



20 Jahre Bodendauerbeobachtung in Baden-Württemberg

 von klassischen Bodenuntersuchungen
zu medienübergreifenden Umweltbilanzen



Baden-Württemberg

20 Jahre Bodendauerbeobachtung in Baden-Württemberg

 von klassischen Bodenuntersuchungen
zu medienübergreifenden Umweltbilanzen

HERAUSGEBER	LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg Postfach 10 01 63, 76231 Karlsruhe, www.lubw.baden-wuerttemberg.de
BEARBEITUNG	LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg Werner Borho, Referat 22 - Boden
REDAKTION	LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg Referat 22 - Boden
BEZUG	Die Broschüre ist kostenfrei erhältlich bei der LUBW JVA Mannheim – Druckerei Herzogriedstraße 111, 68169 Mannheim Telefax 06 21/3 98-3 70 bibliothek@lubw.bwl.de Kostenfreier Download unter: www.lubw.baden-wuerttemberg.de
ISSN	0949-0256 (Band 21, 2008)
ISBN	978-3-88251-340-0
STAND	Dezember 2008, 1. Auflage
DRUCK	Greiserdruck GmbH & Co. KG, 76437 Rastatt Gedruckt auf Recyclingpapier
BILDNACHWEIS	Alle Bildrechte bei der LUBW Fotos S. 16 (links), S. 17 (links oben und rechts unten): ahu AG, Aachen

ZUSAMMENFASSUNG	5
1 ENTWICKLUNG DER BODENDAUERBEOBACHTUNG IN BADEN-WÜRTTEMBERG	6
1.1 Aufgaben und Ziele der Bodendauerbeobachtung	6
1.2 Konzeption der Bodendauerbeobachtung in Baden-Württemberg	7
2 STANDORTE UND METHODEN	10
2.1 BDF-I Standorte	10
2.2 Intensiv-Messstellen	12
2.2.1 Intensiv-Messstelle Bruchsal/Forst	15
2.2.2 Intensiv-Messstelle Baltmannsweiler	16
2.2.3 Intensiv-Messstelle Wilhelmsfeld	16
2.2.4 Intensiv-Messstelle Kehl	17
2.2.5 Intensiv-Messstelle Trochtelfingen	18
2.3 Auswertungen	19
3 ERGEBNISSE AUS DEM GRUNDMESSNETZ	20
3.1 Hintergrundwerte für Schwermetalle und Arsen in Baden-Württemberg	20
3.1.1 Bodengehalte und Bodenausgangsgestein	20
3.1.2 Bodengehalte und Bodennutzung	24
3.1.3 Hintergrundwerte für Organische Auflagen unter Wald	27
3.1.4 Hintergrundwerte für lösliche Arsen- und Schwermetallgehalte	29
3.2 Hintergrundwerte für organische Schadstoffe	31
3.3 Bodenbiologie: die ersten Schritte	35
4 ERGEBNISSE AUS DEM BASISMESSNETZ	36
4.1 Bodenheterogenität und Vertrauensintervalle	36
4.2 Qualitätssicherung	39
5 ERGEBNISSE INTENSIV-MESSSTELLEN	40
5.1 Stoffvorräte	40
5.1.1 Stoffvorräte Biosphäre	40
5.1.2 Stoffvorräte Pedosphäre	41
5.2 Stoffflüsse	45
5.2.1 Atmosphärische Deposition	45
5.2.1.1 Grundparameter	46
5.2.1.2 Anorganische Spurenstoffe	49
5.2.1.3 PAK-Depositionen	52
5.2.2 Streufrachten	55
5.2.3 Sickerfrachten	57

5.3	Stoff-Bilanzen	61
5.3.1	Cadmium-Bilanz	61
5.3.2	Blei-Bilanz	63
5.3.3	PAK-Bilanz	64
5.3.4	PGE-Bilanz	65
5.3.5	Antimon-Bilanz	65
5.3.6	Weitere Stoffe aus dem Straßenverkehr	66
6	SCHLUSSFOLGERUNGEN UND AUSBLICK	67
6.1	Schlussfolgerungen	67
6.2	Ausblick	69
8	LITERATUR	71

Zusammenfassung

Die Bodendauerbeobachtung ist das im Landesbodenschutz- und Altlastengesetz verankerte Langzeitmonitoring-Programm Baden-Württembergs. Es hat die Zielsetzung, den Bodenzustand im Land sowie seine Änderung zu erkennen und zu überwachen. Zuständig ist die LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg. Der vorliegende Bericht stellt die inzwischen 20-jährige Entwicklung dieses Programms dar, von den klassischen Bodenuntersuchungen der ersten Dekade bis zu den medienübergreifenden Umweltbilanzen.

Mit der Einrichtung des Bodenmessnetzes ab 1986 komplettierte die damalige Landesanstalt für Umweltschutz (LfU) die Liste ihrer sektoralen Messnetze. Hierzu richtete die LfU 154 Messstellen in nicht spezifisch belasteten Gebieten Baden-Württembergs ein und leitete zugehörige Hintergrundwerte für typische Nutzungen und Bodenformen ab. Wie sich zeigte, werden die durch Königswasser extrahierbaren anorganischen Schadstoffgehalte maßgeblich durch das Ausgangsgestein der Bodenbildung bestimmt. Die Verfügbarkeit bzw. Mobilität der anorganischen Schadstoffe in Böden wurde ab 1992 durch Ammoniumnitrat-Extraktion untersucht. Die Verfügbarkeit wird neben dem Gesamtgehalt zusätzlich durch den pH-Wert und den Gehalt an organischem Kohlenstoff bestimmt. Ebenfalls 1992 erfolgte eine Bestandsaufnahme für organische Schadstoffe in Böden des Hintergrundbereichs, die deren ubiquitäre Verteilung belegte. Auf Basis berechneter Schadstoffvorräte wurden nutzungstypische Verteilungsmuster ermittelt. So enthalten z. B. Ackerböden häufig die größten Vorräte an organischen Schadstoffen. Damit war Mitte der 1990er Jahre der chemische Bodenzustand für den Hintergrundbereich Baden-Württembergs beschrieben. Ergänzt werden diese Informationen durch regionale Bestandsaufnahmen in stärker belasteten Gebieten, die in regionalen Bodenzustandsberichten veröffentlicht werden.

Zum besseren Nachweis von Bodenveränderungen wurden klassische Bodenuntersuchungen mit Stoffflussbilanzierungen kombiniert. Im Messnetz führte das geänderte Konzept zur Einrichtung von 33 Messstellen im Hintergrundbereich und gegenwärtig fünf Intensiv-Messstellen. Die Ergebnisse zeigen, dass Veränderungen durch klassische Bodenuntersuchungen in der Regel erst sehr langfristig festgestellt werden können. Kurzfristig lassen sich Bodenveränderungen jedoch über den Bilanzansatz nachweisen, bei dem Stoffvorräte und Stoffflüsse in einer Gesamtschau analysiert werden. Bilanziert wurde bisher die verkehrsbeeinflusste Intensiv-Messstelle Bruchsal/Forst an der A5. Hier sind die Verkehrsemissionen trotz zunehmender Fahrleistungen bei fast allen Parametern zurückgegangen. Zugenommen haben die Depositionen von Platin, Rhodium und Palladium aus Katalysatoren sowie Antimon aus Bremsbelägen. Alle verkehrsbezogenen Schadstoffe reichern sich in Fahrbahnnähe weiterhin an. Mit zunehmender Distanz zur Fahrbahn ist eine stoffspezifische Abnahme des Verkehrseinflusses festzustellen. Im Waldrandbereich ist beispielsweise bei Cadmium ein Fließgleichgewicht zwischen Ein- und Austrag zu beobachten, während bei Blei eine langsame Akkumulation mit Verlagerung früher entstandener Vorräte aus der organischen Auflage in den Oberboden stattfindet. Bei den polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen beträgt die aktuelle Akkumulationsrate in der organischen Auflage bis zu 2 % jährlich.

Die bisherigen Ergebnisse belegen die Bedeutung der Bodendauerbeobachtung als wichtige Informationsgrundlage für den vorsorgenden Bodenschutz. Das Programm erweist sich als geeignet, seinen gesetzlich verankerten Auftrag zu erfüllen. Durch Weiterentwicklung der Konzeption und der Bilanzierungsverfahren soll das Programm noch effizienter werden. Es ist geplant, weitere Bodenschutzthemen wie Erosion und bodenbezogene Klimafolgen in das Programm zu integrieren.

1 Entwicklung der Bodendauerbeobachtung in Baden-Württemberg

1.1 AUFGABEN UND ZIELE DER BODENDAUERBEOBACHTUNG

Vor dem Hintergrund der breit geführten Umweltschutzdiskussion der frühen 1970er Jahre wurde am 1. Januar 1975 die Landesanstalt für Umweltschutz (LfU) in Baden-Württemberg gegründet. Ihre zentrale Aufgabe war die landesweite Umweltbeobachtung, zu deren Zweck Messnetze zunächst für die Umweltmedien Wasser und Luft aufgebaut wurden.

Ausgelöst durch Berichte über zunehmende Versauerung und Kontamination von Waldböden sowie über Schadstoffeinträge über Luft, Dünge- und Pflanzenschutzmittel, gelangte das Medium Boden erst zu Beginn der 1980er Jahre verstärkt in das Bewusstsein von Öffentlichkeit, Politik und Verwaltung. In der Folge kam dann auch eine bundesweite Entwicklung zum Einstieg in das Bodenmonitoring in Gang. So empfahl die 24. Umweltministerkonferenz am 24. April 1985 den Ländern, Boden-Dauerbeobachtungsflächen einzurichten.

Die Vorarbeiten zu einem Bodenmessnetz begannen in Baden-Württemberg schon im Jahre 1984, gemeinsam mit dem damaligen Geologischen Landesamt (GLA), der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt (FVA) und der damaligen Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt (LUFA) unter Federführung der LfU. Am 20. Mai 1985 konnte der erste Standort eingeweiht und bis 1987 ein Bodenmessnetz mit 154 Standorten eingerichtet werden.

Aufgaben, Ziele sowie Zuständigkeit der Bodendauerbeobachtung in Baden-Württemberg waren zunächst im Bodenschutzkonzept vom November 1985 und ab 1986 im Bodenschutzprogramm des Landes festgelegt (MELUF 1986). Mit dem Bodenschutzgesetz (BodSchG) vom 24.6.1991 hat das Land Baden-Württemberg erstmals ein eigenständiges Gesetz zum Schutz des Bodens geschaffen, in dem auch die Bodendauerbeobachtung gesetzlich geregelt wurde. Im Landes-Bodenschutz- und Altlastengesetz (LBodSchAG) vom 9. Dezember 2004 sind diese Rege-

lungen schließlich nahezu wortgleich übernommen worden. Damit steht die Bodendauerbeobachtung in Baden-Württemberg auf einer soliden gesetzlichen Grundlage, die auch in ihrer Formulierung durch Klarheit und Deutlichkeit hervortritt:

§10 Dauerbeobachtungsflächen, Bodenprobenbank

(1) Die Landesanstalt für Umweltschutz richtet Dauerbeobachtungsflächen ein und betreibt sie, um den Zustand und die Änderung der Beschaffenheit von Böden zu erkennen und zu überwachen. Die Dauerbeobachtungsflächen sind auf Veränderungen der physikalischen, chemischen und biologischen Bodenbeschaffenheit zu untersuchen.

(2) Die Landesanstalt für Umweltschutz führt eine Bodenprobenbank, um Feststellungen über den Zustand des Bodens und zur Beurteilung von Veränderungen des Bodens zu sichern.

§11 Informationssystem Bodenschutz

(1) ...Informationssystem Bodenschutz zur Verwaltung und Auswertung von Messergebnissen... Dazu gehören Daten der ...Bodendauerbeobachtungsflächen und der Bodenprobenbank.

Damit sind die wesentlichen Ziele der Bodendauerbeobachtung formuliert: den *Zustand* und die *Veränderungen* unserer Böden aufzuzeigen und beweissicher zu dokumentieren. Die Bodendauerbeobachtung stellt damit einen wesentlichen Pfeiler der Informationsgrundlagen für den Bodenschutz in Baden-Württemberg.

Als Rechtsnachfolger der LfU ist heute die LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg für die Bodendauerbeobachtung zuständig.

1.2 KONZEPTION DER BODENDAUERBEOBACHTUNG IN BADEN-WÜRTTEMBERG

War die Frage des „wozu“ von Beginn an klar, gab es bei der Frage des „wie“ seit Einrichtung der Bodendauerbeobachtung noch Entwicklungen. Damals fehlte ein Überblick über die Schadstoffgehalte in Böden völlig. Selbst einfache Fragen wie was sind „normale“, was sind „erhöhte“ Gehalte, konnten mangels Datengrundlage nicht zufriedenstellend beantwortet werden. Deshalb lag der Fokus bei der Einrichtung des Bodenmessnetzes darauf, sich diesen Überblick durch eine Bestandsaufnahme zu verschaffen.

In Baden-Württemberg war hierbei zunächst das Hauptziel, Hintergrundwerte für Böden abzuleiten. Deshalb

wurden Standorte ausgewählt, die keiner speziellen und damit kleinräumigen anthropogenen Belastung unterlagen. Weitere Standortkriterien waren Repräsentanz für typische Landschaften gemäß der naturräumlichen Gliederung Baden-Württembergs, für typische Böden im Hinblick auf Ausgangsmaterial und Bodenbildung sowie für die Hauptnutzungsformen Acker, Grünland und Wald. Die resultierende Verteilung der Messstellen des Bodenmessnetzes (heute Grundmessnetz) vor dem Hintergrund der Bodenregionen Baden-Württembergs zeigt Abbildung 1-1.

Zum methodischen Ansatz gehörte es, neben einer ausführlichen bodenkundlichen Beschreibung die klassischen bodenphysikalischen und bodenchemischen Untersu-

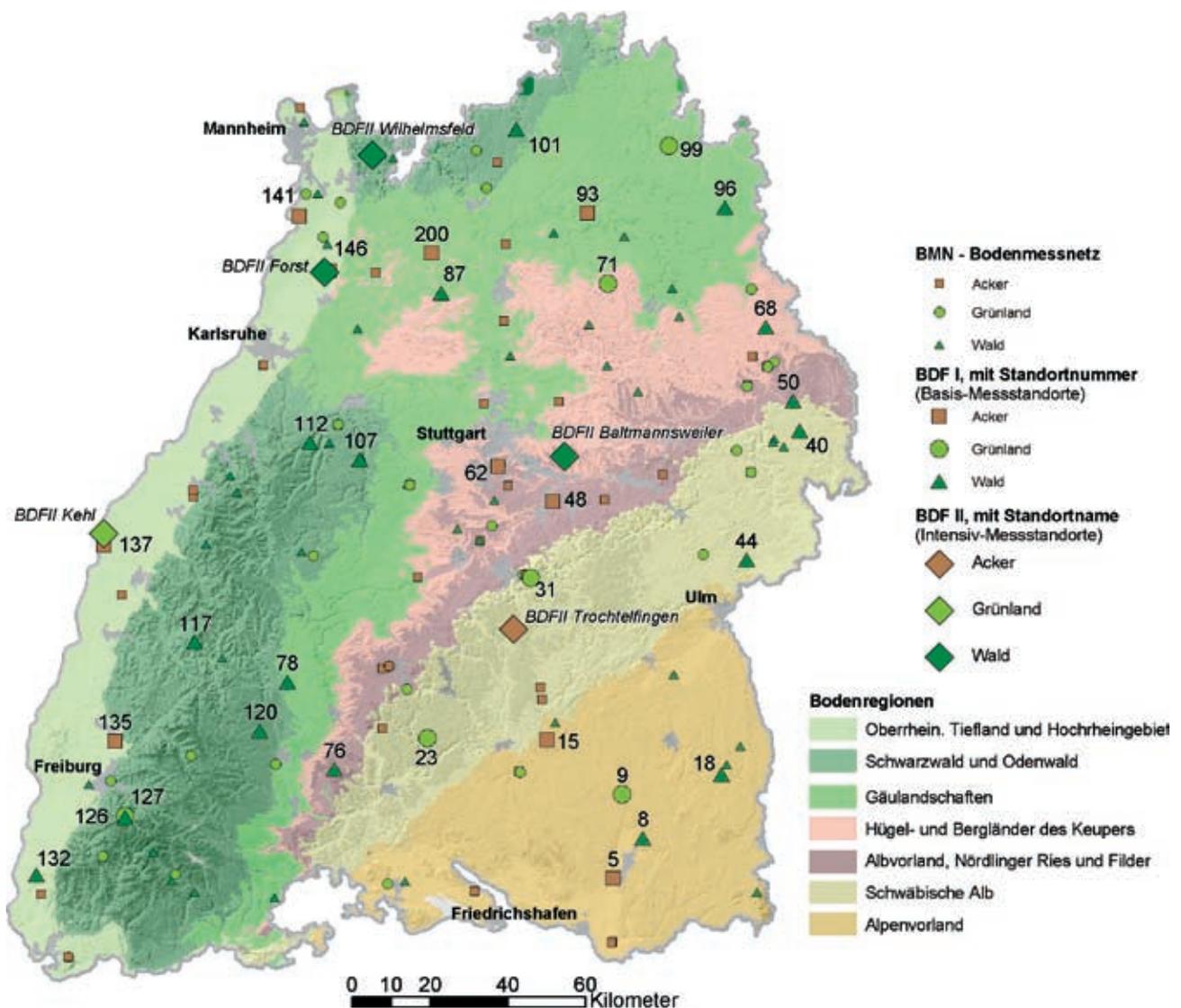


Abbildung 1-1: Standorte der Bodendauerbeobachtung in Baden-Württemberg

chungen durchzuführen. In der Untersuchung 1986-1987 lag der Schwerpunkt auf dem anorganischen Stoffspektrum und zwar bezogen auf den sogenannten Gesamtgehalt im Königswasserextrakt (KW). Erst später, mit einer zweiten Beprobungskampagne im Jahre 1992, wurde schließlich auch für organische Schadstoffe eine Bestandsaufnahme durchgeführt. Die Diskussion über die Bedeutung der Verfügbarkeit von Schadstoffen im Unterschied zu den Gesamtgehalten fand im BodSchG Baden-Württembergs von 1991 in der Definition pflanzenverfügbarer Schadstoffgehalte als Ammoniumnitrat-extrahierbare Gehalte (AN-Gehalte) ihren Niederschlag. Dies führte 1992 zu einer Untersuchung der AN-Gehalte, wozu erstmals Rückstellproben aus der bis dahin aufgebauten Bodenprobenbank (Abbildung 1-2) zum Einsatz kamen. Etwa zeitgleich fand auch eine erste bodenbiologische Charakterisierung der Standorte statt.

Bis Mitte der 1990er Jahre war damit der Bodenzustand für den Hintergrundbereich d. h. für den überwiegenden Flächenanteil Baden-Württembergs beschrieben. Bis dahin konnten zudem die Bestandsaufnahmen durch Hinzuziehen von Daten aus themenbezogenen und regionalen Untersuchungen wie z. B. regionalen Bodenzustandsberichten (z. B. LfU 2005) auf eine sehr viel breitere Basis innerhalb des Bodeninformationssystems Baden-Württemberg gestellt werden. Fortan wurden deshalb die weiteren konzeptionellen Entwicklungen an das weitere Ziel des gesetzlichen Auftrags, die Veränderungen der Böden zu untersuchen, ausgerichtet.

In Baden-Württemberg führte dies zu einer Doppelstrategie, bei der klassische Bodenuntersuchungen mit Stoffflussbilanzierungen kombiniert werden. Diesem Ansatz entsprach auch die bis heute bestehende Zweiteilung des Messnetzes in Basis- und Intensivstandorte (BDF-I und BDF-II). Zur Einrichtung des Basismessnetzes wurden ab 1997 33 repräsentative Standorte von den 154 Standorten des Grundmessnetzes ausgewählt (Abbildung 1-1). Sie wurden für den Nachweis von Bodenveränderungen anhand wiederkehrender klassischer Bodenuntersuchungen optimiert, im wesentlichen durch Einrichten exakt wiederauffindbarer Teilflächen sowie Nutzungsdokumentationen.



LUBW

Abbildung 1-2: Bodenprobenbank der LUBW

Die erste Intensiv-Messstelle wurde 1992 an der A5 in der Nähe von Forst bei Bruchsal eingerichtet. Dies war der Einstieg in die Stoffbilanz-Methode zum Nachweis von Bodenveränderungen. Neben den klassischen Bodenuntersuchungen werden hier zusätzlich medienübergreifende Stoffflüsse wie z. B. Einträge durch die Atmosphäre oder Bewirtschaftung, Sickerwasserfrachten, Austräge über Erntegut usw. untersucht. Die Bilanz-Methode ist wegen der kontinuierlichen Erfassung der Stoffflüsse im Vergleich zu einfachen wiederkehrenden Bodeninventuren deutlich aufwändiger. Bald wurde klar, dass aufwandsbedingt deshalb mit einer deutlich geringeren Zahl an Intensiv-Messstellen auszukommen war. Es stellte sich damit jedoch die Frage nach der Repräsentativität und der Aussagekraft. In Baden-Württemberg wurde dieses Problem gelöst durch Anwendung des worst-case-Prinzips. Intensiv-Standorte werden demnach dort eingerichtet, wo hohe Einwirkungen auf empfindliche Böden treffen. Wenn sich nun schädliche Veränderungen abzeichnen, so wird es an diesen Standorten zuerst der Fall sein. Im Sinne des Vorsorgeprinzips wird auf diese Weise ein Frühwarnsystem möglich. Durch diesen Ansatz lässt sich Flächenrepräsentanz im Prinzip mit nur einer Messstelle herstellen. Die Schwierigkeit besteht hierbei darin, solche Worst-case-Kombinationen in der Realität auch aufzufinden. Diesem Grundsatz folgend wurden die inzwischen bestehenden fünf Intensiv-Messstellen (Abbildung 1-1) und die in 2008 geplante sechste jeweils einem spezifischen Umwelt-Schwerpunktthema gewidmet.

Bei der notwendigen Eigenständigkeit der Bodendauerbeobachtung in Baden-Württemberg ist sie konzeptionell seit Beginn auch Messnetz- sowie länderübergreifend ausgerichtet. Beispielsweise wurde die Standortauswahl im Bodenmessnetz 1986 an vorhandenen Standorten des Ökologischen Wirkungskatasters orientiert und die Intensiv-Messstellen Baltmannsweiler und Wilhelmsfeld werden in Kooperation mit der FVA betrieben. Die Intensiv-Messstellen Wilhelmsfeld und Kehl sind gleichzeitig Messstellen des Grundwassermessnetzes, Kehl ist Bestandteil des Depositionsmessnetzes Baden-Württembergs und benachbart zu Wilhelmsfeld befindet sich eine Luftmessstelle des Landes.

