

Schadstoffe im Boden

1	Begriffe, Definitionen, Inhalte	306
2	Schadstoffeinträge	307
	2.1 Geogene Schadstoffe	307
	2.2 Ubiquitärer Eintrag von Luftschadstoffen	308
	2.3 Lokaler Schadstoffeintrag	309
	2.4 Eintrag organischer Schadstoffe	310
3	Verhalten von Schadstoffen im Boden	311
	3.1 Allgemeines	311
	3.2 Anorganische Schadstoffe	312
	3.3 Organische Schadstoffe	313
4	Der Weg der Schadstoffe vom Boden zum Menschen	314
5	Pufferfähigkeit des Bodens	315
6	Hintergrundwerte der Schadstoffbelastung	316
7	Altlasten	322
	7.1 Allgemeines	322
	7.2 Altlastenbearbeitung in Bayern	323
	7.3 Altlastensanierung	325
	7.4 Ausblick	326





Schadstoffe im Boden

Böden besitzen gegenüber Schadstoffen eine Filter- und Pufferfunktion. Dadurch sind sie in gewissem Umfang in der Lage, Schadstoffe zu binden und trotz des Eintrages versauernd wirkender Stoffe auch den pH-Wert des Bodens konstant zu halten. Die Schadstoffe im Boden entstammen zum Teil aus seinem Ausgangsmaterial, zum anderen werden sie über den Luftweg weiträumig eingetragen. Punktuell besonders hohe Belastungen stellen Kontaminationen des Bodens an ehemaligen Industriestandorten oder Abfalldeponien dar. Diese Altlasten müssen im Hinblick auf die von ihnen ausgehenden Gefahren für Mensch und Umwelt meist unter hohem Kostenaufwand saniert werden. Die gegenwärtige stoffliche Belastung unserer Böden zu erfassen und langfristige Veränderungen zu überwachen, ist unter anderem Ziel des bayernweiten Netzes von Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF).

1 Begriffe, Definitionen, Inhalte

Allgemein werden als Schadstoffe solche Substanzen bezeichnet, die durch ihre chemische oder physikalische Wirkung Mensch und Umwelt schädigen können. Die Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) von 1999 definiert Schadstoffe als „Stoffe und Zubereitungen, die aufgrund ihrer Gesundheitsschädlichkeit, ihrer Langlebigkeit, Bioverfügbarkeit im Boden oder auf Grund anderer Eigenschaften und ihrer Konzentration geeignet sind, den Boden in seinen Funktionen zu schädigen oder sonstige Gefahren hervorzurufen“. Ob ein Stoff im Boden schädigend wirkt, ist von dessen chemischen und physikalischen Eigenschaften, seiner Mobilität und der Dosis abhängig. Die Anwesenheit von Schadstoffen allein bedeutet nicht gleichzeitig auch eine schädigende Wirkung auf Pflanzen, die Bodenorganismen oder über die Nahrungskette auf den Menschen. Hier gilt das auf Paracelsus (1493 –



F1 | Solche wilden Mülldeponien gehören zwar der Vergangenheit an, doch mit den daraus resultierenden Altlasten und den davon ausgehenden Gefahren für den Boden und das Grundwasser haben wir bis heute noch zu kämpfen.

1541) zurückgehende Prinzip: „Alle Dinge sind Gift und nichts ist ohne Gift. Allein die Dosis macht, dass ein Ding kein Gift ist“. Viele anorganische Stoffe wie Bor, Kupfer oder Zink sind in geringen Konzentrationen für den Stoffwechsel von Pflanzen und Mikroorganismen sogar unentbehrlich, bei zu hohen Konzentrationen können sie dagegen zum Teil stark giftig wirken. Da sie im Gegensatz zu Makronährstoffen wie Stickstoff oder Calcium jedoch nur in Spuren benötigt werden, spricht man von Mikronährstoffen oder Spurenelementen (► Modul E Landwirtschaft).

Zu den Schadstoffen im Boden zählen viele Metalle (z. B. Arsen, Cadmium, Quecksilber,

Aluminium oder Blei), eine Reihe von Verbrennungsgasen (z. B. Schwefeloxide, Stickoxide), organische Verbindungen (z. B. Halone, PAK, PCB, Dioxine), Radionuklide (z. B. Cäsium-137). Diese Stoffe stammen zum Teil aus natürlichen Quellen wie dem Gestein, Vulkanausbrüchen oder Pilzsporen, aber auch aus der menschlichen Aktivität (Abgase, Stäube, Schlämme oder Dünger). Die Schadstoffe lassen sich in die beiden Gruppen der anorganischen und organischen Substanzen einteilen. Zu den anorganischen Schadstoffen zählen die Schwermetalle, Salze und Radionuklide, zu den organischen Schadstoffen unter anderem die PAK, PCB und Dioxine (↗ Tabellen F1 und F2).

	Säurebildner	Schwermetalle	Neutralsalze	Organische Schadstoffe	
Stoffe	Schwefeldioxid (SO ₂), Stickstoffverbindungen (NO _x)	Cadmium (Cd), Blei (Pb), Zink (Zn), Kupfer (Cu)	Kaliumchlorid (KCl), Natriumchlorid (NaCl)	polycyclische, aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)	leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe (LCKW)
Immissionen durch	Verbrennungen fossiler Brennstoffe durch Industrie, Verkehr und Heizwerke	KFZ-Verkehr, Mineraldünger, Klärschlamm, Verbrennung fossiler Brennstoffe, Industrie, Pflanzenschutzmittel	Dünger, Streusalze	Verbrennung fossiler Brennstoffe	Industrie, Gewerbe
Auswirkungen im Boden	Umwandlung mit H ₂ O zu starken Säuren → Versauerung des Bodens	Bei abnehmendem pH-Wert: Zunahme der Schwermetall-Löslichkeit → Pflanzenverfügbarkeit → toxische Wirkung auf Mikroorganismen	Hoher osmotischer Druck → Hemmung der Wasser- und Nährstoffaufnahme der Pflanzen Austausch von Ca- und Mg-Ionen durch Na-Ionen → Auswaschung von Nährstoffen		Grundwasser-gefährdung Ökotoxikologische Wirkung

Die wichtigsten organischen Schadstoffgruppen
Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)
Polychlorierte Biphenyle (PCB)
Polychlorierte Dibenzodioxine („Dioxin“) und Polychlorierte Dibenzofurane („Furane“) (PCDD/PCDF)
Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW)
Leichtflüchtige Chlor-kohlenwasserstoffe (LCKW)
Leichtflüchtige aromatische Kohlenwasserstoffe Benzol, Toluol, Xyluol (BTX)

Tabelle F1 | Wichtige organische Schadstoffgruppen und ihre Abkürzungen.

Tabelle F2 | Wichtige anorganische und organische Schadstoffgruppen. **CD**

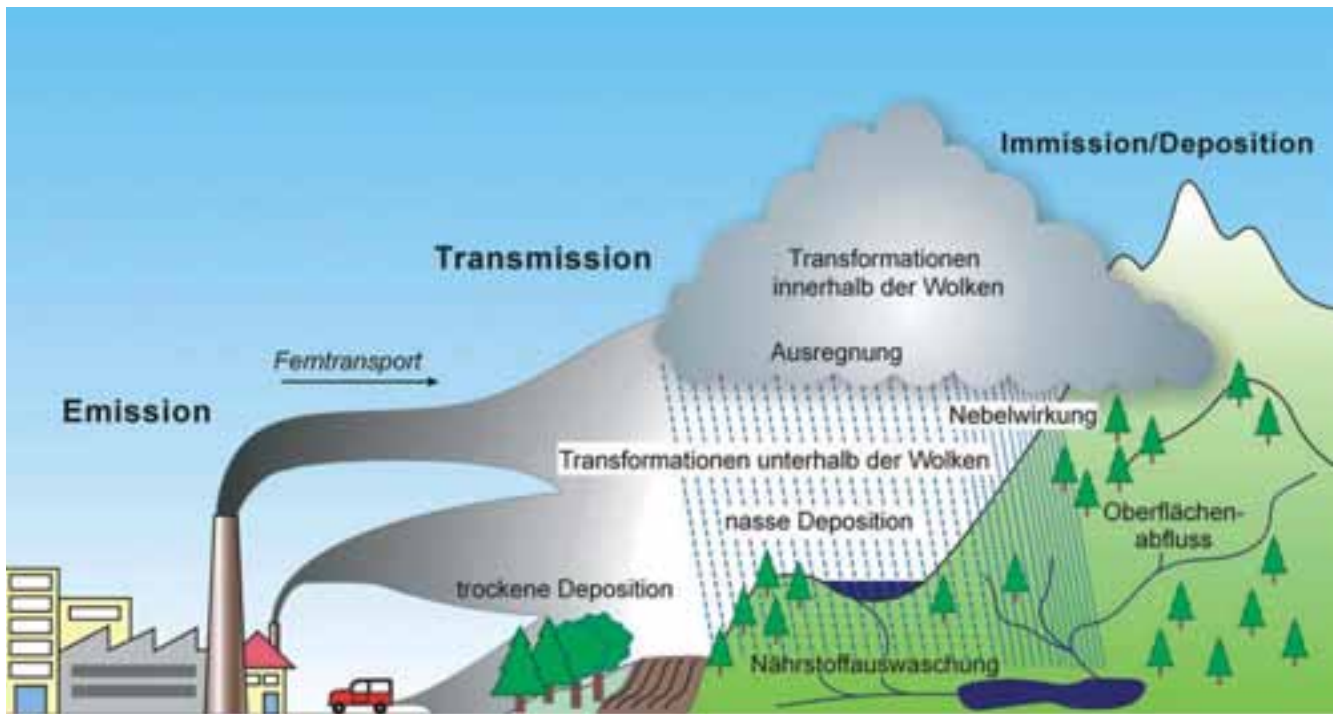
2 Schadstoffeinträge

Nach ihrem Ursprung unterscheidet man zwischen den natürlich in den Gesteinen und im Boden vorkommenden (geogenen) Schadstoffen und den durch die menschliche Aktivität eingetragenen Stoffen (anthropogene Schadstoffe; griech. *ánthropos*, der Mensch). Während die geogenen Schadstoffe mit wenigen Ausnahmen (vulkanische Eruptionen, Boden- oder Sedimentverlagerungen) ihren Ursprung vor Ort haben, werden die anthropogenen Substanzen sowohl weiträumig (ubiquitär) über Emissionen der Industrie, der Kraftfahrzeuge sowie der privaten Haushalte als auch räumlich begrenzt, z. B. durch Le-

ckagen, Abwässer oder ungewollt über Mineraldünger und Pflanzenschutzmittel, in den Boden eingebracht. Im Gegensatz zu den anorganischen Schadstoffen besitzen organische Schadstoffe nahezu keine natürlichen Quellen.

