type related trace metal concentration pattern in urban built deposition in Karlsruhe, Germany (in Vorbereitung)

(48)

Schwotzer, M.: Studie zur Mobilisierung umweltrelevanter Elemente aus Dachmaterialien. Studienarbeit am Institut für Petrographie und Geochemie, Universität Karlsruhe (TH). – Karlsruhe 1999 (unveröffentl.)

(49)

Ebenda

(50)

Wellburn, A.R.: Luftverschmutzung und Klimaänderung. – Berlin 1994

(51)

Weber, A.: Bilddatenunterstützte Interpretation urbaner Schadstoffbelastung, a.a.O. [siehe Anm. (22)]

(52)

Ebenda

(53)

Meurer, M.: Stadtökologie, eine historische, aktuelle und zukünftige Perspektive. In: Geographische Rundschau, 49. Jg. (1997) H. 10, S. 548–555; Haber, W.: Leitbilder für die Stadtentwicklung aus ökologischer Sicht (1992). In: Bayerische Akademie der Wissenschaften (Hrsg.): Stadtökologie, S. 89–95. = Rundgespräche der Kommission für Ökologie, 3; Wittig, R. u.a.: Wie soll die aus ökologischer Sicht ideale Stadt aussehen? Forderungen der Ökologie an die Stadt der Zukunft. In: Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz (1995) H. 4, S. 157–161

(54)

Müller, H.-N.; Meurer, M.: Stadtökologische Untersuchungen. Synthese als Grundlage für Planung und Öffentlichkeitsarbeit. In: Luzerner Stadtökologische Studien (1989) 3, S. 239–266

(55)

Meurer, M.: Stadtökologie . . . , a.a.O. [siehe Anm. (53)]

(56)

Ebenda

(57)

Meyer, J.: Die zukunftsfähige Stadt. – Düsseldorf 1997

Prof. Dr. Doris Stüben
Dipl.-Geoökol. Stefan Norra
Universität Karlsruhe (TH)
Institut für Petrographie
und Geochemie
Kaiserstraße 12
76128 Karlsruhe