Länderübergreifende Abstimmungen zur Generierung von Synergieeffekten laufen seit 1987 (SAG 1991) und regelmäßig bis heute unter dem Dach der Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO), veröffentlicht z. B. in Barth et al. (2000). Auch ist die Bodendauerbeobachtung Plattform für Forschungen und Sonderuntersuchungen; beispielsweise bei der Methodenforschung zu organischen Spurenstoffen in der Deposition, zu Quecksilber-Depositionen, dem Transport Polyzyklischer Aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK) in Böden oder bei Anwendungen von Biomonitoringverfahren zum Eintrag etwa von Platingruppenelementen (PGE). Darüber hinaus stehen die Daten der Bodendauerbeobachtung vielfältigen Projekten zur Verfügung wie aktuell z. B. der Herleitung der Verdichtungsempfindlichkeit von Böden bzw. ergänzen sie Datensätze aus anderen Untersuchungen und Projekten.

2 Standorte und Methoden

2.1 BDF-I STANDORTE

Die geografische Verteilung der Standorte des Grundmessnetzes (GMN) der Jahre 1986 bis 1992 mit 154 Standorten und des ab 1997 daraus abgeleiteten Basismessnetzes (BMN) mit 33 Standorten ist in der vorangegangenen Abbildung 2-1 dargestellt. Die Standortauswahl erfolgte nach Repräsentanz für den Hintergrundbereich und für charakteristische Bodenformen, Nutzungen und Landschaften. Die Verteilung der Standorte auf die Hauptnutzungsarten ist in Tabelle 2-1 dargestellt. Eine detaillierte Standortbeschreibung für die 33 Standorte des Basismessnetzes gibt Tabelle 2-2.

In Abbildung 2-1 ist der Aufbau einer Basis-BDF am Beispiel des Standortes Neuhaus (Standort-Nr. 99, Naturschutzgebiet) dargestellt. Bei der ersten Beprobung dieses Standorts (damals Bodenmessnetz) am 15. 10. 1986 wurde eine bodenkundliche Profilsprache an der Position „Grube alt“ durchgeführt. Der Boden wurde horizontweise beprobt, indem $n=6$ Parallelen (einige Standorte $n=7$) in 3 - 5 m Umkreis der Profilgrube mittels Stechbohrer bis Tiefen von ca. 30 cm genommen wurden. Proben für tieferliegende Horizonte wurden bis zum Anstehenden als Mischprobe in einfacher Parallele direkt aus der Profilgrube gewonnen. Dort wurden auch die ungestörten Proben für die bodenphysikalischen Untersuchungen gewonnen. In analoger Weise erfolgte die Probennahme für die Untersuchung auf organische Schadstoffe im November 1991, jedoch wurden hier keine Parallelproben, sondern jeweils nur eine Mischprobe pro Horizont analysiert. Bis ca. 30 cm Probennahmetiefe wurden diese aus $n=10$ Ein-

Tabelle 2-1 Nutzungen der Grund- und Basismessnetz-Standorte der Bodendauerbeobachtung in Baden-Württemberg

	GMN	BMN
Gesamt	154	33
Acker	50	10
Grünland	43	6
Wald	61	17
	davon	davon
Laubwald	10	3
Nadelwald	46	13
Mischwald	5	1

LW:W

stichen im Umfeld der Profilgrube gebildet, für tieferliegende Horizonte aus 3 Schüttproben aus der Profilgrube.

Im November 2000 erfolgte die Ertüchtigung zur Basismessstelle. Nahe der alten wurde eine neue Profilgrube zur bodenkundlichen Aufnahme angelegt. Des Weiteren wurden 6 quadratische Teilflächen der Größe 8 x 8 m innerhalb einer als bodenkundlich weitgehend homogen kartierten Gesamtfläche eingemessen und dauerhaft durch Magnete markiert. Bodenproben wurden pro Teilfläche anhand 6 zufällig verteilter Einstiche mittels Stechbohrer und Vereinigung zu Mischproben genommen. Die Probennahme erfolgte horizontbezogen und maximal bis zur Tiefe der Unterbodenhorizonte. Wiederholbeprobungen an Basis-BDF sind gegenwärtig in Baden-Württemberg im 10-jährigen Turnus vorgesehen und wurden 2008 an 2 Waldstandorten durchgeführt, die schon 1997 zu Basis-BDF umgestaltet wurden.

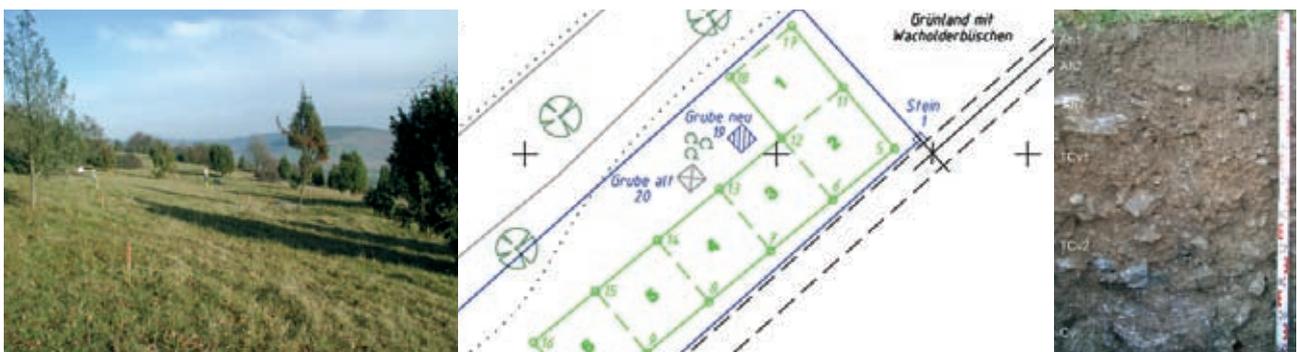


Abbildung 2-1: Basismessnetz-Standort Neuhaus. Überblick, Grundriss mit Beprobungsflächen (8 x 8 m) und Profilgrube alt/neu sowie Bodenprofil

LW:W

Neben der georeferenzierten Probennahme stellt die Dokumentation der Nutzung einen weiteren wesentlichen methodischen Bestandteil der Basis-BDF dar. Hierzu werden Schlagkarteien (Acker, Grünland und Wald) geführt. Außerdem bestehen Nutzungsverträge, die den längerfristigen Betrieb als Basis-BDF absichern sollen.

Das Parameterspektrum an Basis-BDF unterliegt gewissen Anpassungen mit der Zeit. Tabelle 2-3 enthält die wesentlichen Angaben. Ergänzend werden Vegetationsaufnahmen und Umfeldbeobachtungen turnusgemäß durchgeführt.

Tabelle 2-2: 33 Standorte der Basis-Bodendauerbeobachtung in Baden-Württemberg

Bodenregion	Nr.	BDF-Standort	Nutzung	Naturraum	Bodenausgangsgestein	Bodentyp	
Alpenvorland	5	Dom. Rahlenhof 2	Acker	Bodenseebecken	Geschiebelehm	Pararendzina	
	8	Bad Waldsee	Nadelwald	Oberschwäbisches Hügelland	Geschiebelehm	Parabraunerde	
	9	Dom. Aulendorf 1	Grünland	Oberschwäbisches Hügelland	Geschiebelehm	Parabraunerde	
	15	Dom. Dollhof	Acker	Donau-Ablach-Platten	Geschiebelehm	Parabraunerde-Pseudogley	
	18	Ochsenhausen 2	Nadelwald	Riss-Aitrach-Platten	Geschiebelehm	Parabraunerde-Pseudogley	
Schw. Alb	23	Irdorfer Hardt	Grünland	Hohe Schwabenalb	Jura (Malmkalke)	Terra fusca-Braunerde	
	31	Dom. Lindenhof 8	Grünland	Mittlere Kuppenalb	Jura (Malmkalke)	Braunerde-Rendzina	
	40	Ebnat 5	Nadelwald	Albuch/Härtsfeld	Jura (Malmkalke)	Braunerde Terra fusca	
	44	Langenau	Nadelwald	Lonetal-Flächenalb	Kalkverwitterungslehm über Jura (Malmkalk)	Terra fusca-Braunerde	
	48	Tachenhausen	Acker	Mittleres Albvorland	Löss	Parabraunerde	
Albvorland	50	Bopfingen	Nadelwald	Östliches Albvorland	Sandsteine	schwach podsolige Braunerde	
	62	Kleinhohenheim 2	Acker	Filder	Sandsteine	Parabraunerde-Pseudogley	
	76	Tuningen	Nadelwald	Baar	Tonsteine - Jura	Pelosol-Pseudogley	
	Keuper	68	Rechenberg	Nadelwald	Schwäb.-Fränk. Waldberge	Sandsteine	Braunerde-Pelosol
		71	Viehweide	Grünland	Schwäb.-Fränk. Waldberge	Sandsteine	Pseudogley
Gäulandschaften	78	Dunningen	Nadelwald	Obere Gäulandschaft	Kalksteine - Trias	Pelosol-Pseudogley	
	87	Eppingen	Laubwald	Neckarbecken	Löss	Parabraunerde	
	93	Dom. Neuhof	Acker	Kocher-Jagst-Ebenen	Löss	Pseudogley	
	96	Schrozberg	Nadelwald	Hohenloher-Haller-Ebenen	Löss	Parabraunerde-Pseudogley	
	99	Neuhaus	Grünland	Tauberland	Kalksteine - Trias	Braunerde-Rendzina	
Schwarzwald und Odenwald	200	Schloss Neuhaus	Acker	Kraichgau	Löss	Parabraunerde aus Löss	
	101	Buchen	Nadelwald	Sandstein-Odenwald	Sandsteine	Braunerde	
	107	Calw 2	Nadelwald	Schwarzwald-Randplatten	Sandsteine	Braunerde-Pseudogley	
	112	Bad Herrenalb	Nadelwald	Gründenschwarzwald/Enzhöhe	Sandsteine	Braunerde	
	117	Wolfach 2	Laubwald	Mittlerer Schwarzwald	Granit / Gneis	Podsol	
Oberrheinebene	120	St. Georgen	Nadelwald	Südöstl. Schwarzwald	Sandsteine	Podsolige Braunerde	
	126	Schauinsland 1	Mischwald	Hochschwarzwald	Granit / Gneis	Braunerde	
	127	Schauinsland 2	Grünland	Hochschwarzwald	Granit / Gneis	Braunerde	
	132	Auggen	Laubwald	Markgräfler Hügelland	Löss	Parabraunerde	
	135	Domäne Steckenhof 1	Acker	Freiburger Bucht	Auenlehm	Gley-Auenbraunerde	
	137	Waldbuckhof	Acker	Offenburger Rheinebene	Auenlehm	Gley-Pseudogley Brauner Auenboden	
	141	Insultheimer Hof	Acker	Nördl. Oberrhein-Niederung	Auenlehm	Brauner Auenboden	
	146	Domäne Kislau	Acker	Hardtebene	Sand, Kies	Braunerde	



Tabelle 2-3: Untersuchungsumfang an Basis-Bodendauerbeobachtungsmessstellen in Baden-Württemberg

Bereiche	Parameter	Turnus
Profilaufbau nach LGRB	Bodenausgangssubstrat	einmalig
	Horizontfolge	
	Bodenart	
	Bodengefüge	
	Humusgehalt	
	Durchwurzelung	
Bodenphysik	Korngrößenverteilung	einmalig
	Gesamtporenvolumen	
	Porenverteilung	
	Wasserleitfähigkeit gesättigte	
	Trockenrohdichte	
Bodenchemie anorganisch	Grundparameter:	ca. 10 Jahre
	pH-Wert	
	Carbonatgehalt	
	C _{org} , N und KAK _{eff}	
	auf Acker (CAL- bzw. CaCl ₂ -Auszug):	
	P, K und Mg	
	KW-Extrakt:	
	Ca, Fe, Mg, K, P und S	
	KW- und AN-Extrakt:	
	As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Tl und Zn	
Bodenchemie organisch	PAK (Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe)	ca. 10 Jahre
	PCB (Polychlorierte Biphenyle)	
	Chlorpestizide und Chlorbenzole	
	Auswahl z. B.:	
	HCB (Hexa-Chlor-Benzol)	
	HCH (Hexa-Chlor-Hexan)	
DDT (Dichlor-Diphenyl-Trichlorethan)		
Weitere	Standortbeschreibung	bei Bedarf
	Vegetationsaufnahmen	
	bodenmikrobiologische Untersuchungen	



2.2 INTENSIV-MESSSTELLEN

Gegenwärtig werden in Baden-Württemberg fünf Intensiv-Messstellen kontinuierlich betrieben. Ihre geografische Lage zeigt Abbildung 2-2. Die worst-case Situationen, die sie innerhalb ihres Umweltthemas abdecken, sind in Tabelle 2-4 dargestellt.

Das Alleinstellungsmerkmal der Intensiv-Messstellen unter den Messnetzen Baden-Württembergs ist, dass hier über alle Medien hinweg der Stofftransport messtechnisch erfasst wird. Dazu werden neben Vorratsbestimmungen in verschiedenen Umweltkompartimenten auch die Stoffflüsse zwischen diesen untersucht. Je nach Fragestellung einer jeweiligen Intensiv-Messstelle können sich diese schwerpunktmäßig unterscheiden. Kernergebnisse der Intensiv-Messstellen sind Bilanzen, in denen Vorräte und Stoffflüsse kombiniert dargestellt werden. Anhand dieser Bilanzen können Veränderungen kurzfristig erkannt und Ursachen identifiziert werden.

Aufgrund der Fülle des Materials kann an dieser Stelle nur knapp auf die Messstellen und Methoden im Intensivmessnetz eingegangen werden. Zur Vertiefung stehen jedoch umfangreiche Dokumentationen online zur Verfügung (www.themenpark-umwelt.baden-wuerttemberg.de, UMEG 2002 ff).

Der grundsätzliche Aufbau einer Intensiv-Messstelle ist in den Abbildungen 2-3 und 2-4 am Beispiel der verkehrsbeeinflussten Messstelle Bruchsal/Forst dargestellt. Innerhalb des Waldbestandes gliedert sie sich in die Bodenbeprobungsfläche mit 18 Teilflächen, eine Profilgrube sowie

Tabelle 2-4: Standorte der Intensiv-Bodendauerbeobachtung in Baden-Württemberg

Start	Standort	Einwirkung	Bodentyp	Ausgangsgestein	Nutzung	Höhe ü. N.N.
1993	Bruchsal/Forst	Verkehr (A5)	Braunerde	Pleistozäner Sand	Forst	107 m
1996	Baltmannsweiler 1	Ballungsraum Stuttgart/ Esslingen	Pseudogley-Parabraunerde	Stubensandstein	Forst	510 m
	Baltmannsweiler 2		ab 2007 zusätzlich Podsolige Braunerde			
1996	Wilhelmsfeld	Ballungsraum Mannheim/ Heidelberg	Podsol-Braunerde	Buntsandstein (mittlerer)	Forst	350 m
1998	Kehl	Ballungsraum Kehl/ Straßburg	Auenbraunerde	Auenlehm	Grünland extensiv	135 m
2002	Trochtelfingen	Landwirtschaft (z. B. Klärschlamm, Bioabfall)	Kolluvium über Terrafusca	Kalkstein Oberer Jura	Acker	730 m
2008	vorauss. Kraichgau	Erosion	Braunerde	Löß	Acker	-



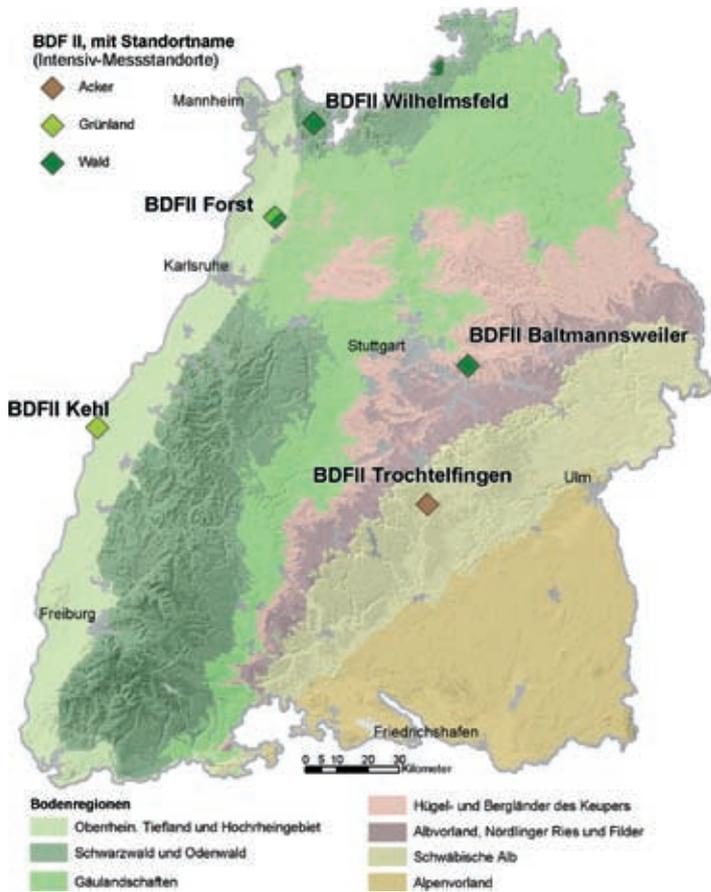


Abbildung 2-2: Lage der Intensiv-Messstellen Baden-Württembergs, Stand 2008

ein Sickerwassermessfeld mit Klimamessstelle. Die Deposition wird im Bestand mit Streu- und Bulk-Sammlern gemessen und ergänzend an einer nahegelegenen Freifläche. Bei den Grünland- bzw. Ackermessstellen Kehl bzw. Trochtelfingen entfällt die Zweiteilung bei der Depositionsmessung.

Der methodische Ansatz folgt den Entwicklungen, die Mitte der 1980er Jahre im Rahmen der Ökosystemforschung vollzogen wurden (z. B. Schulz 1987). Die an Intensiv-Messstellen untersuchten Kompartimente und Stoffflüsse sind in Abbildung 2-5 in einer schematischen Übersicht dargestellt. Die Vorratsbestimmungen (Pools) für die Biosphäre und für die verschiedenen Bodenhorizonte werden aus den Stoffgehalten und den vorhandenen Stoffmengen berechnet.

Bei den Stoffflüssen ist zu beachten, dass nicht alle messtechnisch direkt zugänglich sind. Insbesondere gilt dies für die atmosphärische Gesamtdeposition, die deshalb nach Ulrich (1983) berechnet werden muss. Dazu wird

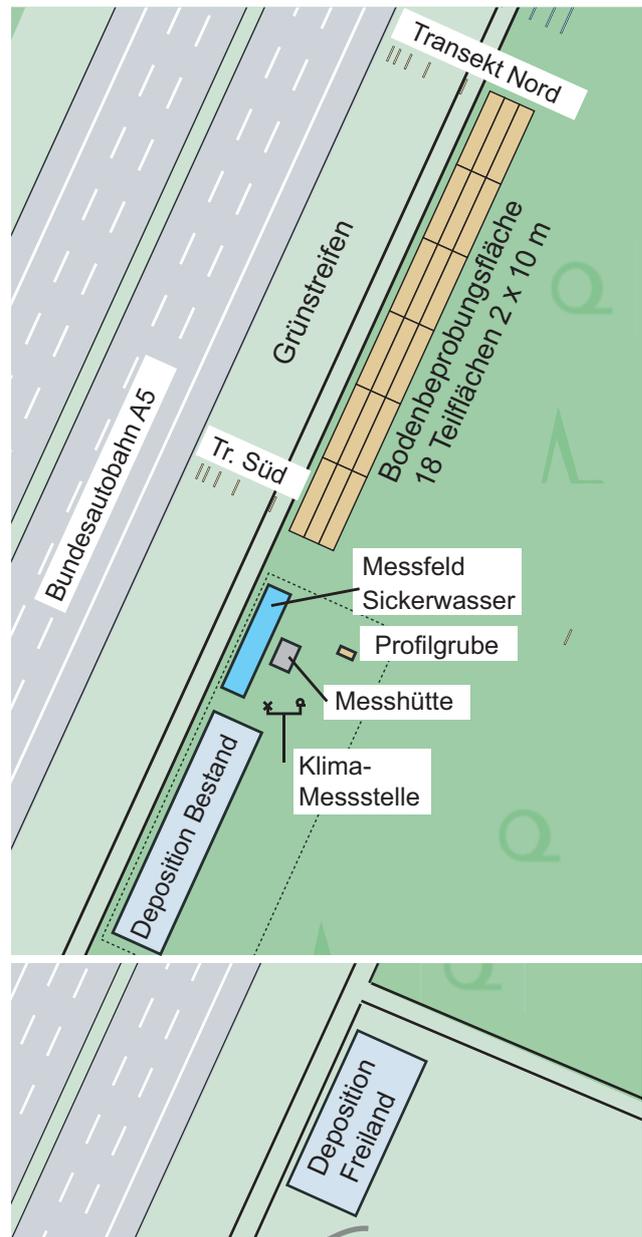


Abbildung 2-3: Messfelder einer Intensiv-Messstelle am Beispiel der Messstelle Bruchsal/Forst



Abbildung 2-4: Intensiv-Messstelle Bruchsal/Forst. Blick Richtung Süden über Messhütte und Sickerwassermessfeld auf die Depositionsmessfläche im Bestand

für einen Stoff, der weder aufgenommen noch adsorbiert wird (meist Na oder Cl) aus dem Verhältnis von Bestands- zu Freilandeintrag ein Auskämffaktor der Vegetation berechnet, der näherungsweise auf andere Elemente übertragen werden kann (Details siehe UMEG 2002 a). Auch die Pflanzen- und Wurzelaufnahme ist nicht direkt messbar. Beide müssen aus wiederholt durchgeführten Pflanzeninventuren erschlossen werden. Ernteentzüge lösen ebenfalls Stofffrachten aus, die aus Pflanzengehalten und exportierten Mengen berechnet werden. Auf landwirtschaftlichen Flächen kommt es mindestens einmal jährlich zu Ernteentzügen. Unter forstlicher Nutzung ist dies weit aus seltener der Fall. Einen wichtigen Stoffinput stellt die landwirtschaftliche Bewirtschaftung durch Düngung und Pflanzenschutz dar. Dieser Eintragspfad gewinnt aber auch unter forstlicher Nutzung zunehmend an Bedeutung z. B. aufgrund von Waldbodenschutzkalkungen. Daneben gibt es noch weitere Stoffflüsse, die auf Grund ihrer geringen quantitativen Bedeutung häufig vernachlässigbar sind wie z. B. der Stammabfluss unter Nadelwald.