2.1 Geogene Schadstoffe

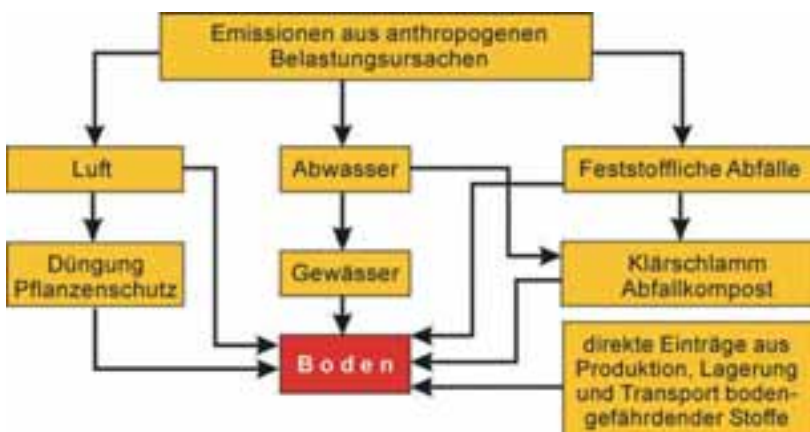
Geogene Schadstoffe im Boden sind sowohl lithogenen wie pedogenen Ursprungs. Der lithogene Anteil stammt aus dem Mineralbestand der Ausgangsgesteine. Durch die Verwitterung wird der Kristallverband der Ge-



F2 | Entstehungsorte, Ausbreitung und Ablagerung von Luftschadstoffen.

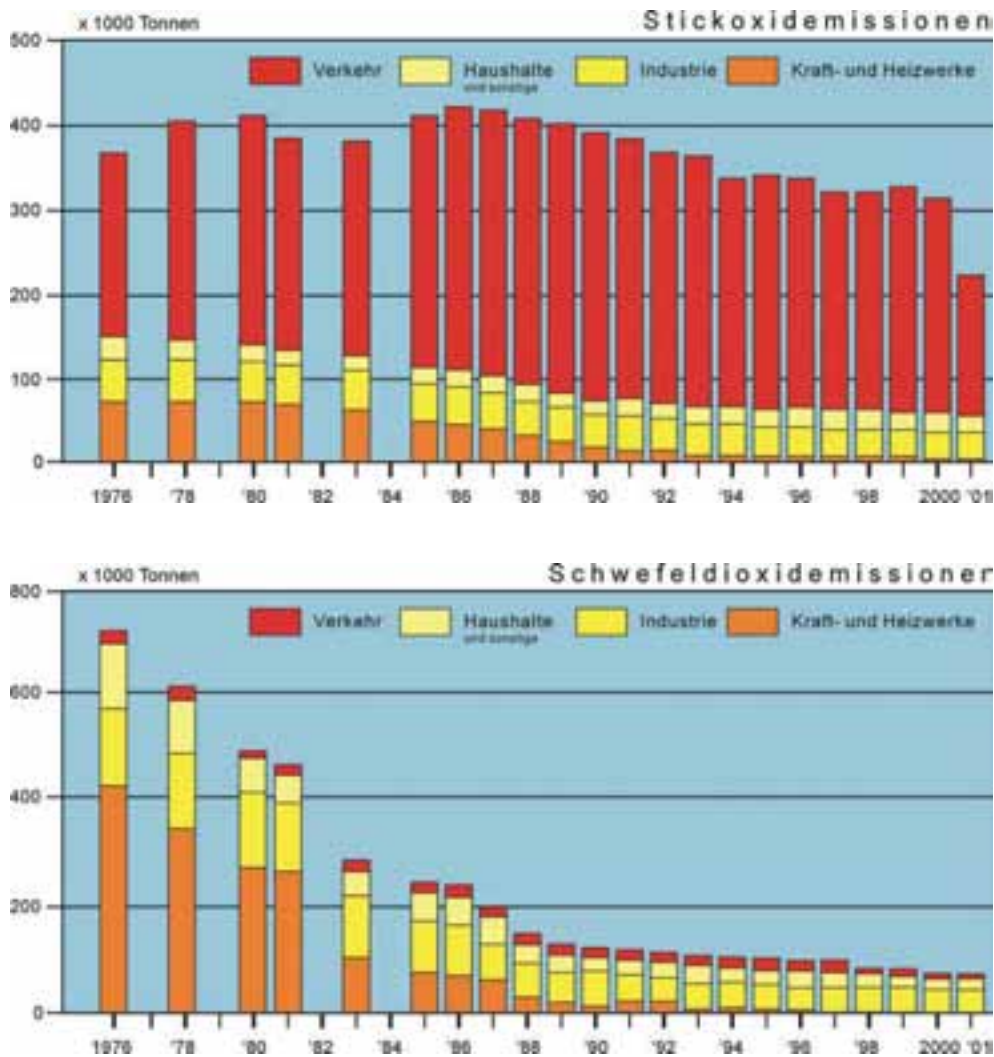
steine zerstört, wodurch die einzelnen Elemente freigesetzt werden (► Modul A „Was ist Boden?“). Dies trifft insbesondere auf anorganische Stoffe wie Schwermetalle und Radionuklide zu, die in Abhängigkeit von den Ausgangsgesteinen in mehr oder weniger großen Mengen vorkommen. Zu den lithogenen Schadstoffquellen werden zudem Stäube und Gase vulkanischen Ursprungs gezählt. Deren Anteil ist in unserer Region jedoch so gering, dass er im Vergleich zu den anderen Schadstoffeinträgen im Normalfall unbedeutend ist. Der pedogene Anteil der geogenen Schadstoffe entsteht durch die Anreicherung bodeneigener Substanzen im Verlauf der Bodenbildung.


F3 | Mögliche Eintragungspfade von Schadstoffen in den Boden.



2.2 Ubiquitärer Eintrag von Luftschadstoffen

Als ubiquitär bezeichnet man die Eigenschaft von Stoffen, allgegenwärtig zu sein. Ein typisches Beispiel ist das in Deutschland schon seit vielen Jahren verbotene Pflanzenschutzmittel Dichlordiphenyltrichlorethan (besser bekannt als DDT), das besonders über die Nahrungskette weite Verbreitung findet. Obwohl nie in arktischen oder antarktischen Regionen eingesetzt, findet es sich im Fett von Robben, Pinguinen und Eisbären. In den Boden werden ubiquitäre Schadstoffe vor allem über die Luft und den Niederschlag eingebracht. Einen enorm hohen Anteil an solchen ubiquitären Substanzen stellten bis vor wenigen Jahren die Luftschadstoffe Schwefeldioxid (SO_2) und Stickoxide (NO_x). Während durch umweltpolitische Maßnahmen und technische Fortschritte (z. B. Entschwefelung der Abgase von Großkraftwerken durch Filteranlagen oder die Verwendung schwefelarmer Energieträger) die Schwefeldioxidemission stark zurückgegangen ist (72.000 t im Jahre 2001 gegenüber 720.000 t im Jahre 1976), haben sich die Stickoxidemissionen auf einem gleichbleibend hohen Niveau eingependelt (► F4). Beide Stoffe werden hauptsächlich bei Verbrennungsvorgängen in Kraftfahrzeugen, der Industrie oder im Hausbrand als Abgase an die Atmosphäre



F4 | Stickoxid- und Schwefeldioxidemissionen in Bayern 1976 bis 2001 nach Hauptverursachern getrennt (Quelle: Energieberichte des BayStMWiVT, Berechnungen des BaySt-MUGV; Abweichungen zu früheren Angaben durch Aktualisierung des Berechnungsverfahrens). 

abgegeben und können je nach Wetterlage mit den Luftströmungen mehr oder weniger weit verfrachtet werden.

Während des atmosphärischen Transports findet über mehrere Reaktionsschritte eine Umwandlung dieser Luftschadstoffe zu Schwefel- bzw. Salpetersäure statt, die letztendlich mit dem Niederschlag (nasse Deposition) oder über atmosphärische Stäube (trockene Deposition) nahezu flächendeckend in den Boden eingetragen werden. In kalkarmen Böden führt der langjährige Eintrag dieser Säuren selbst bei geringen Konzentrationen zu einer schleichenden Veränderung der Bodenreaktion und damit verbunden zu einem Verlust wertvoller Nährstoffe. Dieser Prozess wird unter dem Begriff der anthropogenen Bodenversauerung zusammengefasst (► Modul C Waldboden).

2.3 Lokaler Schadstoffeintrag

Neben dem ubiquitären Eintrag gelangen Schadstoffe auch punktuell in die Böden, wo sie in einem räumlich begrenzten Bereich ihre Schädwirkung entfalten können. Ursache solcher lokalen Stoffeinträge sind meist Leckagen oder Abwässer.

Punktuelle, meist jedoch lineare Verteilungen von Schadstoffen können auch dort vorkommen, wo bei Hochwassereignissen die Flüsse über die Ufer treten. Die Belastung entsteht dabei weniger durch das Flusswasser als durch die Ablagerung der mitgeführten und mit Schadstoffen angereicherten Sedimentfracht. Entlang viel befahrener Verkehrswege gelangen lokal begrenzt Schadstoffe über die Abgasemissionen und den Reifenabrieb der Kraftfahrzeuge in den Boden. Beispiel dafür ist die erhöhte Kon-

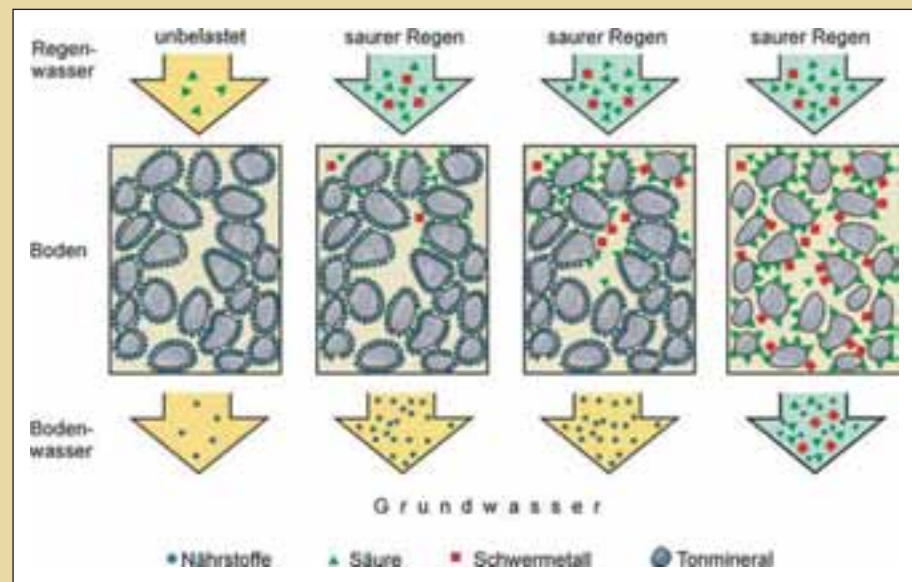


F5 | Der Last- und Personenkraftverkehr trägt erheblich zur weiträumigen Verbreitung von Luftschadstoffen bei.

