

Urbane Böden im Ruhrgebiet*

TILL KASIELKE & CORINNE BUCH

Kurzfassung

Die räumliche Konzentration menschlichen Wirkens im städtischen Raum führt seit jeher zu Veränderungen der Böden. Im Ruhrgebiet bewirkte vor allem die montan-industrielle Vergangenheit tiefgreifende Veränderungen, weshalb die heutigen Böden sich z. T. stark von den ursprünglichen natürlichen Bodenverhältnissen unterscheiden. Einige der neu entstandenen Böden finden in Europa keine natürlichen Äquivalente und bilden einzigartige Standorte. Auch wenn das eigentliche Merkmal städtischer Böden ihre gegenüber den natürlichen Verhältnissen erhöhte Diversität ist, lassen sich häufig anzutreffende Charakteristika wie erhöhte Skelettgehalte, pH-Werte und Schadstoffgehalte sowie Verdichtungen und Versiegelungen feststellen. Nicht zuletzt aufgrund der vielfältigen Einflussfaktoren auf die Bodenentwicklung hat sich im deutschen Sprachgebrauch nur teilweise eine eindeutige und einheitliche (verbindliche) Klassifikation durchgesetzt, sodass mehrere Ansätze und Nomenklaturen existieren. Zu den ruhrgebietstypischen Böden zählen etwa die Böden auf Bergematerial des Steinkohlenbergbaus, die Böden auf Hochofenschlacken oder die Böden auf brachliegenden Bahngleisen. Sie bilden z. T. extreme Pflanzenstandorte und unterscheiden sich stark voneinander, wie es beispielsweise der Gegensatz zwischen dem sehr sauren Bergematerial und den stark alkalischen Schlacken verdeutlicht. Diese Diversität wirkt sich auch entsprechend auf die Pflanzenartenvielfalt im urbanen Raum aus. Zudem speichern Stadtböden Informationen zu vergangenen Umweltzuständen und zur Entwicklung der Städte, die von archäologischer und siedlungsgeschichtlicher Bedeutung sind.

Abstract: Urban soils in the Ruhr Area

The urban-industrial history of the Ruhr Area caused significant alteration of soils. Therefore, the characteristics of urban soils differ in many ways from the natural soils. This paper provides information about general soil properties in the urban environment. Soil development and soil characteristics on typical sites and substrates frequently found in the Ruhr Area are described in more detail. Urban-specific soil types and their German nomenclature and classification are summarized. Furthermore, the role of urban soils as archives of settlement development and the relationships between soil and vegetation are examined.

1 Einleitung

Böden in städtischen Verdichtungsräumen unterscheiden sich in vielfacher Hinsicht von den Böden des Umlandes. Die natürlichen Bodenverhältnisse wurden durch menschliche Tätigkeit tiefgreifend verändert oder vollkommen überprägt. Das räumliche Verbreitungsmuster wird heute viel mehr durch anthropogene Tätigkeiten der Vergangenheit als durch naturräumliche Faktoren der Bodenbildung bestimmt.

Weiträumige Flächenversiegelung, Beimengungen anthropogener Substrate (z. B. Bauschutt), erhöhte Schadstoffkonzentrationen (Schwermetalle, organische Schadstoffe) als Folge von Verkehr, Müll und industriellen Quellen sind die typischen Kennzeichen urbaner Böden. Besonderheiten des Ruhrgebiets als Region mit einer von Steinkohlenbergbau und Montanindustrie geprägten Geschichte sind die Ablagerungen von Montansubstraten (Bergematerial, Schlacke, Flugasche, Kohleschlamm usw.), welche häufig im Gemenge mit natürlichen Sedimenten die Ausgangssubstrate einer neuen Bodenentwicklung darstellen.

Wie auf natürlichen Standorten beeinflusst auch in der Stadt der Boden die Ausprägung von Flora und Vegetation. Ziel des Artikels ist es, neben einer allgemeinen Information über urban-industrielle Böden, die Eigenschaften ruhrgebietstypischer Böden unter besonderer Berücksichtigung ihrer Funktion als Pflanzenstandort zu erläutern und hiermit eine Charakterisierung des Wuchsortes zu erleichtern.

* außerdem erschienen im Jahrb. Bochumer Bot. Ver. 3: 73-102 (2012).

2 Allgemeine Eigenschaften von Stadtböden

Zu den in Städten veränderten Faktoren der Bodenentwicklung zählen das Relief, Klima, Grundwasserstand, Nähr- und Schadstoffeinträge sowie nicht zuletzt die Ausgangssubstrate der Bodenbildung. Die Vielzahl stadtspezifischer Einwirkungen hat zwar die natürlichen Unterschiede der Böden nivelliert (WITTIG 2002), jedoch auch ein neues Boden-Mosaik geschaffen. Einen einzigen typischen Stadtboden gibt es daher nicht, jedoch zeichnen sich trotz der hohen und kleinräumigen Variabilität typische Eigenschaften ab (vgl. Tab. 1).

Tab. 1: Pflanzenrelevante Eigenschaften verschiedener städtischer Böden in Berlin im Vergleich zu einem bodensauren Buchenforst. Alle Werte beziehen sich auf 0-20 cm Bodentiefe (nFK = nutzbare Feldkapazität: die maximal gegen die Schwerkraft im Boden gehaltene und pflanzenverfügbare Wassermenge. * Der hohe Wert wird durch poröse Ziegel verursacht). Quelle: BLUME 1998.

Nutzung	pH	C/N	Kalk %	nFK (l/m ²)	P (g/m ²)	Pb (g/m ²)	Zn (g/m ²)
Buchenforst	3,2	30	0,0	13	2,5	3,4	0,8
verkrautete Bahnkörper	6	42	0,0	10	4,6	1,1	2,6
Straßenrand	7,6	25	0,5	34	11	52,0	8,3
Industriegelände	10,5	240	3,8	11	3,8	9,4	14,0
Deponie (Müll, Bauschutt)	6,8	15	1,8	42	8,4	2,2	2,0
Robinienbestand auf Bauschutt	7,2	24	6,9	75*	8,5	21,0	-
Friedhof	6,5	12	-	55	26,0	4,4	6,3

Städtische Böden sind allgemein **trockener**. Die großflächige **Versiegelung** im Stadtbereich bewirkt einen hohen Oberflächenabfluss und damit einhergehend verringerte Grundwasserneubildung. Im Zusammenspiel mit großflächiger Entwässerung liegen daher die Grundwasserstände heute tiefer als ursprünglich (SCHLEUSS & al. 1998, WESSOLEK & RINGER 1998). Auch durch Bodenaufträge wurden die Grundwasserflurabstände vergrößert. Höhere Skelettanteile können sich ebenfalls negativ auf die Wasserspeicherkapazität auswirken.



Abb. 1: Typischer Aufbau eines Stadtbodens unter einem Gehsteig. Mehrschichtige Abfolge von Bausand und umgelagertem anstehendem Boden (2010, T. KASIELKE).



Abb. 2: Arbeiten an Versorgungsleitungen führen zu Bodenumlagerungen und Beimengungen neuer Substrate (2010, T. KASIELKE).

Die Bodenentwicklung und die ursprüngliche Horizontierung wurden und werden durch Baumaßnahmen (z. B. Verlegung von Leitungen), Vermengung, Planieren, Abtrag und Auftrag gestört (Abb. 1 & 2). Infolge von Tritt, Befahren und Baumaßnahmen sind die Oberflächen bis auf wenige Ausnahmen **verdichtet**. Beispiele sind unversiegelte Parkplätze oder Rasenflächen, bei denen durchnässter Boden bei einer größeren Veranstaltung von vielen Menschen begangen wird. Derartig verdichtete Böden besitzen ein relativ geringes Luftvolumen.

Auftragshorizonte sind, soweit nicht verdichtet, durch niedrige Lagerungsdichten gekennzeichnet. Der hohe Anteil an Grobporen, bedingt durch die Gehalte an Bodenskelett, bewirkt eine hohe Luftkapazität (MEUSER & al. 1998).

Die Kontamination mit Abfällen, Abwässern und Stäuben bewirkt eine **Eutrophierung**. Insbesondere an Straßenrändern und Baumscheiben ist eine deutliche Erhöhung des N- und P-Gehaltes festzustellen (WITTIG 2002), was nicht zuletzt auch durch Hunde-Urin und -Kot bedingt ist. Staubeinträge (Straßenstaub, Ruß, usw.) führen im gesamten Stadtgebiet, besonders aber an Straßen und in der Nähe von Industriegebieten zu einer Anreicherung von basischen Nährstoffen und Schadstoffen (Schwermetalle, Organika) (SUKOPP 1990). In der Stadt werden heutzutage etwa 6 g Stickstoff pro Jahr und Quadratmeter eingetragen. Dies entspricht etwa 20 % der in der Landwirtschaft aufgebrauchten Düngermenge (KURZ 1996). Hausbrand, Gewerbe, Industrie und Verkehr führen zu höheren Schadstoffbelastungen der Böden. Relativ hohe Konzentrationen von toxischen Elementen sind hierbei nicht erst die Folge der jungen Urbanisierung und Industrialisierung. Bereits im Mittelalter wiesen viele Böden mitteleuropäischer Städte **erhöhte Schadstoffgehalte** auf (vgl. Kap. 5, RADTKE & al. 1997).

Die kleinräumigen Disparitäten der Schadstoffbelastungen sind – sowohl bezüglich der vorkommenden Schadstoffe als auch der allgemeinen Höhe der Konzentrationen – für den durch seine allgemeine Heterogenität gekennzeichneten Stadtboden charakteristisch, was nicht zuletzt auf lokale Verschmutzungen wie eingesickerte Chemikalien oder die Ablagerung kontaminierter Reststoffe zurückgeführt werden kann. Dennoch zeichnen sich großräumige Zusammenhänge zwischen Nutzungsgeschichte und Schadstoffgehalten ab. Untersuchungen im Stadtgebiet von Gelsenkirchen (HERGET 1992, 1994) zeigen, dass das altindustrialisierte Stadtgebiet südlich der Emscher höhere Schadstoffgehalte aufweist als der belastungsarme Norden. Die Schadstoffe wurden demnach vorwiegend zur Zeit der Hochindustrialisierung eingetragen.

Generell sind die **pH-Werte** der städtischen Böden erhöht, was vor allem durch eingemengte Zement- und Mörtelreste bewirkt wird. Frischer Mörtel weist i. d. R. Werte von pH 11 auf (WITTIG 2002). So ähneln manche ursprünglich sauren Sandböden in Städten bezüglich ihres pH-Wertes einer Kalk-Braunerde. Da viele Böden vor der Urbanisierung und Stadterweiterung Ackerfläche waren, haben auch Kalkung und Düngung die Nährstoffgehalte und pH-Werte angehoben. Dem gegenüber standen noch bis vor wenigen Jahrzehnten Einträge durch "sauren Regen" (im Wesentlichen bedingt durch Schwefelsäure und Salpetersäure), die jedoch heute durch bessere Abgasfiltersysteme kaum noch Einfluss auf den pH-Wert des Bodens haben (SUKOPP 1990). Der winterliche Streusalzeinsatz bewirkt einen Anstieg des NaCl-Gehalts, wodurch die Böden in mehrfacher Hinsicht geschädigt und alkalisiert werden können.

Durch Beimengungen von Sand und Schotter aus dem Straßenbau, Bauschutt und anderen meist technogenen Substraten weisen Stadtböden häufig eine **gröbere Textur** (höherer Skelett- und Sandgehalt) auf als die ursprünglichen Böden (BURGHARDT 1994, Abb. 3 & 4), die im Ruhrgebiet größtenteils aus schluffigem Löss bestehen. Ein ruhrgebietsspezifisches Charakteristikum der Stadtböden ist der hohe Anteil an Steinkohlepartikeln. Bei Untersu-

chungen in Essen und Gelsenkirchen konnte partikuläre Steinkohle in 20 bzw. 41 % der Bodenproben nachgewiesen werden. In Berlin dagegen war es nur 1 % (HILLER & MEUSER 1998). Ablagerung und Einmischung kohlenstoffhaltiger Substrate (Ruß, Koks, Kohle, unvollständig verbrannte Aschen) bewirken v. a. in Auftragsböden relativ hohe **Kohlenstoffgehalte** bis in große Tiefen (BURGHARDT 1996b). Der organisch-technogene Kohlenstoff hat im Gegensatz zum humusbürtigen Kohlenstoff jedoch inerte Eigenschaften und damit nahezu keinen Einfluss auf die stofflichen Sorptionseigenschaften (MAKOWSKY & MEUSER 2007).



Abb. 3: Auftragsboden aus sandigem Lehm mit hohem Gehalt an Kies und technogenen Beimengungen (verschiedene Schlacken, Asche, Glas, Ziegel) auf einer Brachfläche am Stadthafen Essen (2011, T. KASIELKE).



Abb. 4: Auswahl verschiedener anthropogener Substrate im Boden aus Abb. 3. Oben (v. l.): Bleischlacke, Gießereischlacke, Asche, Bergematerial. Unten: verschiedene Schlacken (2011, T. KASIELKE).

Viele Gartenböden unterliegen einer lang andauernden intensiven Nutzung. Tiefes Umgraben, Kalkung und Kompostdüngung ließen **fruchtbare Böden** entstehen.

Aufgrund der genannten Veränderungen wurde vielerorts die ursprüngliche Pedogenese (z. B. Podsolierung) "natürlicher" Böden im Stadtgebiet beendet. Solche Böden liegen häufig nur noch als **Reliktböden** vor, die sich unter den geänderten Bedingungen nicht mehr oder in eine andere Richtung weiterentwickeln. Tab. 2 stellt die häufigen und seltenen Eigenschaften der urban-industriellen Böden zusammen.

3 Stadtspezifische Bodentypen, Systematik und Nomenklatur

Böden, die durch anhaltende Kulturtätigkeit eine starke Überprägung erfahren haben, werden zusammenfassend als Kulturole bezeichnet. Zu ihnen gehören aber auch die eher in landwirtschaftlich genutzten Gebieten vorkommenden Plaggensole, Kolluvisole und Rigosole. Die Diskussion um die richtige Klassifikation und Ansprache urbaner Böden ist noch nicht abgeschlossen und so kursieren je nach Verfasser heute zum Teil unübersichtlich viele Bezeichnungen für Bodentypen.