Tabelle 2-5 gibt einen Überblick über die an Intensiv-Messstellen eingesetzten Verfahren und Methoden zur Ermittlung der beschriebenen Bilanzglieder. Die Verfahren unter den fünf bestehenden Intensiv-Messstellen wurden inzwischen weitgehend vereinheitlicht. Unterschiede gibt es allerdings bei den Stoffspektrern, die sich je nach Fragestellung im Detail unterscheiden können. Natürlich unterlag das Intensiv-Programm seit seiner Entstehung vielfältigen Veränderungen, die nicht nur durch den Fortschritt bei den Mess- und Untersuchungsmethoden bedingt waren, sondern auch durch einen Wandel im Prozessverständnis im Zuge der schrittweisen Auswertung der Ergebnisse. Für detaillierte Chroniken der Intensiv-Messstellen sei hier aus Platzgründen auf UMEG (2005 a bis d) verwiesen.

Die Qualität einer Bilanz steht und fällt mit der Qualität jedes einzelnen Bilanzglieds. Hinter jedem Bilanzglied steht eine eigene Methode und teilweise Methodenentwicklung, die zur Qualitätsbeurteilung jeweils herangezogen werden muss. Weitere Erläuterungen und Verweise finden sich in den Ergebnisteilen in Kapitel 4 bis 6 dieses Berichts.

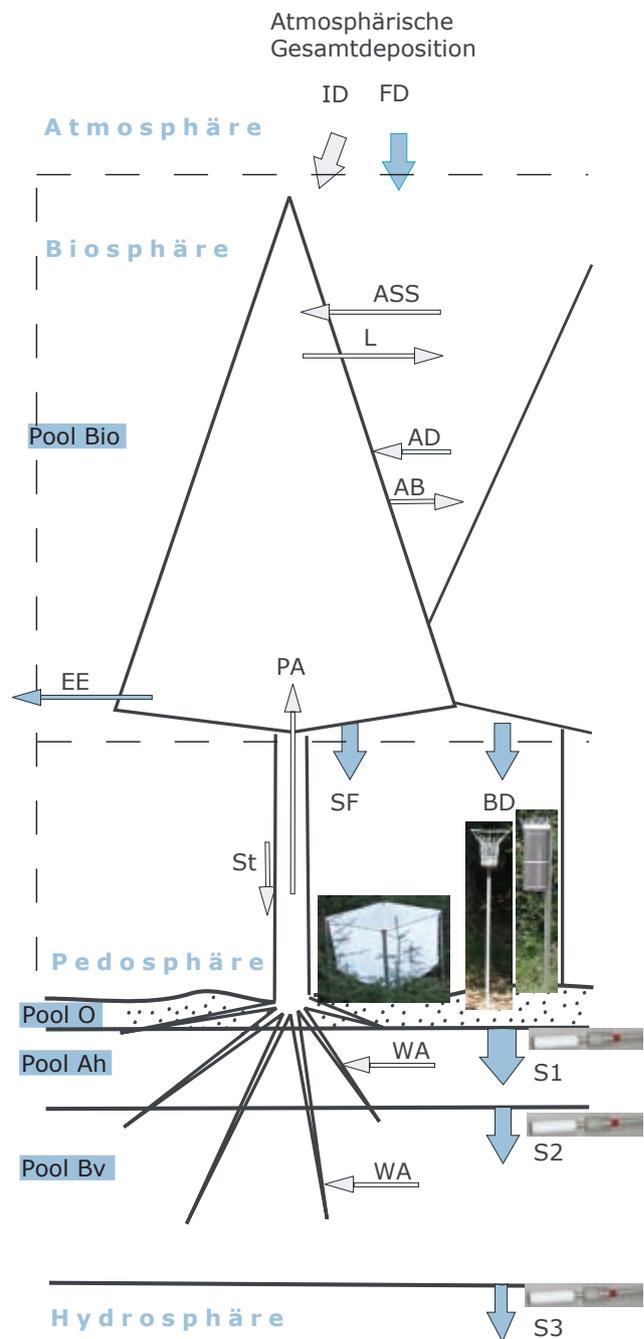


Abbildung 2-5: Relevante Stoffflüsse und Stoffvorräte an Intensiv-Messstellen unter Wald (jeweils messbare Bilanzglieder sind blau hinterlegt)

Messungen:
 FD Freilandeintragung
 SF Deposition über Streufall
 BD Bestandsdeposition
 S1 Sickerwasserfracht in Tiefe 1
 EE Ernteentzug

nicht direkt messbar:
 ID Interzeptionsdeposition
 Gesamtdeposition = ID + FD bzw. FN x Auskämffaktor
 WA Wurzelaufnahme
 PA Pflanzenaufnahme
 L Leaching
 ASS Assimilierung
 AD Adsorption
 AB Abwaschung

vernachlässigt:
 St Stammabfluss

Tabelle 2-5: Untersuchte Bilanzglieder, Verfahren und Parameter an Intensiv-Messstellen

Bilanzglied	Verfahren	Parameter
Pool Boden > 30 cm Tiefe	Bodenprobennahme an Profilgrube	Hauptelemente Anorg. Spurenstoffe Organ. Spurenstoffe
Pool Boden < 30 cm Tiefe	Bodenprobennahme an Bodenbeprobungsfläche	wie oben
Pool Bio	Pflanzenbeprobungen	wie oben
Freiland- und Bestandsdeposition	Trichter-Flasche-Sammler	Hauptelemente
	Bergerhoff Verfahren	Anorg. Spurenstoffe
	Trichter-Adsorber Verfahren	16 PAK (nach EPA)
Streufall	Polyamid-Streusammler	Anorg. Spurenstoffe Organ. Spurenstoffe
Sickerwasserfracht	Auflage: Plattenlysimeter Boden: Saugkerzen	Hauptelemente Anorg. Spurenstoffe
Ernteeinzüge	Pflanzenbeprobungen	Hauptelemente Anorg. Spurenstoffe Organ. Spurenstoffe im Einzelfall
Quell- und Grundwasser	Quellfassung und Grundwasserpegel	wie oben
Einträge durch Bewirtschaftung	Untersuchung von Dünger- und Pflanzenschutzmitteln	wie oben
Bodenwasserhaushalt / Sickerdaten	Tensiometer FDR-Sonden Drucksonde Wasserzähler	Saugspannung Wassergehalt Grundwasserstand Quellschüttung
Klima/Verdunstung	verschiedene	Temp, Feuchte, Global, Windgeschw., Niederschlag

LUBW

2.2.1 INTENSIV-MESSSTELLE BRUCHSAL/FORST

Um die Wirkung von Schadstoffemissionen aus dem Straßenverkehr auf Böden zu untersuchen, wurde die Intensiv-Messstelle Forst bei Bruchsal unmittelbar östlich der Bundesautobahn A5 eingerichtet. Mit rund 100.000 Fahrzeugen pro Tag (Zahl seit Einrichtung kontinuierlich steigend) zählt dieser Autobahnabschnitt zu den Hauptverkehrslinien Europas. Als einzige Messstelle mit Einfluss durch einen definierten Linienemittenten besitzt Bruchsal/Forst zusätzlich zur Beprobungsfläche zwei Bodenbeprobungstranssekte (siehe Abbildung 2-3). Die Messstelle besteht seit 1992, Bodenbeprobungen wurden 1992, 1995, 1998 und 2001 durchgeführt.



LUBW

Abbildung 2-6: BAB 5 und Bestandesmessfläche der Verkehrs-Intensiv-Messstelle Bruchsal/Forst

Der Boden besteht aus einer schwach podsolierten Parabraunerde mit reliktscher Grundwasserbeeinflussung. Der rezente Grundwasserflurabstand liegt zwischen 1,5 und 2,5 m. Ausgangsgestein der Bodenbildung sind rund 40 cm mächtige Flugsande über Sand- und Kiesablagerungen des Oberrheins, Bodenart ist schluffiger Sand mit pH-Werten (CaCl₂) zwischen 3 und 3,5. Der Boden im ca. 10 m breiten Grünstreifen ist aufgeschüttet und gestört. Er enthält deutliche Anteile an Fremdmaterial (Glas, Beton, Verschmutzung). Zwischen 10 und 13 m Entfernung zum



LUBW

Abbildung 2-7: Bodenprofil an der Profilgrube der Verkehrs-Intensiv-Messstelle Bruchsal/Forst

Fahrbahnrand befindet sich ein verdichteter, leicht aufgeschotterter Wirtschaftsweg. Auf den Bestandsflächen stockt Buchen-Kiefern-Mischwald ca. 70-jährig, die südlich gelegene Freifläche im Bereich eines Wasserlaufs wird als Mähweide genutzt.

Kooperationen bestehen mit der Universität Karlsruhe und dem Referat 23 Medienübergreifende Umweltbeobachtung der LUBW zum Thema PGE in der Umwelt sowie mit der Universität Tübingen zum Thema PAK-Stoffflüsse durch den Straßenverkehr.

2.2.2 INTENSIV-MESSSTELLE BALTMANNSSWEILER

Um die Stoffflüsse über den Luftpfad in einem Ballungsraum auf Böden zu untersuchen, wurde in Leelage zum Großraum Stuttgart in der Gemeinde Baltmannsweiler im Schurwald bei Esslingen diese Intensiv-Messstelle Ende 1995 eingerichtet. Die Bodenbeprobungsfläche wurde 1995, 1999 und 2002 untersucht.

Die Messstelle befindet sich auf Stubensandstein des Mittleren Keupers (km 4). Seit 1995 besteht ein Sickerwassermessfeld in Schachtbauweise im Bereich einer podsoligen Braunerde aus schwach tonigem Sand, mit eingeschalteten Tonbändchen ab ca. 40 cm Tiefe. 2006 wurde ein weiteres Sickerwassermessfeld (Balt_2) in offener Bauweise im Bereich einer podsolierten Braunerde aus schwach tonigem Sand ohne Tonbändchen realisiert. Die Boden-pH-Werte (CaCl_2) liegen in beiden Fällen im stark sauren Bereich zwischen 3 im Oberboden und 3,5 im Unterboden. Auf der Bestandsfläche stockt Fichte mit Douglasie im Alter von 80 - 100 Jahren.

Eine Kooperation besteht mit der FVA Baden-Württemberg, die Baltmannsweiler ebenfalls als sogenannte Stoff-



Abbildung 2-8: Stuttgart und die Bestandesmessfläche der Intensiv-Messstelle Baltmannsweiler 20 km östlich gelegen



Abbildung 2-9: Bodenprofil im Bereich ohne Tonbändchen des Sickerwassermessfeldes Balt_2 an der Intensiv-Messstelle Baltmannsweiler

flussmessfläche betreibt, mit Schwerpunkt auf Waldernährungs- und Versauerungsfragen. Die FVA unterhält zusätzlich eine Interflowmessstelle im Bodenbereich mit Tonbändchen.

2.2.3 INTENSIV-MESSSTELLE WILHELMSFELD

Die Intensiv-Messstelle Wilhelmsfeld dient der Untersuchung von Immissionswirkungen des Rhein-Neckarraumes mit seinen Industrie- und Verkehrszentren Mannheim und Ludwigshafen auf Böden. Sie befindet sich ca. 20 km östlich auf einem westexponierten Bergrücken im Odenwald.

Es liegt eine podsolierte Braunerde aus schuttführendem schluffig bis lehmigem Sand des Mittleren Buntsandstein (sm) vor, mit pH-Werten (CaCl_2) von 2,5 im Oberboden, die im Unterboden bis 3,9 ansteigen. Bodenbeprobungen wurden bei Einrichtung Ende 1995 sowie 1999 und 2002 durchgeführt. Auf der Bestandsfläche stockt Fichte im Alter von 85 bis 100 Jahren.

Am selben Bergrücken ca. 300 m entfernt befindet sich seit Juli 1999 die Luftmessstation Wilhelmsfeld, die von der LUBW als Hintergrundmessstelle des Landes für Luft-



LUBW

Abbildung 2-10: Bestandmessfläche der Intensiv-Messstelle Wilhelmsfeld mit Sickerwassermessfeld sowie Großraum Mannheim

beschaffenheits- und Klimamessungen betrieben wird. Etwa 200 m hangabwärts, und damit im Einflussgebiet der BDF Wilhelmsfeld, befindet sich der gefasste Quellaustritt der Hesselbrunnenquelle. Es tritt dort Grundwasser aus dem klüftigen Buntsandstein aus, das vermutlich auch durch Oberflächenwasser beeinflusst wird. Die Quelle wurde im Jahre 2000 in das Quellmessnetz Baden-Württemberg der LUBW aufgenommen.

Auch an dieser Messstelle besteht eine Kooperation mit der FVA Baden-Württemberg, die Wilhelmsfeld als forstliche Level-II-Messstelle betreibt.



LUBW

Abbildung 2-12: Bodenprofil an der Intensiv-Messstelle Wilhelmsfeld



LUBW

Abbildung 2-11: Luftmessstelle Wilhelmsfeld sowie Quelle Wilhelmsfeld

2.2.4 INTENSIV-MESSSTELLE KEHL

Mit der Intensiv-Messstelle Kehl wird der Immissionseinfluss des Industrie- und Verwaltungszentrums Straßburg sowie des Stadtgebietes Kehl auf Böden untersucht. Eingerichtet wurde die Messstelle auf einer Grünfläche im östlichen Stadtgebiet Kehls Ende 1997. Bodenbeprobungen fanden 2001 und 2006 statt.

Es liegt ein brauner Auenboden aus sandig-lehmigen Sedimenten der ehemals hier verlaufenden und seit etwa 1900 umgeleiteten Kinzig vor. Die Fläche wird gegenwärtig als extensive Mähweide genutzt; die Ernteentzüge werden quantifiziert. Ein reliktscher Ap-Horizont weist auf frühere Ackernutzung hin. Der Boden-pH (CaCl_2) liegt im Oberboden bei 5,4 und nimmt im Untergrund bis 7,6 zu, so dass hier das Kalk/Kohlensäuregleichgewicht für den Bodenwasserpfad von Bedeutung ist. Ebenfalls von Bedeutung für den Stofftransport im Boden ist Bioturbation durch Bodentiere, vor allem Maulwurf und Regenwurm.

Kooperationen sind hier zahlreich. Von 1998 bis 2004 war Kehl Standort des grenzüberschreitenden POP-Monitorings des UBA. Seit 2000 ist die Messstelle Bestandteil des



LUBW

Abbildung 2-13: Industrie-Emissionen im Großraum Straßburg und die Intensiv-Messstelle Kehl mit Depositionssammlern

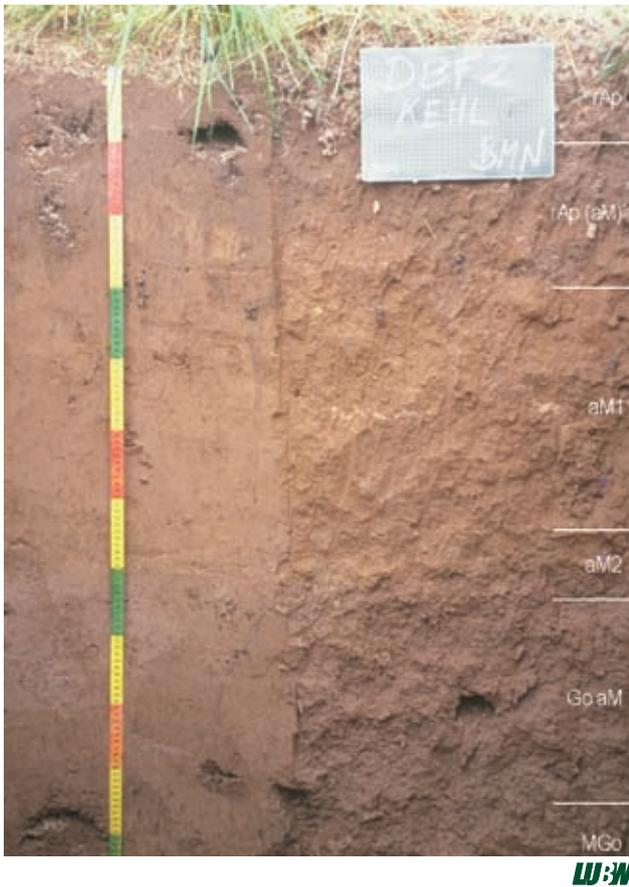


Abbildung 2-14: Bodenprofil an der Intensiv-Messstelle Kehl mit angeschnittenem Maulwurfgang

Grundwassermessnetzes und seit 2006 Standort des Depositionsmessnetzes Baden-Württembergs. F & E Projekte zu atmosphärischen Spurenstoffen, PAK-Sickerwassermonitoring und Quecksilber-Atmosphärenmonitoring nutzen bisher die bestehende gute Infrastruktur und Datenlage.

2.2.5 INTENSIV-MESSSTELLE TROCHTELFINGEN

Trochtelfingen wurde als Agrar-Intensiv-Messstelle eingerichtet. Schwerpunkte der Untersuchungen sind der Stoffeintrag über Siedlungsabfall wie Klärschlamm oder Biokompost sowie Wirtschaftsdünger. Zusätzlich wird der Stoffexport über die geernteten Nutzpflanzen inklusive dem anhaftenden Bodenmaterial erfasst. Das Parameterspektrum ist um z. B. perfluorierte Tenside, Organozinnverbindungen, polybromierte Diphenylether oder bestimmte Arzneimittelrückstände erweitert. Die Untersuchung von Erosion und Verdichtung ist vorgesehen. Ausgeprägte Kolluvien am Unterhang des leicht geneigten Ackerschlags weisen auf relevante laterale Stofftransporte hin. Die Messstelle wurde 2002 eingerichtet, Bodenbeprobungen wurden 2002 und 2007 durchgeführt.



LUBW

Abbildung 2-15: Agrar-Intensiv-Messstelle Trochtelfingen mit Depositionssammlern und Ackeruntersuchungsfläche

Die Messstelle liegt südlich von Reutlingen auf der Schwäbischen Alb auf einem Kolluvium aus schluffig-tonigem Material über einer Terra fusca aus tonigem Verwitterungsrückstand des Oberen Jura (Malm). Dieses Material weist zum Teil geogen bedingt erhöhte Schwermetallgehalte auf. Der pH-Wert im Oberboden beträgt 5,2, im Unterboden 5,0.

Kooperationen bestehen mit der Landesanstalt für Landwirtschaftliche Chemie an der Universität Hohenheim und dem Landwirtschaftlichen Technologiezentrum Augustenberg sowie mit Eigentümer und Bewirtschafter der Fläche.



LUBW

Abbildung 2-16: Bodenprofil an der Intensiv-Messstelle Trochtelfingen

2.3 AUSWERTUNGEN

Wertevertellungen werden in diesem Bericht durch grafische Boxplot-Darstellungen beschrieben. Die Perzentile wurden mit dem Programm Statview (1995) bei linearer Interpolation berechnet. Abbildung 2-17 erläutert ihre Bedeutung. Boxplots charakterisieren die Wertevertellung in Datenkollektiven auf einfache Weise. Ist z. B. ein Boxplot symmetrisch wie das rot gefärbte in Abbildung 2-17, dann sind die Werte im zugehörigen Datenkollektiv normalverteilt.

Vertrauensintervalle der Mittelwertschätzung wurden sämtlich auf dem 90%-igen Wahrscheinlichkeitsniveau wie folgt berechnet (Bamberg/Baur 1991):

$$V = [MW - t \frac{s}{\sqrt{n}} ; MW + t \frac{s}{\sqrt{n}}] = 2 t \frac{s}{\sqrt{n}}$$

MW = arithmetischer Mittelwert (der Parallelproben)

t = (1- α /2)-Quantil der t-Verteilung

mit n - 1 Freiheitsgraden

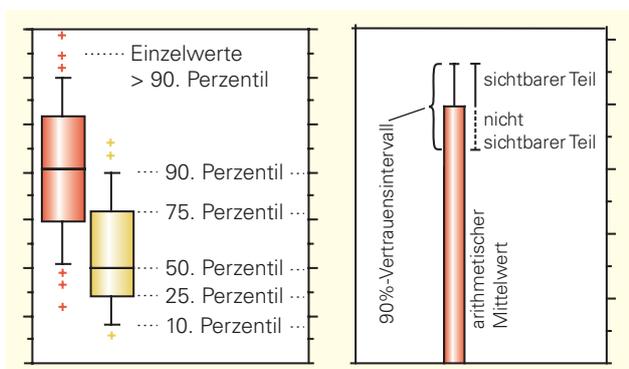
s = Standardabweichung

n = Anzahl Werte

Der Faktor t ist Tabellenwerken zu entnehmen. Bei Bodenuntersuchungen im Grund- und Basismessnetz ist n häufig gleich 6 und bei 90 % Wahrscheinlichkeitsniveau ist t = 2,015. Im Intensivmessnetz ist n = 18 und t = 1,740. Die Wahl des Wahrscheinlichkeitsniveaus ist willkürlich und muss in Hinblick auf die untersuchte Fragestellung getroffen werden. Die gewählte 90%-ige Wahrscheinlichkeit besagt, dass aufgrund der natürlichen Gehaltsstreuungen und zufällig gezogener Stichproben in einer von

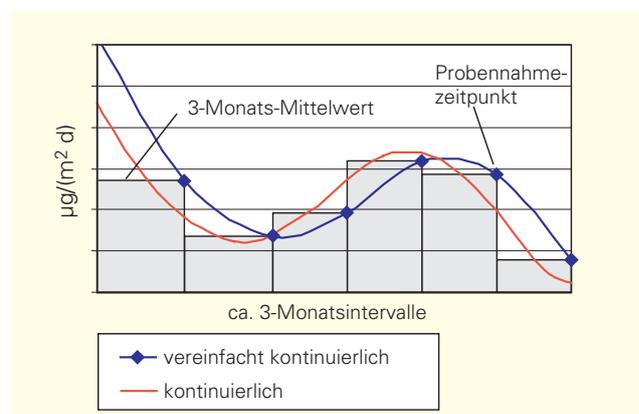
zehn Stichprobenuntersuchungen mit gleichem n ein arithmetischer Mittelwert außerhalb des Vertrauensintervalls liegt. Die grafische Darstellung der arithmetischen Mittelwerte und ihre zugehörigen Vertrauensintervalle wurden mit Statview (1995) erzeugt. Dargestellt wird der arithmetische Mittelwert als Balken, das Vertrauensintervall als "Fehlerbalken", wobei nur der positiv vom Mittelwert liegende (einseitige) Teil des Intervalls dargestellt wird (Abbildung 2-17). Das relative Vertrauensintervall (V in Prozent vom Mittelwert) ist der Quotient aus arithmetischem Mittelwert und Vertrauensintervall angegeben in Prozent.

Vereinfacht kontinuierliche Darstellungen dienen dazu, auf einfache Weise jahreszeitliche Verläufe besser erkennbar zu machen. Anwendung finden sie bei der Analyse der atmosphärischen Depositionen von Schwermetallen (Bergerhoff-Verfahren, Abbildung 5-16) und PAK (Trichter-Adsorber-Verfahren, Abbildung 5-18), bei denen 2-Monatsproben gewonnen werden. Anhand von 2-Monatsproben lassen sich nur mittlere Einträge während des Sammelintervalls berechnen. Informationen über den zeitlich höher aufgelösten Verlauf der Einträge z. B. auf Wochen- oder Tagesbasis lassen sich nicht gewinnen. Wenn 2-Monatsmittelwerte einen jahreszeitlichen Verlauf zeigen, ist es zur Verdeutlichung zulässig, auch zeitlich hochaufgelöst einen jahreszeitlichen Verlauf zu unterstellen (Abbildung 2-18). Die Extrapolation des zeitlichen Kontinuums erfolgt unter Microsoft Excel durch Spline-Interpolation, wobei der 2-Monatsmittelwert vereinfacht dem Zeitpunkt der Probennahme zugeordnet wird.