Langzeitwirkung des sauren Regens im Boden

Bestimmte Bodenpartikel wirken als → Ionenaustauscher (► Modul A „Was ist Boden?“) und sind daher in der Lage, Säuren und Schadstoffe aus dem Niederschlags- bzw. Sickerwasser zu binden. Dies geschieht im Austausch gegen Nährstoffionen (z. B. Calcium und Magnesium), die zuvor an den Austauscherplätzen der Bodenbestandteile adsorbiert waren. Die ausgetauschten Nährstoffionen werden mit dem Sickerwasser in tiefere Bodenschichten und das Grundwas-

ser ausgewaschen (siehe Stoffaustrag), die Schwermetalle und die Säure dagegen im Boden gebunden. Sind alle Austauscherplätze der Ionenaustauscher durch Wasserstoffionen oder Schadstoffe belegt, können weitere in den Boden gelangende Substanzen dieser Stoffgruppen nicht mehr vom Boden abgefangen werden und gelangen mit dem Sickerwasser ebenfalls in das Grundwasser (► Schüleraktivität F3).



F6 | Die Langzeitwirkung des sauren Regens im Boden.

zentration von Blei beiderseits von Verkehrswegen (↗ F5). Charakteristisch für derartige Belastungen sind mit dem Verkehrsaufkommen steigende Stoffeinträge, wobei die Schadstoffkonzentrationen entlang von Landstraßen sehr viel geringer als entlang von Autobahnen oder von stark frequentierten innerstädtischen Ringstraßen sein können. Kennzeichnend ist, dass die Schadstoffkonzentrationen mit der Entfernung von der Straße rasch abnehmen. Im dargestellten Beispiel entspricht die Bleikonzentration im Boden in 30 m Entfernung zur Straße bereits wieder den Hintergrundwerten (↗ Kapitel 4).

2.4 Eintrag organischer Schadstoffe

Viele der organischen Schadstoffe werden industriell gezielt synthetisiert, andere entstehen als Nebenprodukte bei Verbrennungsprozessen oder chemischen Produktionsvorgängen. In die Umwelt gelangen diese Stoffe auf verschiedenen Wegen bei der Produktion, beim Gebrauch oder bei der Entsorgung. Der Eintrag in den Boden erfolgt dabei ubiquitär über die Atmosphäre oder lokal, z. B. mit dem Abfall, als Agrochemikalie oder bei Leckagen.

3 Verhalten von Schadstoffen im Boden

3.1 Allgemeines

Die ökologische Wirksamkeit von Schadstoffen ist davon abhängig, in welcher Bindungsform sie im Boden vorliegen. Die allgemeine Schadwirkung wird dabei weniger von der absoluten Menge, sondern vielmehr von der Mobilität und der Bindungsart der einzelnen Substanzen im Boden gesteuert. Sind die Stoffe mobil oder nicht dauerhaft gebunden, können sie ins Grundwasser einsickern oder werden von den Pflanzen aufgenommen und gelangen so in die Nahrungskette (↗ Kapitel 3). Sind sie hingegen fest gebunden, wie beispielsweise im Kristallverbund von Gesteinen, haben sie trotz möglicher hoher Konzentration keine schädigende Wirkung.

Schadstoffe können im Bodenwasser, in der Bodenluft oder gebunden an die Bodenteilchen vorkommen. Im Bodenwasser oder in der Bodenluft sind die Schadstoffe besonders mobil und können daher leicht ihre physiologische Schadwirkung an Pflanzen und Bodenorganismen entfalten. Zumindest vorübergehend immobil und somit unschädlich sind sie, wenn sie an die festen Bodenbestandteile adsorbiert sind. Durch Veränderung der physikalisch-chemischen Bedingungen im Boden, z. B. durch den Eintrag von Säuren, können die Schadstoffe ihre Mobilität jedoch wieder erlangen.

Für das Festhalten der Schadstoffe im Boden hat die Fähigkeit bestimmter Bodenbestandteile zur Ionensorption große Bedeutung. Stoffe, die diese Eigenschaft besitzen, werden auch als Ionenaustauscher bezeichnet (► Modul A „Was ist Boden?“). Durch ihre positiv oder negativ geladenen Oberflächen binden Ionenaustauscher entgegengesetzt geladene Ionen (z. B. Schwermetallionen oder Nährstoffkationen). Diese können im Austausch gegen Ionen aus der Bodenlösung allerdings auch wieder abgegeben werden. Solche Austauschreaktionen erfolgen in äquivalenten Mengen, d. h., die an den Austauschern sorbierten Ionen werden durch ladungsgleiche Ionen äquivalenter Wertigkeit aus der Bodenlösung freigesetzt. Die wichtigsten Austauscher sind Tonminerale, Huminstoffe sowie Eisen- und Aluminiumoxide



F7 | Unten: Um das Austragsverhalten von Schadstoffen aus dem Boden in das Grundwasser zu bestimmen, wird ein Bodenmonolith entnommen. Oben: Detail. An dem Standort sind über 70 Jahre chrom- und arsenhaltige Holzimprägniermittel in den Boden eingesickert.



F8 | Ablagerungen von Zink- und Cadmiumsulfid im Boden.

(-hydroxide). Ihre Teilchengröße entspricht der von Bodenkolloiden (► Modul A „Was ist Boden?“). Durch ihre Fähigkeit, Schadstoffe durch Ionenaustausch zu fixieren, verleihen diese Bodenpartikel dem Boden die Funktion eines Schadstofffilters. Die Kapazität dieses Filters ist jedoch begrenzt (→ Ionenaustauschkapazität).

Durch Überschreiten der Ionenaustauschkapazität des Bodens oder durch den fortwährenden Eintrag von Säuren, z. B. mit dem Niederschlag, können die an die Austauschergebundenen Schadstoffe wieder mobilisiert werden. Solange austauschbare Ionen, z. B. Nährstoffkationen, an den Ionenaustauschern vorhanden sind, werden diese gegen die in den Boden eingetragenen Wasserstoffionen und Schadstoffkationen ausgetauscht. Ist die Austauschkapazität erschöpft, verbleiben die Schadstoffe mobil in der Bodenlösung. Da die gebundenen Schwermetallionen wiederum bevorzugt gegen Wasserstoffionen ausgetauscht werden, resultiert eine zunehmende Versauerung des Bodens in einer Freisetzung der Schwermetall- bzw. der Schadstoffkationen (↗ F6, ► Animation auf CD).



F9 | Die Konzentration von Schwermetallen wie Zink, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel und Blei wird im Labor mit einem Emissionsspektrometer (ICP-OES) bestimmt.

Einen bedeutenden Einfluss auf die Schädigung besitzt die Wasserlöslichkeit der Schadstoffe oder ihrer Verbindungen, da diese über das Bodenwasser gut von den Pflanzen aufgenommen werden oder durch Verlage-

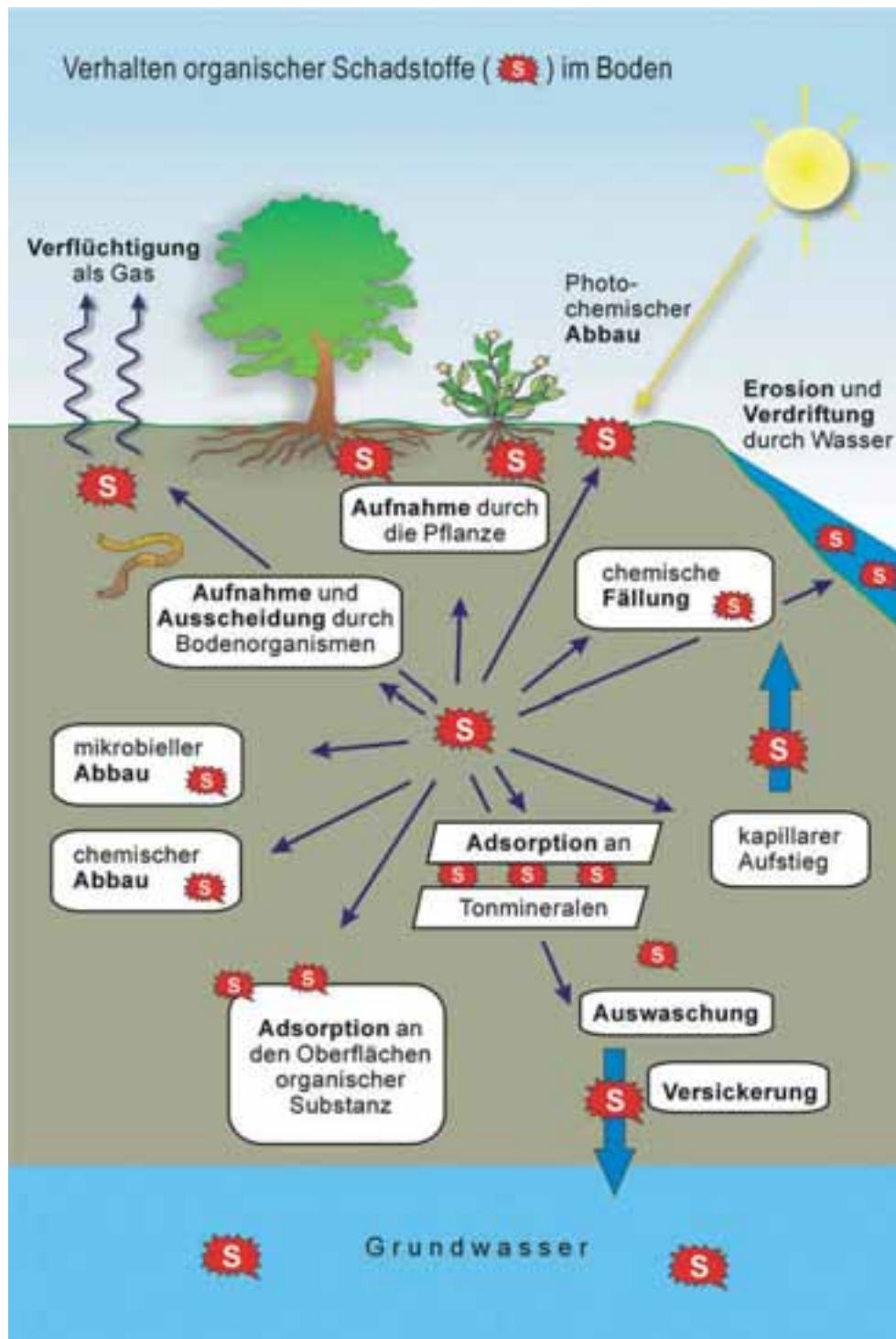
rung in tiefere Bodenschichten und in das Grundwasser gelangen. Über die Nahrungskette und das Trinkwasser erreichen diese Stoffe dann den Menschen (z. B. Atrazin).


3.2 Anorganische Schadstoffe

Für die Löslichkeit und Mobilität der anorganischen Schadstoffe besitzt insbesondere der pH-Wert des Bodens einen entscheidenden Einfluss. So ist die Löslichkeit bei neutraler Bodenreaktion meist relativ gering, wogegen sie bei sauren Bedingungen in der Regel deutlich zunimmt. Für die meisten Metalle und Schwermetalle existiert ein pH-Schwellenwert, bei dessen Unterschreitung diese Elemente im Boden mobil werden. Damit birgt die in unseren Böden natürlich wie anthropogen bedingte zunehmende Versauerung eine wachsende Gefahr der Freisetzung von Metallen (z. B. Aluminium; ↗ Aluminiumtoxizität im ► Modul C Waldboden).