Dennoch setzt sich immer mehr der Gedanke durch, auch Böden aus anthropogenen Substraten oder umgelagerten natürlichen Gesteinen entsprechend der Systematik natürlicher Böden zu behandeln (Tab. 3). Dies basiert auf der Annahme, dass auch in Substraten anthropogener Lithogenese die gleichen bodenbildenden Prozesse ablaufen wie in natürlichen Ausgangsgesteinen (AG BODEN 2005, BLUME 1989, CORDSEN & al. 1990).

Tab. 2: Eigenschaften städtischer Böden (nach LEHMANN & STAHR 2007, verändert).

Eigenschaften	häufig in urbanen Böden	selten in urbanen Böden
Gehalt anthropogener und technogener Substrate, Artefakte (z. B. Ziegel, Glas, Müll, Schlacke)	hoch - Böden mit Bauschutt und Trümmerschutt - Versiegelte Böden - Künstlich gestaltete Flächen (Sportplätze, Zechengelände, Industriegebiete)	keine - Böden aus Industrieschlämmen, Kohleschlämmen oder Aschen
pH	neutral-alkalisch - Böden mit Beimengungen von Mörtel, Beton, Aschen oder Schlacken	sauer - Böden mit Schwefel (pyrithaltiges Bergematerial) - Böden aus saurem Ausgangsgestein ohne anthropogene Alkalisierung
Gehalt an (technogenem) organischem Kohlenstoff und Nährstoffen	hoch - Böden mit Anteilen von organischen Abfällen, Stäuben, Aschen, Kohle (Ehemalige) Gartenböden - Umgelagerte Böden mit ursprünglichem Oberbodenmaterial im Unterboden	niedrig (org. Kohlenstoff) - frische Aufschüttungen - Böden mit regelmäßiger Entfernung von Vegetation und Laub niedrig (Nährstoffe) - Böden aus nährstoffarmem Ausgangsmaterial (z. B. Bausand, Bergematerial)
Gehalt an Schadstoffen	hoch - Böden mit industriellen Substraten und Aschen - Böden am Straßenrand - Verunreinigte Böden (Mineralöl, u. a.)	niedrig - In Böden mit ausschließlich atmosphärischen Einträgen (Staub, Niederschlag) ohne industriell erhöhte Belastung
Lagerungsdichte	hoch - Verdichtete Böden durch Befahren (v. a. schwere Baumaschinen) und Tritt	niedrig - Mechanisch gelockerte Böden (durch Umlagerung, Umgraben) - Böden mit hohem Anteil an organischem Material oder Asche
Bodenfeuchte	gering - In Böden mit Drainage oder Oberflächenversiegelung	hoch - Böden beeinflusst durch Bewässerung, leckende Wasserleitungen oder Zufluss von Oberflächenwasser versiegelter Flächen
Alter	jung - Umgelagerte Böden im Zuge von Baumaßnahmen oder auf Halden/Kippen	alt - Böden in ungestörten Nischen alter Stadtviertel - Historische Kulturschichten

Tab. 3: Im städtisch-industriellen Raum häufig vorkommende Bodentypen. Klassifikation nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (AG BODEN 2005).

Böden auf Festgestein (nicht grabbar, max. 30 cm tief mechanisch zerkleinert)		Böden auf Lockergestein (grabbar, z. B. Kies, Sand, Lehm)	
Humusböden (O/C-Böden)			
Anreicherung organischer Substanz (O-Horizont) über unverändertem Gestein			
Felshumusboden		Skeletthumusboden	
Bsp.: Laubansammlung auf Asphalt, Moospolster auf Flachdach		Bsp.: Laubansammlung oder Moospolster auf Schotter	
Rohböden (Ai/C-Böden)			
Schwach entwickelter humoser Oberboden (Ai-Horizont, lückig und geringmächtig (< 2 cm) oder schwach humos)			
Syrosem		Lockersyrosem	
Humoser Oberboden lückig und geringmächtig (< 2 cm)		Oberboden schwach humos (< 1 % Humus), durchgehend oder lückig	
Bsp.: Zusammengeschwemmtes organisches und anorganisches Material auf versiegelter Fläche		Bsp.: Sehr schwach mit Humus angereichertes Bergematerial, Ruderalfluren	
Ah/C-Böden			
Gut entwickelter humoser Oberboden (Ah-Horizont, deutlich humos, flächenhaft, > 2 cm)			
Festgestein carbonatfrei	Festgestein carbonathaltig	Lockergestein carbonatfrei	Lockergestein carbonathaltig
Ranker	Rendzina	Regosol	Pararendzina
Humoser Oberboden aus geringmächtiger Ankipfung von saurem Lockergestein über alter Straßendecke (unter älterer Vegetation, z. B. Industriebwald)	Böden auf massiver (flüssig verkippter oder durch Carbonat verkitteter) Hochofenschlacke (unter älterer Vegetation, z. B. Industriebwald)	Böden auf Bergematerial unter älterer Vegetation (z. B. Industriebwald)	Böden auf Bauschutt oder Kalkschotter unter älterer Vegetation (z. B. Industriebwald)

Aufgrund der meist kurzen Entwicklungsdauer sind viele Stadtböden nur schwach ausgebildet. Typische Bodentypen sind daher Rohböden mit einem schwach humosen, initialen A-Horizont (Syroseme auf Festgestein und Lockersyroseme auf Lockergestein) oder O/C-Böden mit einer ausgeprägten Humusauflage unmittelbar über dem unveränderten Ausgangsgestein. Bei den Regosolen hat sich auf saurem Lockergestein wie Bergematerial bereits ein Ah-Horizont gebildet. Die zur korrekten Bodenansprache nötige Bestimmung der Humusanreicherung wird gerade auf Bergematerial durch das dunkle Gesteinsmaterial und die enthaltenen Steinkohlenpartikel sowohl im Gelände als auch laboranalytisch erschwert. Das entsprechende Pendant des Regosols bildet die Pararendzina auf carbonatischen Lockergesteinen wie z. B. Schlacken oder Bauschutt, bzw. die Rendzina auf carbonatischen Festgesteinen. Diese Zuordnung wird gerade auf den häufig inhomogenen Substratgemengen nahezu unmöglich, z. B. wenn Sandstein mit geringen Mörtelanteilen oder silikatische Gleisschotter mit Beimengungen kalkhaltiger Schlacken auftreten. Daher ist im urbanen Raum die differenzierte Angabe des Ausgangsgesteins unbedingt erforderlich. Ältere

Ablagerungen von relativ leicht verwitterbaren Substraten wie Aschen sind u. U. schon leicht verbraunt, die Bodenentwicklung tendiert in Richtung Braunerde. Verdichtete Schichten im Unterboden können zur Ausbildung von zumeist schwach ausgeprägten Pseudogleyen (Stauwasserböden) führen (vgl. BURGHARDT & al. 2009).

Daneben existieren im urbanen Raum aber auch Böden, deren Dynamik und Entwicklung so stark von natürlichen Prozessen abweicht, dass sie gesondert behandelt werden müssen, wie z. B. die **Hortisole** (Kap. 4.4). Friedhofsböden, die durch tiefgründiges Umgraben bei der Anlegung der Gräber entstanden sind, werden als **Nekrosole** bezeichnet (BLUME 1992). Sie sind aber nicht Bestandteil der deutschen Bodensystematik nach AG BODEN (2005). Sie sind bis in große Tiefen aufgelockert und weisen relativ hohe Humusgehalte auf, wobei die Mischung zwischen humosem Oberbodenmaterial und Unterbodenmaterial sehr ungleichmäßig ist und zwischen den Gräbern auch ungemischte Partien auftreten können. Selbst auf Friedhöfen kann es zu einer Auftragung von mehrere Meter mächtigem Boden mit technologischen Beimengungen kommen. Auf dem Friedhof in Bochum-Hiltrop konnten SCHMIDT-BARTELT & al. (1990) Bergematerial, Asche, Bauschutt, Ziegel und Glasreste bis in 1,5 m Tiefe nachweisen.

Im Bereich von Mülldeponien oder lecken Gasleitungen bewirkt der Austritt von reduzierend wirkenden bzw. Sauerstoffmangel verursachenden Gasen (v. a. Methan) eine signifikante Veränderung der Böden, die sich äußerlich in typischen Reduktionsfarben der Böden äußert. Diese Böden werden als **Reduktosole** bezeichnet und wurden in die deutsche Bodensystematik neu aufgenommen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). In Müll-, Klärschlamm- und Hafenschlammdeponien lässt die starke mikrobielle Umsetzung unter anaeroben Bedingungen Methan entstehen, das den Sauerstoff in den Böden verdrängt und durch dessen mikrobielle Umsetzung Sauerstoff verbraucht wird. Hierdurch entstehen vor allem metallsulfidgeschwärzte Böden. Ähnliches gilt für Böden über Gasleitungsleckagen. Auch das Versickern von mikrobiell abbaubaren Treibstoffen an Straßenrändern und unter Tankstellen sowie von Öl, Teer oder anderen flüssigen Organika auf Gewerbe- und Industriestandorten lässt Reduktosole entstehen (BLUME & FELIX-HENNINGSSEN 2010). Für Reduktosole auf und neben Müll- und Klärschlammdeponien hat BLUME (1989) die mittlerweile verworfene Bezeichnung Methanosol eingeführt. Methanosole sind temporäre Böden, deren Dauer von der Methannachlieferung aus dem Deponiekörper abhängig ist (CORDSEN & al. 1990). Bei Mülldeponien endet die Reduktgasbildung nach 40 bis 60 Jahren (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Natürliche Reduktosole, in denen auch ohne Wassersättigung reduzierende Bedingungen herrschen, finden sich nur in Vulkanregionen, wo reduzierend wirkende Gase aus Magmaintrusionen in den Boden aufsteigen (BLUME & FELIX-HENNINGSSEN 2010).

Darüber hinaus existieren zahlreiche weitere Begriffe für Böden, die durch anthropogene Einflüsse direkt oder indirekt beeinflusst werden. Für Böden aus anthropogenen Ablagerungen ohne erkennbare Bodenentwicklung schlägt BLUME (1989, 1998) den Begriff **Deposol** vor. Erfolgt eine Bodenentwicklung in diesen Auftragsböden, kann dies durch die Vorsilbe "Depo" gekennzeichnet werden (z. B. Depo-Pararendzina) (RADTKE & al. 1997). Böden aus umgelagerten technologischen Substraten werden auch als **Technosole** bezeichnet. Vollständig versiegelte Böden wie unter Straßendecken werden nach BLUME (1989) als **fossile Böden** behandelt. Eine eigens für Stadtböden entwickelte Systematik der Bodentypen wurde von BURGHARDT (1996a) erarbeitet (Tab. 4).

Tab. 4: Systematische Gliederung urbaner Böden (nach BURGHARDT 1996a, verändert und gekürzt)

Bodenbildungsprozesse, Bodenmerkmale	Bodentyp
Natürliche oder technogene Substrate ohne sichtbare Humusbildung – aus Unterboden abgetragener Böden – aus umgelagertem natürlichem Substrat – aus umgelagertem technogenem Substrat – aus Gemenge umgelagerter technogener und natürlicher Substrate	Lithosole (allg.) Autolith Allolith (= Allosol) Technolith (= Technosol) Phyrolith (= Phyrosol)
Anreicherung org. Substanz in Spalten, z. B. Straßenpflaster, Terrassen	Interruptosole
Reduktion durch Sauerstoffzehrung bei Umsetzung org. Substanz und bei Methanbildung	Reduktosol
Carbonatisierung von Alkali- und Erdalkalioxiden (s. Kap. 4.3.2)	Carbonatosol
Eintrag von Stoffen in Böden – organische Flüssigkeiten (z. B. Motoröl, Treibstoff) – Partikel, z. B. Staub	Intrusole Flüssigkeitsintrusole Partikelintrusole
Versauerung durch Sulfidoxidation	Sulfosole (schwefelsaure Böden)
Tief humose, umgegrabene Böden (Humushorizont > 40 cm) – Gartenboden – Friedhofsboden (Humushorizont > 40 cm)	Hortisol Nekrosol

Gerade eine solch detaillierte Unterscheidung der Bodentypen erschwert in vielen Fällen die Ansprache des "Bodentyps", da ja gerade im urban-industriellen Raum häufig mehrere Prozesse an der Bodenbildung bzw. Bodenveränderung beteiligt sind.

Eine Übersicht über die taxonomische Behandlung anthropogener/urbaner Böden in verschiedenen Ländern (Großbritannien, Deutschland, Frankreich, Russland, Australien) liefern LEHMANN & STAHR (2007). Die Klassifikation urbaner und industrieller Böden nach der international gebräuchlichen WRB (World Reference Base for Soil Resources) wird von ROSSITER (2007) beschrieben. Eine vergleichende Kritik der unterschiedlichen national und international gebräuchlichen Systeme liefern MEUSER & BLUME (2001).

Eine weitere Möglichkeit bietet die Klassifikation städtischer Böden nach Nutzungs- und Funktionsgesichtspunkten, wie sie z. B. von REINIRKENS (1991) für die Bochumer Innenstadt auf Basis der Realnutzung durchgeführt wurde (Abb. 5). Aus der Nutzung lässt sich auf die Bodenfunktionen und ihre Beeinträchtigung sowie auf die Art und den Grad der Veränderungen (z. B. Versiegelung) rückschließen. Teilweise lassen sich auch Rückschlüsse auf die vorherrschenden Bodentypen ziehen (z. B. Hortisole in Kleingärten, Nekrosol auf Friedhöfen). Der Vorteil dieser Methode liegt in der Möglichkeit, großflächige Kartierungen auch ohne konkrete Bodenansprache im Gelände, sondern anhand von Karten (Landschaftspläne, DGK5) oder mit den Mitteln der Fernerkundung durchzuführen. Die Ergebnisse liefern wertvolle Informationen, die beispielsweise für die Flächennutzungsplanung im Rahmen einer ökologisch orientierten Stadtentwicklung oder für die konkrete Standortplanung notwendig sind, da sich etwa Flächen mit potentiellen Ablagerungen erkennen lassen. So kann für die Böden auf Flächen mit Stahlindustrie von flächenhaften Aufschüttungen technogener Substrate (v. a. Schlacke) und erhöhten Schwermetallgehalten ausgegangen werden (REINIRKENS 1991).