LUBW

Abbildung 2-17: Links: Box-Plot zur grafischen Darstellung von Werteverteilungen. Median = 50. Perzentilwert, d.h. die Hälfte der Werte eines Kollektivs liegt unter diesem Wert (analog liegen z. B. 90 % der Werte unter dem 90. Perzentil). Rechts: grafische Darstellung von arithmetischem Mittelwert als Balken und zugehörigem Vertrauensintervall (90 % Wahrscheinlichkeitsniveau)



LUBW

Abbildung 2-18: vereinfacht kontinuierliche Darstellung von 2-Monatsmittelwerten. Die kontinuierliche Darstellung führt zu Phasenverschiebung von minus 6 Wochen

3 Ergebnisse aus dem Grundmessnetz

DIE JAHRE 1986 BIS 1993

3.1 HINTERGRUNDWERTE FÜR SCHWERMETALLE UND ARSEN IN BADEN-WÜRTTEMBERG

Bei der Untersuchungskampagne in den Jahren 1986 -1987 wurde der erste flächendeckende Datensatz für Schwermetall- und Arsengehalte in Böden Baden-Württembergs für den Hintergrundbereich erzeugt (Grundmessnetz GMN). Er enthält die Daten von 154 Standorten und 1069 untersuchten Bodenhorizonten und -schichten, die in der Regel bis zum anstehenden Gestein untersucht wurden. Für die Auflage- und Oberbodenhorizonte liegen in der Regel bis zu sechs Parallelanalysen vor, bei den Unterbodenhorizonten ist dies seltener der Fall. Um hierdurch bedingte Verzerrungen in der Datenrepräsentativität zu vermeiden, wurden für parallel untersuchte Horizonte nur die jeweiligen Mittelwerte für die Statistik verwendet. Da nicht immer alle Untersuchungsparameter bestimmt wurden, können die Stichprobenumfänge jeweils variieren.

Dieser Datensatz gab erstmals einen ersten Überblick über die Schwermetall- und Arsenverteilung in Böden des Hintergrundes. Neben der rein deskriptiven Darstellung des Bodenzustandes sollte auch die Frage geklärt werden, inwieweit die beobachteten Gehalte geogen, pedogen oder anthropogen bedingt sind. Bei der Auswertung dieses Datensatzes wurde ein vereinfachter Ansatz verfolgt, der noch heute Bestand hat, beispielsweise bei der Herleitung der Hintergrundwerte für Böden Baden-Württembergs (LABO 2003). Diesem Ansatz zufolge sind die Schwermetall- und Arsen-Gehalte der Oberböden und Auflagehorizonte überwiegend anthropogen über atmosphärische Deposition und direkte Einträge bei der Bodennutzung bedingt. Für die tiefer liegenden Horizonte des Unterbodens und Untergrundes wird dagegen von einem maßgeblichen Einfluss des Bodenausgangsgesteins ausgegangen. Entsprechend wurden die Differenzierungen und Zuordnungen der Daten vorgenommen, die den folgenden Abbildungen und Tabellen zu Grunde liegen.

3.1.1 BODENGEHALTE UND BODENAUSGANGSGESTEIN

Die Abbildungen 3-1 bis 3-5 zeigen die Verteilung ausgewählter Schwermetalle gegliedert nach Bodenausgangsgesteins-Gruppen (BAG-Gruppen). Die Bildung von BAG-Gruppen ist notwendig, um für statistische Analysen ausreichend große Stichprobenumfänge zu erhalten und um damit von den lokal gemessenen Werten zu allgemeineren und flächenbezogenen Aussagen zu gelangen. Häufig ist die Geologie in Baden-Württemberg insbesondere oberflächennah aber komplex. Lösseinwehungen unterschiedlichster Anteile mischen sich mit kaltzeitlich umgelagertem Primär- und Sekundärmaterial und manche Ausgangsgesteine bestehen schon primär aus komplizierten Wechselfolgen von Ton bis Sand. Jede Zuordnung zu BAG-Gruppen ist deshalb nicht durchgehend eindeutig und zu gewissen Anteilen subjektiv. Die für Baden-Württemberg gewählte Gruppenbildung folgt im Wesentlichen praktischen Gesichtspunkten und setzt den Schwerpunkt auf gute Übersichtlichkeit. Sie orientiert sich deshalb vorrangig an der Stratigrafie der Süddeutschen Schichtstufenlandschaft und nachrangig an der Petrografie (Tabelle 3-1).

Tabelle 3-1: Zuordnung von Bodenausgangsgesteinen (BAG) zu BAG-Gruppen zur Ableitung von Hintergrundwerten in Baden-Württemberg

BAG-Gruppe	enthaltene BAG
Magmatite	Granite
Metamorphite	Gneise, Phyllite, Felse, Schiefer, Quarzite
Sandsteine	bis Siltsteine, überw. Buntsandstein, Keuper
Kalksteine-Muschelkalk	Kalksteine (Dolomit) und Mergelsteine, z. T. in Wechselfolge
Tonsteine-Keuper	überwiegend Tonsteine (Mergel u. a. Gips)
Wechselfolgen-Keuper	Wechselfolgen von Tonsteinen, Mergelsteinen und Sandsteinen
Tonsteine-Jura	überwiegend Tonsteine (Mergel u. a.)
Kalksteine-Jura	Kalksteine (Dolomit) und Mergelsteine, z. T. in Wechselfolge
Löss	Löss und Lösslehm (Verwitterungslehme z. T. mit Feuersteinen)
Sande, Kiese	Sande, Kiese, Kiessande und Konglomerate, überwiegend Quartär
Geschiebemergel	Geschiebemergel, Geschiebelehm (Kiese, Kiessande, Bändertone), überwiegend Quartär
Wechselfolgen-Tertiär	Wechselfolgen von Tonsteinen, Mergelsteinen und Sandsteinen



Abbildungen 3-1 und 3-2 zeigen beispielhaft die Verteilung der Thallium- und Cadmium-Gehalte in Unterboden- und Untergrundhorizonten der 154 Hintergrundstandorte, differenziert nach den BAG-Gruppen. Deutlich können jeweils BAG-Gruppen mit höheren und solche mit niedrigeren Gehalten festgestellt werden. So finden sich etwa Cadmium-Gehalte oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,1 mg/kg fast ausschließlich in den BAG-Gruppen Tonsteine-Jura, Kalksteine-Muschelkalk und Kalksteine-Jura. Bei den Kalksteinen ist dies aus der Residualanreicherung bei der Kalksteinverwitterung zu erklären, bei den Tonsteinen aus den primären Gehalten des Materials der Gesteinsbildung.

Auffallend sind schiefe Verteilungen mit hohen Maximalwerten insbesondere in der BAG-Gruppe Tonsteine-Jura. Unterzieht man diese Gruppe einer individuellen Analyse, so treten einzelne Gesteinsformationen klar hervor, in denen die betreffenden Schwermetalle naturbedingt erhöht sind (Abbildung 3-3). Unter den durch GMN-Messstellen abgedeckten Formationen sind das im Wesentlichen der Posidonienschiefer und der Jurensismergel. Ähnliche Verteilungen finden sich bei Arsen (Abbildung 3-4), hier tritt das Maximum im Arietenkalk auf. Vergleichbar sind die Verteilungen bei Blei (Abbildung 3-5) und den anderen untersuchten Schwermetallen (siehe Tabelle 3-2). Bei einzelnen Maximalwerten in der BAG-Gruppe Löss scheint sich entgegen den bodenkundlichen Aufnahme-Beschreibungen der Chemismus der Basislage (Tonsteine-Keuper bzw. Muschelkalk) gegenüber der Löss-Decklage durchzusetzen.

Insgesamt erbrachte die Untersuchung einen ersten Überblick über die natürliche Verteilung der Arsen- und Schwermetallgehalte in Böden Baden-Württembergs. Darüber hinaus wurde deutlich, dass in bestimmten Bodenausgangsgesteinen geogen erhöhte Gehalte vorkommen können, die im Spannungsfeld zu den gesetzlich verankerten Grenzwerten (die wegen des Vorsorgeprinzips ja teilweise niedriger sind) nach wie vor Thema aktueller Untersuchungen sind.

Auch aktuell besteht noch immer ein Bedarf an zuverlässigen Hintergrundwerten im Wesentlichen zur Ableitung und Begründung von Vorsorge-, Prüf- und Maßnahmen-

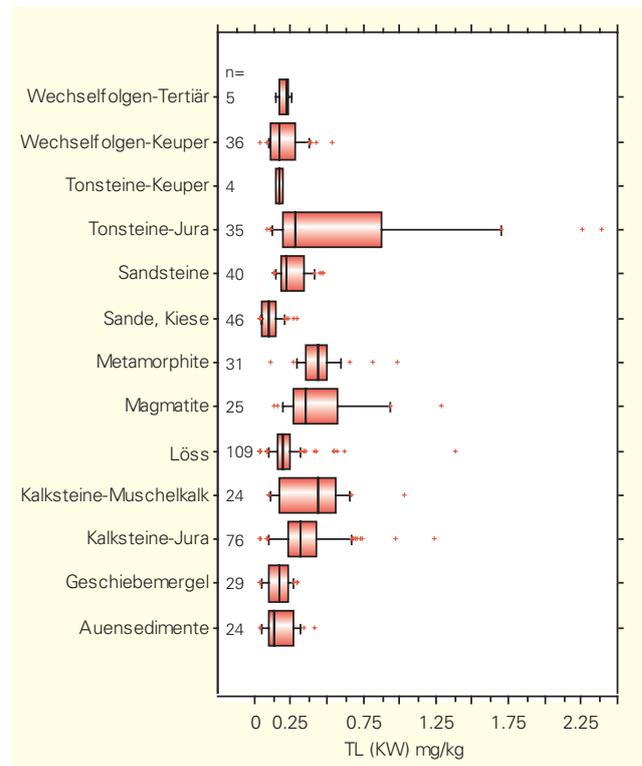


Abbildung 3-1: Thallium-Gehalte nach BAG-Gruppen (Unterboden- und Untergrundhorizonte, 154 GMN-Standorte Baden-Württembergs 1986/87, Hintergrund)

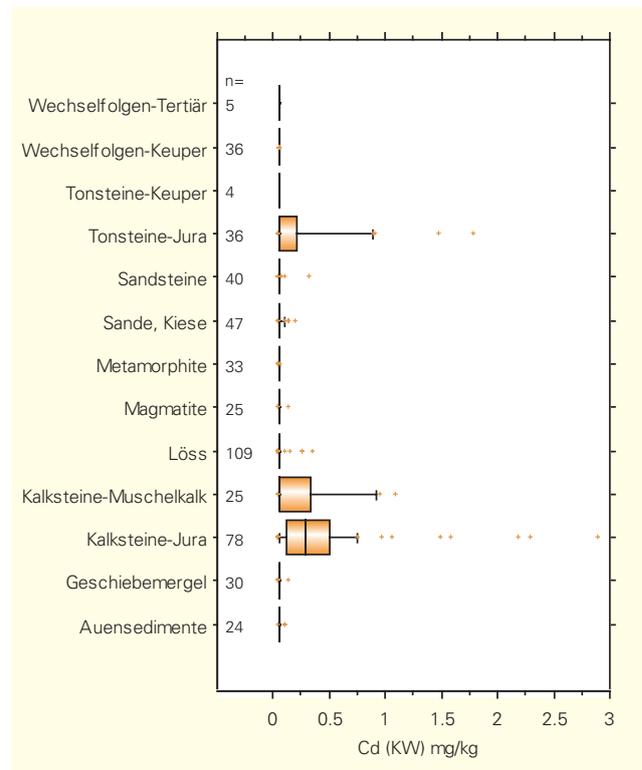
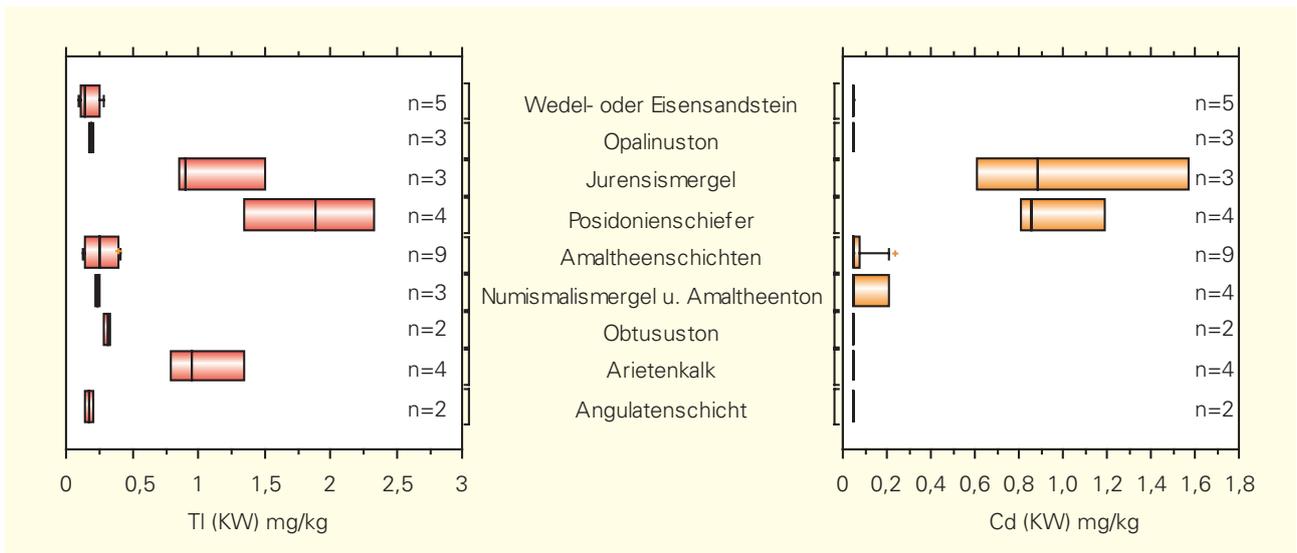


Abbildung 3-2: Cadmium-Gehalte nach BAG-Gruppen (Unterboden- und Untergrundhorizonte, 154 GMN-Standorte Baden-Württembergs 1986/87, Hintergrund)



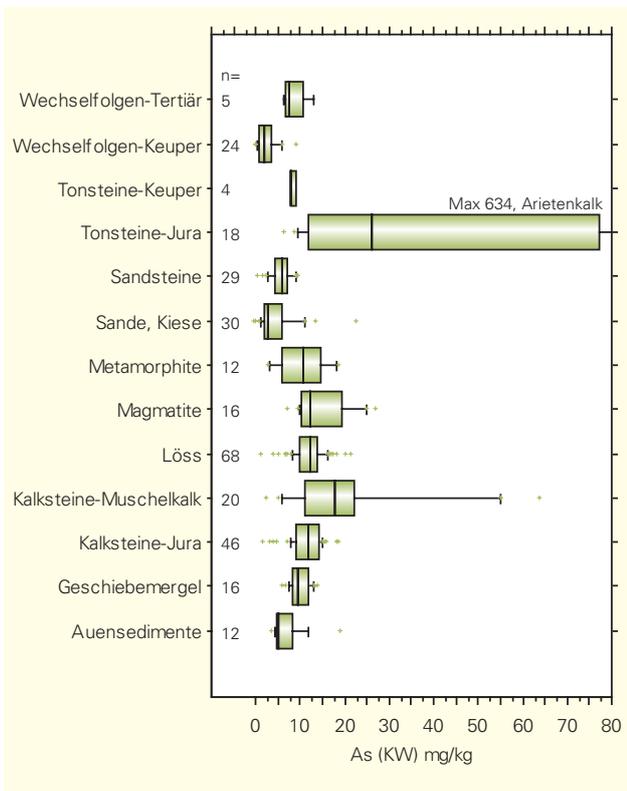


LUBW

Abbildung 3-3: Thallium- und Cadmium-Gehalte von Formationen der BAG-Gruppe „Tonsteine-Jura“, in denen GMN-Messstellen liegen

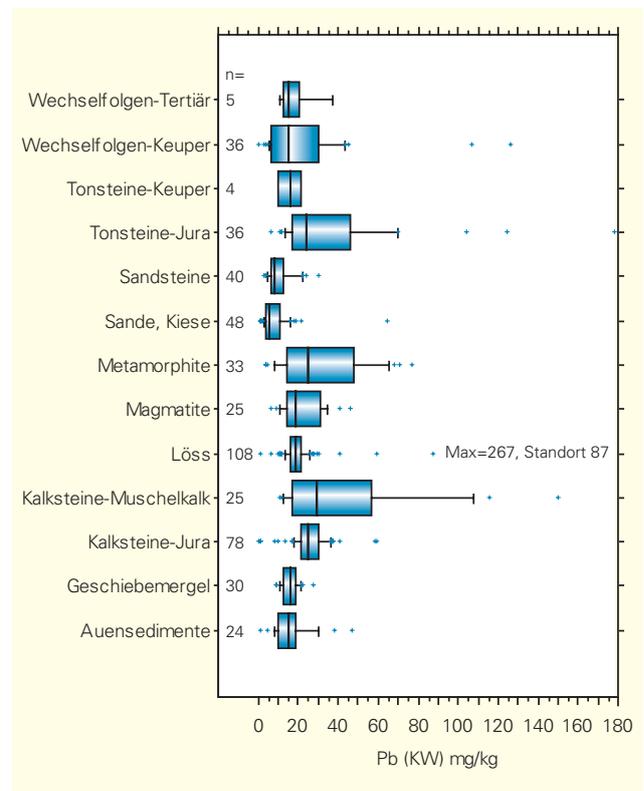
werten für die Formulierung von Bodenschutzregelungen auf Länder- wie auf Bundesebene. Tabelle 3-2 zeigt ausgewählte statistische Werte für die untersuchten Schwermetalle in den Unterboden- und Untergrundhorizonten des Grundmessnetzes. Um gerade für die rechtswirksamen Bereiche die Auswertungen auf eine noch breitere Basis zu stellen, wurden die Daten in den Folgejahren

durch weitere Untersuchungsergebnisse ergänzt. Aus diesem größeren Kollektiv wurden die Hintergrundwerte Baden-Württembergs ermittelt und berichtet (LfU 1994, LABO 2003). Gleichwohl darf die Bedeutung des Datensatzes aus dem Grundmessnetz von 1986/87 nicht unterschätzt werden. Immerhin trägt er zu rund 75 % zu den Hintergrundwerten Baden-Württembergs bei, die nach



LUBW

Abbildung 3-4: Arsen-Gehalte nach BAG-Gruppen (Unterboden- und Untergrundhorizonte, 154 GMN-Standorte Baden-Württembergs 1986/87, Hintergrund)



LUBW

Abbildung 3-5: Blei-Gehalte nach BAG-Gruppen (Unterboden- und Untergrundhorizonte, 154 GMN-Standorte Baden-Württembergs 1986/87, Hintergrund)

wie vor Bestand haben. Auch für viele Folgeuntersuchungen stellte und stellt er noch heute wesentliche Informationen bereit, beispielsweise bei der angesprochenen Frage der geogen bedingt erhöhten Schwermetallgehalte in Böden des Landes (UM BW in Vorbereitung).

Tabelle 3-2: Anzahl, 50. und 90. Perzentile der Schwermetall- und Arsengehalte in Unterboden- und Untergrundhorizonten der 154 Grundmessnetzstandorte Baden-Württembergs 1986/87 (Hintergrund)

		As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Tl	Zn
Total	n	300	492	493	493	487	493	492	484	493
	50.P	10	<0.1	39	17	0.03	30	19	0.23	55
	90.P	19	0.3	69	41	0.10	64	39	0.52	112
Auensedimente	n	12	24	24	24	23	24	24	24	24
	50.P	5	<0.1	31	15	<0.02	21	15	0.14	54
	90.P	12	<0.16	52	20	0.05	28	30	0.31	85
Löss	n	68	109	109	109	106	109	108	109	109
	50.P	12	<0.1	40	18	<0.02	33	19	0.20	55
	90.P	16	<0.1	49	24	0.06	44	26	0.32	68
Geschiebemergel	n	16	30	30	30	30	30	30	29	30
	50.P	10	<0.1	39	21	0.03	29	17	0.17	54
	90.P	13	<0.1	47	27	0.07	51	22	0.27	65
Sande, Kiese	n	30	47	48	48	47	48	48	46	48
	50.P	3	<0.1	14	5	<0.02	10	6	<0.1	19
	90.P	11	<0.1	32	16	0.05	25	16	0.21	46
Wechselfolgen-Tertiär	n	5	5	5	5	5	5	5	5	5
	50.P	7	<0.1	22	16	<0.02	28	15	0.22	58
	90.P	13	<0.1	38	36	0.04	46	37	0.26	76
Kalksteine-Jura	n	46	78	78	78	78	78	78	76	78
	50.P	12	0.3	58	24	0.06	53	25	0.32	83
	90.P	15	0.8	99	45	0.16	98	36	0.67	150
Tonsteine-Jura	n	18	36	36	36	35	36	36	35	36
	50.P	26	<0.1	45	27	0.05	88	24	0.28	94
	90.P	310	0.9	110	65	0.09	134	70	1.70	164
Wechselfolgen-Keuper	n	24	36	36	36	36	36	36	36	36
	50.P	2	<0.1	32	7	<0.02	24	16	0.17	38
	90.P	6	<0.1	57	36	0.05	45	44	0.38	63
Tonsteine-Keuper	n	4	4	4	4	4	4	4	4	4
	50.P	8	<0.1	54	31	0.04	52	16	0.18	47
	90.P	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Kalksteine-Muschelkalk	n	20	25	25	25	25	25	25	24	25
	50.P	18	<0.1	46	34	0.03	47	29	0.44	67
	90.P	55	0.9	64	47	0.07	64	108	0.67	156
Sandsteine	n	29	40	40	40	40	40	40	40	40
	50.P	6	<0.1	16	4	0.04	8	8	0.22	21
	90.P	9	<0.1	27	10	0.10	27	22	0.42	57
Metamorphite	n	12	33	33	33	33	33	33	31	33
	50.P	11	<0.1	63	28	0.07	33	25	0.44	99
	90.P	18	<0.1	85	55	0.12	44	66	0.60	121
Magmatite	n	16	25	25	25	25	25	25	25	25
	50.P	12	<0.1	14	8	0.05	7	19	0.36	36
	90.P	25	<0.1	32	10	0.13	14	35	0.94	77

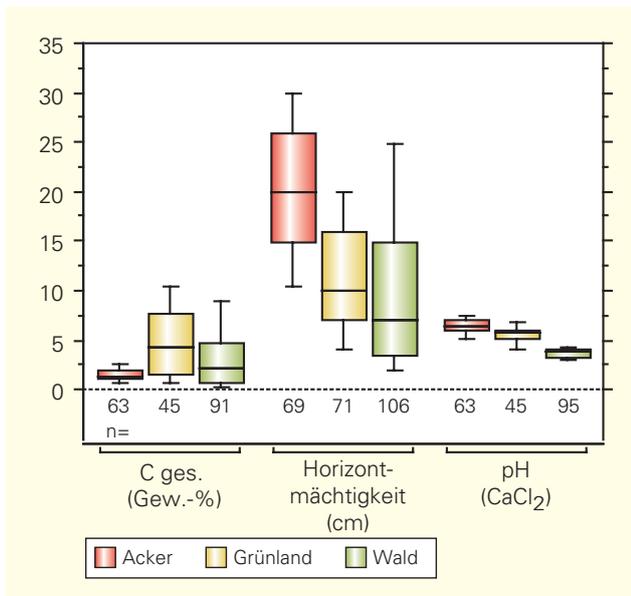


Abbildung 3-6: Grundparameter der Oberbodenhorizonte (ohne organische Auflage bei Wald), 154 GMN-Standorte Baden-Württembergs 1986/87 (Hintergrund)

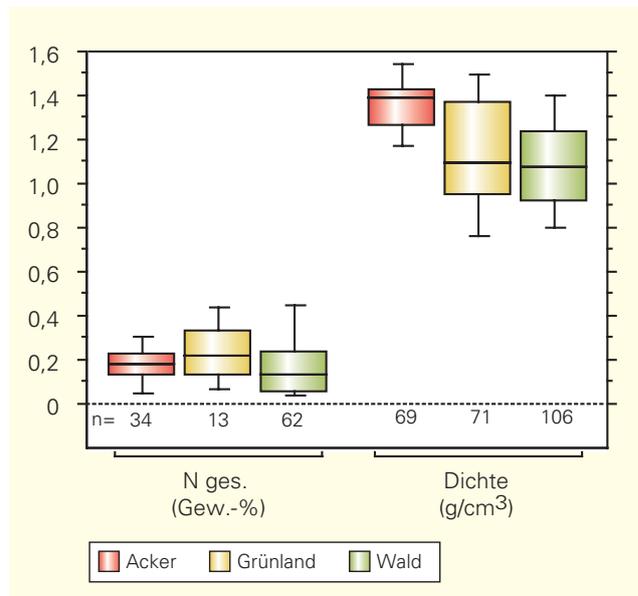


Abbildung 3-7: N-Gesamtgehalte und Dichten der Oberbodenhorizonte (ohne organische Auflage bei Wald), 154 GMN-Standorte Baden-Württembergs 1986/87 (Hintergrund)

3.1.2 BODENGEHALTE UND BODENNUTZUNG

Zumindest in den Oberböden sollte sich ein anthropogener Einfluss auf die Schwermetall- und Arsengehalte im Hintergrundbereich abzeichnen. Die Oberböden wurden deshalb besonders intensiv untersucht, um möglichst diesen anthropogenen Anteil vom natürlichen zu unterscheiden. So jedenfalls war der Ansatz damals, die Ergebnisse jedoch legten eine differenziertere Sichtweise nahe.