In gut durchlüfteten Böden herrschen durch den Zutritt von Luftsauerstoff meist oxidierende Bedingungen. In aller Regel sind dann die Schwermetalle fest im Inneren von Oxiden und Hydroxiden eingeschlossen und zeigen eine nur sehr geringe Mobilität. Wird der Sauerstoffaustausch des Bodens mit der Atmosphäre unterbunden, z. B. durch seine Verdichtung oder einen hohen Wassergehalt, können sich im Boden reduzierende Bedingungen einstellen. Dadurch können die Schwermetalle aus ihrer oxidischen oder hydroxidischen Hülle freigesetzt und in tiefere Bodenschichten bzw. in das Grundwasser verlagert werden.

Großen Einfluss auf die Fixierung von Schwermetallen im Boden haben insbesondere organische Substanzen. An diese Bodenbestandteile können die Schwermetalle gebunden und damit festgelegt werden. Dies ist vor allem bei den unlöslichen Huminstoffen der Fall, wobei die Bindungsfestigkeit in der Reihe Quecksilber (Hg) > Kupfer (Cu) > Blei (Pb) > Nickel (Ni) > Kobalt (Co) > Cadmium (Cd) > Zink (Zn) > Mangan (Mn) abnimmt. Mobile oder lösliche organische Verbindungen sind ebenfalls in der Lage, Schwermetalle in Komplexen zu binden, andererseits aber auch zu lösen und so wieder im Ökosystem verfügbar zu machen.

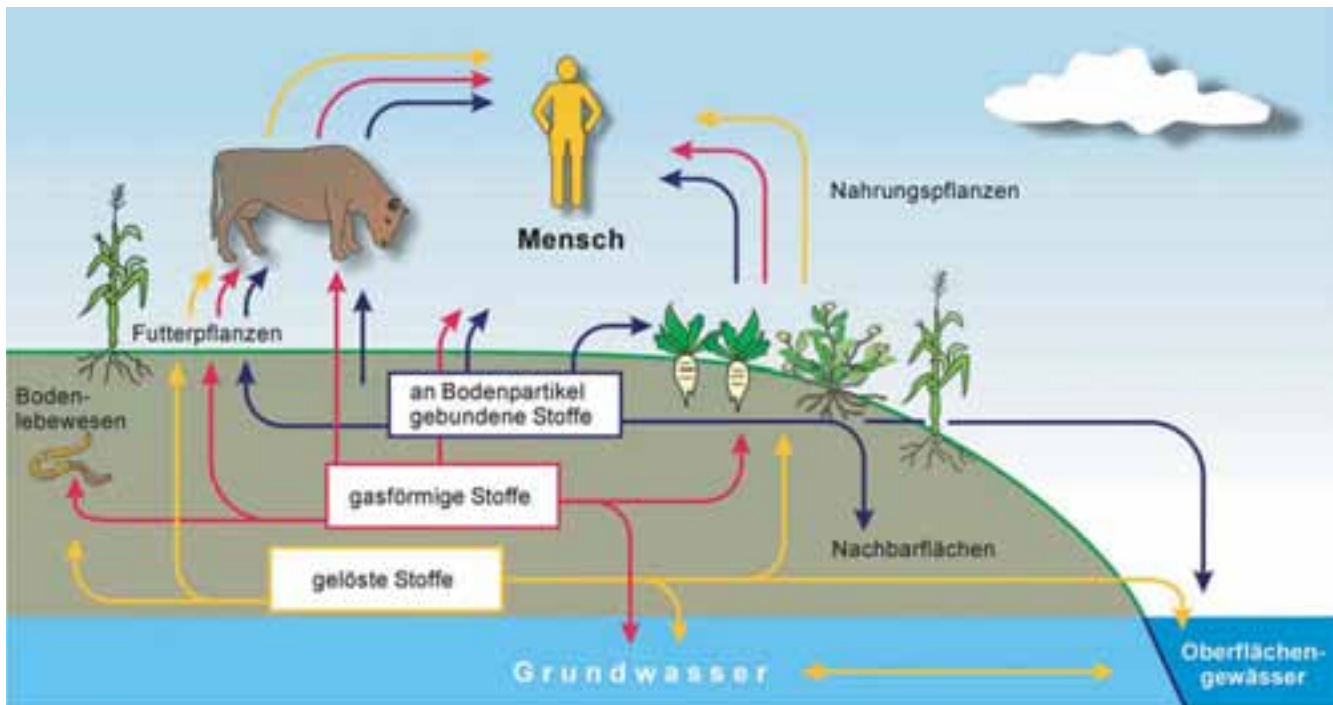


F10 | Verhalten organischer Schadstoffe im Boden. 

3.3 Organische Schadstoffe

Die Beständigkeit (Persistenz) eines organischen Schadstoffs bestimmt die Dauer seiner möglichen Schadwirkung im Boden. Im Gegensatz zu den anorganischen Schadstoffen unterliegen die organischen Substanzen einer Vielzahl von chemischen und mikrobiellen Um- und Abbauprozessen. Die meist

giftige (toxische) Wirkung dieser organischen Stoffe verringert sich in der Regel durch ihren Abbau, sofern keine sekundären giftigen und persistenten Spaltprodukte (\rightarrow Metabolite) gebildet werden. Ist dies nicht der Fall, gilt allgemein, dass leicht abbaubare organische Substanzen ökologisch unproblematischer als schwerer abbaubare sind.



F11 | Wirkungspfade von Schadstoffen im Boden. CD

4 Der Weg der Schadstoffe vom Boden zum Menschen

Die Aufnahme von Schadstoffen durch den Menschen kann auf verschiedenen Wegen, sogenannten Wirkungspfaden erfolgen. Diese sind unter anderem abhängig von dem jeweiligen Schadstoff und der Nutzung der Böden. Prinzipiell lassen sich drei Wirkungspfade unterscheiden (→ F11):

- Boden → Mensch (z. B. orale oder inhalative Aufnahme belasteter Bodenbestandteile durch spielende Kinder),
- Boden → Pflanze → Mensch (z. B. Schadstoffaufnahme über die Pflanze und die Nahrungskette),
- Boden → Grundwasser → Mensch (Auswaschung der Schadstoffe ins Grund- und Trinkwasser).

Schadstoff	Wirkung auf den Boden	Wirkung auf den Menschen
Schwermetalle	Zerstörung der Enzymsysteme zahlreicher Bodenorganismen	meist toxische Wirkung auf verschiedene Organe mit element-spezifischen Krankheitsbildern
Salze	direkte Schädigung des Pflanzenwachstums, Nährstoffauswaschung	keine bekannt
Radionuklide	toxische Wirkung auf alle Organismen durch Zerstörung lebenswichtiger Biomoleküle, Auslösung von Mutationen, Erbschäden und Karzinomen	
Organische Schadstoffe	meist stark toxische und kanzerogene (krebserzeugende) Wirkung auf alle Organismen	

Tabelle F3 | Schadwirkung der verschiedenen Schadstoffe auf Boden und Mensch.

5 Pufferfähigkeit des Bodens

Die Fähigkeit des Bodens, über die Ionensorption Wasserstoffionen bzw. Säuren zu neutralisieren, bezeichnet man als seine Pufferwirkung. Sie ist die Ursache dafür, dass die Bodenreaktion bzw. der pH-Wert eines Bodens trotz einwirkender Säure in gewissen Grenzen stabil bleibt. Das Maß für das Vermögen eines Bodens, auf ihn einwirkende Säuren zu neutralisieren, bezeichnet man als die Pufferkapazität. Sie wird im Labor mit Hilfe von Pufferungsversuchen ermittelt und lässt sich in Form charakteristischer Pufferungskurven darstellen (► Schüleraktivität F4). Durch seine Pufferfähigkeit ist ein Boden in der Lage, der natürlichen und der durch den Menschen bedingten Versauerung in Grenzen entgegenzuwirken. Im Boden sind dabei unterschiedliche Puffersysteme vorhanden, die sich in Reaktionsweise und Reaktionsrate voneinander unterscheiden. Da sie in verschiedenen pH-Wertebereichen wirken, sind sie „in Reihe geschaltet“ (↗ Tabelle F4).

Während des Puffervorganges verbrauchen sich die Puffersubstanzen, ohne dass es zu einer wesentlichen Änderung des pH-Wertes kommt. Ist eine Puffersubstanz verbraucht, fällt bei fortgesetztem Eintrag von Wasserstoffionen der pH-Wert des Bodens schlagartig, da eine Neutralisation der Säure nicht mehr stattfinden kann. Erst wenn der Wirkungsbereich des nächsten Puffersystems erreicht ist, bleibt der dann erreichte pH-Wert wieder konstant. Ton- und humusreiche Böden besitzen überwiegend sehr gute Pufferwirkungen, weshalb sie meist eine neutrale bis basische Bodenreaktion (pH-Wert > 6,2) aufweisen. In sandigen Böden dagegen überwiegen geringe Pufferkapazitäten, woraus sich meist pH-Werte kleiner als 5,5 ergeben.

Die Puffereigenschaften eines Bodens hängen neben seiner Ausstattung an Puffersubstanzen und damit seiner Pufferkapazität aber auch davon ab, wie schnell die Neutralisationsreaktionen im Boden ablaufen können. Während diese in wässrigen Lösungen (z. B. im Reagenzglas) sehr schnell erfolgen, kann Boden in einem bestimmten Zeitraum nur eine bestimmte Menge Säure neutralisieren. Diese Menge bezeichnet man als

pH-Bereich	Puffersystem
8,6 bis 6,2	Kohlensäure/Karbonat-Pufferbereich, Kalkpuffer (Kalkboden):
neutral	Kalk löst sich in Säuren auf. Deshalb kommen hohe Salzkonzentrationen, vornehmlich von Ca^{2+} und HCO_3^- , vor. Es kommt zum Herauswaschen von Calcium-Ionen (Entkalkung), aber zu keiner Tonauswaschung.
6,2 bis 5,0	Ionenaustausch-Silikat-Pufferbereich (silikatischer Boden):
schwach sauer	Nährstoffauswaschung durch Säure, Tonverlagerung und Silikatverwitterung; ökologisches Optimum in diesem pH-Bereich, gute Nährstoffionenverfügbarkeit
5,0 bis 4,2	Austausch-Pufferbereich (tonhaltiger Boden):
mäßig sauer	Verdrängung und Auswaschung der Calcium- und Magnesiumionen. Meist anthropogen induziert; Vorgänge sind irreversibel, d. h., wertvolle Minerale können sich nicht mehr zurückbilden; Bodenlösung arm an Nährstoffen
4,2 bis 3,0	Aluminium-Pufferbereich (tonhaltiger Boden):
stark sauer	Bindung von 3 Protonen und Freisetzung eines Al^{3+} -Ions, das als schwache Säure wirkt; die mobilisierten Al^{3+} -Ionen wirken zudem toxisch; endgültige Zerstörung des Bodens; fast alle Pflanzen zeigen behindertes Wachstum
< 3,0	Eisen-Pufferbereich (Eisenoxide und -silikate):
	Hohe Konzentration an H^+ , Al^{3+} und Fe^{3+} in der Bodenlösung; organisches Material wird nicht mehr von den Bodenorganismen abgebaut, Pflanzenwurzeln im Mineralboden sterben ab, Komplexbildung und damit Entgiftung der Al^{3+} - und Fe^{3+} -Ionen in humosem Boden

Pufferrate. Sie wird von verschiedenen Eigenschaften des Bodens bestimmt. Die Verzögerung der Neutralisationsvorgänge im Boden bedingt, dass z. B. bei hohen und anhaltenden Niederschlägen oder bei hoher → Infiltrationsrate die Pufferung der Bodenlösung abnehmen kann (► Schüleraktivität F4).