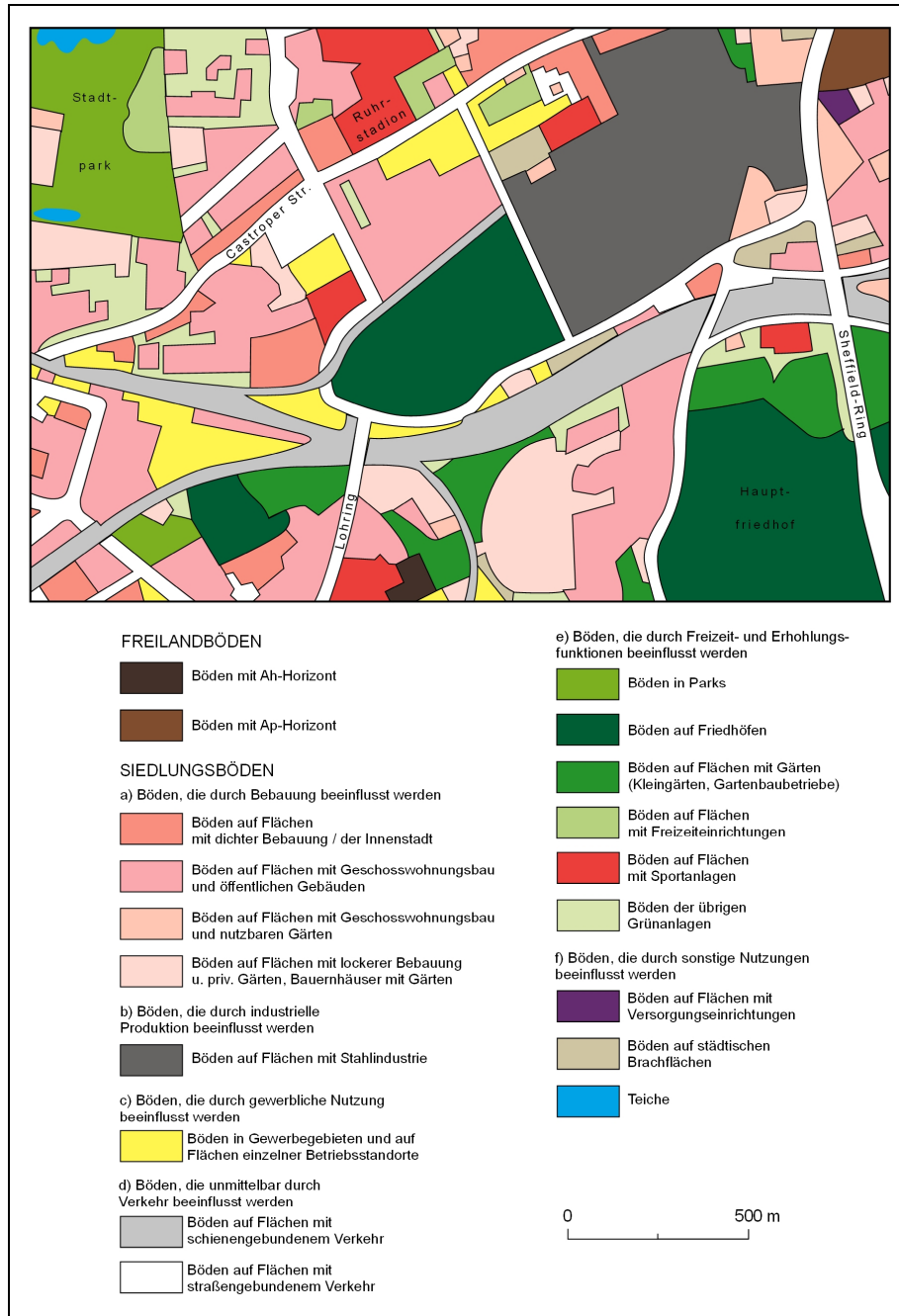


Abb. 5: Böden im östlichen Innenstadtgebiet von Bochum. Klassifikation nach Nutzungs- und Funktionsgesichtspunkten (nach REINIRKENS 1991: 112, verändert).

Ein wesentlicher Kritikpunkt der Methode ist die fehlende Berücksichtigung der früheren Nutzung des Geländes, da ja die Kontamination und Überprägung der Böden gerade während der Hochindustrialisierung und bis zum Einsetzen verstärkter Luftreinhaltemaßnahmen seit etwa 1965 erfolgte und in den letzten Jahrzehnten vermehrt Brachflächen in eine neue Nutzung überführt wurden. So unterscheiden sich etwa die Böden einer alten Parkanlage signifikant von denen eines Landschaftsparks auf einem ehemaligen Stahlwerksgelände. Zudem schafft die maßstabsabhängige Differenzierung bzw. Generalisierung der Nutzung Grenzen der Verwertbarkeit solcher Bodenkarten. Die Zusammensetzung des Bodens lässt sich häufig gar nicht aus der Nutzung ableiten. Grünanlagen können beispielsweise auf natürlichen Ausgangssubstraten oder auf technogenen Aufschüttungen, die anschließend mit einer "Mutterbodenaufgabe" überdeckt wurden, angelegt worden sein. Die

kleinräumige Variabilität urbaner Böden lässt sich ohnehin (wenn überhaupt) nur mittels konkreter Bodenuntersuchungen im Gelände erfassen.

Bei der flächendeckenden Stadtbodenkartierung der Stadt Essen wurden ebenfalls Untersuchungsprioritäten vor dem Hintergrund der aktuellen Nutzung festgelegt, um die nutzungsbedingte Exposition des Menschen für toxische Substanzen und die Empfindlichkeit des Schutzgutes zu berücksichtigen. Zudem wurden die Nutzungsgeschichte (Altlastenverdachtsflächen) und die Lage zu Emittenten berücksichtigt. Da spezielle Nutzungen häufig einen den jeweiligen Ansprüchen entsprechenden, einheitlichen Profilaufbau aufweisen, kann trotz der hohen horizontalen und vertikalen Variabilität der Stadtböden und ihrer physiko-chemischen Eigenschaften auf eine aufwendige, rasterorientierte Kartierung verzichtet werden. Eine bodennutzungstypenbezogene Kartierung unter besonderer Berücksichtigung der technogenen Substrate hat sich im Rahmen der Kartierung als sinnvoll erwiesen (SCHMIDT & MEUSER 1997).

Letztlich kann weder eine stadtbodenspezifische Nomenklatur noch eine einfache Benennung des Bodentyps nach dem Schema natürlicher Böden einer adäquaten Charakterisierung der urbanen Böden gerecht werden. Vielmehr sind eine detaillierte Beschreibung der Zusammensetzung des Bodenausgangssubstrats, dessen Genese und historischer Beeinflussung sowie der Merkmale einer Bodenentwicklung erforderlich. Im Folgenden werden die Böden entsprechend der Klassifikation nach AG BODEN (2005) benannt. Alternative Bezeichnungen nach der stadtbodenspezifischen Nomenklatur werden ggf. zusätzlich angegeben.

4 Charakteristische Stadtböden des Ruhrgebiets

4.1 Versiegelte Böden

Etwa 9 % der Gesamtfläche Europas sind Siedlungs- und Verkehrsfläche und damit potentiell versiegelt. Zunächst führten eine wachsende Bevölkerung, Industrialisierung, Gewerbe und Straßenverkehr zu großem Flächenverbrauch. Die stetige Ausweitung versiegelter Flächen in den letzten 20 Jahren war in den meisten Ländern hingegen nicht durch Bevölkerungswachstum bedingt, sondern eher die Folge einer Suburbanisierung (SCALENGHE & MARSAN 2009). In Deutschland wird der Anteil von Siedlungs- und Verkehrsflächen auf etwa 12 % beziffert (BLUME & al. 2010). Im Ruhrgebiet beträgt der Anteil etwa 38 % (RVR 2005). Es wird davon ausgegangen, dass etwa die Hälfte der Siedlungs- und Verkehrsflächen tatsächlich versiegelt ist (BIZER & LANG 2000), wobei beträchtliche Unterschiede zwischen Großstädten und kleineren Gemeinden in ländlichen Gebieten bestehen können (PENN-BRESSEL 2003). Im Bereich der Stadtkerne und Gewerbegebiete sind häufig mehr als drei Viertel der Fläche versiegelt. Von Gebäuden bzw. Asphalt und Beton verdeckte Böden sind vollversiegelt und damit vom Landschaftshaushalt weitgehend entkoppelt. Sie werden als fossile Böden behandelt (Abb. 6).

Porös versiegelte Flächen (wassergebundene Wegedecken) wie Pflaster ermöglichen noch einen gewissen Gas-, Wasser- und Stoffaustausch mit der Atmosphäre. Pflasterritzen sind zumeist mit Sand verfüllt (Abb. 7). Nachfolgend werden auch "Straßendreck" und Streugut (z. B. Schmelzkammergranulat, Sand) eingeschwenkt. Die Böden der Pflasterritzen sind stark wechselfeucht. Bei Niederschlag infiltriert dort auch das Wasser der Pflastersteine, in Trockenperioden wird die Wassernachlieferung durch kapillaren Aufstieg aus dem Unterboden hingegen durch die grobkörnige und verdichtete Tragschicht unterbunden. Die Standorte bieten Lebensraum für bestimmte Moose (v. a. *Bryum argenteum*, Silbermoos und *Ceratodon purpureus*, Purpurstieliges Hornzahnmoos) und höhere Pflanzen, die an die besonderen Lebensumstände angepasst sind (Abb. 8 & 9). Auch den Straßenbäumen dienen die porös versiegelten Böden als Wurzelraum. Dennoch bedeutet jegliche Art der Versiegelung eine deutliche Beeinträchtigung der Bodenfunktionen.



Abb. 6: Fossiler Pseudogley aus Lösslehm unter einer Schicht aus verschiedenen technologenen Substraten und versiegelter Oberfläche in der Altstadt von Mülheim an der Ruhr (2006, T. KASIELKE).



Abb. 7: Sandiger Boden einer Pflasterritze mit deutlicher Humusanreicherung in Mülheim-Speldorf (2010, T. KASIELKE).

Auf Hausdächern können sich Pionierarten wie Moose, Flechten und Algen ansiedeln. Auf manchen Flachdächern ermöglichte eine über Jahrzehnte andauernde Staubakkumulation die Entwicklung eines dünnen A/C-Bodens (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Hierbei dienen insbesondere Moose als effektive Staubfänger. Auch auf ungenutzten Verkehrsflächen führt die Zusammenschwemmung und Einwehung von anorganischen und organischen Materialien zur Bildung von sehr geringmächtigen A/C-Böden, die als Syrosem oder Syrosem-Ranker angesprochen werden können (Abb. 10). Besteht der sich bildende Horizont vorwiegend aus organischer Substanz wie im Fall einer ausgeprägten Mooschicht, kann von Felshumusböden gesprochen werden (Abb. 11). Solche Böden haben ihre Hauptverbreitung natürlicherweise in den Hochgebirgen (BURGHARDT 2002).



Abb. 8: *Herniaria glabra* (Kahles Bruchkraut) als typische Art wenig betretener Pflasterritzen am S-Bahnhof Bochum-Langendreer (2006, A. JAGEL).



Abb. 9: *Sagina procumbens* (Niederliegendes Mastkraut) in Pflasterritzen der Ruhr-Universität Bochum. Die "frischen" Sande stammen aus dem strengen Winter 2009/2010, in dem den Städten das Streusalz ausging (2010, T. KASIELKE).



Abb. 10: Syrosem aus zusammengeschwemmtem Ziegelbruch, Glas, Sand, Kies und Pflanzenresten mit Moosbewuchs über Steinplatten-Pflaster im Landschaftspark Duisburg-Nord (2010, C. BUCH).



Abb. 11: 'Felschumusboden' aus Moos auf einem Flachdach in der Mülheimer Innenstadt (2010, T. KASIELKE).

4.2 Böden aus umgelagerten natürlichen Substraten

Grundsätzlich unterliegen Böden aus Aufträgen natürlicher Substrate einer ähnlichen Entwicklung wie diejenigen aus natürlichen Sedimenten. Dies gilt etwa für angelegte Straßenböschungen aus umgelagertem Lösslehm. Da die Umlagerung natürlicher Sedimente zumeist im Zuge von Baumaßnahmen erfolgt, weisen die Ablagerungen häufig 1-5 % Bauschutt auf (Abb. 12), was in den Böden eine Anhebung des pH-Werts bewirkt. Dies hat durchaus positive Effekte auf das Bindungsvermögen für Nähr- und Schadstoffe und fördert das reiche Auftreten von Regenwürmern (BURGHARDT 1994). Im Folgenden wird näher auf die Böden der Bergehalden und Bahnanlagen eingegangen, wobei anzumerken ist, dass diesen häufig auch anthropogene Substrate beigemischt sind (Abb. 13).



Abb. 12: Braunerde aus umgelagerten natürlichen Substraten mit Beimengungen von Siedlungsschutt in Bochum Weitmar (2005, B. STUMPE).



lehmiger Sand mit 50 % Bauschutt, einzelne Teerstücke

lehmiger Sand mit Ziegeltrümmern, vereinzelte Koks- u. Kohlesplitter

lehmiger Schluff, vereinzelte Koks- u. Ziegelsplitter

lehmiger Schluff

Abb. 13: Pararendzina im ehemals bebauten Bereich des Kokereigeländes der Zeche Mont Cenis I/III in Herne-Sodingen (TÜSELMANN 1996, ergänzt).

4.2.1 Böden auf Bergematerial

Einer besonderen Entwicklung unterliegen die im Ruhrgebiet so häufigen Ablagerungen von Bergematerial des Steinkohlenbergbaus (Abb. 14 & 15). Im Ruhrgebiet nehmen die Bergehalden eine Fläche von 26,6 km² ein (Haldenkataster RVR, erstellt durch Team 9.2, Stand 2009, frdl. schriftl. Mitt.), hinzu kommen viele kleinräumige Verfüllungen mit Montansubstraten. Im Essener Norden sind von 2000 ha Freifläche ca. 210 ha mit Montansubstraten bedeckt (AUBE 1986). Das frische Bergematerial ist zunächst schwach alkalisch. Durch Verwitterung des häufig enthaltenen Pyrits entsteht Schwefelsäure, was innerhalb weniger Jahre zu sulfatsauren Böden mit pH-Werten von z. T. < 3 führt und mit entsprechenden Auswirkungen auf die Vitalität und Artenzusammensetzung der Vegetation verbunden ist (Abb. 16). Bereits nach wenigen Jahren steigen die pH-Werte aber wieder an (HILLER 1997, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). In englischen Industriestädten dominieren Böden aus Bergematerial derart, dass dort (im Gegensatz zu den meist neutralen bis alkalischen Stadtböden Mitteleuropas) sehr saure Böden mit entsprechend acidophiler Stadtflora vorherrschen (ASH 1991, HARRIS 1991). Aufgrund der geringen Wasserspeicherkapazität des grobporigen Bergematerials sind Haldenstandorte trocken. Hinzu kommt, dass bei noch fehlender Vegetationsbedeckung und Beschattung sich die dunklen Oberflächen der Halden, insbesondere in Südexposition, stark aufheizen können. In Kombination mit den geringen Nährstoffgehalten stellen die Böden auf Bergematerial somit für Pflanzen schwer zu besiedelnde Standorte dar. Auf steilen Hängen fehlt häufig ein Bewuchs, da Erosion und Materialbewegungen ein Verwurzeln der Pflanzen erschweren. Auf aktiven oder sehr jungen Halden kommt es durch den Austritt salzhaltiger Sickerwässer zum Auftreten von salzliebenden Arten. Beispielsweise konnten auf der Halde Hoheward in Herten Bestände des Salzschwadens (*Puccinellia distans*) nachgewiesen werden. Diese Art wächst ausschließlich auf salzhaltigen Böden (Abb. 17). Da das Salz relativ schnell aus dem Haldenkörper ausgewaschen wird, verschwinden diese Vorkommen zumeist nach wenigen Jahren.