Die Abbildungen 3-6 bis 3-7 stellen Verteilungen verschiedener Parameter für Oberbodenhorizonte des Grundmessnetzes getrennt nach der Nutzung dar. Beim pH-Wert zeigt sich ein bekannter Zusammenhang: auf nährstoffarmen und deshalb sauren Standorten lohnt nur Waldbau, Grünland-Standorte erfordern schon eine bessere Nährstoffversorgung, auf Acker wird gekalkt. Informationen zu den Horizontmächtigkeiten sind im wesentlichen zur Berechnung von Stoffvorräten erforderlich. Größere Horizontmächtigkeiten unter Acker werden durch Pflügen verursacht (mittlere Pflugtiefe 20 cm). In der Regel geringer mächtig sind Bodenhorizonte unter Wald da meist nährstoffbedingt mischende Bodentiere fehlen. Grünlandflächen nehmen eine Zwischenstellung ein, da sie zum Teil ehemalige Äcker sind (reliktische Ap-Horizonte), aber auch über eine umfangreichere Bodenfauna verfügen. Auch die Bodendichten sind für spätere Vorratsberechnungen erforderlich. Höhere Bodendichten unter Acker

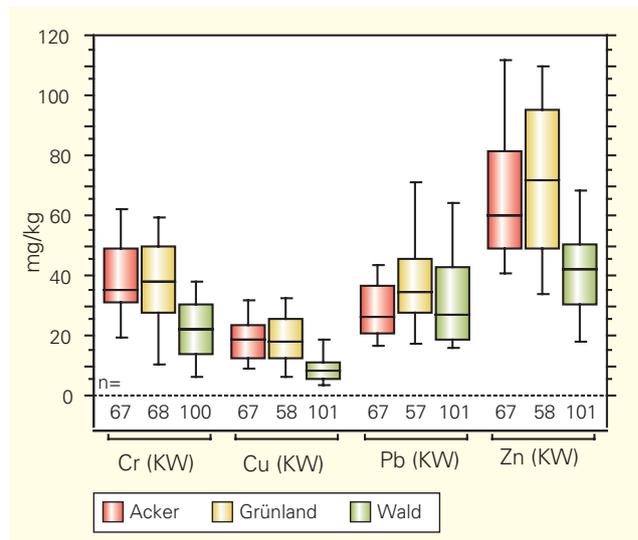


Abbildung 3-8: Ausgewählte Schwermetallgehalte der Oberbodenhorizonte (ohne organische Auflage bei Wald), 154 GMN-Standorte Baden-Württembergs 1986/87 (Hintergrund)

ergeben sich aus der Bodenbearbeitung aber auch aus der besseren ackerbaulichen Eignung dichter Bodenarten.

In Abbildung 3-8 ist eine beliebige Auswahl von Schwermetallgehalten der Oberböden des Grundmessnetzes dargestellt, gegliedert nach Nutzung. Demnach fallen unter die Nutzung Grünland durchweg die höchsten Schwermetallgehalte, unter Waldnutzung die geringsten. Jedoch besteht hier lediglich ein einfacher Zusammenhang mit der Verteilung der Nutzungen über die Boden-Ausgangsgesteine, wie sie Abbildung 3-9 zeigt.

Aus Abbildung 3-9 wird deutlich, dass Grünland-Standorte im Grundmessnetz Baden-Württembergs vornehmlich in Gebieten mit Kalkstein-Jura und Kalkstein-Muschelkalk anzutreffen sind. In diesen Gebieten können Böden aufgrund ihres Ausgangsgesteins geogen-bedingt erhöhte Schwermetallgehalte aufweisen. Die Waldstandorte dagegen liegen überwiegend auf schwermetallarmen Ausgangsgesteinen wie Löss- und Sand- bzw. Kies. Eine Erklärung für die Verteilung der Grünland-Standorte mag darin liegen, dass die Oberböden der Kalkstein-Gruppen häufig aus sehr tonreichem Residuallehm bestehen, der häufig nur eine Grünlandnutzung zulässt. Waldstandorte sind überproportional häufig in der BAG-Gruppe Löss anzutreffen und zwar in der Untergruppe der Lösslehme, die verbreitet nährstoffarm und vernässt sind.

Der Einfluss anthropogener Schwermetalleinträge in Oberböden des Hintergrundbereichs wurde 1986/87 anhand von Konzentrationsgradienten untersucht. Dazu wurden Grünland-Standorte ausgewählt, weil dort eine Gradientenverwischung durch Pflügen fehlt und sie gegenüber den Waldstandorten homogener sind. Die Beprobungen erfolgten an diesen Standorten in drei bis vier festgelegten sehr flachen Tiefenstufen. Die Ergebnisse sind übersichtsweise in Abbildung 3-10 und Abbildung 3-11 dargestellt. Bei Kohlenstoff und Stickstoff sind die zu erwartenden mit der Tiefe abnehmenden Gradienten festzustellen, bei der Bodendichte ein zunehmender Gradient. Beim pH-Wert deutet der geringe Gradient auf Kalkungen hin (Tiefe 13-20 cm nur 2 Standorte). Bei den Schwermetallen

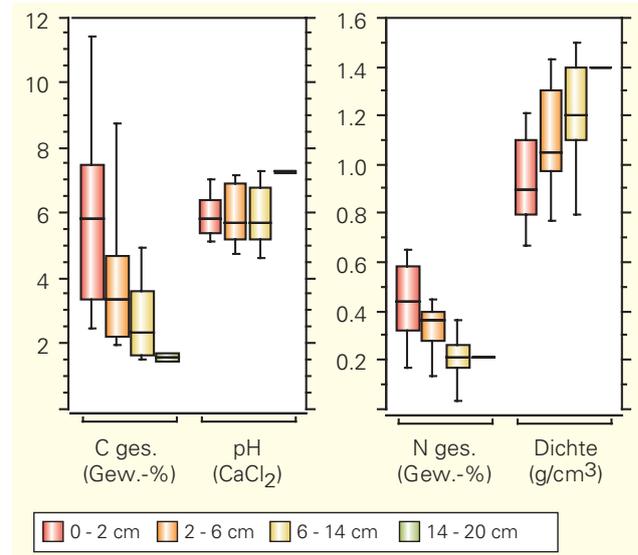


Abb. 3-10: Grundparameter in „Oberflächenschichten“ von 30 Grünland-Standorten des GMN Baden-Württembergs

ist das Bild uneinheitlich. Belastbare Gradienten finden sich allenfalls bei Zink und Cadmium, andeutungsweise bei Kupfer und Chrom. Bei Arsen und Quecksilber zeigen sich gar gegenläufige Gradienten. Diese Untersuchung belegt, dass Schwermetalleinträge in Böden allein durch Untersuchung von Konzentrationsgradienten kaum von gesteinsbürtigen Anteilen unterschieden werden können. Mit ein Grund im vorliegenden Fall ist die Turbation (inklusive reliktsches Pflügen) die bis in Tiefen von 15 - 20 cm wirkt. Ein weiterer Grund ist die im wesentlichen durch Bodenheterogenität verursachte, begrenzte Genauigkeit, mit der Gehaltsbestimmungen in Böden überhaupt möglich sind (siehe hierzu Kapitel 4).

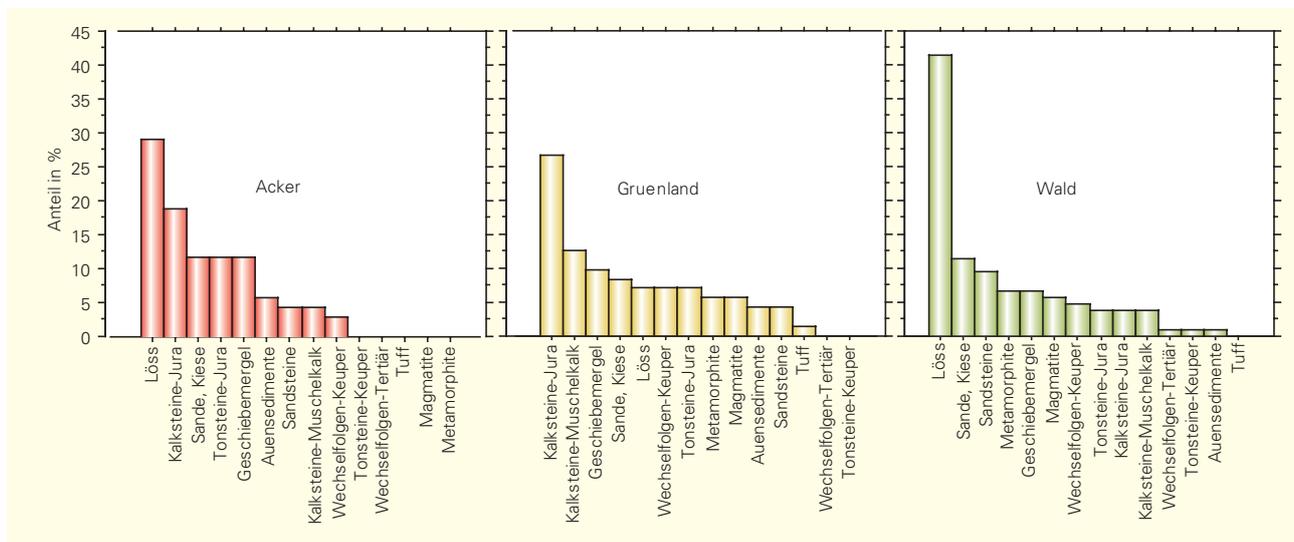


Abbildung 3-9: Häufigkeit der untersuchten Oberbodenhorizonte in BAG-Gruppen getrennt nach Nutzung (154 GMN-Standorte, Hintergrund)

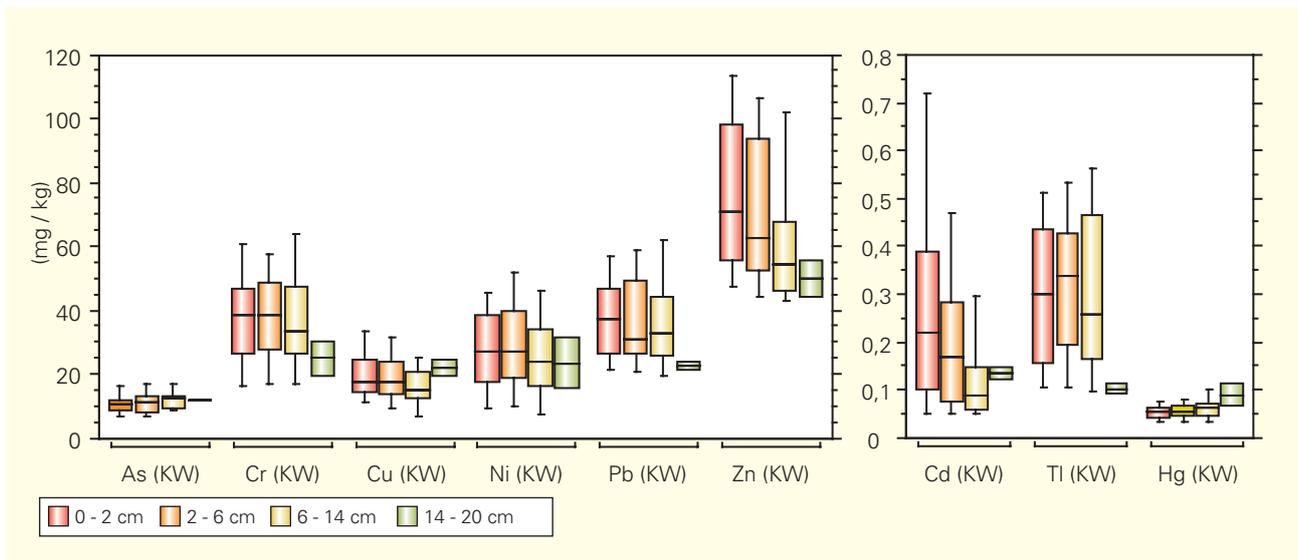


Abb. 3-11: Schwermetall- und Arsengehalte in „Oberflächenschichten“ von 30 Grünland-Standorten des GMN Baden-Württembergs



Die Ergebnisse der Untersuchung und Analyse der Oberbodengehalte für den Hintergrund Baden-Württembergs leiten über zu einer Erkenntnis, die 1993 Eingang fand in die Verwaltungsvorschrift Anorganische Schadstoffe zum Bodenschutzgesetz Baden-Württemberg (GABl 1993), die 1999 durch die BBodSchV abgelöst wurde. Nachdem ein eindeutiger Einfluss des Ausgangsgesteins auch für Oberböden im Hintergrundbereich belegt war und hohe Schwermetall- und Arsengehalte in solchen Ausgangsgesteinen vorkamen, die tonreiche Böden bilden, wurde der Tongehalt der Böden als ein weiteres Kriterium für die Verteilungen erkannt. In der genannten Verwaltungsvorschrift wurde demzufolge die Einstufung von Bodengehalten nach Tongehaltsgruppen festgeschrieben.

Abbildung 3-12 und Abbildung 3-13 zeigen die Korrelationen zwischen Tongehalt und den Arsen- bzw. Bleigehalten in den Oberböden des Grundmessnetzes. Die relativ guten Korrelationskoeffizienten verweisen auf kausale Gründe für eine Einteilung nach dem Tongehalt. So ist eine Aufkonzentration durch Verwitterung zu Residuen bzw. bei der Verlehmung leicht verständlich; ebenso die Tatsache, dass primäre Tongesteine diese Aufkonzentration per geologischer Entstehung aus Residuen naturbedingt beinhalten. Auch aus praktischen Gründen erweist sich der Tongehalt als ausgezeichnete Erklärungsparameter für Schwermetallgehalte in Böden, da er einfacher zu bestimmen ist, als ein Bodenausgangsgestein und seine zugehörige, notgedrungen oft unscharfe BAG-Gruppe.

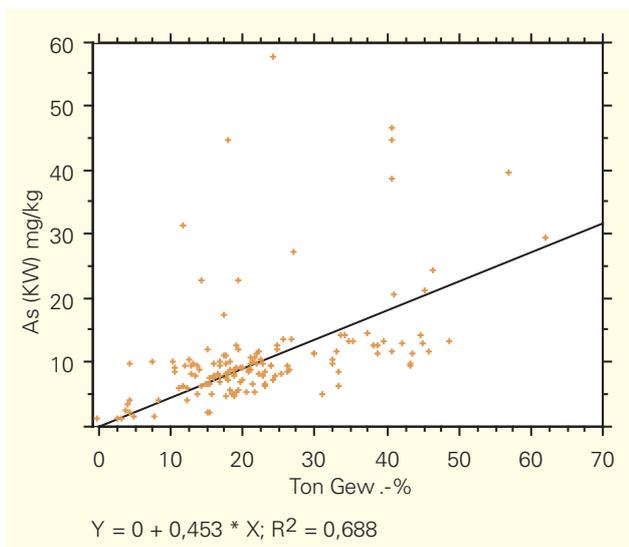


Abbildung 3-12: Arsengehalt (KW) als Funktion vom Tongehalt (Oberböden des GMN Baden-Württembergs 1986/87, Hintergrund)

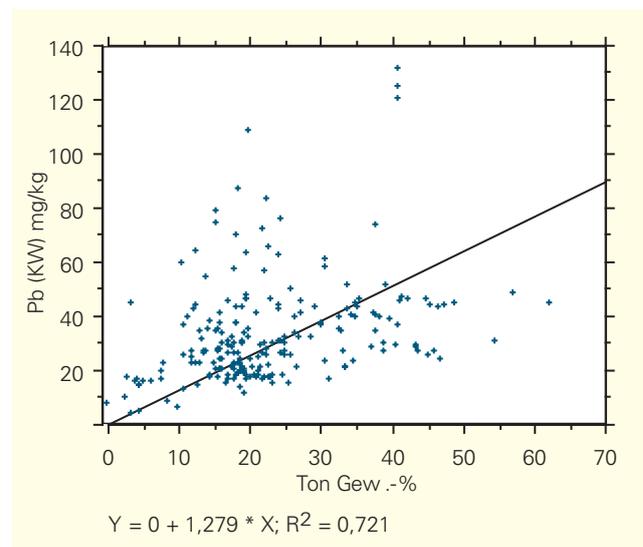


Abbildung 3-13: Bleigehalt (KW) als Funktion vom Tongehalt (Oberböden des GMN Baden-Württembergs 1986/87, Hintergrund)

3.1.3 HINTERGRUNDWERTE FÜR ORGANISCHE AUFLAGEN UNTER WALD

Zwischen organischer Auflage und den mineralischen Horizonten der Waldböden bestehen zwar starke Wechselwirkungen, jedoch sprechen gewichtige Gründe dafür, sie als ein eigenständiges Kompartiment im Ökosystem Wald zu behandeln (in der Ökosystemforschung wird sie meist dem Pflanzenkompartiment zugeordnet). Sinnfälliger ist dies schon bei der Probennahme: Die Proben sind sehr voluminös aufgrund ihres geringen spezifischen Gewichtes. Auch in der Probenaufbereitung und Analyse stellen sie eigene Anforderungen, da sie mit Ausnahme von anhaftendem Bodenmaterial ausschließlich aus organischer Substanz bestehen.

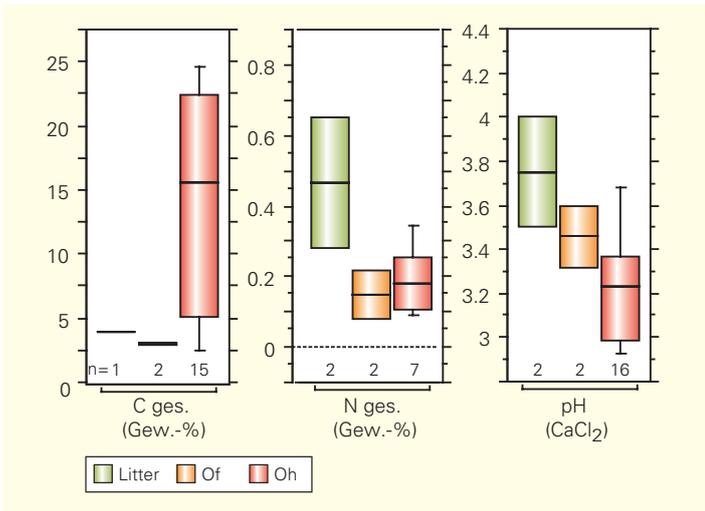
Leicht werden diese besonderen Eigenschaften der Auflage übersehen, woraus Missverständnisse bei der Interpretation und Beurteilung der Ergebnisse resultieren können. Durch Anwendung des laborüblichen massebasierten Bezugssystems der Gehalte (z. B. mg/kg) auf Objekte stark unterschiedlicher Dichte wie organische Auflage und mineralischer Horizont, kann leicht die Suggestion einer 10-fachen Stoff-Anreicherung entstehen. Soll die Verteilung von Schadstoffen in der Umwelt beurteilt werden, ist es in solchen Fällen besser, auf das Bezugssystem Stoffvorräte z. B. in der Einheit kg/(ha und Schichtmächtigkeit) zu wechseln. Bleibt man bei Vergleichen oder Bewertungen innerhalb des Kompartiments Auflage, ist es aus praktischen Gründen natürlich zweckmäßig, die laborüblichen massebasierten Gehaltsangaben zu verwenden.

Ein weiterer Aspekt muss berücksichtigt werden: Ausgangsprodukt der Auflage ist die Laub- bzw. Nadelstreu. Darin sind zwei verschiedene Stofftransportpfade zu unterscheiden. Zum einen ist die Streu ein Träger der atmosphärischen Deposition durch adsorbierte und inkorporierte Anteile, zum anderen aber auch Glied im systeminternen Boden-Pflanze-Kreislauf. Welcher Pfad letztlich die Gehalte in der organischen Auflage dominiert, ist dabei parameterabhängig. Bei den Nährelementen ist ein starker, bei den essentiellen Spurenmetallen (z. B. Mangan, Kupfer, Zink) zumindest ein potentieller Einfluss des Boden-Pflanze-Kreislaufs zu erwarten. Bei den organischen Schadstoffen kann ein interner Kreislauf praktisch ausgeschlossen werden.