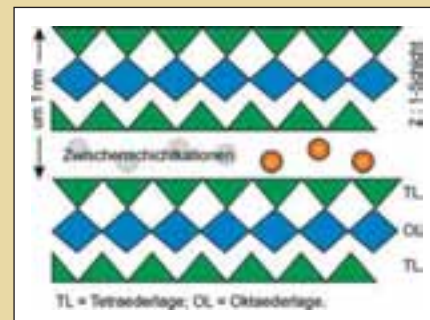
Tabelle F4 | pH-Bereiche und Eigenschaften verschiedener Puffersysteme im Boden.

Tonminerale und Huminstoffe als Ionenaustauscher

In vielen Tonmineralen sind einige Siliziumionen (Si^{4+}) durch Aluminium- (Al^{3+}), Eisen- ($\text{Fe}^{3+/2+}$) oder Magnesiumionen (Mg^{2+}) ersetzt, wodurch ein Überschuss an negativer Ladung entsteht. Ein Teil dieser negativen Ladung wird durch die Einlagerung zusätzlicher positiver Ionen (z. B. Kalium K^+) ausgeglichen. Die verbleibende negative Ladung bewirkt, dass Tonminerale negativ geladen sind. Da diese Ladung ständig vorhanden ist, wird sie permanente Ladung genannt. Zusätzlich besitzen Tonminerale eine pH-abhängige Ladung, die bewirkt, dass an den Bruchkanten mehr oder weniger Wasserstoffionen (H^+ -Ionen) angelagert werden können, welche die Ladung des Minerals verändern. Diese Ladung wird wegen ihrer pH-Abhängigkeit als variable Ladung bezeichnet. Sie bewirkt, dass die Austauschkapazität der Tonminerale vom pH-Wert der Bodenlösung abhängt.

Huminstoffe sind organische Substanzen, die im Boden aus der Zersetzung abgestorbener organischer Materialien entstehen. Je nach pH-Wert können diese

Huminstoffe H^+ -Ionen aus der Bodenlösung binden. Bei den normalerweise im Boden vorliegenden pH-Werten (schwach sauer) sind die Huminstoffe in der Regel negativ geladen, wodurch sie positive Kationen anlagern können. Negativ geladene Ionen (Anionen), wie z. B. Nitrat oder Chlorid, werden generell weder an Tonminerale noch an Huminstoffe gut gebunden. Dies führt dazu, dass solche Ionen besonders leicht aus dem Boden ins Grundwasser ausgewaschen werden können. Einige Anionen, wie das Phosphat, gehen spezifische Bindungen mit Tonmineralen oder Eisenoxiden ein und sind daher im Boden wenig mobil.



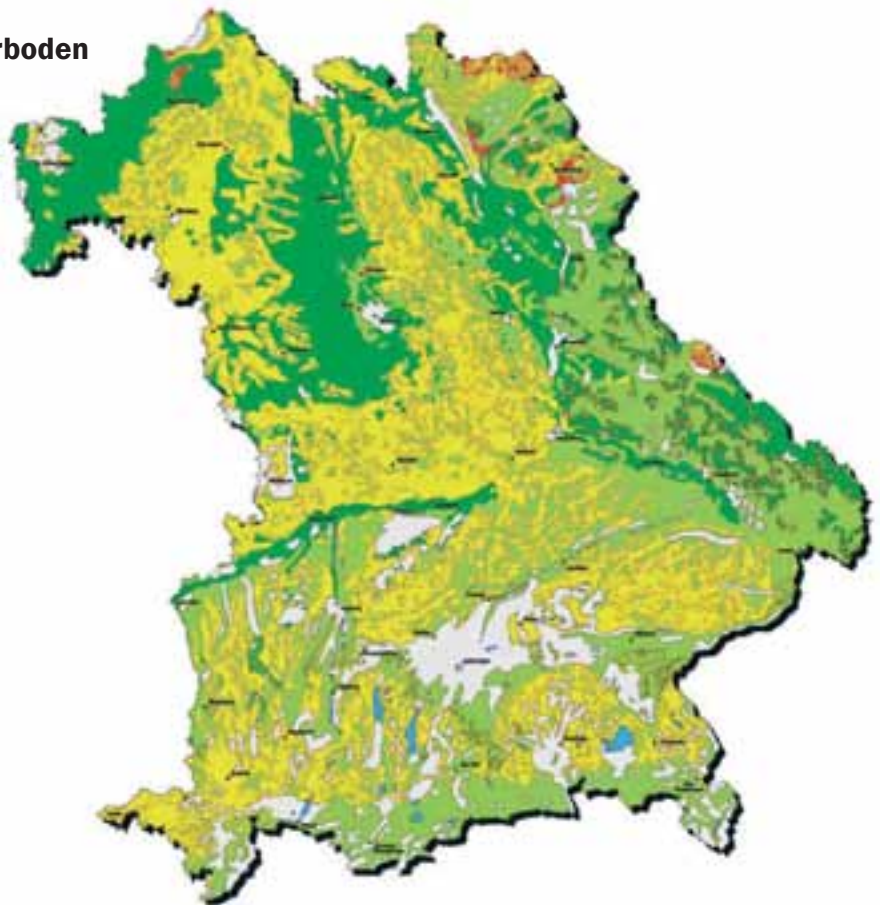
F12 | Die Molekülstruktur eines Tonminerals. CD

6 Hintergrundwerte der Schadstoffbelastung

Nahezu alle Böden enthalten Schadstoffe. Dieser Hintergrundwert oder Ist-Zustand der stofflichen Belastung der Böden setzt sich zusammen aus dem geogenen Grundanteil und dem allgegenwärtigen (ubiquitären) Stoffeintrag. Um einen zusätzlichen Eintrag von Schadstoffen (z. B. aus nahe gelegenen Industrieanlagen oder Verkehrswegen) erkennen zu können, muss dieser Hintergrundwert bekannt sein bzw. ermittelt werden. Dies erfolgt in Bayern derzeit mit Hilfe einer landesweiten Aufnahme des Stoffbestandes der Böden sowie durch das Monitoring der Veränderungen an über 250 Boden-Dauerbeobachtungsflächen (↗ Exkurs Boden-Dauerbeobachtungsflächen BDF).

Der geogene Anteil an Schwermetallen und Radionukliden entstammt im Wesentlichen den Ausgangsgesteinen und dem Bodenbildungsprozess (↗ Kapitel 2). Er variiert daher regional sehr stark in der Zusammensetzung und im Gehalt der Schadstoffe. So können vulkanische Gesteine wie Pikrit oder Serpentinite der „Münchberger Masse“ Nickelgehalte von $> 8000 \text{ mg/kg}$ aufweisen (↗ F13). Auch Chrom und Kobalt sind in diesen Gesteinen in größeren Mengen vorhanden. Extrem hohe Schwermetallgehalte können zudem in Bereichen auftreten, in denen die Verwitterungs- und Bodenbildung in vererzten Gesteinsserien stattgefunden haben (in Bayern z. B. Sedimente aus dem Mesozoikum mit hohen Gehalten an dem Erzmineral

Oberboden



C-Horizont (Ausgangsgestein)




F13 | Oben: Natürliche (geogene) Chromgehalte der Böden in Bayern. In den Chromgehalten der Oberböden spiegeln sich die besonders hohen Werte der Ausgangsgesteine wider. Vergleichsweise höhere Werte im Oberboden als im Ausgangsgestein im Bereich der Frankenalb und des Verbreitungsgebietes der Gesteine des Muschelkalks (vgl. Geologische Karte von Bayern; Modul A „Was ist Boden?“) lassen sich unter anderem durch die relative Anreicherung von Chrom durch die Verwitterung der Kalkgesteine erklären. CD

Unten: Natürliche (geogene) Chromgehalte der Böden in Bayern. Chromgehalte der Ausgangsgesteine (C-Horizont). Weiträumig besonders hohe Chromgehalte treten in den Metabasiten, Serpentiniten und Basalten des nordost- und ostbayerischen Grundgebirges (Münchberger Gneismasse, Nördliche Oberpfalz und im Gebiet des Hohen Bogens) sowie den Basalten der südlichen Ausläufer der Rhön auf (vgl. Geologische Karte von Bayern; Modul A „Was ist Boden?“). CD

Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Bayern (BDF)

Mit dem Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG) wurden der vorsorgende Bodenschutz und die nachhaltige Nutzung der Böden gesetzlich verankert (► Modul A „Was ist Boden?“). Um dieses Gesetz vollziehen zu können, sind genaue Kenntnisse über den Ist-Zustand der stofflichen Bodenbelastung sowie eine langfristige Überwachung der Veränderungen in den Böden und der Bodenfunktionen erforderlich. Zu diesem Zweck wurde in Bayern bereits Mitte der 1980er Jahre begonnen, ein landesweites Netz an Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) aufzubauen, das mittlerweile aus 133 BDF auf landwirtschaftlich genutzten Flächen, 78 BDF an Waldstandorten und 60 BDF in Naturschutzgebieten und auf Sonderflächen besteht (↗ F14, Karte). Die über das BDF-Netz erhobenen Daten sollen auch Erkenntnisse über die Empfindlichkeit der Böden im Hinblick auf verschiedene Einflussgrößen liefern und eine Prognose der zukünftigen Entwicklung des Bodenzustandes ermöglichen. Die Ergebnisse der Boden-Dauerbeobachtung sind über das bayerische Bodeninformationssystem (BIS) abrufbar. Dieses enthält unter anderem umfassende Daten über die chemische, physikalische und biologische Beschaffenheit der Böden