Abb. 14: Künstlerisch gestaltete Bergehalde mit beginnender Vegetationsentwicklung (Rungenberghalde, Gelsenkirchen). Die Auftragsböden ohne erkennbare Bodenentwicklung (Lithosole) dürften sich mit zunehmendem Alter und Vegetationsetablierung hier über das Stadium des Lockersyrosems hin zum Regosol entwickeln (2009, T. KASIELKE).



Abb. 15: Regosol aus Bergematerial auf einer Brachfläche der Zeche Bismarck in Gelsenkirchen (2007, T. KASIELKE).

Da das Bergematerial noch feine Reste an Steinkohle enthält und früher auch brennbares Material wie Sägespäne und Rückstände aus abgebaggerten Kohleschlammteichen auf den Halden verkippt wurden, kam es regelmäßig durch Selbstentzündung zum Haldenbrand. Manche Halden haben über Jahrzehnte gebrannt. Bei ausgebrannten Halden ist das Material

fest zusammengebacken und an seiner roten Farbe zu erkennen (BISLER 1969). Auch der Tennenbelag von Sportplätzen ("Ascheplätze") besteht häufig aus gebranntem Bergematerial (STEINWEG & al. 2010). Im nördlichen Ruhrgebiet findet sich in den Halden auch Abteufmaterial, das beim Durchstoßen des Deckgebirges anfiel. Reine Abteufhalden sind jedoch selten (BISLER 1969).



Abb. 16: *Aira praecox* (Frühe Haferschmiele) auf stark saurem Boden der ehemaligen Zeche Hannover in Bochum (2009, A. JAGEL).



Abb. 17: *Puccinellia distans* (Gewöhnlicher Salzschwaden) auf der Halde Hoheward in Herten. Das Auftreten der Art ist dem Austritt salzhaltiger Sickerwässer zuzuschreiben (2003, A. JAGEL).

4.2.2 Böden auf Gleisschottern

Von den insgesamt 2000 km Eisenbahnnetz im Ruhrgebiet liegen heute mehr als ein Drittel brach (RVR 2005). Ungenutzte Gleise stellen somit relativ große Flächen für spontane Vegetationsentwicklung dar, wodurch auch die Bodenentwicklung beeinflusst wird (Abb. 18).



Abb. 18: Wiederbesiedlung des fast 100 ha großen ehemaligen Güterbahnhofs in Duisburg-Wedau (2009, T. KASIELKE).



Abb. 19: Braunerde (Partikelintrusol), schwach pseudovergleyt auf über 100-jährigem Gleisstandort des ehem. Güterbahnhofs in Essen-Frintrop aus Schlacken über Aschen über Bergematerial über tiefer Asche (2009, P. GAUSMANN).

Als Gleisschotter von Bahnanlagen werden vorwiegend gebrochene, harte magmatische Gesteine (z. B. Basalt) verwendet (BLUME 1992, HILLER 2000). Je nach Region werden aber auch Kalksteine oder Eisenhüttenschlacken verwendet. Die Bereiche zwischen den Gleisen wurden meist mit einer Mischung technogener Substrate verfüllt. Durch diesen Materialauftrag wurde die Geländeoberfläche im Gleisbereich um bis zu 2 m gegenüber dem umliegenden Gelände erhöht. Die groben Schotter mit ihrem niedrigen Feinbodengehalt haben eine sehr geringe Wasserspeicherkapazität, was sie in Kombination mit der Nährstoffarmut zu extremen Standorten für Pflanzen macht (KASIELKE & JAGEL 2009). Die Poren der Schotter sind teilweise mit stark belasteten Substraten verfüllt – ein weitverbreitetes Phänomen auf verlassenen Bahnanlagen (HILLER 2000, Abb. 19). Hierzu zählen vor allem Aschen von kohleverbrennenden Dampflokomotiven, die noch unvollständig verbrannte Reste von Steinkohle enthalten (BLUME 1992, HILLER 2000). Entsprechendes stellt auch GILBERT (1994) für Bahnkörper in Großbritannien fest. HILLER (2000) untersuchte die Entwicklung und Eigenschaften verschieden alter Gleisstandorte auf dem Rangierbahnhof Hohenbudberg bei Duisburg-Friemersheim. Die z. T. völlige Auffüllung der Schotterzwischenräume bis zur Oberkante der Bahnschwellen in den ältesten Zonen des Verschiebebahnhofs ist auf die Aschenentsorgung der Dampfloks zurückzuführen. Zumeist wurde die Asche während der Fahrt durch einen Rost unter der Brennkammer in das Gleisbett zwischen den Schienen abgerüttelt und dann von Niederschlägen in die Schotterzwischenräume eingewaschen. Die genaue Zusammensetzung und das Maß der Porenverfüllung am untersuchten Rangierbahnhof sind abhängig vom Alter des Standorts. Alte Gleise, die zwischen 1907 und 1935 angelegt wurden, sind nach den Untersuchungen von HILLER (2000) hauptsächlich mit Aschen von Dampflokomotiven gefüllt. Jüngere Gleise zeigten allenfalls eine geringere Verfüllung der Poren. In Gleisschottern, die erst nach 1975 – dem Zeitpunkt der Umstellung von Dampf- auf Dieselloks – aufgeschüttet wurden, konnten keine Aschen in den Poren gefunden werden. Diese Unterschiede wirkten sich auch auf die Vegetationsentwicklung nach der Nutzungsaufgabe im Jahr 1986 aus. Auf den bereits vor 1910 angelegten Gleisen, deren Poren mit Feinmaterial verfüllt sind, hatte sich bis 1993 bereits ein dichter Birkenbestand mit ausgeprägter Krautschicht entwickelt. Auf den bis 1935 angelegten Gleisen dominierten tief wurzelnde Kräuter wie *Senecio inaequidens* und *Geranium robertianum*. Auf den noch jüngeren Gleisen wuchsen *Betula pendula*, *Buddleja davidii* und *Verbascum densiflorum*. Eine ausgeprägte Krautschicht fehlte. Obwohl die meisten Flächen nur eine sehr lockere Vegetationsbedeckung aufwiesen, waren die tieferen und feinerdehaltigen Bodenschichten intensiv von wenigen Individuen durchwurzelt. Die Ergebnisse zeigen, dass die Vegetationsentwicklung auf ungenutzten Gleisstandorten sehr schwierig ist. Wasser- und Nährstoffbedarf müssen fast ausschließlich über das Feinmaterial der Porenverfüllungen gedeckt werden. Insbesondere auf den seit 1975 angelegten Gleisen ist die Vegetationsentwicklung aufgrund fehlender Feinerdeanteile stark limitiert (HILLER 2000).

Beobachtungen der Verfasser an einem stillgelegten Gleis in Duisburg-Wedau zeigten, dass für den Bau des Gleiskörpers ein Gemisch aus gebrochenem Naturstein und poröser Schlacke verwendet wurde (Abb. 20). Durch eingewehtes Laub und abgestorbene Pflanzenteile hatte sich eine dünne Humusaufgabe gebildet (Abb. 21). Der Profilaufschluss belegt, dass sich in den Zwischenräumen der Schotter viel humoses Feinmaterial angesammelt hat. Der Boden wäre demnach als Regosol anzusprechen (Abb. 22). Der pH-Wert des Feinbodens betrug 6,9, was sich nicht mit der natürlicherweise sauren Bodenreaktion eines Regosols deckt. Eine mikroskopische Durchsicht der Porenfüllung konnte die von HILLER (2000) beschriebene materielle Zusammensetzung bestätigen. Der neutrale pH-Wert ist auf die enthaltenen alkalischen Aschen zurückzuführen. Die mit bloßem Auge erkennbaren Aschepartikel konnten anhand des mikroskopisch feinen, nicht verbrannten Steinkoh-

lenstaubs als Verbrennungsrückstand der Dampflok identifiziert werden. Diese carbonathaltigen Aschen puffern auch noch nach Jahrzehnten Säure, was durch einen Säurepuffer-test mit 10 %-iger HCl-Lösung bestätigt werden konnte. Da die Aschen auch wichtige Pflanzennährstoffe wie K, Mg und P enthalten, verbessern sie die Nährstoffverfügbarkeit auf den primär nährstoffarmen Gleisschottern (vgl. HARDER 1984). Aus botanischer Sicht ist dieser Gleisabschnitt aufgrund des massenhaften Auftretens von *Draba muralis* besonders interessant (KASIELKE & JAGEL 2009).



Abb. 20: Gleisschotter aus gebrochenem Naturstein und Hochofenschlacke (2010, T. KASIELKE).



Abb. 21: Humusauflage eines brachliegenden Gleisabschnitts (2010, T. KASIELKE).



Abb. 22: Regosol (Partikelintrusol) eines älteren Gleisschotterkörpers mit der typischen Akkumulation von Humus und Feinmaterial zwischen den Schottern (2010, T. KASIELKE).



Abb. 23: Humusanreicherung auf Pech in einem Birkenwald im Bereich der Teerdestillation der ehemaligen Kokerei König Ludwig I/II in Recklinghausen-Suderwich (2010, P. GAUSMANN).



Abb. 24: Gichtgasschlamm über Bauschutt und Bergematerial im Landschaftspark Pluto-Wilhelm in Herne-Wanne (2008, P. GAUSMANN).

4.3 Böden aus technogenen Substraten

Aufgrund der großen Bandbreite technogener Substrate hängen Bodenentwicklung und Bodeneigenschaften stark von der Art des Substrats ab. Häufige anthropogene Substrate im Ruhrgebiet sind Bauschutt, Schlacken, flüssige Industrieabfälle (Abb. 23), Industrie-

schlämme (Abb. 24) und Aschen. Zu letzteren gehören nicht nur die "klassischen" Aschen (z. B. aus Hausbrand, Müllverbrennung) sondern auch die Verbrennungsrückstände der Staubfeuerung in Koks und Kohle verbrennenden Kraftwerken (Kesselsand, Schmelzkammergranulat) sowie die Flugaschen. Eine Übersicht über die verschiedenen Aschen und Schlacken liefern DOHLEN & STEINWEG (2009). Einen Bestimmungsschlüssel für die häufig im Gemenge auftretenden natürlichen und technogenen Substrate in Böden städtisch-industrieller Verdichtungsräume hat MEUSER (1995) erarbeitet.

Bauschutt (Abb. 25 & 26) ist aufgrund des kalkhaltigen Mörtels carbonatreich und bewirkt somit eine neutrale bis alkalische Bodenreaktion. Aus Bauschutt kann sich innerhalb von Jahrzehnten eine steinreiche Pararendzina entwickeln (GILBERT 1994, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Im Ruhrgebiet weitverbreitet ist Bauschutt vor allem als Trümmerschutt des Zweiten Weltkriegs. In Essen fielen nach dem Zweiten Weltkrieg 15 Mio. m³ Trümmerschutt an. Das Material wurde zur Auffüllung von Bergsenkungen, Tälern und Vertiefungen und zur Erschließung von Industrieflächen eingesetzt (KAMIETH 1990, HILLER 1996). Teile des Trümmerschutts verblieben auch in den Städten und stellen dort vermengt mit natürlich entstandenen Substraten das Ausgangsmaterial neuer Böden. In einer Untersuchung von HERGET (1992) zu Gelsenkirchener Stadtböden wurden in 77 % aller Bodenproben Ziegel- und in 41 % Mörtelbeimengungen registriert. Daneben enthielten die Böden auch Schlacke, Metall, Glas, Keramik und Natursteinbruchstücke. Derartige Böden sind steinreich und aufgrund der enthaltenen Mörtelbrocken neutral bis schwach alkalisch. Ziegel und Mörtel sind porös und vermögen damit relativ gut Wasser zu binden. Da die Bruchstücke selbst jedoch nicht durchwurzelbar sind, handelt es sich bei niedrigem Grundwasserstand häufig um trockene Standorte. Schon der frische Bauschutt kann erhöhte Schwermetallgehalte (am deutlichsten für Cd, Pb und Zn) aufweisen. Hohe Pb-Gehalte können z. B. durch korrodierte Wasserleitungen verursacht werden. Besonders schadstoff erhöhend wirken sich Bauschuttgemenge aus, in denen neben den generell weniger belasteten Ziegeln und Mörteln weitere technogene Substrate partikulär eingebunden sind (z. B. Spachtelmassen, Beläge, Anstriche, Lacke). Vor allem in Industriebauschutt ist auch mit einer Belastung durch Benzo(a)pyren zu rechnen. Straßenaufbruch aus Teerasphalt muss (im Gegensatz zu bituminösem Asphalt ohne Teerbeimengungen) als äußerst PAK-kontaminiert eingestuft werden (MEUSER 1996). Solange jedoch eine neutrale Bodenreaktion herrscht, ist die Mobilität der Schadstoffe gering (BLUME 1998).



Abb. 25: Vorübergehende Deponierung von Bauschutt auf dem Gelände des ehemaligen Güterbahnhofs in Bochum-Dahlhausen (2010, A. JAGEL).



Abb. 26: Bauschutt im Landschaftspark Duisburg-Nord (2010, C. BUCH).