In der Kampagne 1986/87 wurden die Auflagehorizonte getrennt nach L-Lage (Litter, d. h. wenig zersetzte Laub- bzw. Nadelstreu, Of- (fermentierte Schicht) und Oh-Lage (humifiziert und dunkelbraun) beprobt, wodurch speziell die Dynamik in diesem funktionell wichtigen Kompartiment näher untersucht werden sollte.

Von den 154 Standorten des Grundmessnetzes sind 61 Waldstandorte, darunter 10 Laubwald-, 5 Mischwald- und 46 Nadelwald-Nutzungen. In Baden-Württemberg sind ca. 38 % der Landesfläche Wald, von denen 1987 65 % Nadelwald und 35 % Laubwald waren (2002: 57 % Nadel-, 43 % Laubwald), Mischwald wird in der Statistik nicht gesondert geführt (Bundeswaldinventur I + II in FZK 2007). Es besteht also in den GMN-Daten ein gewisser Überhang an Nadelwald. Bei der Auswertung berücksichtigt wurden nur Horizonte, die eindeutig einem L-, Of oder Oh-Horizont zugeordnet werden konnten, Horizonte wie z. B. L/Oh oder Ohl wurden nicht berücksichtigt.

Abbildung 3-14 zeigt einige Grundparameter der organischen Auflagen des Grundmessnetzes für 1986/87. Da diese Parameter bei der Untersuchung keinen Schwerpunkt bildeten, wurden nur wenige Analysen durchgeführt und diese in der großen Mehrzahl unter Nadelwald, da hier aufgrund der größeren Auflagemächtigkeiten mehr Material für Analysen zur Verfügung stand. Dennoch lassen sich zumindest die wichtigsten Prozesse der biologischen Zersetzung der Streu zu Humus demonstrieren. So steigt der C-Anteil, während Stickstoff abnimmt. Gleichzeitig kommt es zu einer Versauerung, die auf Oxidation zurückzuführen ist. Das atmosphärisch eingetragene Ammonium sowie der organisch gebundene Stickstoff werden zu Nitrat oxidiert, der organisch gebundene Schwefel zu Sulfat; jeweils verbunden mit der Produktion von Protonen. Des Weiteren entsteht bevorzugt unter gehemmten Abbaubedingungen bei niedrigen Temperaturen, hoher Feuchte und hohen Lignin-, Tannin- sowie Wachsanteilen ein komplexes Gemisch organischer Säuren, das mit dem Sickerwasser ausgewaschen wird und dieses braun färbt. Zusammen mit der Veratmung führt der Substanzverlust zur Kompaktion des Materials und damit zu einer Konzentrationserhöhung der Inhaltsstoffe, die nicht - oder in geringerem Maße - einem solchen Verlust unterliegen. Diesen Effekt zeigt deutlich Abbildung 3-15



LUBW

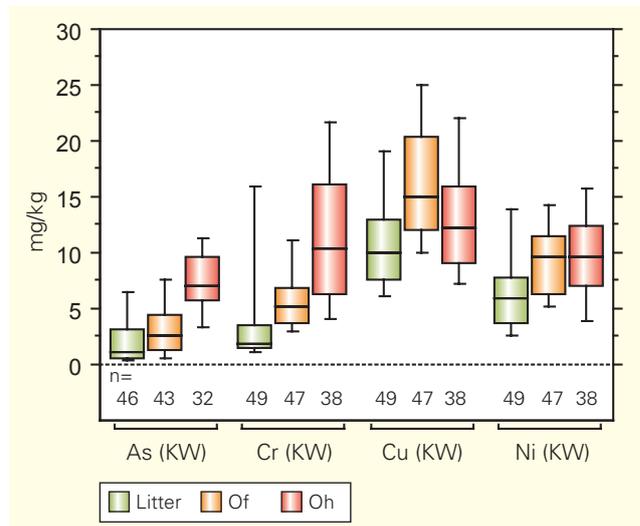
Abbildung 3-14: Kohlenstoff, Stickstoff und pH-Werte in Horizonten der organischen Auflage (Litter = wenig zersetzte Laub- bzw. Nadelstreu, Of = fermentierte Schicht, Oh = humifiziert und dunkelbraun (GMN Baden-Württembergs 1986/87, Hintergrund)

anhand einer Auswahl an Spurenmetallen. Bei manchen Elementen fällt die Gehalts-Abnahme von den Of- zu den Oh-Horizonten auf. Dies zeigt sich sehr deutlich bei Kupfer aber auch bei Blei (Abbildung 3-16) und weiteren Elementen (hier nicht dargestellt). Offenbar überwiegt im Oh-Horizont bei diesen Elementen der Verlust gegenüber der Residualanreicherung. Möglicherweise ist dies bedingt durch steigende Löslichkeit bei niedrigerem pH-Wert bei gleichzeitiger Anwesenheit organischer Säuren, die als Komplexbildner die entsprechenden Ionen aus dem Gleichgewicht nehmen. Abbildung 3-16 zeigt den Effekt für Blei noch einmal, jedoch nach den Nutzungstypen Laub-, Misch- und Nadelwald getrennt (geringer Stichprobenumfang). Demnach überwiegt unter Laubwald die Residualanreicherung gegenüber der Auswaschung aufgrund günstigerer Zersetzungsbedingungen.

Insgesamt verdeutlichen die Ergebnisse zur Auflage, wie schwierig es ist, sich ein umfassendes Bild allein auf Grundlage von Gehaltsangaben zu machen. Neben dem Problem des Bezugssystems besteht die Möglichkeit der Beeinflussung durch kurzfristige Veränderungen in der Biologie oder durch das Klima. Die Betrachtung von Stoffvorräten ermöglicht robustere Ergebnisse, erfordert jedoch einen größeren methodischen Aufwand, da zusätzlich zu den Gehalts- auch Massebestimmungen durchzuführen sind. Präzise Massenbestimmungen waren bei der 1986/87 durchgeführten Probennahme zu Gunsten der horizontspezifischen Aussage nachrangig. Teils liegen

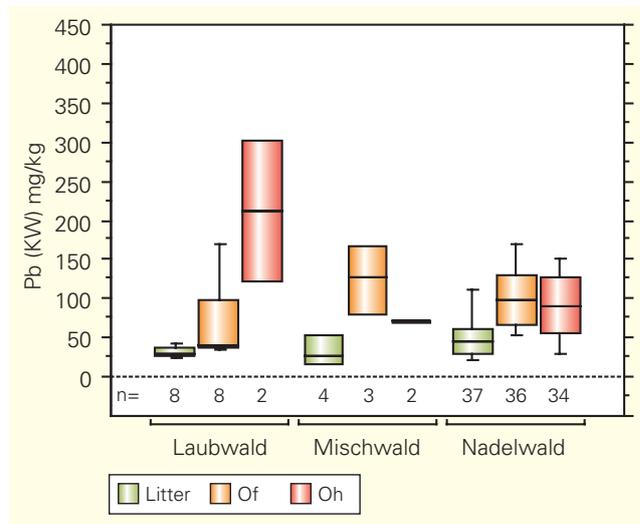
durch Messungen gestützte Schätzwerte vor, die in Kapitel 3.2 für die Vorratsberechnungen bei den organischen Schadstoffen Verwendung finden.

Für eine flächemäßig ausgedehnte Orientierung über die Arsen- und Schwermetallverteilung in Auflagehorizonten Baden-Württembergs war es sinnvoll, Hintergrundwerte in Form von Gehalten abzuleiten (LABO 2003). Der Anteil der Daten des Grundmessnetzes hieran beläuft sich auf ca. ein Drittel.



LUBW

Abbildung 3-15: ausgewählte Spurenmetall-Gehalte in Horizonten der organischen Auflage (GMN Baden-Württembergs 1986/87, Hintergrund)



LUBW

Abbildung 3-16: Blei-Gehalte in Horizonten der organischen Auflage getrennt nach Nutzungstyp (GMN Baden-Württembergs 1986/87, Hintergrund)

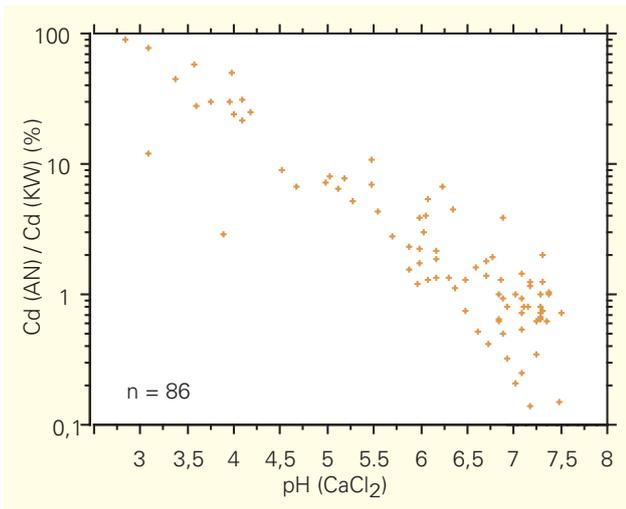
3.1.4 HINTERGRUNDWERTE FÜR LÖSLICHE ARSEN- UND SCHWERMETALLGEHALTE

In den Jahren nach 1987 trat in Bodenschutz-Forschung und -Verwaltung zunehmend die Erkenntnis in den Mittelpunkt, dass für eine Gefahrenbewertung nicht die Gesamtgehalte der Schwermetalle in Böden maßgeblich sind, sondern deren lösliche oder sogenannte verfügbare Anteile (auch pflanzenverfügbar, mobil oder mobilisierbar genannt). So einfach und naheliegend dieser Ansatz war, bedeutete er doch den Einstieg in eine neue Dimension der Bodenchemie und einen zusätzlichen Komplexitätsgrad in der Verwaltung. Die Verfügbarkeit ist von der Löslichkeit abhängig (pH-Wert, Temperatur, Redoxbedingungen, Komplexbildner usw.) aber auch von der Kinetik (Verweildauer und Konzentrationsgradienten). Aus diesen Gründen ist die Verfügbarkeit eines Elements des selben Bodens für das Sickerwasser (schließlich Grundwasser) eine andere wie für die Pflanzen, Tiere oder Menschen. Zahlreiche Untersuchungen und Erhebungen auf diesem Gebiet mündeten schließlich in die heute bestehende Schutzgut- und Pfad-bezogene Begründung und Festlegung von Bodengrenzwerten (Vorsorge-, Prüf- und Maßnahmenwerte). Folgerichtig sind dort Boden-Grenzwerte ausgewiesen, die sich je nach Wirkungspfad und Schutzgut unterscheiden können (etwa BBodSchV).

Die Messergebnisse zu den verfügbaren Anteilen waren aufgrund der vielfachen Abhängigkeiten erwartungsgemäß auch verfahrensabhängig, eine Verfügbarkeit an sich deshalb auch gar nicht quantifizierbar. Dennoch bestand Regulierungsbedarf im Bodenschutzvollzug, der schließlich in ein Konventionsverfahren mündete. In der früheren Verwaltungsvorschrift Anorganische Schadstoffe des Umweltministeriums Baden-Württembergs zum Bodenschutzgesetz über die Ermittlung und Einstufung von Gehalten anorganischer Schadstoffe im Boden wurde in diesem Sinne auf den Begriff der „mobilen Gehalte“ Bezug genommen. Als Verfahren zu ihrer Bestimmung wurde die Extraktion mit Ammoniumnitrat festgeschrieben (DIN 19730). Dieses Verfahren wird bis heute bundesweit eingesetzt für die Beurteilung des Pfads Boden-Pflanze nach BBodSchV. Vorteile sind keine zusätzlichen bei der späteren Analyse störende Chlorid- bzw. Alkali- oder Erdalkalitionen sowie höhere Extraktionsraten gegenüber den rein wässrigen Verfahren.

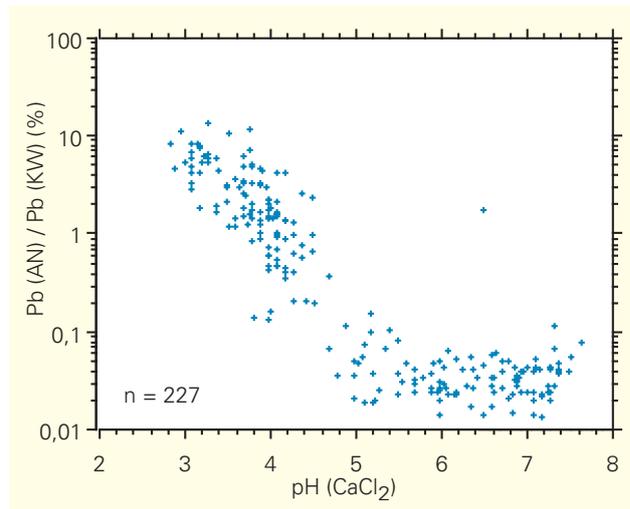
Nach Inkrafttreten der genannten Verwaltungsvorschrift wurden Rückstellproben aus dem Grundmessnetz auf ihre Ammoniumnitrat-extrahierbaren Anteile (AN-Gehalte) untersucht. Mit einbezogen wurden zum überwiegenden Anteil Oberbodenhorizonte sowie untergeordnet Unterbodenhorizonte geringer Beprobungstiefen jeweils aus den Nutzungen Acker, Grünland und Wald. Die Ergebnisse sind in den Abbildungen 3-17 bis 3-20 für ausgewählte Spurenmetalle dargestellt. Die Anteile der mit AN extrahierbaren Stoffmenge an der mit KW extrahierbaren Stoffmenge hängen - je Parameter unterschiedlich stark - vom pH-Wert der Böden ab. Es treten typische, element-spezifische Verteilungsmuster zu Tage, die aus dem jeweiligen Löslichkeitsverhalten resultieren. Für Laborsysteme wurde das Löslichkeitsverhalten der Schwermetalle in der hydrochemischen Literatur im Detail beschrieben (etwa Stumm, Morgan 1981). Das komplexe Zusammenspiel der vielen Einflussfaktoren in realen Böden dagegen lässt sich mit der AN-Extraktion recht gut beschreiben, wohingegen aufwändigere Methoden, wie beispielsweise die 7-stufige sequentielle Extraktion nach Zeien & Brümmer (1991), meist aus Kostengründen ausscheiden. Unsere heutigen Erkenntnisse über das Verhalten der Schwermetalle in Böden jedenfalls stammen im Wesentlichen aus diesen Untersuchungen.

Die AN-Extraktion erfasst die wasserlöslichen und austauschbar sowie die in leicht löslichen metall-organischen Komplexen gebundenen Spurenmetalle. Cadmium in Abbildung 3-17 und Blei in Abbildung 3-18 sind typische Vertreter einer Elementgruppe, deren Löslichkeit hauptsächlich durch den pH-Wert bestimmt wird (auch Zink und Nickel). Dabei sind die Regressionsgeraden (bei logarithmischer Darstellung) entsprechend der jeweiligen Löslichkeit parallel verschoben. Cadmium ist schon bei pH-Werten kleiner 8 in nennenswertem Umfang löslich, Blei dagegen erst bei pH-Werten kleiner 5. Bei den niedrigsten, in natürlichen Böden erreichbaren pH-Werten um 3 ist praktisch das gesamte Cadmium löslich, bei Blei dagegen nur ein Anteil von ca. 10 %. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass 1 molare AN-Extrakte gegenüber 0,01 molaren CaCl_2 -Extrakten einen um ca. 0,2 - 0,5 niedrigeren pH-Wert aufweisen und deshalb die In-situ-Löslichkeit überschätzt werden kann. In dieser Gruppe ist der Einfluss organischer Komplexbildner nur untergeordnet



LUBW

Abbildung 3-17: Anteil AN-extrahierbarer zu KW-extrahierbarer Cd-Menge in Abhängigkeit vom pH-Wert (vorrangig Oberböden, GMN Baden-Württembergs 1986/87, Hintergrund)



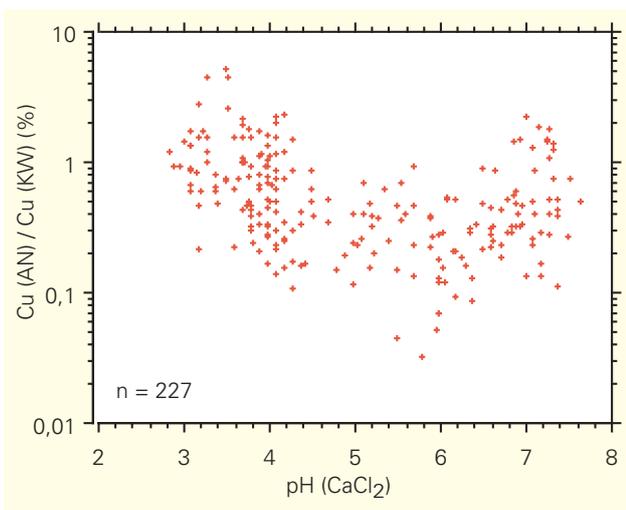
LUBW

Abbildung 3-18: Anteil AN-extrahierbarer zu KW-extrahierbarer Pb-Menge in Abhängigkeit vom pH-Wert (vorrangig Oberböden, GMN Baden-Württembergs 1986/87, Hintergrund)

zu beobachten. So zeigt sich bei Blei oberhalb pH-Wert 7 eine Zunahme der AN-Löslichkeit, die mit zunehmendem Komplexierungsvermögen organischer Säuren bei pH-Anstieg und Deprotonierung erklärbar ist. Bei Cadmium macht sich dieser Effekt in einer Aufweitung der Punktwolke mit zunehmendem pH-Wert bemerkbar. Eine andere Elementgruppe ist durch eine stärkere Neigung zur Bildung organischer Komplexe charakterisiert; ein Beispiel ist das Kupfer (Abbildung 3-19). Bei Elementen, die in ihren höheren Oxidationsstufen als Anion vorliegen, wie etwa As (Abbildung 3-20) als Arsenat (auch Chromat, Antimonat, Molybdat), sind zwei weitere Effekte bedeutsam. So ist die Zunahme der AN-Löslichkeit im Neutralen bis Alkalischen durch Austausch der entspre-

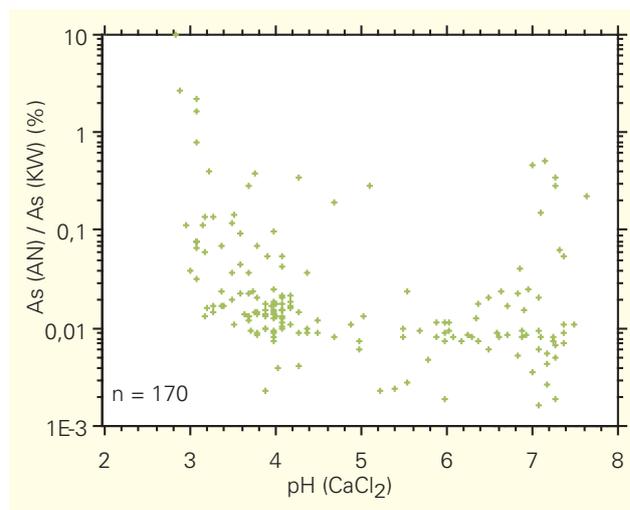
chenden Anionen gegen OH⁻-Ionen erklärbar. Im Sauren dagegen verschiebt sich das chemische Gleichgewicht hin zu den niedrigen Oxidationsstufen, die als Kationen in Lösung gehen. Bei Arsen fällt zudem die im Vergleich zu den anderen Elementen sehr geringe Löslichkeit auf.

Es fehlte in der Folge nicht an Versuchen, auf Basis der gewonnenen Erkenntnisse die AN-Gehalte aus den KW-Gehalten zu berechnen. Jedoch zeigt schon die Streuung der Daten aus dem GMN (Abbildungen 3-17 bis 3-20), dass dies im statistischen Sinne wohl durchführbar, im Einzelfall jedoch mit großen Unsicherheiten behaftet ist. Analoges gilt für viele Versuche, aus AN-Gehalten gar auf Gehalte im realen Sickerwasser oder in realen Pflan-



LUBW

Abbildung 3-19: Anteil AN-extrahierbarer zu KW-extrahierbarer Cu-Menge in Abhängigkeit vom pH-Wert (vorrangig Oberböden, GMN Baden-Württembergs 1986/87, Hintergrund)



LUBW

Abbildung 3-20: Anteil AN-extrahierbarer zu KW-extrahierbarer As-Menge in Abhängigkeit vom pH-Wert (vorrangig Oberböden, GMN Baden-Württembergs 1986/87, Hintergrund)

zen zu schließen. Hinzu kommen räumliche Streuungen, wie sie in Kapitel 4 beschrieben werden. Insgesamt war aber die AN-Extraktion ein vorrangig pragmatischer Weg des Bodenschutzes in die komplexe Bodenchemie, der bis heute einen großen Fortschritt für das grundlegende Verständnis sowie für den Bodenschutzvollzug bedeutet.

3.2 HINTERGRUNDWERTE FÜR ORGANISCHE SCHADSTOFFE

In den Jahren 1991 bis 1992 wurden 151 Standorte und 591 Bodenhorizonte (=Mischproben) des Grundmessnetzes auf 16 PAK, 6 PCB, HCB, 5 HCH, PCP sowie DDT und ausgewählte Phtalate untersucht. Damit wurde die erste flächendeckende Beschreibung der Verteilung organischer Schadstoffe für den Hintergrund in Baden-Württemberg möglich.

Aufgrund ihrer schädlichen Nebenwirkungen waren zum damaligen Zeitpunkt schon DDT (Insektizid, 1972) und PCP (Pentachlorphenol: Bekannt als Holzschutzmittel, 1989) gesetzlich verboten. Weitere Verbote folgten 1994 für PCB (Polychlorierte Biphenyle: V. a. Flammenschutz in Transformatoren sowie Weichmacher), HCB (Hexachlorbenzol: Flammschutzmittel, Fungizid) und HCH (Hexachlorcyclohexan bzw. Lindan: Insektizid). Für diese Gruppe der

chlorierten Kohlenwasserstoffe sind natürliche Quellen nicht bekannt. Sie gelangten auf unterschiedlichsten Pfaden durch Handhabung und Produktion in die Umwelt. PAK (Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe) stammen aus unvollständiger Verbrennung organischer Verbindungen und werden deshalb sowohl anthropogen (Gaswerke, Hausbrand, Kfz usw.) als auch natürlich gebildet (Wald-, Steppenbrände, vermutlich geringfügig biogen). Da die untersuchten organischen Schadstoffe nicht in den bodenbildenden Gesteinen enthalten sind, gelangen sie von oben in die Böden. Ihre Abbaubarkeit in Böden ist gering, weshalb sie auch als persistent bezeichnet werden (Persistent Organic Pollutant bzw. POP).