► www.stmugv.bayern.de/de/boden/allgem/boden4.htm

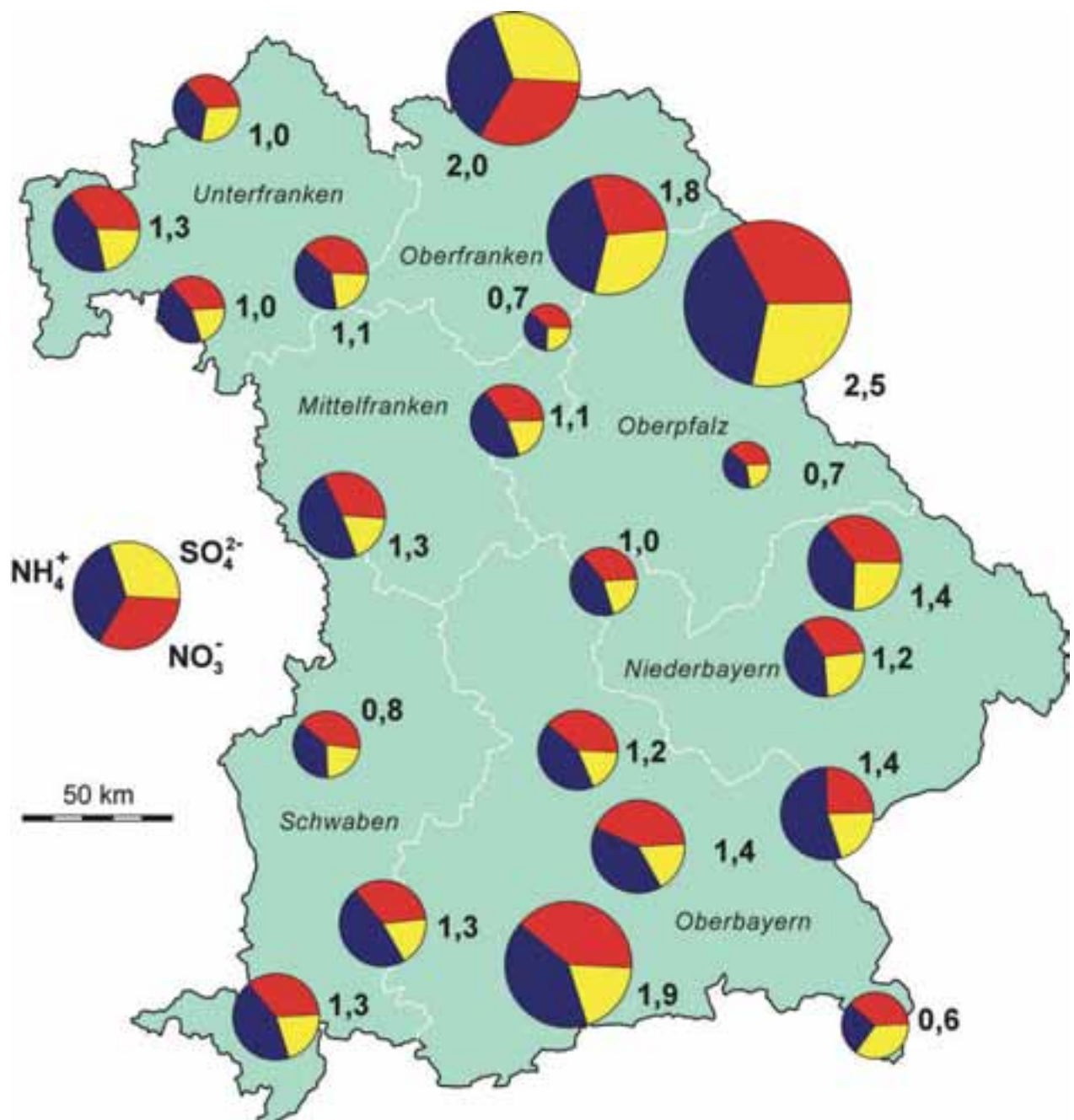
F14 | Oben: Auf Intensiv-Bodendauerbeobachtungsflächen werden auf einer Fläche von 10 x 10 m Bodenlösungen aus verschiedenen Bodentiefen mit Hilfe von Saugkerzen gewonnen (oben). Die gewonnenen Wasserproben (rechts unten) werden in den Laboren des Landesamtes für Umwelt auf anorganische und organische Stoffe untersucht. Mit Hilfe von Wetterstationen werden Klimadaten erhoben (links unten).
Unten: Verbreitung der Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Bayern. 



Cerrusit PbCO_3). Nicht vererzte Sande, Sandsteine und auch Torfe weisen hingegen äußerst geringe geogene Schwermetallgehalte auf.

Der geogene Gehalt an Radionukliden (= radioaktive Isotope, z. B. Kalium-40, Rubidium-87, Uran-238) entstammt ebenso wie der Schwermetallgehalt in erster Linie den ver-

witterten Gesteinen, insbesondere den Graniten des ostbayerischen Grundgebirges (► Modul A „Was ist Boden?“). Andere Radionuklide wie Strontium-90, Cäsium-137 oder Tritium gelangten dagegen hauptsächlich durch die seit 1945 durchgeführten oberirdischen Kernwaffenversuche oder den Reaktorunfall von Tschernobyl (↗ Exkurs) in die Böden. Die höchsten Konzentrationen an die-



F15 | Einträge versauernd wirkender Substanzen in den Boden (Ammonium, Nitrat und Sulfat), registriert an bayerischen Waldklimastationen im Jahr 2003. Angaben in kmolc pro Hektar und Jahr (Waldzustandsbericht 2004).

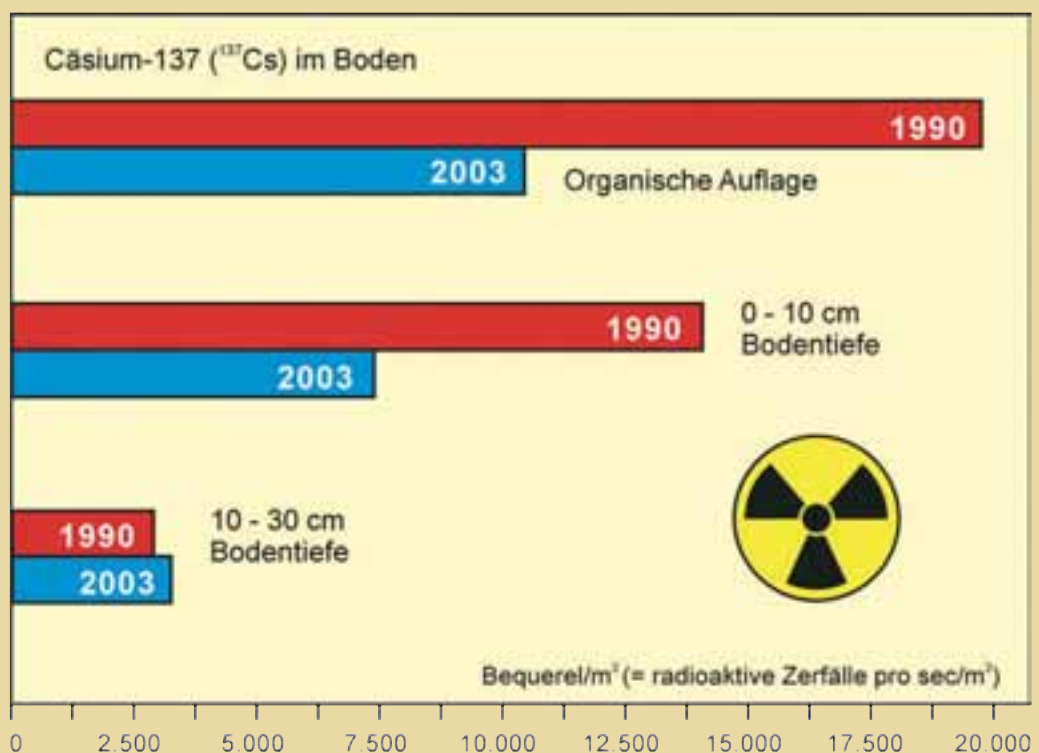
sen künstlich in die Umwelt gebrachten Radionukliden finden sich besonders in den Humusaufgaben der Waldböden, da die Waldbäume durch ihre großen Nadel- und Blattoberflächen die luftgetragenen Schadstoffe aus der Atmosphäre auskämmen. Über den → Stammablauf konzentriert oder über das Tropfwasser gelangen sie von dort in den Boden, wo sie wiederum über verschiedene Prozesse umverteilt werden.

Einen bedeutenden Anteil an den diffus über die Atmosphäre eingetragenen Schadstoffen nehmen Stickstoff- und Schwefelverbindungen ein. Diese stammen im Wesentlichen aus den Verbrennungsprozessen in Kraftwerken, Industrie, Haushalt und Verkehr sowie der Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft. Nach dem mehr oder weniger weiten Lufttransport gelangen die Schadstoffverbindungen über den Niederschlag oder das Auskämmen der Bäume ubiquitär wieder auf die

Reaktorunfall von Tschernobyl vom 26. April 1986

Durch den Reaktorunfall im Kernkraftwerk Tschernobyl am 26. April 1986 wurden europaweit große Mengen an Radionukliden in den Boden eingetragen. Ein Teil der freigesetzten radioaktiven Stoffe baut sich zwar in verhältnismäßig kurzen Zeiträumen wieder ab, andere verbleiben jedoch noch Jahrzehnte in hohen Konzentrationen in den Böden. In unmittelbarer Nähe des Reaktors lag die Belastung des Bodens durch das Radionuklid Cäsium-137 im Jahr 1989 noch bei 1.480.000 Bq/m² (1 Becquerel (Bq) = 1 radioaktiver Zerfall pro Sekunde). Die bei dem Unfall freigesetzte radioaktive Wolke und der Fall-out der Radionuklide wurden durch die damals herrschenden Windströmungen über nahezu ganz Europa verteilt. Auch Deutschland und insbesondere Bayern wurden davon nicht verschont. Durch lokale Niederschlagsereignisse bedingt, reichte das Spektrum der Bodenkontamination in Bayern für das Radionuklid Cäsium-137 im Mai 1986 von Gehalten unterhalb der Nachweisgrenze bis über 173.000 Bq/m². Besonders stark betroffen war das Allgäu. Hier beträgt die mittlere Gesamtbelastung durch die beiden Cäsiumnuklide (Cs-134, Cs-137) heute noch bis zu 17.000 Bq/m².

Der hohe Eintrag an Radionukliden insbesondere in die Waldböden führte in den Jahren nach dem Reaktorunfall dazu, dass vor allem Waldpilze, die die Radionuklide über ihr Mycel aufnehmen, sehr hohe Konzentrationen an Cäsium-137 aufwiesen. Über die Nahrungskette zeigten in der Folge auch Wildtiere eine meist hohe radioaktive Belastung. Um das Verhalten und den Abbau der radioaktiven Stoffe in den Waldböden und im Ökosystem zu untersuchen und zu überwachen, werden daher sowohl die Wildpilze als auch die Wildtiere (vor allem Wildschweine) als Umweltindikatoren eingesetzt. Bayernweit werden die Auswirkungen des Reaktorunfalls auf die Böden unter anderem im Rahmen des Routinemessprogrammes zur Strahlenschutzvorsorge untersucht. Die Untersuchungsergebnisse belegen zwar die Abnahme der radioaktiven Belastung in der organischen Auflage und im Oberboden, dafür steigt durch die Verlagerung der Radionuklide in die Tiefe jedoch die Belastung im Unterboden an.