Böden aus **Flugaschen** sind schluffig-feinsandig, humus- und nährstoffreich, schwach kalkhaltig und locker. Auch ihre hohe nutzbare Feldkapazität macht sie zu produktiven Pflanzenstandorten, die sich aufgrund der hohen Schwermetallgehalte aber allenfalls für den Anbau nachwachsender Rohstoffe eignen (BLUME 1998). Früher wurden die Flugaschen oftmals auf Monodeponien (Spülfelder) verbracht (DOHLEN & STEINWEG 2009). Im Essener Norden, im Umfeld der Zechensiedlung Karnap, wurden natürliche Böden z. T. mehrere Meter mächtig mit Flugaschen aus dem nahe gelegenen Kraftwerk überspült. Nach Beendigung des Auftrags wurden die Böden geringmächtig mit Oberbodenmaterial überdeckt. Die so entstandenen Böden wurden in der Folgezeit häufig als Acker oder Grünland genutzt oder es wurden Kleingärten auf ihnen errichtet (HILLER & MEUSER 1998).

4.3.1 Böden auf Industrie- und Gewerbegebieten

Böden in Industrie- und Gewerbegebieten sind häufig von Bauschutt, Schlacke und Asche durchsetzt (Abb. 27) und vielfach stark verdichtet (REBELE & DETTMAR 1996). Ihr gemeinsames Merkmal ist jedoch weniger ein einheitliches Ausgangssubstrat als vielmehr eine starke Kontamination mit betriebs- und produktionsspezifischen Schadstoffen (Abb. 28), weshalb diese Böden hier gemeinsam behandelt werden.



Abb. 27: Typische Gemengeablagerung unterschiedlicher technogener Substrate (Bauschutt, Industriesubstrat) im Landschaftspark Duisburg-Nord (2010, C. BUCH).

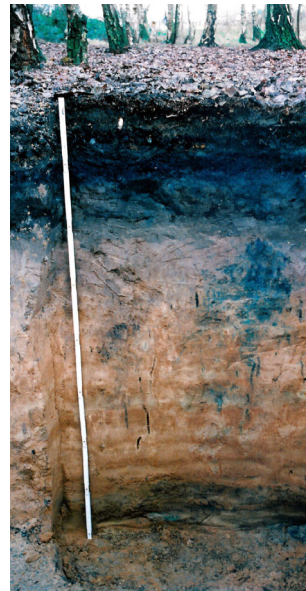


Abb. 28: Parabraunerde unter einem Gemenge von schluffigem Sand, Koks- und Kohlebruchstücken, Ziegelsplittern und Asche über Sandlöss auf dem Kokereigelände der ehem. Zeche Mont Cenis in Herne. Die blaue Farbe resultiert aus kokereibürtigem Fe-Cyanid (sog. Berliner Blau) (TÜSELMANN 1996).

Hüttenwerke und metallverarbeitende Industrie bewirken eine starke Kontamination mit Schwermetallen. So sind beispielsweise Böden im Emissionsgebiet von Zinkhütten generell stark mit den Schwermetallen Blei, Cadmium und Zink belastet. Die Metalle stammen einerseits aus den Staubemissionen beim Prozess der Zinkgewinnung als auch von Schlamm- und Aschehalden, die in der Regel auf dem Werksgelände oder der näheren Umgebung ohne Schutzeinrichtungen vor Windastrag deponiert werden. Die Stärke der Belastung ist hier insbesondere von der vorherrschenden Windrichtung sowie dem Einwirkungszeitraum abhängig, wobei die Emissionen durch Einführung neuer Verfahren und Anlagen verringert wurden. Um 1890 wirkten sich die Emissionen einer Zinkhütte im Norden Duisburgs derart

schädlich auf die Umwelt aus, dass die Betreiber gerichtlich gezwungen wurden, den Bauern das Gelände abzukaufen, auf dem der Pflanzenbewuchs durch die starke Belastung vernichtet wurde (SPONA & RADTKE 1990). In den zumeist durch Schlacke und Bauschutt alkalisierten Böden sind die Schwermetalle zunächst kaum löslich, werden aber mit zunehmender Bodenversauerung mobiler und können somit toxisch wirken und das Grundwasser belasten.

Auch die Gasgewinnung aus Steinkohle hat zu starken Bodenbelastungen geführt. Die bei der Entschwefelung des Stadtgases gebrauchten Eisenoxide wurden auf den Gaswerksgeländen abgelagert. Sie enthielten neben Metallsulfiden auch Fe-Cyanide und führten durch spätere Sulfidoxidation zu einer starken Versauerung (vgl. Kap. 4.2.1). Zudem wurden die Böden durch Teer bis in 10 m Tiefe von vielen organischen Schadstoffen (Benzol, Phenole, Naphthalene, Carbazole, Xylen, u. a.) kontaminiert.

Böden auf (ehemaligen) Schrottplätzen sind ebenfalls stark durch eine ganze Reihe von Schwermetallen belastet. Dazu kommen Schadstoffe wie Cyanide, Säuren und Basen, die zur Metallreinigung verwendet wurden sowie Öle und polychlorierte Biphenyle (PCBs). Starke Verdichtung der Böden und der Abbau infiltrierter Öle haben zu stark reduzierenden Bedingungen geführt (BLUME 1998).

4.3.2 Böden aus Schlacken im Bereich von Eisenhütten

In der Umgebung von Eisenhütten finden sich häufig Ablagerungen von Eisenhüttenschlacke (Abb. 29 & 30). Hierbei unterscheidet man zwischen Hochofen- und Stahlwerksschlacken, die bei der Produktion von Eisen bzw. Stahl entstehen (DOHLEN & STEINWEG 2009). Die Farbe der Schlackenhalde reicht vom dunklen Schwarzgrau bis zum hellen Weiß. Ebenso unterschiedlich wie seine Farbe ist die Struktur des Schlackenmaterials. Flüssig gekippte Schlacke ist langsam erkaltet und weist eine massige Struktur auf. Wurde die Schlackenschmelze mit Wasser abgekühlt, entsteht grobporige Stückschlacke, die als Hüttenbims bezeichnet wird (BISLER 1969, HILLER & MEUSER 1998). Hochofenschlacken bestehen aus etwa 40 % CaO, 35 % SiO₂ sowie aus Al- und Mg-Oxiden (ca. 11 % bzw. 8 %) (DRISSEN 1991, DOHLEN & STEINWEG 2009). Der häufig enthaltene Kohlenstaub ist Hauptursache des weiten C/N-Verhältnisses (BLUME 1998), der jedoch nicht die realen Bedingungen für Stoffumsetzung und mikrobielle Aktivität widerspiegelt. Bezüglich des Schwermetallgehaltes muss zwischen Hochofen- und Stahlwerksschlacken unterschieden werden. Lediglich bei den Stahlwerksschlacken sind die Werte für Cu, Ni, Pb, Zn und v. a. Cr im Vergleich zu natürlichen Substraten stark erhöht (MEUSER 1996). Die pH-Werte eines Bodens auf Hochofenschlacke sind stark alkalisch, in Senken und Pfützen können sogar pH-Werte von 12,3 erreicht werden (BURGHARDT 2002). In Mitteleuropa, wo die pH-Werte im Boden natürlicherweise nicht über 7-8 hinausgehen, sind solch extreme Werte auf natürlichen Standorten nicht anzutreffen. Ähnlich hohe pH-Werte treten nur in Salzböden (sog. Solonchake) in semi- bis vollariden Klimaten auf und sind in Europa auf kleine Flächen der südlichen Ukraine, der Balkanländer und Spanien beschränkt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Durch die Verwitterung der Calciumsilikate der Schlacke wird Calcium freigesetzt, das mit dem Luftsauerstoff zu Calciumoxid oxidiert. Durch Lösung in Wasser entsteht Kalklage mit entsprechend hohen pH-Werten. Durch Reaktion mit dem CO₂ aus der Atmosphäre kommt es dann zu carbonatischen Mineralneubildungen. Die Carbonate verkitten die ursprünglich singulären Schlackenaggregate und es bilden sich verfestigte, aber weiterhin grobporige Schlackenkörper. Hierdurch kann eine spätere Durchwurzelung deutlich erschwert werden (BURGHARDT 2002, HILLER & MEUSER 1998). Den so entstandenen Boden würde man nach Tab. 4 als Carbonatosol bezeichnen. Derartige Bildungen von Carbonatkrusten (sog. Calcrete, Caliche) sind in natürlichen Böden Mitteleuropas nicht anzutreffen. Sie finden sich

natürlicherweise in (semi-)ariden Klimaten (besonders verbreitet im südlichen Afrika) und werden selbst dort überwiegend als Vorzeitformen gedeutet (BUSCHE & al. 2005).

Durch sauren Regen können die Carbonatkrusten an der Oberfläche gelöst werden. Im Zusammenspiel mit physikalischer Verwitterung kommt es so an der Oberfläche zur Vergru-
nung des Materials (HILLER & MEUSER 1998). Durch atmosphärischen Säureeintrag sinken auch die anfänglich sehr hohen pH-Werte auf ein neutrales bis schwach alkalisches Niveau (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Insgesamt sind die trockenen Schlackenböden extrem lebensfeindlich und von Pflanzen kaum zu besiedeln (BLUME 1998).



Abb. 29: Mächtige Schlackenablagerung im Bereich des ehemaligen Manganerzlagers im Landschaftspark Duisburg-Nord (2010, C. BUCH).



Abb. 30: Geschichtete Schlacken im Landschaftspark Duisburg-Nord (2010, C. BUCH).



Abb. 31: Initiale Bodenbildung (Syrosem bzw. Carbonatosol) durch spärliche Vegetationsentwicklung auf mächtigen Ablagerungen von Hochofenschlacke in Duisburg-Beeck (2009, T. KASIELKE).



Abb. 32: *Grimmia pulvinata* als eine der wenigen Arten auf den alkalischen Schlacken in Duisburg-Beeck (2009, T. KASIELKE).

Als Beispiel für typische Böden und Substrate im Bereich von Eisenhütten dient im Folgenden das Gelände einer ehemaligen Sinteranlage in Duisburg-Beeck. Ab etwa 1910 begann hier die industrielle Nutzung auf zuvor landwirtschaftlicher Fläche. Nach einer Aufhaldung von Bergematerial erfolgte vor allem im Südwesten der Fläche später die Ablagerung von Schlacken. In speziellen Eisenbahnwagons wurde Eisenhüttenschlacke der benachbarten Hochöfen angeliefert und hier zum Erkalten gebracht. Bis zur Mitte der 90er Jahre wurde das Gelände von einer Schlackenaufbereitungsfirma genutzt. Die Ablagerungen wurden ausgebagert, um im Straßenbau eine neue Verwendung zu finden (SEIPEL 2005). Am Rand einer solchen Abgrabung sind die geschichteten Schlackeablagerungen zu erkennen (Abb. 31).

Die Schichtung geht auf den Wechsel von flüssig gekipptem und lockerem Material zurück. SEIPEL (2005) konnte auf einer etwa zehn Jahre alten Brache pH-Werte von 7-9 nachweisen. Aufgrund der zunächst extrem alkalischen Bodenreaktion erfolgt die Vegetationsentwicklung sehr langsam (Abb. 32).

4.4 Gartenböden (Hortisole)

Böden in Klein- und Privatgärten sind zumindest im Bereich der Beete (Grabeland) durch langjährige, intensive Gartenkultur (tiefes Umgraben, häufige Zufuhr von organischer Substanz, der bei der Kompostierung auch Mineralboden beigemischt wurde) geprägt. Solche Böden werden als Hortisole bezeichnet. Ihr diagnostisches Merkmal sind mächtige, tiefhumose Oberböden. Hält die gärtnerische Nutzung mehrere Jahrhunderte an, kann der humose Oberboden eine Mächtigkeit von 1,5 m erreichen (BLUME 1992). Hortisole sind aufgrund der gärtnerischen Pflege reich an Nährstoffen (v. a. Phosphat, Kalium) und können diese aufgrund der hohen Humusgehalte und des neutralen pH-Werts auch gut speichern (BLUME 1992, WITTIG 2002). Zudem gibt es wohl kaum Böden in der Stadt, die in Trockenperioden so regelmäßig bewässert werden.

Neben der hohen Fruchtbarkeit der Gartenböden haben sie zumindest in Industrieregionen noch ein weiteres charakteristisches Merkmal: Sie sind häufig stark mit Schwermetallen belastet (BLUME 1998, BURGHARDT & al. 1990) und weisen trotz der gärtnerischen Nutzung erstaunlich hohe Anteile an technogenen Substraten auf (HILLER & MEUSER 1998). Die Schadstoffe stammen meist aus absichtlich zugesetzten Materialien wie Aschen des Hausbrands, Müll, Schlacke oder Klärschlamm (GILBERT 1994, SCHMIDT & MEUSER 1997). Daneben können aber auch die vorige Nutzung des Geländes sowie Einträge aus Straßenverkehr und Industrie eine Rolle spielen (BLUME 1998). So waren die Böden einer von MARSCHNER & al. (2010) untersuchten Duisburger Kleingartenanlage v. a. durch Immissionen der umliegenden Hochöfen, Stahlindustrie und einer Zinkhütte belastet und wiesen sehr hohe Cd- und Zn-Gehalte auf. Auch die Pb-Gehalte waren mit etwa 500 mg/kg etwa doppelt so hoch wie die Hintergrundwerte von Ballungsgebieten in NRW von ca. 230 mg/kg. Im Fall einer Kleingartenanlage in Wuppertal waren Altablagerungen die wesentliche Belastungsursache. Die Anlage wurde 1915 auf Altablagerungen aus Industrie- und Gewerbemüll errichtet und ist v. a. durch hohe Pb-Belastungen gekennzeichnet. Aufgrund hoher pH-Werte ist das Blei sehr immobil und damit nur schlecht pflanzenverfügbar, weshalb für den Gartenanbau (Pfad Boden-Pflanze) keine Gefahren bestehen. Aufgrund der hohen Gesamtgehalte besteht für den Direktpfad Boden-Mensch jedoch ein erhöhtes Risiko, wovon insbesondere spielende Kinder betroffen sind (MARSCHNER & al. 2010).