Abbildung 3-21 zeigt den Anteil der untersuchten Bodenhorizonte mit Analysenergebnissen oberhalb der analytischen Bestimmungsgrenze (BG) an der Gesamtzahl der untersuchten Bodenhorizonte getrennt nach Bodenschichten. Ebenso wird der untersuchte Stichprobenumfang dokumentiert. Bezüglich der geografischen Verbreitung der POPs lässt sich hieraus ableiten, dass sie 1992 nahezu ubiquitär in Böden Baden-Württembergs vorhanden waren. Die Häufigkeit ihrer Nachweisbarkeit nahm ab in der Reihenfolge 16 PAK, 6 PCB, PCP/HCB und DDT mit Schlusslicht Phtalate. Beim Biethylhexylphthalat fällt die Zunahme der Nachweishäufigkeit bei den Unter-

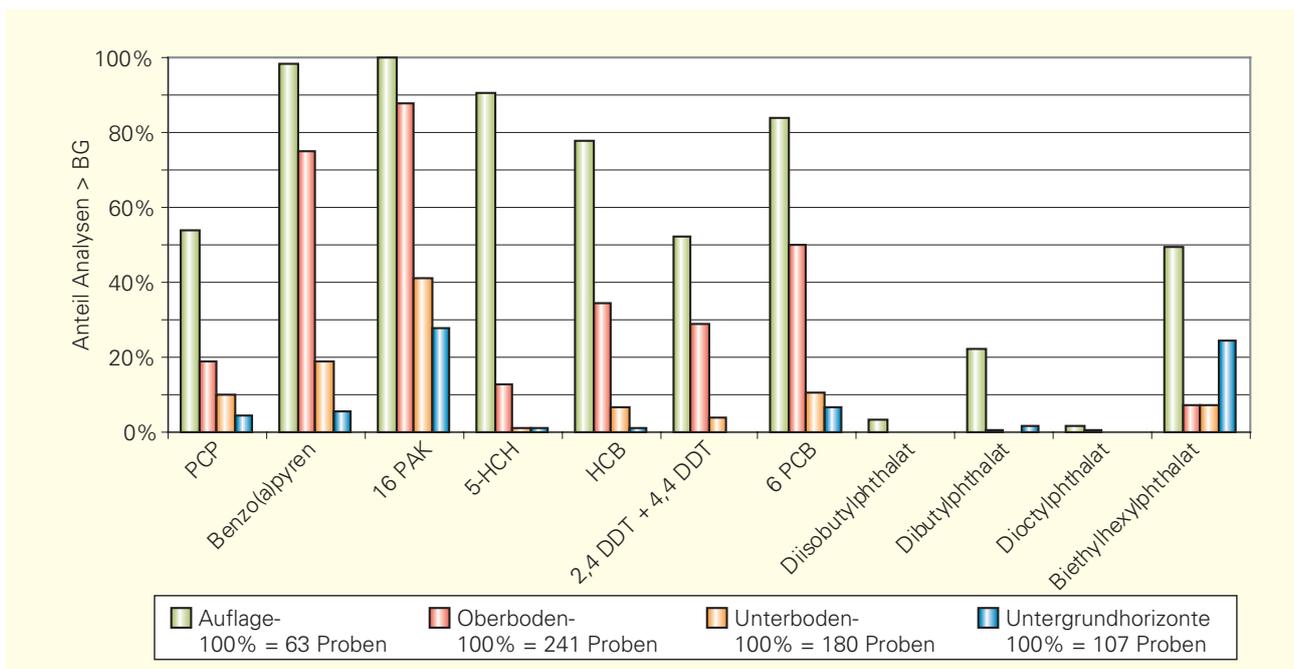
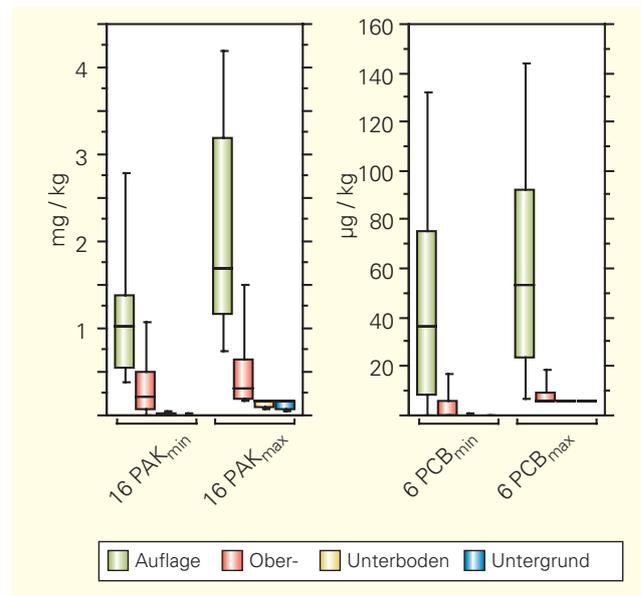


Abbildung 3-21: Anteil Analysenergebnisse oberhalb der Bestimmungsgrenze (BG), bei Summenparametern falls mindestens 1 Kongener >BG, GMN Baden-Württemberg, Organik 1991/92, Hintergrund

grundhorizonten auf, ein Hinweis auf analytische Schwierigkeiten, die bis heute nicht ohne größeren Aufwand beseitigt werden können. Es wird deshalb hier auf eine weitere Diskussion der Phtalate verzichtet. Ebenso nimmt die Häufigkeit ihrer Nachweisbarkeit mit der Bodentiefe ab, wie aufgrund ihres Eintragspfades zu erwarten ist. Interessant zur Beurteilung der Mobilität ist jedoch, dass die POPs mit Ausnahme von DDT teilweise bis in die Untergrundhorizonte hinein nachgewiesen werden konnten.

Aus Abbildung 3-21 wird auch ersichtlich, dass bei der Untersuchung zum überwiegenden Teil Gehalte kleiner als die BG ermittelt wurden. Dies spricht einerseits für die Standortauswahl als Hintergrund-Messstellen, erschwert aber andererseits auch die Auswertung des entsprechenden Datenkollektivs. Abbildung 3-22 illustriert diese Komplikation am Beispiel der Summengehalte 16 PAK und 6 PCB. Grundlage der dargestellten Gehalts-Verteilungen ist das Gesamt-Datenkollektiv mit 591 untersuchten Bodenproben geordnet nach vier Bodenschichten. Bei Summenwerten, die durch „min“ gekennzeichnet sind, wurden Einzelgehalte < BG bei der Addition gleich Null gesetzt. Bei Kennzeichnung durch „max“ wurden die Einzelgehalte < BG gleich BG gesetzt. Für den entsprechenden Summenparameter erhält man so einen Minimal- und einen Maximalgehalt, zwischen dem der wahre Gehalt liegt. Auch für die Statistik von Einzelsubstanzen ist der beschriebene BG-Effekt von Bedeutung. Für die grafische Darstellung der Verteilungen wurden hier die „max“-Werte verwendet, da sie die Zusatzinformation über die Höhe der jeweiligen BGs beinhalten (bei „min“-Darstellung dagegen immer = 0). Abbildung 3-22 zeigt auffallend hohe Spannbreiten zwischen den Min- und Max-Verteilungen für die Auflagehorizonte, besonders bei 16 PAK (andere Parameter geringer betroffen, hier nicht dargestellt). Aufgrund von Störeinflüssen der organischen Matrix waren hier teilweise nur sehr hohe Bestimmungsgrenzen realisierbar. Ein noch größerer Einfluss als auf statistisch abgeleitete Hintergrundwerte hat der BG-Effekt auf die Berechnung von Stoffvorräten (siehe Abbildungen 3-25 bis 3-27).

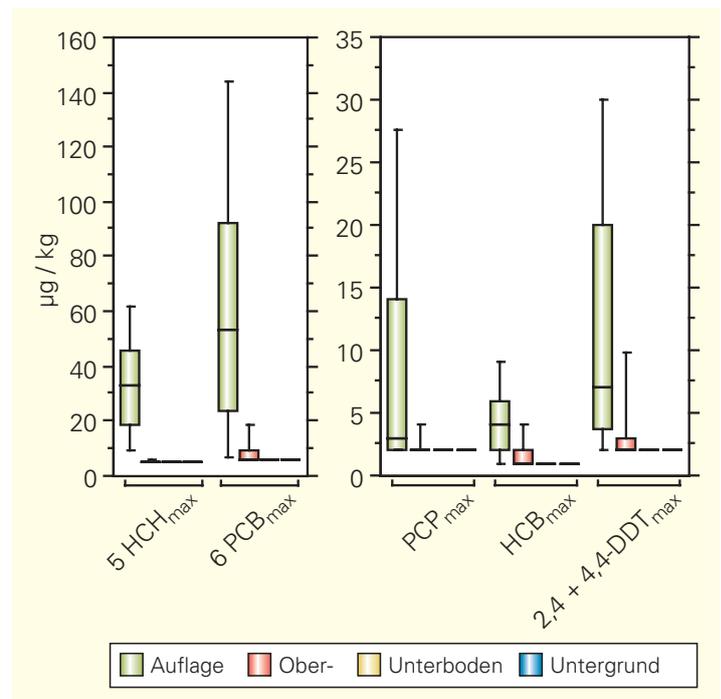
Abbildung 3-23 zeigt weitere POP_{max}-Gehalte getrennt nach Bodenschicht. Die BG lag bei den Einzelkongeneren in der Regel bei 1 µg/kg und somit bei 5 HCH



U:W

Abbildung 3-22: PAK- und PCB-Gehalte nach Bodenschicht (min: <BG=0; max: <BG=BG), GMN Baden-Württemberg Organik 1991/92, Hintergrund

bei 5 µg/kg, bei 6 PCB bei 6 µg/kg. Bei PCP lag die BG in der Regel bei 2 µg/kg. Bei den Auflage-Proben lag die BG teilweise weitaus höher (PAK: 1 bis 10 µg/kg, Auflage: teilweise höher, Abbildung 3-22). Dominiert wird die Verteilung der Gehalte in jedem Fall durch höhere Werte in den Auflagehorizonten. Die Abbildungen zeigen Werte ab dem 10. Perzentil. Alle Werte, die darunter liegen, wie etwa die rund 5 % der Werte oberhalb der BG bei den Untergrundhorizonten, sind deshalb nicht sichtbar.



U:W

Abbildung 3-23: POP-Gehalte nach Bodenschicht, GMN Baden-Württemberg Organik 1991/92, Hintergrund

Abbildung 3-24 zeigt die POP-Gehalte der untersuchten Oberboden-Horizonte (nur Mineralböden) getrennt nach Nutzung. Es lässt sich eine POP-Gruppe unterscheiden, die unter Wald die höheren Gehalte aufweist. Hierzu zählen 16 PAK, 6 PCB, PCP, 5 HCH. Eine andere POP-Gruppe, mit DDT und HCB weist ihr Gehaltsmaximum in Ackerböden auf, bei DDT mit einem sekundären Maximum unter Wald. Wie bereits erwähnt, sind Interpretationen auf Basis von Gehaltsangaben dann teils irreführend, wenn die Stichproben uneinheitlich sind hinsichtlich Dichte und/oder Horizontmächtigkeit (siehe 3.1.3). Dies trifft hier zu, da die Horizonte unter Acker dichter und mächtiger sind im Vergleich zu den lockeren, geringmächtigen Horizonten unter Wald.

Aufschlussreicher sind die berechneten Vorräte, die in den Abbildungen 3-25 bis 3-27 dargestellt sind. Bei den Vorratsberechnungen wurde die jeweilige Horizontmächtigkeit, seine Dichte sowie sein Skelettanteil berücksichtigt. Für den Skelettanteil wurde von einem POP-Gehalt gleich Null ausgegangen. Die Vorratsberechnungen wurden wiederum mit den Min- und Maxwerten bei Werten kleiner als die Bestimmungsgrenze durchgeführt. Die sich ergebende Spanne erweist sich bei den Vorräten als recht groß. Das realistischere Bild liegt hier für die Unterboden- und Untergrundhorizonte eher auf der Seite der Min-Szenarien, wenn man die mit der Tiefe abnehmenden Gehalte mit berücksichtigt (weist ein Horizont $<1 \mu\text{g}/\text{kg}$ auf, so

wird der darunter liegende Horizont höchst wahrscheinlich weniger enthalten, geht aber doch mit $<1 \mu\text{g}/\text{kg}$ in die Berechnung ein).

Gegenüber dem Gehaltsbezug zeigen sich bei einer Vorratsbetrachtung andere Verteilungsmuster. Bezogen auf die Stoffvorräte stellen sich meist die Oberböden als Hauptträger der POPs heraus (Abbildung 3-25). Dies trifft auf alle untersuchten Parameter zu (hier nicht alle dargestellt). Bei 6 PCB ist eine eindeutige Aussage spannenbedingt nicht möglich. Demnach lässt sich das Verteilungsmuster der POPs näherungsweise mit dem des gesamten organischen Kohlenstoffs der Abbildung 3-26 parallelisieren.

Zur Untersuchung der regionalen Verteilung der POPs innerhalb Baden-Württembergs wurden die Gesamtvorräte über das gesamte Bodenprofil jedes Standorts berechnet. Die Gehalte nicht beprobter Horizonte wurden durch tiefentreue lineare Interpolation zwischen zwei bekannten Gehalten berechnet. Die Ergebnisse sind für ausgewählte Parameter in Abbildung 3-27 dargestellt. Setzt man in einem einfachen Transportmodell einen rein ubiquitären Stofftransport voraus, so müssten die 1992 in Böden vorhandenen Stoffvorräte einzig von der Interzeptionsleistung der Standorte abhängen. Wälder müssten demzufolge die größeren POP-Mengen enthalten. Festzustellen ist aber etwas Anderes: Es erweisen sich meist Ackerböden als Hauptträger, Grünland hält die Mittelposition. Dieser Befund weist auf wesentliche direkte Einträge über die Bewirtschaftung hin, die unter Acker in stärkerem Maße stattgefunden haben. Nur bei 6 PCB deutet sich ein ubiquitärer Eintrag ab, hier sind zumindest im Min-Szenario die Vorräte unter Wald am größten. Die Unterschiede je Nutzung sind jedoch nicht groß und eine saubere Trennung verschiedener Eintragspfade unter anderem deshalb auch gar nicht möglich. Als direkte Eintragspfade in der Vergangenheit kommen in Frage: Verbrennung von Ernterückständen (Acker wie Wald, bei PAK bis heute), über Nebenprodukte in Saatgut, durch Pflanzenschutz und Betriebsstoffe. Aus diesen Gründen sind regionale Verteilungsmuster innerhalb Baden-Württembergs nicht auszumachen. Stattdessen ergeben sich kleinräumige teils auf Parzellen oder gar kleinräumiger beschränkte Verteilungsmuster. Siehe hierzu und zu weiteren Details LfU (1999).

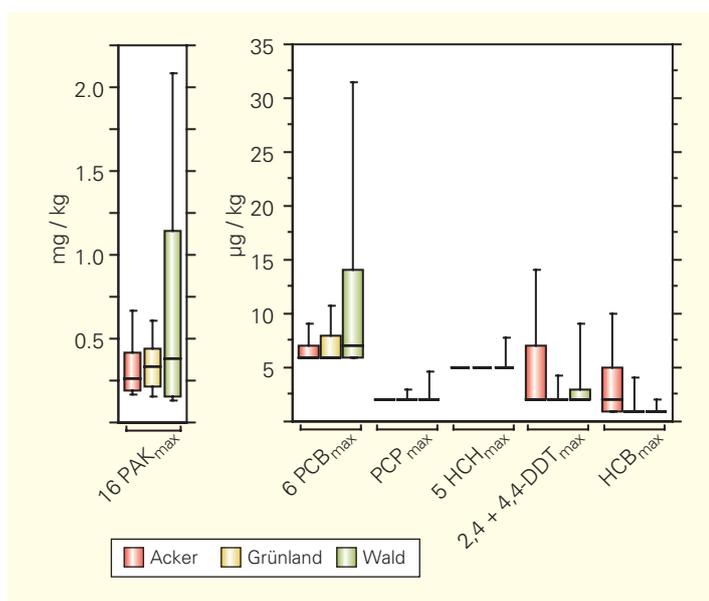
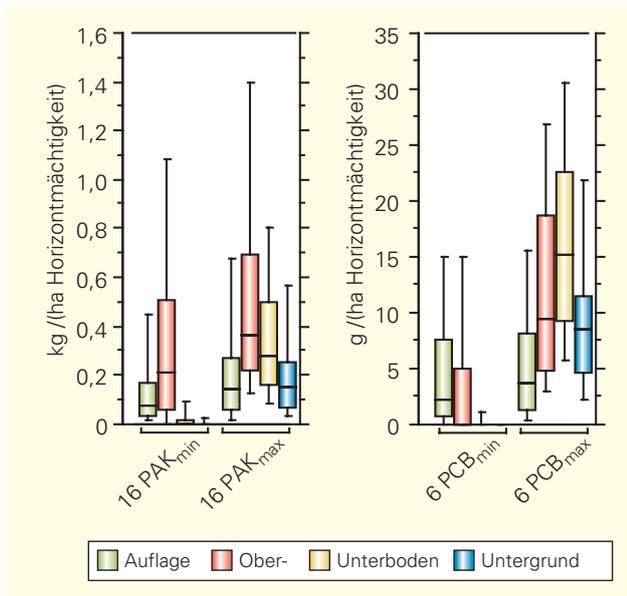
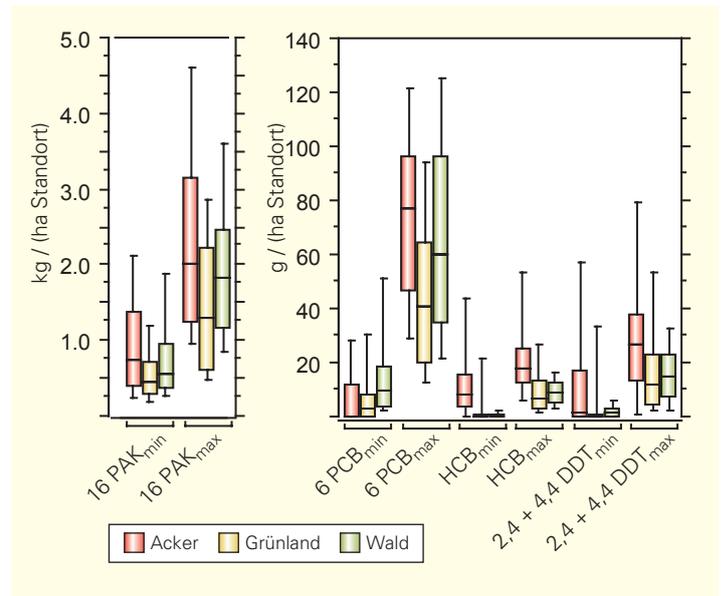


Abbildung 3-24: POP-Gehalte in Oberböden des GMN Baden-Württemberg nach Nutzung, Organik 1991/92, Hintergrund



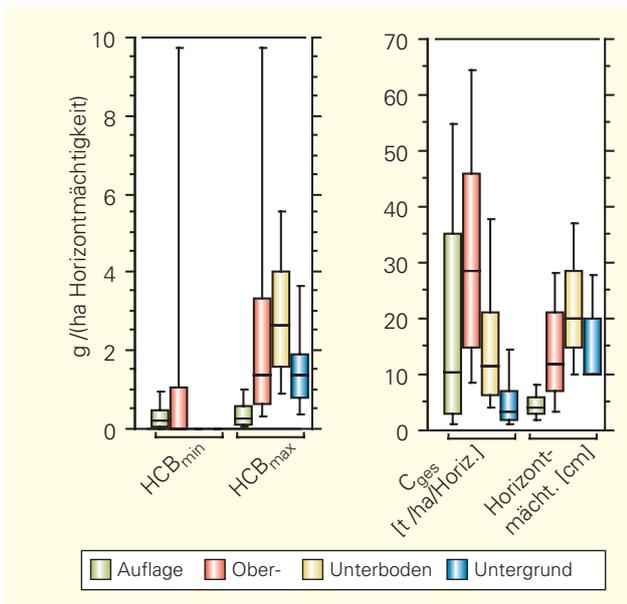
LUBW

Abbildung 3-25: Minimale und maximale POP-Vorräte der untersuchten Bodenhorizonte sortiert nach Bodenschicht, GMN Baden-Württemberg Organik 1991/92, Hintergrund



LUBW

Abbildung 3-27: Minimale und maximale POP-Vorräte pro Standort über das gesamte Bodenprofil getrennt nach Nutzung, GMN Baden-Württemberg Organik 1991/92, Hintergrund



LUBW

Abbildung 3-26: Minimale und maximale Vorräte an HCB, Kohlenstoff, sowie Verteilung der Horizontmächtigkeiten der untersuchten Bodenhorizonte sortiert nach Bodenschicht, GMN Baden-Württemberg Organik 1991/92, Hintergrund

GMN Baden-Württembergs einen wichtigen Beitrag bei der Ableitung der Hintergrundwerte.

Ende 1995 trat in Baden-Württemberg die 4. Verwaltungsvorschrift Organische Schadstoffe in Kraft (GABl 1996, abgelöst durch BBodSchV). Danach waren die hier besprochenen organischen Schadstoffe in Böden anhand einer Liste von Hintergrundwerten zu beurteilen. Die Hintergrundwerte wurden für Oberböden und Auflagehorizonte (ohne Streu) getrennt angegeben, ein reiner Gehaltsbezug war also gerechtfertigt. Neben Daten aus anderen Untersuchungen lieferten die Daten aus dem

3.3 BODENBIOLOGIE: DIE ERSTEN SCHRITTE

In einer Pilotstudie wurden 1989 geeignete Arbeitsmethoden für bodenbiologische Untersuchungen zum Bodennetz Baden-Württemberg erarbeitet (GefaÖ 1989). Zur erstmaligen bodenbiologischen Charakterisierung im Grundmessnetz wurden daraufhin zunächst mikrobiologische Parameter ausgewählt, und zwar wegen ihrer vergleichsweise leichten Erhebbarkeit und ihrer grundlegenden Bedeutung für das Ökosystem Boden. Von Herbst 1991 bis Herbst 1992 wurden Mischproben aus je 20 Einstichen der Bodentiefe 0 - 10 cm (keine organischen Auflagen) auf die folgenden Parameter untersucht: potentielle mikrobielle Biomasse nach Anderson & Domsch, mikrobielle Basalrespiration, metabolischer Quotient sowie Anteil von mikrobiell gebundenem Kohlenstoff am organisch gebundenen Kohlenstoff.