F16 | Darstellung der vertikalen Veränderung der Radioaktivität 1990 im Vergleich zu 2003 am Beispiel einer Fläche bei Miesbach. [CD](#)

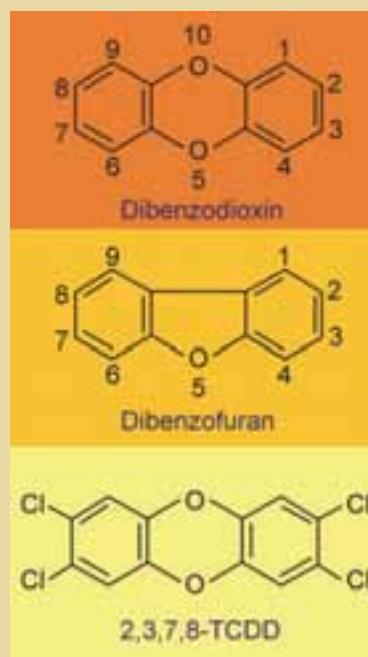
Dioxine und Furane (PCDD/PCDF)

Dioxine und Furane, oft auch nur als Dioxine bezeichnet, sind ein Gemisch aus 210 zum Teil sehr giftigen Einzelsubstanzen polychlorierter Dibenzodioxine (PCDD) und polychlorierter Dibenzofurane (PCDF). Die große Anzahl an Einzelverbindungen entsteht durch die unterschiedliche Position, die bis zu 8 Chloratome an dem aus drei Ringen bestehenden Grundgerüst der Substanz einnehmen können (↗ F17). Die bekannteste und zugleich giftigste Substanz ist das 2,3,7,8-Tetrachlor-dibenzodioxin (2,3,7,8-TCDD), besser bekannt unter dem Namen „Seveso-Gift“. Alle Dioxine weisen eine hohe Fettlöslichkeit auf und werden nur sehr schlecht abgebaut. Damit reichern sie sich in der Umwelt und der Nahrungskette an.

Dioxine entstehen bei Verbrennungsvorgängen in der Industrie, beim Hausbrand, im Verkehr, beim Verbrennen von Kunststoffen und von behandeltem Holz, aber auch auf natürlichem Wege beispielsweise bei Waldbränden. Durch ihre Eigenschaft, sich anzureichern und nur sehr langsam abgebaut zu werden, finden sich Dioxine in geringen Spuren heute besonders als Folge der diffusen Verbreitung über die Luft in nahezu allen Umweltmedien. Durch eine Vielzahl von Maßnahmen konnte der Dioxineintrag in die Umwelt in den letzten Jahren jedoch erheblich gesenkt werden.

Um den Dioxin-Gehalt in Böden einheitlich bewerten zu können, werden die verschiedenen Einzelsubstanzen nach einem von der Weltgesundheitsorganisation WHO vorgegebenen Schema nach ihrer Giftigkeit gewichtet und die jeweiligen WHO-TEq-Werte summiert (TEq = toxicity equivalent, Giftigkeitsäquivalent). Der resultierende Wert gibt die Dioxinkonzentration im Boden in ng/kg TEq an, wobei 1 Nanogramm pro kg Boden 0,000 000 001 g Dioxin auf 1 kg lufttrockenen Boden entsprechen. In der BBodSchV (► Modul A „Was ist Boden?“) sind für die Dioxingehalte in Böden für unterschiedliche Nutzungsszenarien folgende Maßnahmenwerte festgelegt:

Kinderspielflächen:	100 ng TEq/kg TM
Wohngebiete:	1.000 ng TE/kg TM
Park- und Freizeitanlagen:	1.000 ng TEq/kg TM
Industrie- und Gewerbegrundstücke:	10.000 ng TEq/kg TM.



F17 | Molekülstrukturen dreier Dioxine/Furane. CD

Die Dioxingehalte in landwirtschaftlich genutzten Böden liegen in der Regel unter 2 ng/kg TEq. In Einzelfällen können die Gehalte jedoch erhöht sein, dann oft als Folge des langjährigen Aufbringens dioxinbelasteter Stoffe (z. B. vor Festlegung von Grenzwerten über die Klärschlammdüngung), durch lokal erhöhte Emissionen oder durch Brände (unter anderem Anreicherung in der Asche). Für Oberböden unter Wald liegen die Hintergrundwerte oft höher, besonders in den Auflagen. Diese erhöhten Gehalte sind im Auskämm- und Stoffanreicherungseffekt der Nadeln und Blätter gegenüber atmosphärisch transportierten Schadstoffen sowie im hohen Anteil an organischer Substanz in den Waldböden begründet (► Modul C Waldböden). An diese organische Substanz sind die Dioxine vornehmlich gebunden.

Der Mensch nimmt Dioxine größtenteils über tierische Lebensmittel wie Milch, Fleisch, Fisch oder Eier auf. Insbesondere dioxinbelastete Eier beherrschen zeitweilig die Schlagzeilen. Von den Hühnern wird das Dioxin durch das Scharren und Picken auf Standorten mit erhöhten Dioxingehalten aufgenommen. Die zulässigen Höchstwerte für Dioxin in Eiern und anderen tierischen Lebensmitteln liegen innerhalb der Europäischen Union seit dem 1.1.2005 bei 3 Pikogramm TEq pro Gramm Fett, das sind 3 Billionstel Gramm pro Gramm Fett. Dieser Grenzwert wird jedoch nur in Ausnahmefällen überschritten.



F18 | Neuartige Waldschäden als Folge der Versauerung der Böden.

Erdoberfläche und in den Boden. Hier treten diese Stoffe als Säuren auf und verbrauchen mit ihren freigesetzten Wasserstoffionen die Pufferkapazität. Überschüsse und freigesetzte Schwermetalle werden zusammen mit den durch die Schadstoffeinwirkung ebenfalls mobilisierten Pflanzennährstoffen wie Calcium, Magnesium und Kalium mit dem Sickerwasser ausgewaschen. Diese Säurewirkung der Luftschadstoffe in den Böden

tragen erheblich zu deren Versauerung bei (► Modul C Waldboden).

Trotz der bayernweit abnehmenden Belastung der Böden durch den Eintrag versauernd wirkender Schadstoffe (Rückgang innerhalb der letzten 10 Jahre um 50 %), muss in Böden mit geringer Pufferkapazität mit einer fortschreitenden Bodenversauerung gerechnet werden. Besonders durch den Mangel dieser Böden an basisch wirkenden Kationen können die atmosphärisch eingebrachten Säuren nicht mehr im Ionenaustauschbereich der Silikate kompensiert werden (↗ Tabelle F4). Die Pufferung erfolgt dann weitgehend im Bereich des Aluminiumpuffers unter Freisetzung des toxisch wirkenden Metallions Aluminium (► Modul C Waldboden) oder im Eisenpufferbereich.

Für die meisten organischen Schadstoffe wird derzeit eine natürliche Entstehung in höheren und umweltrelevanten Konzentrationen ausgeschlossen. Neuere Untersuchungen zeigen allerdings für einige Substanzen diese Möglichkeit eines geogenen oder natürlichen Ursprungs deutlich, z. B. Dioxine in tertiären Tonen oder die Entstehung von Dioxinen und Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) durch Waldbrände (↗ Exkurs Dioxine und Furane). Die Hintergrundgehalte organischer Schadstoffe in den Böden gründen sich dennoch weitestgehend auf den ubiquitären Eintrag über die Atmosphäre, sofern direkte Einträge über die Nutzung (z. B. Pflanzenschutzmittel) ausgeschlossen werden können. Eine Umverteilung dieser Stoffe in den Böden erfolgt in der Regel durch die Nutzung und die bodenbildenden Prozesse.

7 Altlasten

7.1 Allgemeines

Altlasten sind Altablagerungen und Altstandorte, durch die schädliche Bodenveränderungen oder sonstige Gefahren für den Einzelnen oder die Allgemeinheit hervorgerufen werden. Unter die Altablagerungen fallen dabei im Wesentlichen stillgelegte Abfallbeseitigungsanlagen („alte Müllkippen“), unter die Altstandorte Grundstücke stillgelegter

Anlagen, auf denen mit umweltgefährdenden Stoffen umgegangen worden ist (z. B. alte Industriestandorte).

Bei der Altlastenbearbeitung werden die drei Wirkungspfade untersucht, über die Bodenkontaminationen die Umwelt belasten: Boden – Mensch, Boden – Gewässer und Boden – Nutzpflanze. So könnten bei einer

alten ungesicherten Müllkippe beispielsweise spielende Kinder oberflächennahe Schadstoffe aufnehmen oder Gesundheitsgefährdungen durch austretende Depo-nie-gase entstehen (Wirkungspfad Boden – Mensch). Weiter könnten Schadstoffe in das Grundwasser abgegeben (Wirkungspfad Boden – Gewässer) und/oder – im Falle einer landwirtschaftlichen Nutzung – von den Nutzpflanzen aufgenommen werden (Wirkungspfad Boden – Nutzpflanze).

Das zu erwartende Schadstoffspektrum ist sehr variabel, aber dennoch typisch für die jeweilige ehemalige Nutzung. Während z. B. bei einer alten Tankstelle im Wesentlichen mit Mineralölkohlenwasserstoffen (MKW), Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und Blei zu rechnen ist, ist bei einer stillgelegten Glashütte häufig die ganze Bandbreite an Schwermetallen (Cadmium, Chrom, Kobalt, Kupfer, Blei, Nickel, Quecksilber usw.) zu erwarten. Einen Sonderfall stellen Rüstungsaltslasten dar, die im Zusammenhang mit dem Umgang (Produktion, Lagerung, Vernichtung usw.) mit rüstungsspezifischen Stoffen (Kampf- und Explosivstoffe) im ersten und zweiten Weltkrieg entstanden sind.

Je gefährlicher die Auswirkungen auf die Schutzgüter (Gesundheit, Wasser) sein können, desto höher ist die Bearbeitungspriorität der Altlast für die Bodenschutzbehörden. Befindet sich eine Altlast z. B. im Einzugsgebiet einer Trinkwasserversorgung, so liegt im Regelfall ein hohes Gefährdungspotenzial und damit ein hoher Handlungsbedarf vor. Gesetzliche Grundlage für die Altlastenbearbeitung sind das BBodSchG sowie die ergänzenden bundes- und landesrechtlichen Gesetze und Verordnungen.

7.2 Altlastenbearbeitung in Bayern

In Bayern sind derzeit (Stand 2004) rund 16.000 Altlastverdachtsflächen bekannt, von denen etwa zwei Drittel Altablagerungen sind (↗ F20, Altlastensituation in Bayern). Die Abarbeitung dieser Standorte nach einer Priorisierung ist in Bayern ein stufenweiser nachfolgend dargestellter Prozess, bei dem nach jedem Schritt geprüft wird, ob der Altlastverdacht weiter besteht oder ausgeräumt werden kann:




■ Erfassung

Alle Altlastverdachtsflächen werden im bayerischen Altlastenkataster erfasst; nach jeder Bearbeitungsphase erfolgt eine Aktualisierung.

■ Historische Erkundung

Durch die Kreisverwaltungsbehörden wird für den Verdachtsstandort eine historische Erkundung durchgeführt. Durch Archivrecherchen, Zeitzeugenbefragung, Luftbilddauswertung u. ä. liefert diese nichttechnische Untersuchungsphase wichtige Grundlagen für eine spätere zielgerichtete Beprobung der Altlast.

F19 | Die Mehrzahl unserer heutigen Altlasten stammt aus der Zeit nach 1950, insbesondere aus der Zeit des deutschen Wirtschaftswunders.

F20 | Entwicklung der Anzahl der Altstandorte und Altlagerungen in Bayern von 1990 bis 2004. 