Nicht selten wurden ehemalige Deponiestandorte (z. B. Müllkippen, Flugaschespülfelder) in Kleingärten verwandelt (BISLER 1969). Im Fall eines ehemaligen Flugaschespülfeldes in Essen-Karnap wurde der Untergrund durch die Stadtbewohner durch "bodenverbessernde" Maßnahmen (Zuschlag von Kompost, Sand, Kalk) kulturfähig gemacht und zunächst nur Futter für Kleintiere angebaut. Die mittlerweile mehr als 60-jährige gärtnerische Bewirtschaftung hat zur Entstehung von Hortisolen geführt (HILLER & MEUSER 1998). Ein weiteres Beispiel bietet eine von MEUSER & al. (1998) untersuchte Brache in einem Essener Gewerbegebiet. Der Standort wurde vor dem Zweiten Weltkrieg als Kippengelände genutzt, auf dem insbesondere Bauschutt und Aschen abgelagert wurden. Nachfolgend wurde das Gelände als Gartenfläche genutzt, sodass ein 0,5 m mächtiger humoser Oberboden entstand. Der entstandene Hortisol aus einem Bauschutt-Bodenaushub-Aschen-Gemenge weist insbesondere hohe Werte an Cd, Pb, Zn und PCBs auf.

Da der Anbau von Nahrungsmitteln in Gärten früher viel verbreiteter war als heutzutage, liegen viele der Hortisole heute unscheinbar unter einer Grasnabe versteckt oder sind einem Neubaugebiet gewichen (Abb. 33).



Abb. 33: Reliktischer Hortisol mit Beimengungen von Siedlungsschutt (u. a. Porzellan) nahe der ehemaligen Zeche Hannover in Bochum (2005, T. KASIELKE).

4.5 Böden am Straßenrand

Böden am Straßenrand sind durch Immissionen des Verkehrs und Streusalzeinträge besonderen Belastungen ausgesetzt. Für die Straßenbäume der Städte bedeutet dies ein Leben auf einem Extremstandort. Hinzu kommen Beimengungen anthropogener Substrate in den meist aufgetragenen Straßenrand- und Mittelstreifenböden. Untersuchungen von LANTERMANN (1988) an der Königsallee und der Universitätsstraße in Bochum ergaben z. T. sehr hohe Skelettgehalte, die sich hauptsächlich aus Ziegelschutt, Mörtel, Glasscherben und Schlacke zusammensetzten.

Verkehrsbedingte Schwermetallquellen sind Abrieb von Reifen und Bremsbelägen, Tropfverlust von KFZ-spezifischen Flüssigkeiten, Emissionen der Kraftstoffverbrennung sowie Korrosionsprodukte und Fahrabrieb (HILLENBRAND & al. 2005). Trotz mittlerweile fast ausschließlich verwendeter bleifreier Kraftstoffe kann daher im Straßenwasserabfluss dennoch eine hohe Bleibelastung festgestellt werden (GÄTH & FREDE 1990). Vorwiegend durch Spritzwasser, aber auch durch Auswehung von Staubpartikeln, an die Schwermetalle gebunden sind, kommt es am Straßenrand zu erhöhten Schwermetallgehalten (Abb. 34). Auffällig ist die drastische Abnahme der Bleigehalte bis zu einer Entfernung von etwa 40 m von der Straße, was darauf schließen lässt, dass sich die Anreicherung verkehrsbedingter Spurenstoffe auf den unmittelbaren Spritzwasserbereich konzentriert. Die Höhe der Schadstoffkonzentrationen wird wesentlich von der Verkehrsstärke bestimmt, aber auch von der räumlichen Ausbreitung der Stoffe, welche wiederum vom Relief (Straßenwasserabfluss, Bodenerosion auf straßenbegleitenden Ackerflächen), den Windverhältnissen und der Vegetation (Filterwirkung) beeinflusst wird (ZUZOK & BURGHARDT 1987, REINIRKENS 1991).

In der Stadt Essen wachsen auf 210 km² Stadtfläche 41.000 Straßenbäume. Eine Untersuchung von Böden der Baumbete ergab deutlich erhöhte Schwermetallgehalte, v. a. von Cadmium, Kupfer und Zink. Die Bleikonzentrationen lassen einen deutlichen Zusammenhang mit der Verkehrsstärke erkennen. Insgesamt zeichnen die Schwermetallbelastungen deutlich die Straßenwirkung nach, lassen aber auch die hohe Hintergrundbelastung der Essener Stadt erkennen. Zum Teil waren die Schwermetallkonzentrationen auch durch anthropogene Beimengungen wie Schlacken und Aschen bedingt (DÖBEL & al. 1990).

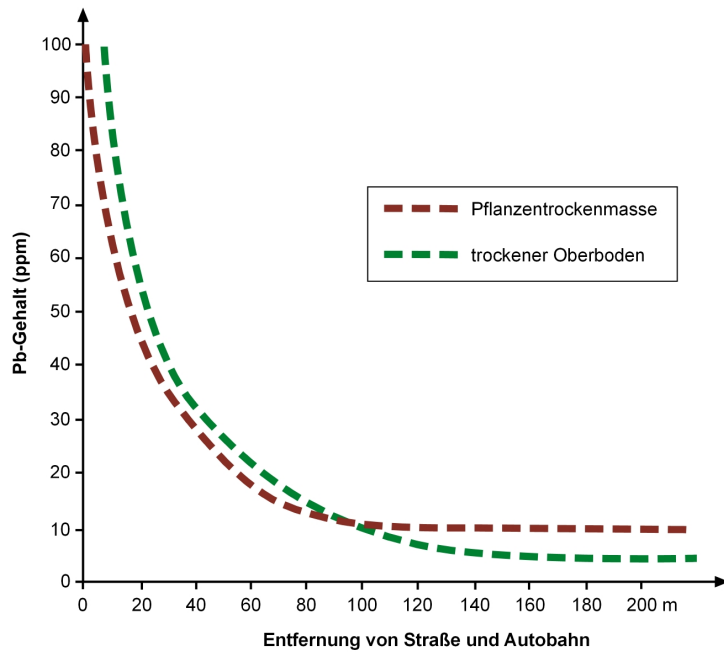


Abb. 34: Schematische Darstellung der Bleigehalte in Böden und in/auf Pflanzen am Straßenrand. Die Gehalte sinken rasch mit zunehmender Entfernung von der Straße, weisen aber noch bis in über 50 m Entfernung erhöhte Werte auf (nach KLOKE 1985: 21, verändert).

Vor allem nach winterlichen Streusalzeinträgen sind Gehölze im Straßenbereich erhöhten Na- und Cl-Einträgen ausgesetzt (SPEERSCHNEIDER & al. 1990). Durch Salzapplikationen werden die Straßenrandböden bis in 5-10 m Entfernung von der Straße z. T. erheblich beeinflusst. Streusalz wird in Deutschland seit 1963 verwendet, wobei der Verbrauch stark vom Witterungsgeschehen abhängig ist (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Die gelösten Cl⁻- und Na⁺-Ionen werden relativ rasch wieder ausgewaschen und ins Grundwasser verlagert, sodass sich im Sommer häufig keine auffällig hohen Na-Gehalte als Indikator einer Streusalzbelastung nachweisen lassen (DÖBEL & al. 1990, BRANDES 1999). Wenn die Verlagerung nach unten durch ungünstige Gefügeeigenschaften infolge von Verdichtung gehemmt wird, sind jedoch auch nach mehreren Wintern mit geringen Salzeinträgen noch Salzanreicherungen im Boden denkbar. Zudem können dann während der trockeneren Vegetationsperiode Salze durch kapillaren Aufstieg wieder nach oben gelangen (BROD & SPEERSCHNEIDER 1989).

Durch hohe Na-Konzentrationen werden die für die Pflanzen bedeutsamen Kationen Ca²⁺, Mg²⁺ und K⁺ von den Austauschplätzen verdrängt. Zudem bewirkt die Verdrängung bestimmter Ionen eine dichtere Lagerung mit entsprechenden negativen Auswirkungen auf Luft- und Wasserhaushalt. Außerdem wird unter den veränderten chemischen und physikalischen Eigenschaften die Entwicklung der für die Gefügebildung wichtigen Mikroorganismen gestört und durch den erhöhten osmotischen Druck in der Bodenlösung die Wasseraufnahme der Pflanzen erschwert (WITTIG 2002). Die schädliche Wirkung des Salzes wird durch die hohen Calciumgehalte der meisten Stadtböden zumindest etwas gemindert (CHINNOW 1975).

Symptome der Straßenrandvegetation sind verzögerter Blattaustrieb, Blattnekrosen, vorzeitiger Laubfall und in extremen Fällen das Absterben der Pflanzen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). An Stellen starken Streusalzeinsatzes kann es zur Auslese salztoleranter Arten kommen. Hierzu zählen u. a. *Agrostis stolonifera*, *Cirsium arvense*, *Plantago*



Abb. 35: *Puccinellia distans* (Salzschwaden) auf einer Autobahnbrücke in Bochum-Stahlhausen (2011, A. JAGEL).

major, *Potentilla anserina*, *Puccinellia distans* (Abb. 35), *Sagina procumbens* (Abb. 9), *Sonchus arvensis*, *Trifolium repens* (BRANDES 1999, WITTIG 2002) sowie die in Bochum bevorzugt an Autobahnen vorkommenden Arten *Cochlearia danica*, *Atriplex prostrata* und *A. micrantha* (JAGEL & GAUSMANN 2010).

5 Böden als Archive der Stadtentwicklung

Kulturabfälle wie Porzellan und Cola-Dosen sind die "Leitfossilien" der Stadtböden. Aber auch die Schichtenfolge des Bodens selbst gibt Auskunft über die geschichtliche Entwicklung der Stadt. Dies liegt vor allem daran, dass durch Jahrhunderte andauernde Akkumulation von Substraten wie Müll, Asche, Bau- und Trümmerschutt die Städte im Laufe der Zeit aus ihrer Umgebung emporgewachsen sind. So erheben sich Städte im Flachland oft deutlich über das Umland. Im Mittleren Osten gibt es einige Beispiele von längst untergegangenen Städten, welche durch Hügel, die nur aus Trümmern bestehen, gekennzeichnet sind (GILBERT 1994). Die einzelnen Schichten spiegeln einschneidende Phasen der Stadtentwicklung wie Stadtbrände, Kriege und Baumaßnahmen wider und geben Aufschluss über die Lebensumstände und -gewohnheiten (Müll, Essensreste etc.). Im Ruhrgebiet konnte an mehreren Standorten der Schichtaufbau mit der wirtschaftlichen Entwicklung korreliert werden. Jede wirtschaftliche Rezession wurde durch eine neue Schicht technogener Substrate markiert, wenn bei wirtschaftlichem Aufschwung die Flächen durch Gebäudeabriss und Flächensanierung wiederhergerichtet wurden. Da die Wirtschaftsflauten etwa alle 20-30 Jahre eintraten, blieb keine ausreichende Zeit für eine intensive Bodenentwicklung (BURGHARDT 1994, BURGHARDT & al. 2009). Mächtige Schlackenablagerungen erlauben eine "schlackenstratigraphische" Analyse, da sich die Verfahren der Stahlproduktion und damit auch die Schlacken mehrfach verändert haben (REINIRKENS 1991, DOHLEN & STEINWEG 2009).

Da viele Ruhrgebietsstädte erst im Zuge der Industrialisierung wuchsen, finden sich in den Stadtböden vorwiegend Spuren des Bergbaus, der Industrie und des Zweiten Weltkriegs. Anders verhält es sich in sehr alten Städten, wie im Folgenden am Beispiel des "Alten Marktes" in Duisburg gezeigt wird (Abb. 36).

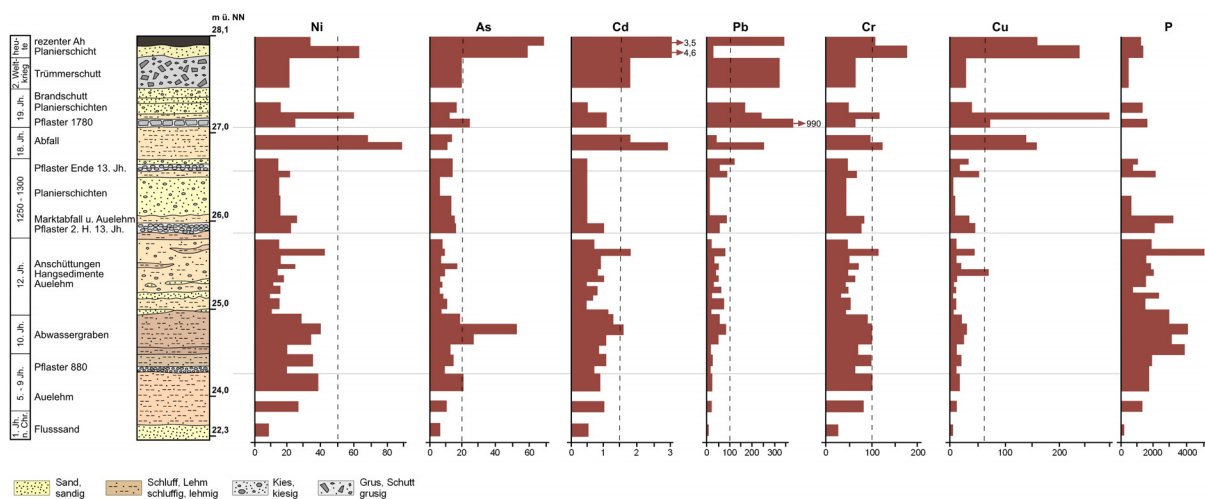


Abb. 36: Stadtbodenprofil "Alter Markt" in Duisburg. Alle Stoffgehalte in mg/kg; Nullwerte sind Beprobungslücken; die gestrichelten Linien markieren die Grenzwerte der Klärschlammverordnung (ABFKLÄRV 1992) bzw. den tolerierbaren Gehalt für Arsen nach KLOKE (1980) (nach GERLACH & al. 1992: 366-369, verändert).

Das 6 m mächtige Profil umfasst den Zeitraum der letzten 2000 Jahre und besteht aus einer Wechsellagerung von natürlichen und anthropogenen Sedimenten, die einen Altarm des Rheins verfüllen, welcher unmittelbar an der Kante zur Niederterrasse entlang floss, auf der sich die Duisburger Altstadt befindet. An der Profilbasis sind Flusssande des römischen Rheinarmes aufgeschlossen, der zum Ende des 1. Jh. n. Chr. aufgrund eines flussaufwärtigen Mäanderdurchbruches auch hier seinen Lauf leicht nach Westen verlagerte (GERLACH 1992). In den folgenden Jahrhunderten lagerte sich über den Flusssanden ein Hochflutsediment ab, das in seinem oberen Bereich eine beginnende Nutzung durch den Menschen seit dem 5. Jh. erkennen lässt (u. a. Trittsuren, Keramik). Ein erstes Marktpflaster in Form einer Kiesschüttung wurde am Ende des 9. Jh. aufgebracht. Die Nutzung wurde aber vermutlich aufgrund anhaltender Überflutungen wieder aufgegeben. Im 10. Jh. wurde über dem Pflaster ein Graben eingetieft, der gleichzeitig als Entwässerungs- und Abwassergraben diente. Die feinkörnige Grabenverfüllung wird von einer heterogenen Wechsellagerung von Hangsedimenten, Sandschüttungen und Auelehmbändchen überlagert. Diese zeugen von einer starken Begehung des Terrassenhangs (Tritterosion) und anhaltender Überflutung bei Hochwasser. Im 13. Jh. wurde die Hochwassergefahr aufgrund eines weiteren Mäanderdurchbruches weitgehend gebannt und eine erneute Marktnutzung begann. Über dem Marktpflaster häuften sich die Abfälle des Marktgeschehens. Die nach oben folgende Planierschicht aus weitgehend sterilen Sanden und Kiesen der Niederterrasse wurde aufgetragen, um den Marktplatz auf das Niveau einer gegen Ende des 13. Jh. erbauten Markthalle anzuheben. Aufgrund der Markthalle konnte man den Platz in den folgenden Jahrhunderten nicht weiter in die Höhe wachsen lassen. Die folgenden Ablagerungen mit Abfall und Brandresten stammen erst wieder aus dem 18. Jh. Um 1780 wurde erneut ein Marktpflaster – diesmal aus gesetzten Vierkantsteinen – aufgebracht, das von Sandschüttungen mit Brandresten des 19./20. Jh. bedeckt wird, an deren Oberkante noch die Bettung des Vorkriegspflasters zu erkennen war. Um 1950 wurde der "Alte Markt" mit dem Trümmerschutt des Zweiten Weltkriegs aufgefüllt. In der darüber aufgebrachten Planierschicht hat sich bis heute ein etwa 15 cm mächtiger Ah-Horizont gebildet (GERLACH 1990, GERLACH & al. 1992, 1993).

Die Ablagerungen dokumentieren nicht nur die Geschichte der Duisburger Altstadt, sondern erlauben auch Rückschlüsse auf die damaligen Umweltbedingungen. Insbesondere durch die vertikale Verteilung von Schwermetallen und Phosphor ist die historische Schadstoffbelastung und Standortnutzung in den Stadtböden gespeichert. Eine Analyse der Stoffgehalte zeigt, dass die mittelalterlichen Schichten bereits Schwermetallkonzentrationen aufweisen, welche sich den heutigen tolerierbaren Grenzwerten nähern oder diese sogar wie im Fall von Arsen, Cadmium, Chrom und Kupfer überschreiten. Die Schwermetalle aus dieser Zeit stammen in erster Linie aus Betrieben der Metallerzeugung und -verarbeitung sowie aus dem Gebrauch und der Entsorgung der Produkte (Tab. 5). Die mittelalterliche Konzentration des Metallgewerbes auf bestimmte Straßen und Stadtviertel spiegelt sich auch in den (Schad-) Stoffgehalten der Stadtböden wider (BRUNOTTE & al. 1994). Phosphor liegt im Boden zumeist als sehr immobiles Phosphat vor. Mit Ausnahme des Trümmerschutts und der Planierschichten überschreiten alle Ablagerungen seit dem 5. Jh. die Normalgehalte in Böden von 200-800 mg/kg deutlich. Die hohen Gehalte lassen sich auf die Entsorgung von tierischen und menschlichen Exkrementen und Abfällen (z. B. Schlachtabfälle, Speisereste) zurückführen. Besonders hoch sind die Werte der mittelalterlichen Grabenfüllung und in der Marktaktivitätsschicht über dem Pflaster des 13. Jh.

Tab. 5: Mögliche historische Schwermetallquellen (GERLACH & al. 1992, 1993) und Normalgehalte im Boden nach KLOKE (1980) bzw. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002) für Cadmium.

Element	Herkunft	Normalgehalt (mg/kg)
Arsen	an Kupferverarbeitung gebunden, Insektizid (Arsenik), Beizmittel zur Wollbearbeitung, Farbzusatz (Schweinfurter Grün), Glasschmelzzusatz	0,1-20
Blei	Buchdruckerei, Flaschnerei, Glaserei, Glockengießerei, Stückgießerei, Bleifärberei, Zinn gießerei; Bleibeschläge	0,1-20
Cadmium	Begleitelement vor allem bei Zink- und Goldverarbeitung	0,02-0,5
Chrom	Begleitelement in anderen Metallen	2-50
Kupfer	Glockengießerei, Kupferstecherei, Kupferschmiede, Stückgießerei; Messing, Kupferdächer, Bronze, Münzen, Drähte	1-20
Nickel	Beimengungen bei Bronze u. a. Metallschmelzen	5-20
Zink	Messingherstellung (Gütlerei, Gelbgießerei; Draht, Nadeln), Farbzusatz (Zinkweiß)	3-50

Mit einem deutlichen Bruch steigen die Schwermetallgehalte in den neuzeitlichen Schichten des 18. und 19. Jh. an. Die besonders hohen Werte der Proben unmittelbar unterhalb des Pflasters von 1780 lassen sich durch die gesonderte Beprobung von Brandschuttresten erklären. In den Schwermetallgehalten der Schichten des 19. Jh. macht sich bereits der Einfluss der Industrialisierung bemerkbar. Relativ stark belastet ist auch der Trümmerschutt des Zweiten Weltkrieges. Erwartungsgemäß liegen die höchsten Gehalte für fast alle Schwermetalle in den jüngsten Schichten vor, was durch die verstärkten Einträge aus industriellen Quellen und Autoabgasen erklärt werden kann (GERLACH 1990, GERLACH & al. 1992, 1993).

6 Beziehungen zwischen Stadtböden und Vegetation

Die veränderten Umweltbedingungen in Städten haben massive Auswirkungen auf Flora und Vegetation. Neben den Böden bewirken das wärmere Stadtklima und die hohe Störungsdynamik durch direkte und indirekte menschliche Eingriffe (z. B. Tritt, Unkrautbekämpfung, unbewusste Einfuhr von Diasporen, beabsichtigte Einfuhr von Pflanzen) eine Erhöhung der Biodiversität und die Ausbildung einer eigenen Stadtflora (vgl. am Beispiel des Ruhrgebiets REIDL 1989, BÜSCHER & al. 1997, JAGEL & GAUSMANN 2010).

Der Einfluss des Bodens wird in Fällen wie dem Auftreten von Salzpflanzen am Straßenrand besonders deutlich (zum Pflanzenwuchs unter anthropogenem Salzeinfluss im Ruhrgebiet s. KEMPMANN 2007). Aber auch eine gesamtheitliche Betrachtung der Stadtflora spiegelt die Bedeutung der stadttypischen Bodeneigenschaften für die Flora wider. Dies zeigen Vergleiche der ökologischen Zeigerwertspektren zwischen der spontanen Stadtflora mit der Flora des jeweiligen Umlandes. Die Zeigerwertspektren der Stadt sind bezüglich Bodenreaktion, Feuchte und Stickstoff hin zu den höheren Werten verschoben, was mit allgemeinen Merkmalen urbaner Böden (Kap. 2) korrespondiert. In den Städten gibt es folglich mehr nitrophile und weniger acidophile und feuchtigkeitsliebende Arten als im Umland (WITTIG 2002).

Im Ruhrgebiet sind besonders Brachen von Industrie, Bahnanlagen oder Deponien gut untersucht (z. B. DETTMAR 1992, REIDL 1993, BÜSCHER 2001, JAGEL 2004, KEIL & al. 2007) und gelten nicht nur als besonders artenreich, sondern auch als vegetationskundlich bemerkenswert. JAGEL & GAUSMANN (2010) zeigten, dass die Hälfte der gefährdeten Pflanzenarten in Bochum heute auf Bahn- und Industriebrachen vorkommt, ein Drittel der gefährdeten Arten ist sogar ausschließlich von solchen Flächen bekannt. Dies ist zum einen auf das kleinräumige Mosaik verschiedener Sukzessionsstadien und zum anderen auf die besonders artenreichen Rohbodenflächen, die seltene, natürliche oder naturnahe Biotope wie z. B. Magerrasen oder vegetationsarme Felsen nachahmen, zurückzuführen (Abb. 37-40).

Pionierstadien der Brachflächen bieten solchen Arten einen wichtigen Rückzugsraum, da sie außerhalb der Städte durch Rückgang ihrer primären Lebensräume z. T. gefährdet sind, wie einige Arten der Magerrasen, der Ackerbegleitflora oder der naturnahen Flussauen.



Abb. 37: *Vulpia myuros* (Mäuseschwanz-Federschwingel), eine Art der Sandmagerrasen, auf Gleisschottern in Bochum-Dahlhausen (2009, T. KASIELKE).



Abb. 38: *Aira caryophyllea* (Nelken-Haferschmiele) auf einer Bahnbrache in Bochum-Weitmar. Den natürlichen Standort dieser Rote Liste-Art bilden trockene, saure und stickstoffarme Sandböden (2006, A. JAGEL).



Abb. 39: *Myosotis ramosissima* (Hügel-Vergissmeinnicht) auf einer Ruderalfläche der Henrichshütte in Hattingen (2005, A. JAGEL).



Abb. 40: Edaphisch bedingter Kümmerwuchs bei *Senecio viscosus* (Klebriges Greiskraut) auf gebrochenem Asphalt in Castrop-Rauxel-Behringhausen (2011, A. JAGEL).

Mit der Vegetationsentwicklung schreitet auch die Bodenbildung voran. Für extreme Standorte wie Gleisschotter, Bergehalden oder Schlackenablagerungen gilt allgemein, dass sie mit zunehmendem Alter deutlich günstigere Eigenschaften als Pflanzenstandort und Lebensraum für die Bodenfauna bekommen. Hierbei spielen neben der pH-Veränderung v. a. Gesteinsverwitterung und Humusakkumulation eine wichtige Rolle, da sich Nährstoff- und Wasserhaushalt verbessern. Die ökologischen Eigenschaften werden also einerseits

durch das Ausgangsmaterial und andererseits durch den Entwicklungszustand des Bodens bestimmt (SCHARENBRUCH & al. 2005).

7 Fazit

Städtische Böden unterscheiden sich in vielen Eigenschaften von natürlichen Böden oder den kulturell überprägten Böden des Umlandes. Die zahlreichen stadtspezifischen Veränderungen lassen es sinnvoll erscheinen, verallgemeinert von " Stadtböden " zu sprechen. Jedoch variieren die Böden in der Stadt aufgrund des kleinräumigen Wechsels der (ehemaligen) Nutzung häufig sehr stark. Neben dem wärmeren Stadtklima und direkten menschlichen Einflüssen sind es vor allem die Bodeneigenschaften, welche zur Ausbildung einer charakteristischen, artenreichen Stad flora geführt haben.

Literatur

- ABFKLÄRV 1992: Klärschlammverordnung vom 15. April 1992. – Bundesgesetzblatt I: 912-916.
- AG BODEN (AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN) 2005: Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Aufl. – Hannover.
- ASH, H. 1991: Soils and vegetation in urban areas. In: BULLOCK, P. & GREGORY, P. J. (Hrsg.): Soils in the urban environment. – Oxford: 153-170.
- AUBE (ARBEITSGRUPPE UMWELTBEWERTUNG ESSEN) 1986: Ökologische Qualität in Ballungsräumen – Methoden zur Analyse und Bewertung – Strategien zur Verbesserung. – Düsseldorf.
- BISLER, M. 1969: Geographische Untersuchungen der Halden und Kippen im zentralen Ruhrgebiet (Essen, Mülheim, Oberhausen und Bottrop, 1966). – Natur und Landschaft im Ruhrgebiet 5: 81-120.
- BIZER, K. & LANG, J. 2000: Ansätze für ökonomische Anreize zum sparsamen und schonenden Umgang mit Bodenflächen. – UBA-Texte 21/2000.
- BLUME, H.-P. 1989: Classification of soils in urban agglomerations. – Catena 16: 269-275.
- BLUME, H.-P. 1992: Anthropogene Böden. In: BLUME, H.-P. (Hrsg.): Handbuch des Bodenschutzes, 2. Aufl. – Landsberg am Lech: 479-494.
- BLUME, H.-P. 1998: Böden. In: SUKOPP, H. & WITTIG, R. (Hrsg.): Stadtökologie. Ein Fachbuch für Studium und Praxis, 2. Aufl. – Stuttgart: 168-185.
- BLUME, H.-P. & FELIX-HENNINGSSEN, P. 2010: Reductosols: Natural soils and Technosols under reducing conditions without an aquatic moisture regime. – J. Plant Nutr. Soil Sci. 172: 808-820.
- BLUME, H.-P., FRIELINGHAUS, M., HÖKE, S., LEHMANN, A., SCHNEIDER, J. & WESSOLEK, G. 2010: Boden des Jahres 2010 sind die Stadtböden. – Bodenschutz 15(2): 32-33.
- BRANDES, D. 1999: Flora und Vegetation salzbeeinflusster Habitats im Binnenland – eine Einführung. In: BRANDES, D. (Hrsg.): Vegetation salzbeeinflusster Habitats im Binnenland. Tagungsbericht des Braunschweiger Kolloquiums vom 27. bis 29. November 1998. – Braunschweiger Geobot. Arb. 6: 7-11.
- BROD, H. G. & SPEERSCHIEDER, R. 1989: Zeitlicher Verlauf der Na- und Cl-Gehalte im Boden und in Blättern zweier unterschiedlicher verdichteter Alleebaumstandorte. – Kali-Briefe 19(10): 803-815.
- BRUNOTTE, E., IMMENDORF, R. & SCHLIMM, R. 1994: Die Naturlandschaft und ihre Umgestaltung durch den Menschen. Erläuterungen zur Hochschulexkursionskarte Köln und Umgebung. – Kölner Geogr. Arb. 63.
- BURGHARDT, W. 1994: Soils in urban and industrial environment. – Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 157: 205-214.
- BURGHARDT, W. 1996a: Boden und Böden in der Stadt. – In: AK STADTBÖDEN (Hrsg.): Urbaner Bodenschutz. – Berlin: 7-21.
- BURGHARDT, W. 1996b: Substrate der Bodenbildung urban, gewerblich und industriell überformter Flächen. – In: AK STADTBÖDEN (Hrsg.): Urbaner Bodenschutz. – Berlin: 25-44.
- BURGHARDT, W. 2002: Zwischen Puszta und Tropen. Böden an der Ruhr. – Essener Unikate 19: 44-57.
- BURGHARDT, W., BAHMANI-YEKTA, M. & SCHNEIDER, T. 1990: Merkmale, Nähr- und Schadstoffgehalte von Kleingartenböden im nördlichen Ruhrgebiet. – Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. 61: 69-72.
- BURGHARDT, W., MARX, U. & HILLER, D. A. 2009: Stadt- und Bergbauböden im Ruhrgebiet. – Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. 112: 120-135 (= Exkursionsführer zur Jahrestagung der DBG 2009 in Bonn).
- BUSCHE, D., KEMPF, J. & STENGEL, I. 2005: Landschaften der Erde. Bildatlas der Geomorphologie. – Darmstadt.
- BÜSCHER, D. 2001: Zum floristischen Inventar urbaner Flächen des östlichen Ruhrgebiets. (Flächenverbrauch insgesamt sowie zur Entwicklung von Zechen-, Schwerindustrie- und Bahnbrachen) – dargestellt am Beispiel des alten Dortmunder Ostbahnhofs. – Dortmunder Beitr. Landeskd., naturwiss. Mitt. 35: 25-36.
- BÜSCHER, D., LOOS, G. H. & WOLFF-STRAUB, R. 1997: Charakteristik der Flora des Ballungsraumes Ruhrgebiet. – LÖBF-Mitt. (Recklinghausen) 97(3): 28-35.
- CHINNOW, D. 1975: Bodenveränderungen durch Carbonate und Streusalze im West-Berliner Stadtgebiet. – Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. 22: 355-358.
- CORDBSEN, E., SIEM, H.-K., BLUME, H.-P. & FINNERN, H. 1990: Die Böden der Stadt Kiel und ihres Umlandes. – Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. 61: 77-80.
- DETTMAR, J. 1992: Industrietytische Flora und Vegetation im Ruhrgebiet. – Diss. Bot. 191.