■ Orientierende Untersuchung


Im Rahmen der durch die Wasserwirtschaftsämter durchgeführten orientierenden Untersuchung (Amtsermittlung) werden auf der Verdachtsfläche Boden- und Wasserproben genommen und auf Schadstoffe analysiert. Ergeben sich dabei Überschreitungen von Prüf- und Maßnahmewerten, ist weiterer Handlungsbedarf gegeben.

■ Detailuntersuchung

Die Detailuntersuchung muss im Gegensatz zur orientierenden Untersuchung vom Verant-

wortlichen durchgeführt werden. Nach dem Gesetz kann hierbei sowohl der Handlungsstörer (derjenige, der die Verunreinigung verursacht hat) als auch der Zustandsstörer (Grundstücksbesitzer, Rechtsnachfolger des Handlungsstörers u.a.) dafür herangezogen werden.

Ziel der Detailuntersuchung ist vor allem die Abgrenzung in der Fläche und der Tiefe der Belastung sowie die Prognose des Schadstoffverhaltens.

F21 | Aufschlüsselung bekannt gewordener Fälle von Boden- und Grundwasserschädigung nach Verursacherbranchen. 



7.3 Altlastensanierung

Für die Sanierung einer Altlast ist der Verantwortliche zuständig. Im Vorfeld der Sanierung erfolgen im Regelfall spezielle Untersuchungen und die Planung der Maßnahmen. Hier werden unter anderem Varianten geprüft, um bei größter Effektivität möglichst kostengünstig zu bleiben. Für jede Sanierung werden fachliche Ziele festgelegt, ab deren Erreichung die Sanierung als abgeschlossen gilt. Nach erfolgreichem Abschluss der Maßnahmen wird die Altlast aus dem Altlastenkataster gelöscht.

Grundsätzlich sind nach dem Bodenschutzrecht zur Sanierung einer Altlast sowohl Dekontaminations- als auch Sicherungsmaßnahmen zulässig (↗ Tabelle F5). Durch Dekontaminationsmaßnahmen werden Schadstoffe aus dem Boden und dem Grundwasser entfernt. Bei der sog. Quellensanierung wird das belastete Erdreich ausgekoffert, auf eine Deponie gebracht oder gereinigt (physikalisch, chemisch, biologisch, thermisch) und anschließend wieder eingebaut. Die Reinigung des belasteten Grundwassers erfolgt meist durch *pump and treat*. Dabei wird das Grundwasser abgepumpt und in einer Grundwasserreinigungsanlage z. B. über Aktivkohle-Filter behandelt. Im Gegensatz zur Dekontamination verbleibt bei Sicherungsmaßnahmen die Belastung im Boden. Dieser wird lediglich so gesichert, dass ein weiterer Austrag der Schadstoffe unterbleibt bzw. dass sich das belastete Grundwasser nicht weiter ausbreiten kann. Eine dichte Abdeckung (Ver-



Dekontaminationsmaßnahmen	Sicherungsmaßnahmen
Aushub/Umlagerung zur Entsorgung	Oberflächenabdichtung
Aktive hydraulische Maßnahmen (z. B. Grundwasserentnahme „pump and treat“)	Versiegelung
Passive Maßnahmen (reaktive Wände, enhanced natural attenuation)	Passive hydraulische Maßnahmen (z. B. Grundwasserabsenkung, -umleitung)
Aktive pneumatische Maßnahmen (z. B. Bodenluftabsaugung)	Passive pneumatische Maßnahmen (z. B. Gaserfassung)
Chem.-phys. Behandlung (z. B. Extraktion, Stripping, Fällung)	Einkapselung
Biologische Behandlung	Immobilisierung
Thermische Behandlung	

F22 | Oben: Eine häufige Altlast sind durch Haus- und teilweise auch Industrierückfall verfüllte ehemalige Abbaugruben (hier in einer Tongrube). Um davon ausgehende mögliche Gefahren für Mensch und Umwelt abzuwenden, müssen diese Gruben heute teilweise mit hohem finanziellem Aufwand saniert werden.

Unten: Auch im privaten Bereich können Altlasten bestehen und eine Gefahr für Boden und Grundwasser darstellen, wie z. B. hier über Jahre hinweg aus undichten Öltanks austretendes und in den Untergrund sickern des Heizöl.

Tabelle F5 | Überblick über die am häufigsten angewandten Sanierungsverfahren.



siegelung) kann in manchen Fällen das Eindringen von Niederschlagswasser und die daraus resultierende Auswaschung der Schadstoffe wirkungsvoll verhindern. Eine Einkapselung des kontaminierten Erdreichs oder eine Absenkung des Grundwasserspiegels kann von Fall zu Fall ebenfalls verhindern, dass die Schadstoffe ins Grundwasser gelangen.

In Einzelfällen mit niedrigerer Priorität können im Gegensatz zu Dekontaminations- und Sicherungsmaßnahmen Nutzungseinschränkungen (z. B. bei Privat- und Nutzgärten) ausgesprochen werden.

7.4 Ausblick

Die Erkundung und Sanierung von Altlasten wird angesichts ihrer hohen Zahl noch eine beträchtliche Zeit andauern. Wie aus der Altlastenstatistik hervorgeht, kommen aufgrund der heute bestehenden Umweltauflagen (Immissionsschutz, Gewässerschutz, Bodenschutz, Anlagensicherheit) grundsätzlich keine „neuen“ Altlasten hinzu. Ein neben dem Schutz der Umwelt nicht zu vernachlässigender Effekt der Altlastensanierung ist die Möglichkeit des „Flächenrecyclings“. Durch die Wiedernutzbarmachung von ehemals mit Schadstoffen kontaminierten Standorten kann der erhebliche Flächenverbrauch (das „Bauen auf der grünen Wiese“) deutlich reduziert werden (► Modul G Flächeninanspruchnahme).



Die Mittel, die für die Erkundung und Sanierung von Altlasten sowohl von privater als auch von staatlicher Seite aufgewendet werden müssen, sind enorm hoch. Ist der für die schädlichen Bodenverunreinigungen oder Altlast Verantwortliche (Handlungs-/Zustandsstörer) zahlungsfähig, muss er die Kosten dafür übernehmen. Ist dieser jedoch nicht mehr greifbar oder ist der Verantwortliche



F23 | Von der Bodenuntersuchung zur Bodenreinigung und abschließenden Wiederverfüllung (Bildfolge von unterschiedlichen Standorten):

Oben: Probenahme aus einer Schneckenbohrung zur Schadstoffeingrenzung.

Mitte: Vollständige Auskofferung des kontaminierten Bodens (Quellensanierung).

Unten: Kostspielige, aber oft notwendige Bodensanierung in Bodenreinigungsanlagen.

nicht zahlungsfähig, so muss die zuständige Behörde in Ersatzvornahme die Sanierung durchführen. Die Kosten werden dann von der öffentlichen Hand übernommen. In Bayern existieren derzeit drei Finanzierungsinstrumente zur Sanierung von Altlasten:

GAB: Die von Staat und Wirtschaft paritätisch getragene Gesellschaft zur Altlastensanierung in Bayern mbH kann satzungsgemäß die Ausfallfinanzierung bei industriell-gewerblichen Altlasten zahlungsunfähiger Verantwortlicher übernehmen.



Art. 7 Abs. 4 FAG: Zur finanziellen Unterstützung von Landkreisen und kreisfreien Gemeinden, die in Ersatzvornahme gehen müssen, stehen ergänzende Finanzausweisungen nach Art. 7 Abs. 4 Finanzausgleichsgesetz (FAG) zur Verfügung.

Altlastenkreditprogramm: Aus den Zinserträgen des 1995 im Umweltpakt mit der Wirtschaft eingerichteten Altlastensanierungsfonds wird das Bayerische Altlastenkreditprogramm gespeist. Kleine und mittelständische Unternehmen der gewerblichen Wirtschaft können aus diesem Programm zinsgünstige Darlehen erhalten, wenn der Sanierungsaufwand für das antragstellende Unternehmen einen existenzbedrohenden wirtschaftlichen Aufwand darstellt.

Trotz des hohen finanziellen Aufwands ist die Beseitigung der „Sünden“ der Vergan-

F25 | *Gemeinsames Eintreten für die Beseitigung der Altlasten – Das Kooperationsmodell zwischen dem Freistaat Bayern, der bayerischen Wirtschaft und der Gesellschaft zur Altlastensanierung in Bayern mbH (GAB).*



genheit unumgänglich, um die ökologisch wichtigen Funktionen der immer knapper werdenden Ressource Boden zu erhalten oder wieder herzustellen. Altlasten nicht zu beseitigen bedeutet, das Risiko der von ihnen ausgehenden Gefahren für die Umwelt und letztlich den Menschen hinzunehmen und diese an die nachfolgenden Generationen weiterzugeben.

F24 | *Wiederverfüllung mit dem gereinigten oder unkontaminierten Bodenmaterial.*



Weiterführende Literatur (Auswahl):

Alloway, B.J., Ayres, D.C. (1996): Schadstoffe in der Umwelt; chemische Grundlagen zur Beurteilung von Luft-, Wasser- und Bodenverschmutzungen. – 382 S., Heidelberg (Spektrum Akademischer Verlag).

Blume, H.-P. (1990): Handbuch des Bodenschutzes. Bodenökologie und -belastung; Vorbeugende und abwehrende Schutzmaßnahmen. Ecomed-Verlagsgesellschaft, Landsberg.

Bundesverband Boden e.V. (2000): Böden und Schadstoffe – Bedeutung von Bodeneigenschaften bei stofflicher Belastung. – Erich Schmidt Verlag, Berlin.

Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (2003): Hintergrund- und Referenzwerte für Böden. – In: Rosenkranz et al. (Hrsg.) (1996): Bodenschutz - Ergänzbare Handbuch.

Enßlin, W., Krahn, R., Skupin, S. (2000): Böden untersuchen. – 349 S., Wiebelsheim (Quelle & Meyer Verlag; Biologische Arbeitsbücher, Band 52).

Kettrup, A., Schulte-Hostede, S., Schramm, K.-W. (1997): Schadstoffbelastungen und ihre Bewertung. – In: GSF – Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit (Hrsg.): Böden – verletzliches Fundament. – mensch + umwelt, 11. Ausgabe: S. 57 – 64, Neuherberg.

Rosenkranz, D., Bachmann, G., Einsele, G., H.-M. Harreß (1996): Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. – Erich Schmidt Verlag, Berlin.

Scheffer, F., Schachtschabel, P. (2002) (Hrsg.): Lehrbuch der Bodenkunde. – 15. Aufl., 528 S., Heidelberg (Spektrum Akademischer Verlag).

Schulte-Hostede, S., Freitag, R., A. Kettrup (1996): Altlasten-Bewertung. Datenanalyse und Gefahrenbewertung. – ecomed-Verlagsgesellschaft, Landsberg.

Versteyl, L.-A. (2002): Abfall und Altlasten. – DTV-Beck.

Herausgeber

Bayerisches Staatsministerium für
Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (StMUGV)

Staatsinstitut für Schulqualität und Bildungsforschung (ISB)