- DÖBEL, C., MEYER, N. & BURGHARDT, W. 1990: Untersuchungen zur Erfassung der Gefährdung von Straßenbäumen - Bodenmerkmale, Schad- und Nährstoffgehalte, Vegetation und Fauna. – Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. 61: 81-84.
- DOHLEN, M. & STEINWEG, B. 2009: Aschen und Schlacken: Identifizierung und Charakterisierung in der bodenkundlichen Praxis. – altlasten spektrum 2009(5): 243-251.
- DRISSEN, P. 1991: Mineralbestand und Mineralneubildungen von Hochofenschlacke. In: FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT EISENHÜTTENSCHLACKEN DUISBURG-RHEINHAUSEN (Hrsg.): Eisenhüttenschlacken – Eigenschaften und Verwertung. – Schriftenr. Forschungsgem. Eisenhüttenschlacken: 152-158.
- GÄTH, S. & FREDE, H.-G. 1990: Der Schwermetallgehalt von Straßenabflußwasser dargestellt am Beispiel der Elemente Zink, Blei, Kupfer und Cadmium. – Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. 61: 85-88.
- GILBERT, O. L. 1994: Städtische Ökosysteme. – Radebeul.
- GERLACH, R. 1990: Historisch bedingte Bodenverunreinigungs-Stockwerke und aktuelle Kontamination in Stadtböden. – VDI-Ber. 837: 1363-1379.
- GERLACH, R. 1992: Die Entwicklung der historischen Topographie rund um den Alten Markt. – Duisburger Forschungen 38: 66-92.
- GERLACH, R., RADTKE, U. & SAUER, K. H. 1992: Historische Bodenbelastungen in Duisburg. – Duisburger Forschungen 38: 365-379.
- GERLACH, R., SAUER, K.H., BRÜCKNER, H. & RADTKE, U. 1993: Historische Schwermetallbelastung in Duisburger Stadtböden: vom Mittelalter bis heute.– Düsseldorf Geograph. Schr. 31: 155-168.
- HARDER, H. 1984: Kohleaschen, ein wirksamer Faktor gegen "Sauren Regen". – Naturwissenschaften 71(3): 147-148.
- HARRIS, J. 1991: The biology of soils in urban areas. In: BULLOCK, P. & GREGORY, P. J. (Hrsg.): Soils in the urban environment. – Oxford: 139-151.
- HERGET, J. 1992: Schadstoffe in Stadtböden – Gehalte, Herkunft und Verbreitung am Beispiel der Stadt Gelsenkirchen. – Unveröff. Dipl.-Arb., Ruhr-Universität Bochum.
- HERGET, J. 1994: Zur räumlichen Variabilität der Gehalte ausgewählter Schadstoffe in Stadtböden Gelsenkirchens. – Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 157: 309-314.
- HILLENBRAND, T., TOUSSAINT, D., BÖHM, E., FUCHS, S., SCHERER, U., RUDOLPHI, A. HOFFMANN, M., KREISSIG, J. & KOTZ, C. 2005: Einträge von Kupfer, Zink und Blei in Gewässer und Böden – Analyse der Emissionspfade und möglicher Emissionsminderungsmaßnahmen. – UBA Texte 19/05. Dessau.
- HILLER, D. A. 1996: Schadstoffeinträge in urbane Böden. In: AK STADTBÖDEN (Hrsg.): Urbaner Bodenschutz. – Berlin: 45-56.
- HILLER, D. A. 1997: Rekultivierung von Bergematerialhalden des Steinkohlenbergbaues. In: DEUTSCHES INSTITUT FÜR FERNSTUDIENFORSCHUNG DER UNIVERSITÄT TÜBINGEN (Hrsg.): Veränderungen von Böden durch anthropogene Einflüsse. Ein interdisziplinäres Studienbuch. – Berlin: 383-392.
- HILLER, D. A. 2000: Properties of Urbic Anthrosols from an abandoned shunting yard in the Ruhr area, Germany. – Catena 39: 245-266.
- HILLER, D. A. & MEUSER, H. 1998: Urbane Böden. – Berlin.
- JAGEL, A. 2004: Zur Situation der Flora auf Industrie- und Bahnbrachen in Bochum/Westfalen. – Florist. Rundbr. 37: 53-73.
- JAGEL, A. & GAUSMANN, P. 2010: Zum Wandel der Flora von Bochum im Ruhrgebiet (Nordrhein-Westfalen) in den letzten 120 Jahren. – Jahrb. Bochumer Bot. Ver. 1: 7-53.
- KAMIETH, H. 1990: Böden im besiedelten Bereich – Substrate, Dynamik, Planungsansätze. – Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. 61: 93-96.
- KASIELKE, T. & JAGEL, A. 2009: Das Mauer-Felsenblümchen (*Draba muralis*) auf Bahngeländen im Ruhrgebiet. – Natur & Heimat 69(4): 151-158.
- KEIL, P., FUCHS, R. & LOOS, G. H. 2007: Auf lebendigen Brachen unter extremen Bedingungen. Industrietypische Flora und Vegetation des Ruhrgebietes. – Praxis der Naturwissenschaften – Biologie in der Schule 56(2): 20-26.
- KEMPMANN, E. A. 2007: Pflanzenwuchs unter anthropogenem Salzeinfluss im Ruhrgebiet – zwei Standortstypen im Vergleich. – Elektronische Aufsätze der Biologischen Station Westliches Ruhrgebiet 10.5: 1-8.
- KLOKE, A. 1980: Richtwerte 1980. Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden. – Mitt. VDLUFA 1-3: 9-11.
- KLOKE, A. 1985: Richt- und Grenzwerte zum Schutz des Bodens vor Überlastungen mit Schwermetallen. – Forsch. z. Raumentwicklung 14: 13-24.
- KURZ, H. 1996: Besonderheiten urbaner Vegetation. In: AK STADTBÖDEN (Hrsg.): Urbaner Bodenschutz. – Berlin: 85-98.
- LANTERMANN, W. 1988: Stoffeintrag an den Rändern von Bochumer Hauptverkehrsstraßen – Auswirkungen auf das Stadtbegleitgrün. – Unveröff. Dipl.-Arb., Ruhr-Universität Bochum.
- LEHMANN, A. & STAHR, K. 2007: Nature and significance of anthropogenic urban soils. – J. Soils Sed. 7(4): 247-260.
- MAKOWSKY, L. & MEUSER, H. 2007: Quantitative Abschätzung des Kohlenstoffgehaltes von technogen geprägten Böden der Altablagerungen. – altlasten spektrum 2007(2): 53-60.

- MARSCHNER, B., MÜLLER, I., STOLZ, R. & STEPELMANN, I. 2010: Immobilisierung von Schwermetallen in Gartenböden. Ergebnisse eines 5-jährigen Praxisversuchs. – *Bodenschutz* 15(2): 34-41.
- MEUSER, H. 1995: Ein Bestimmungsschlüssel für natürliche und technogene Substrate in Böden städtisch-industrieller Verdichtungsräume. – *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 159: 305-312.
- MEUSER, H. 1996: Schadstoffpotential technogener Substrate in Böden urban-industrieller Verdichtungsräume. – *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 159: 621-628.
- MEUSER, H., SCHLEUSS, U., TAUBNER, H. & WU, Q. 1998: Bodenmerkmale montan-industrieller Standorte in Essen. – *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 161: 197-203.
- MEUSER, H. & BLUME, H.-P. 2001: Characteristics and classification of anthropogenic soils in the Osnabrück area, Germany. – *J. Plant. Nutr. Soil Sc.* 164(4): 351–358.
- PENN-BRESSEL, G. 2003: Reduzierung der Flächeninanspruchnahme durch Siedlung und Verkehr. Materialband. – UBA-Texte 2003(90).
- RADTKE, U., THÖNNESSEN, M. & GERLACH, R. 1997: Die Schwermetallverteilung in Stadtböden. Untersuchungen aus Duisburg und Düsseldorf.– *Geograph. Rundschau* 49(10): 556-561.
- REBELE, F. & DETTMAR, J. 1996: *Industriebrachen: Ökologie und Management.* – Stuttgart.
- REIDL, K. 1989: Floristische und vegetationskundliche Untersuchungen als Grundlagen für den Arten- und Biotopschutz in der Stadt – Dargestellt am Beispiel der Stadt Essen. – Diss., Universität Essen.
- REIDL, K. 1993: Zur Gefäßpflanzenflora der Industrie- und Gewerbegebiete des Ruhrgebietes – Ergebnisse aus Essen. – *Decheniana* 146: 39-55.
- REINIRKENS, P. 1991: Siedlungsböden im Ruhrgebiet. Bedeutung und Klassifikation im urban-industriellen Ökosystem Bochum. – *Bochumer Geogr. Arb.* 53.
- ROSSITER, D. G. 2007: Classification of Urban and Industrial Soils in the World Reference Base for Soil Resources. – *J. Soils Sed.* 7(2): 96–100.
- RVR (REGIONALVERBAND RUHR) (Hrsg.) 2005: *Das Ruhrgebiet. Zahlen Daten Fakten.* – Essen.
- SCALENGHE, R. & MARSAN, F. A. 2009: The anthropogenic sealing of soils in urban areas. – *Landscape and Urban Planning* 90: 1-10.
- SCHARENBRUCH B. C., LLOYD, J. E. & JOHNSON-MAYNARD, J. L. 2005: Distinguishing urban soils with physical, chemical, and biological properties. – *Pedobiologia* 49(4): 283-296.
- SCHAEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. 2002: *Lehrbuch der Bodenkunde*, 15. Aufl. – Heidelberg.
- SCHLEUB, U., WU, Q. & BLUME, H.-P. 1998: Variability of soils in urban and periurban areas in Northern Germany. – *Catena* 33: 255–270.
- SCHMIDT-BARTELT, D., BEHNKE, R. & BURGHARDT, W. 1990: Friedhöfe auf Löß und urban-industriell überprägten Substraten im Ruhrgebiet – Bodenmerkmale, Probleme und Lösungsansätze. – *Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges.* 61: 131-134.
- SCHMIDT, A. & MEUSER, H. 1997: Stadtbodenkartierung Essen: Nutzungsbedingte Heterogenität urbaner Böden in einer Bergbauregion. – *Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges.* 84: 53-56.
- SEIPEL, R. 2005: Auferstanden aus Ruinen – Neues Leben auf einem alten Industriestandort. Floristische und vegetationskundliche Untersuchungen auf dem Gelände der ehemaligen Sinteranlage in Duisburg-Beeck. – Unveröff. Dipl.-Arb., Ruhr-Universität Bochum.
- SPEERSCHNEIDER, R., BROD, H. G. & HARTGE, K. H. 1990: Einfluß unterschiedlicher Gefüge – gemessen durch Penetrometer – auf den Salztransport in Straßenrandböden. – *Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges.* 61: 145-148.
- SPONA, K. & RADTKE, U. 1990: Blei- Cadmium- und Zinkbelastung von Böden im Emissionsgebiet einer Zinkhütte in Duisburg. – *VDI-Ber.* 837: 165-183.
- STEINWEG, B., STELLMACHER, G. & GÜNTHER, P. 2010: Schadstoffbelastungen auf Bolz- und Spielplätzen in Mönchengladbach. Untersuchungen – Ursachen – Maßnahmen. – *Bodenschutz* 15(2): 48-52.
- SUKOPP, H. (Hrsg.) 1990: *Stadtökologie. Das Beispiel Berlin.* – Berlin.
- TÜSELMANN, J. 1996: Gehalte an polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in zwei Böden und im Grundwasser des Kokerei-Altstandortes der Zeche Mont Cenis I/III in Herne Sodingen/Westfalen. – Unveröff. Dipl.-Arb., Ruhr-Universität Bochum.
- WESSOLEK, G. & RENGER, M. 1998: Bodenwasser- und Grundwasserhaushalt. In: SUKOPP, H. & WITTIG, R. (Hg.): *Stadtökologie. Ein Fachbuch für Studium und Praxis*, 2. Aufl. – Stuttgart: 187-200.
- WITTIG, R. 2002: *Siedlungsvegetation.* – Stuttgart.
- ZUZOK, A. & BURGHARDT, W. 1987: Erosionsbedingtes Muster der Schwermetallverteilung einer Ackerfläche auf Löss an einer stark befahrenen Strasse. – *Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges.* 53: 361-366.

Anschrift der Autoren

M. Sc. Geogr. TILL KASIELKE, Ruhr-Universität Bochum, Geographisches Institut, 44780 Bochum. E-Mail: Till.Kasielke@ruhr-uni-bochum.de

Dipl.-Biol. CORINNE BUCH, Klotzdelle 7a, 45472 Mülheim an der Ruhr, E-Mail: Corinne.Buch@botanik-bochum.de