Es konnte ein deutlicher Einfluss der Nutzung sowie der Bodenart auf die bodenmikrobiologischen Parameter festgestellt werden. Zusammenhänge mit pH-Werten, KW-Gehalten oder AN-Gehalten waren statistisch nicht nachweisbar. Insgesamt wurde eine recht große Streuung der Parameter beobachtet, so dass vergleichsweise geringe stoffliche Einflüsse, wie sie im Hintergrundbereich in der Regel vorliegen, nicht aufgezeigt werden konnten (LfU 1999). Die gewonnenen mikrobiologischen Daten stehen für künftige Vergleichsuntersuchungen über Umwelt- und Bewirtschaftungseinflüsse zur Verfügung. Es bleibt abzuwarten, welcher Erklärungswert ihnen hierbei später noch zukommen wird.

Inzwischen sind die bodenbiologischen Methoden gerade auch durch Projekte in Baden-Württemberg weiterentwickelt worden (Römbke et al. 1996, Beck et al. 2001). Auch durch die Unterschätzung der Lebensraumfunktion der Böden im BBodSchG von 1998 hat das Thema weiter an Bedeutung gewonnen. Erforderlich für eine aussagekräftige bodenbiologische Standortklassifikation ist demnach eine Ausrichtung auf die Untersuchung stabiler Parameter wie z. B. die Artenzusammensetzung. Sie reagiert weniger auf kurzzeitige Einflüsse wie Witterung als rein quantitative Parameter wie z. B. die Individuendichte. Es muss dabei nicht gleich die gesamte Bodenbiozönose untersucht werden. Eine Auswahl geeigneter Organismen-

gruppen reicht aus. Dennoch ist auf den erheblichen Aufwand hinzuweisen, der bei Anwendung dieses Ansatzes in Monitoringsystemen entsteht. Gegenwärtig ist er nur punktuell an Intensiv-Messstellen Baden-Württembergs tatsächlich leistbar.

4 Ergebnisse aus dem Basismessnetz

DIE JAHRE 1997 BIS 2001

Gegenüber dem auf die Beschreibung des Ist-Zustandes der Böden ausgerichteten Grundmessnetz liegt die Hauptaufgabe des Basismessnetzes (BMN) im Monitoring der Veränderungen. Da dies höhere Anforderungen stellt, wurde die Messstellenanzahl von 154 des GMN auf 33 des BMN reduziert. Davon gingen 32 Messstellen unter Repräsentativitätskriterien aus dem GMN hervor, eine weitere (Standort-Nr. 200) wurde neu eingerichtet. Die Grundlagen wurden in drei Kampagnen 1997, 2000 und 2001 geschaffen, indem eine erste flächenhaft georeferenzierte Probennahme an diesen Messstellen durchgeführt wurde. Dazu wurden in der Nähe der GMN-Messpunkte 6 Teilflächen zu 8 x 8 m eingemessen und präzise wieder auffindbar durch Magnete markiert. Die Beprobung jeder Teilfläche erfolgte durch 6 Einstiche, die zu einer Mischprobe vereinigt wurden. Pro Standort ergeben sich so 6 Proben je Bodenhorizont.

Will man Veränderungen durch wiederholte klassische Bodenuntersuchungen nachweisen, stellt sich die Frage nach der Genauigkeit der einzelnen Inventur. Dabei sind die natürliche Bodenheterogenität und die Genauigkeit der Probennahme und Analytik als die wesentlichen Einflüsse zu unterscheiden.

4.1 BODENHETEROGENITÄT UND VERTRAUENSINTERVALLE

Stoffgehalte in Böden sind heterogen verteilt und die gewonnenen Proben stellen zunächst nur zufällig daraus gezogene Stichproben dar. Ein daraus für die Gesamtfläche ermittelter Mittelwert ist deshalb auch vom Zufall abhängig. Tatsächlich lässt sich der genaue Mittelwert eines Stoffgehalts für eine definierte Fläche gar nicht ermitteln, sondern nur ein Intervall, in dem dieser mit einer bestimmten Wahrscheinlichkeit liegt (Vertrauensintervall). In anschaulicher Näherung sind Veränderungen eines Mittelwerts dann nicht mehr allein durch Stichproben-Zufall erklärbar, wenn sich die Intervalle zweier zeitlich aufeinander folgenden Beprobungen nicht mehr überlappen. Dieses Prinzip gilt für alle Bodenbeprobungen. Es konnte im GMN unberücksichtigt bleiben. Im BMN mit Fokus auf den Nachweis von Bodenveränderungen spielt es dagegen eine zentrale Rolle.

Abbildung 4-1 zeigt diesbezüglich die Ergebnisse exemplarisch am Beispiel Blei. Die arithmetischen Mittelwerte aus jeweils 6 Gehaltsmessungen der 33 Standorte und jeweilig beprobten Bodenhorizonte sind als Balken dargestellt. Die „Fehlerbalken“ geben das zugehörige einseitige Vertrauensintervall für die Mittelwertschätzung auf dem

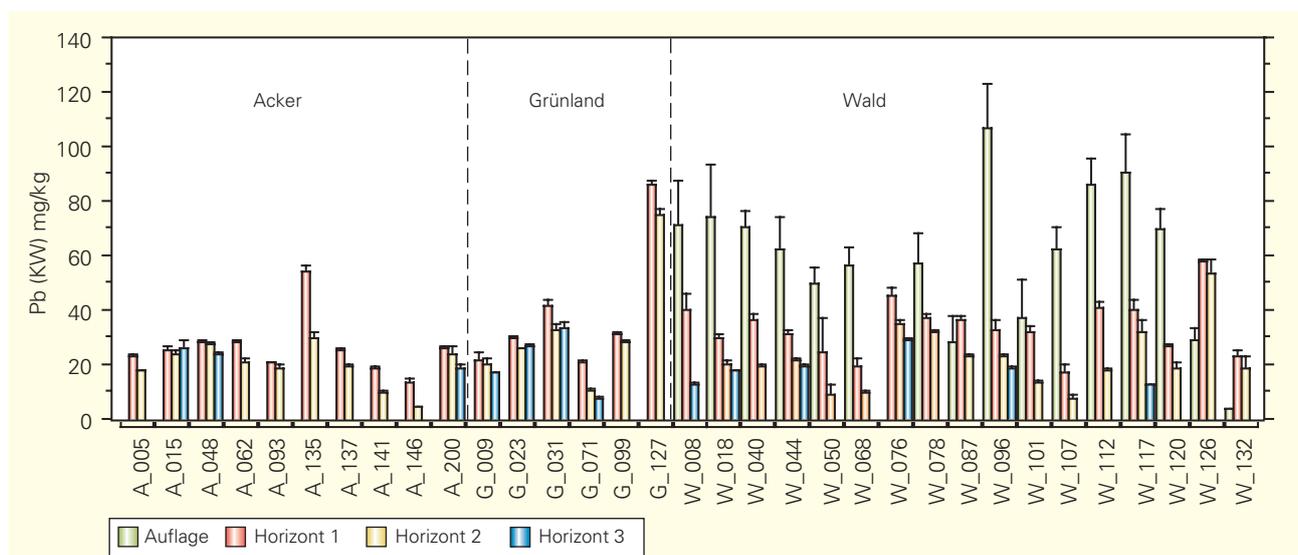


Abbildung 4-1: Blei-Gehalte an BMN-Messstellen Baden-Württembergs 1999-2001 getrennt nach beprobten Horizonten (versch. Tiefen, Balken = Mittelwertschätzung, Fehlerbalken = 90%-Vertrauensintervall einseitig (vergl. Abbildung 3-17), n = 6 Analysenwerte)



90%-Wahrscheinlichkeitsniveau an (vergl. Abbildung 2-17). Diese Art der Darstellung verdeutlicht folgenden Aspekt: Die genauen Mittelwerte der Bleigehalte sind unbekannt; ebenso deren genaue Streuungen. Anhand der Untersuchung mit 6 Parallelen lassen sie sich jedoch wie folgt schätzen: Mit einer Wahrscheinlichkeit von 90 % liegt der wahre Mittelwert innerhalb des Intervalls, das durch den Fehlerbalken nach oben und nach unten abgegrenzt wird (in der Abb. 4-1 ist der Fehlerbalken nach unten nicht sichtbar). Das Wahrscheinlichkeitsniveau ist dabei willkürlich wählbar. Eine Absenkung der Wahrscheinlichkeit führt zu engeren Vertrauensintervallen. Eine Absenkung auf 80% Wahrscheinlichkeit verengt die Vertrauensintervalle bei $n = 6$ um etwa 25 %. Die hier gewählte eher mittlere Wahrscheinlichkeit von 90% ist durch das Vorsorgeprinzip gerechtfertigt, d. h. es werden falsch positive Befunde (hier: die Feststellung einer schädlichen Bodenveränderung) vor falsch negativen priorisiert.

Abbildung 4-1 macht zwar deutlich, dass bei Blei unter Wald und dort vor allem in den Auflagen die Vertrauensintervalle - mithin die Streuungen - größer sind als unter Grünland und Acker. Aufschlussreicher im Hinblick auf nachzuweisende Veränderungen ist es jedoch, die ermittelten Vertrauensintervalle mit den zugehörigen Mittelwerten prozentual ins Verhältnis zu setzen (relatives Vertrauensintervall). Man erhält so einen Anhaltspunkt, um welchen Betrag sich Bodengehalte ändern müssten, um als signifikant mit dem vorhandenen Probennahmedesign nachgewiesen werden zu können. Beispiel: Mittelwert = 100 mg/kg, Untergrenze-V90% = 90 mg/kg, Obergrenze-V90% = 110 mg/kg. Ergibt $V_{90\%} = 20$ mg/kg bzw. 20% vom Mittelwert. Der mittlere Gehalt müsste um 20% zu- oder abnehmen, um signifikant nachgewiesen werden zu können.

Die folgenden Abbildungen 4-2 bis 4-5 stellen diese relativen Vertrauensintervalle für ausgewählte Untersuchungsparameter dar. Sämtliche Werte kleiner als die Bestimmungsgrenze wurden für die Berechnungen gleich der halben Bestimmungsgrenze gesetzt. Sind relative Vertrauensintervalle gleich Null (siehe z. B. Cd und Tl), so sagt dies nichts über die tatsächlichen Streuungen aus. Es wurden lediglich alle Gehalte kleiner als die Bestimmungsgrenze gemessen. Bei den KW-Gehalten mit Ausnahme

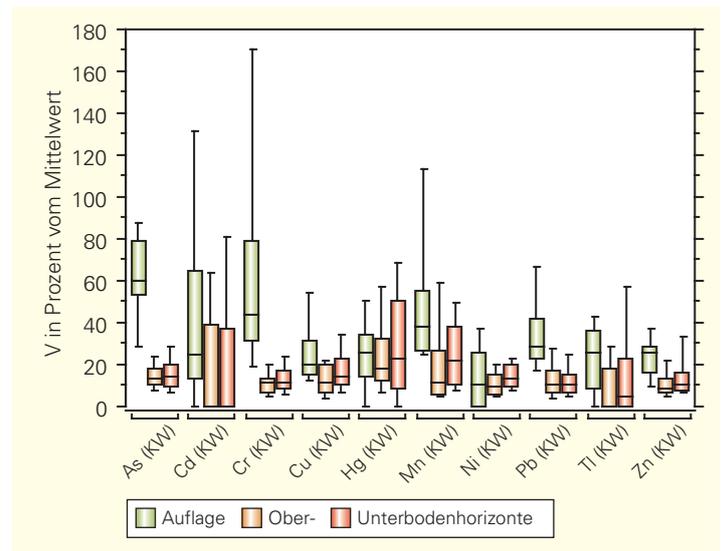


Abbildung 4-2: Verteilungen der 90%-Vertrauensintervalle in Prozent der Mittelwerte für KW-Gehalte ($n = 6$) an BMN-Flächen Baden-Württembergs 1999-2001, getrennt nach Bodenschichten (versch. Tiefen, < BG = 1/2 BG, meist 16 Auflage-, 39 Oberboden und 41 Unterbodenhorizonte)

von Quecksilber (Abbildung 4-2) weisen durchweg die Auflagen die größten relativen Vertrauensintervalle auf. Die Mediane liegen grob zwischen 10 % und 60 %. Für die Ober- und Unterbodenhorizonte zeigt sich eine deutlich ruhigere Verteilung mit Medianen zwischen 5 % und 20 %. Betrachtet man nur die Ober- und Unterböden, so weist Abbildung 4-3 in Bezug auf die Nutzung auf eine Zunahme der relativen Vertrauensintervalle von Acker über Grünland zu den Waldflächen hin. Größere Gehaltsstreuungen auf räumlicher Skala der Beprobungsflächen

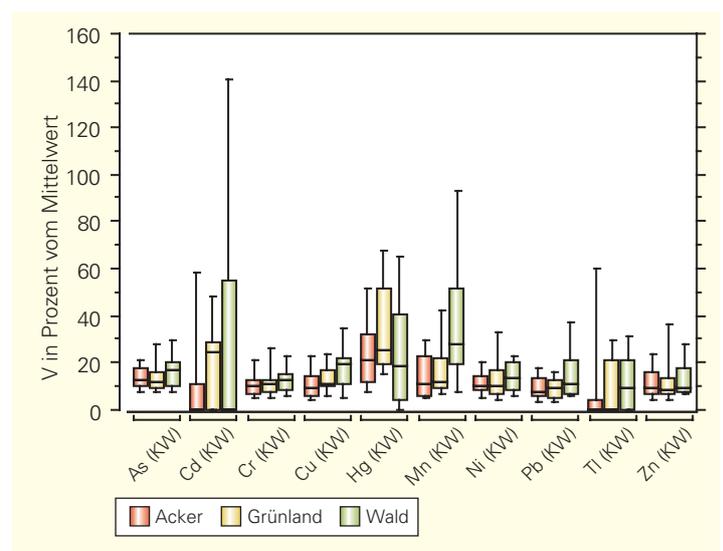
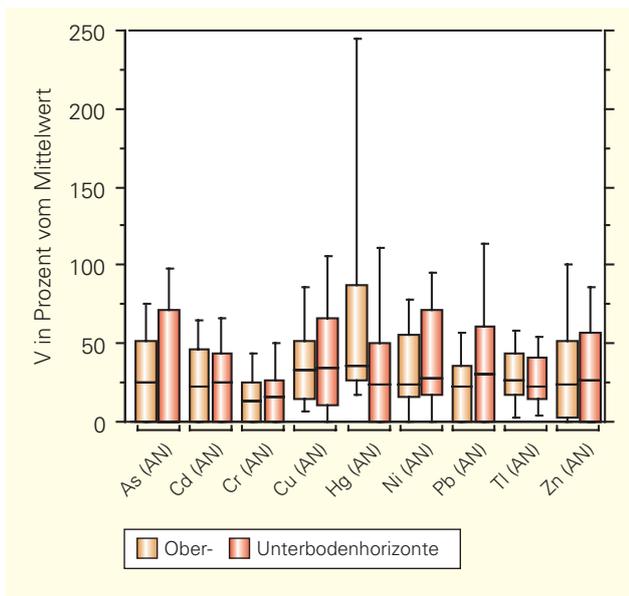


Abbildung 4-3: Verteilungen der 90%-Vertrauensintervalle in Prozent der Mittelwerte für KW-Gehalte ($n = 6$) an BMN-Flächen Baden-Württembergs 1999-2001 getrennt nach Nutzung (nur Ober- und Unterböden, < BG = 1/2 BG, meist 23 Acker-, 17 Grünland-, 40 Waldhorizonte)



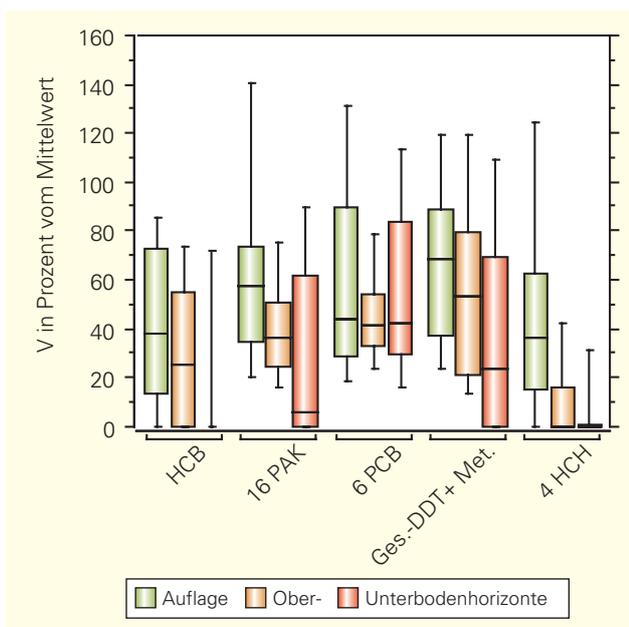
LUBW

Abbildung 4-4: Verteilungen der 90%-Vertrauensintervalle in Prozent der Mittelwerte für AN-Gehalte ($n = 6$) an BMN-Flächen Baden-Württembergs 1999-2001 getrennt nach Bodenschicht (nur Ober- und Unterböden, $< BG = 1/2 BG$, meist 39 Oberboden- und 41 Unterbodenhorizonte)

(6 Teilflächen zu 8 x 8 m) können unter Wald beispielsweise durch heterogenen Stoffeintrag (z. B. durch Stammabfluss) und Windwurf entstehen, während sich unter Acker die homogenisierende Wirkung des Pflügens bemerkbar macht. Bei den Ammoniumnitrat-extrahierbaren Gehalten (AN-Gehalte, Abbildung 4-4) ergeben sich weiter gefächerte Verteilungen bei den relativen

Vertrauensintervallen, verursacht durch häufige Analysenwerte kleiner der Bestimmungsgrenze (deshalb häufig Werte gleich Null). Die Mediane liegen grob zwischen 20 % und 40 % und damit etwa doppelt so hoch wie bei den KW-Gehalten. Diese stärkere Streuung ist aufgrund der zusätzlichen pH-Abhängigkeit mit ihrer eigenen Streuung plausibel. Hinzu kommen verfahrensbedingte Instabilitäten bei der Extraktion mit Ammoniumnitrat. Ein ähnliches Verteilungsmuster zeigt sich bei den organischen Schadstoffen (Abbildung 4-5), allerdings mit nochmals höherer Streuung. Vergleichbar sind die Mediane, die nicht vorrangig durch den Bestimmungsgrenzen-Effekt beeinflusst sind (i. d. R. Auflagen und Oberböden). Sie liegen im Bereich von 20 - 70 %. Auffallend ist die ähnliche Streuung über die Kompartimente hinweg bei 6 PCB, die auf eigenständige Eintrags- bzw. Verteilungsmechanismen hinweist. Diese können jedoch mit den hier zur Verfügung stehenden Daten nicht näher beschrieben werden.

Die Frage nach dem Einfluss der Bodenheterogenität auf die Präzision der durchgeführten Inventuren lässt sich zusammenfassend wie folgt beantworten: Es können Veränderungen an der Hälfte der Messstellen festgestellt werden, wenn die echten Gehaltsänderungen mindestens betragen: 5 - 20 % bei den KW-Gehalten, 20 - 40 % bei den AN-Gehalten und 20 - 70 % bei den organischen Schadstoffen. Fraglich ist, ob Gehaltsänderungen in diesen Größenordnungen in Böden realistisch sind bzw. in welchen Zeiträumen sich diese vollziehen. Abschätzungen lassen sich hierzu praktisch nur aus Stoffflussbilanzierungen gewinnen, was uns an dieser Stelle auf die Ergebnisse der Intensiv-Messstellen verweist (siehe Kapitel 6.3). Schweikle (1991) schätzt beispielsweise über einen Bilanzansatz für Blei in einem Lössboden unter Buche einen Zeitraum von 39 Jahren (90% Wahrscheinlichkeit, relatives Vertrauensintervall 10,2 %, Ah-Horizont, Pb-Eintrag = 187 g/ha/a). Veränderungen in den gegenwärtig im BMN vorgesehenen Zeitabständen von 10 Jahren mit klassischen Bodenuntersuchungen nachzuweisen, wird deshalb nur in Einzelfällen möglich sein.



LUBW

Abbildung 4-5: Verteilungen der 90%-Vertrauensintervalle in Prozent der Mittelwerte für ausgewählte organische Parameter ($n = 6$) an BMN-Flächen Baden-Württembergs 1999-2001, getrennt nach Bodenschicht ($< BG = 1/2 BG$, meist 16 Auflage-, 39 Oberboden- und 41 Unterbodenhorizonte)

Ein direkter Vergleich zwischen der Inventur im GMN 1986 und der Folgeinventur im BMN ist im strikten Sinne zwar nicht zulässig, denn es wurden nicht identische Flä-

chen untersucht. Der Zusammenhang lässt sich aber am Beispiel der Abbildung 4-6 nochmals verdeutlichen. Dargestellt sind die Mittelwerte und zugehörigen 90%-Vertrauensintervalle der beiden bisher vorliegenden Beprobungen, exemplarisch für die Standorte Nr. 8 (Waldnutzung) und Nr. 5 (Acker). Die Beprobung 1986 (GMN) weist sehr viel größere Vertrauensintervalle auf als die Folgebeprobung (BMN). Dies ist auf das Probennahmedesign zurückzuführen, das im BMN im Hinblick auf den Nachweis von Veränderungen verbessert wurde. So stehen hinter jedem Analysenwert im BMN 6 Einstiche auf einer Fläche, im GMN dagegen wenige Einstiche im Umkreis einer Profilgrube. Am Standort 8 überlappen sich die Vertrauensintervalle beider Wiederholuntersuchungen. Es kann deshalb keine Veränderung nachgewiesen werden. Dies ist aufgrund der genannten Bilanzüberlegungen auch stichhaltig.

4.2 QUALITÄTSSICHERUNG

Bei Chrom und Nickel am Standort 5 zeigt Abbildung 4-6 keine Überlappung der 90%-Vertrauensintervalle. Hier würde man auf statistischer Grundlage bei Chrom und Nickel eine signifikante Zunahme von 1986 bis 2001 diagnostizieren. Jedoch sprechen Bilanzüberlegungen gegen die Möglichkeit einer so starken Änderung innerhalb von 15 Jahren, denn dazu müssten sehr große Mengen an Chrom und Nickel und noch dazu gleichzeitig eingetragen worden sein. Hier sind hingegen zusätzliche Einflüsse durch Probennahme, Probenaufbereitung und chemische Analytik in Betracht zu ziehen. Aus diesem Grunde lohnen sich trennschärfere statistische Methoden zum Mittelwertvergleich wie etwa der t-Test zunächst auch nicht.

Zu den vielfältigen Ursachen gemessener Konzentrationsänderungen in Böden hat die Nationale Bodendauerbeobachtung der Schweiz (NABO) umfangreiche Untersuchungsergebnisse vorgelegt (Desaules et al 2004). Diesen zufolge ist ein Bodenmonitoring durch Wiederholuntersuchungen nur langfristig sinnvoll und auch nur in Verbindung mit einer konsequenten Qualitätssicherung. Diese Qualitätssicherung sollte lückenlos alle Arbeitsschritte von der Probennahme über die Aufbereitung und Analytik bis hin zur Verrechnung berücksichtigen. Sie besteht, neben einer weitestgehenden Standardisierung

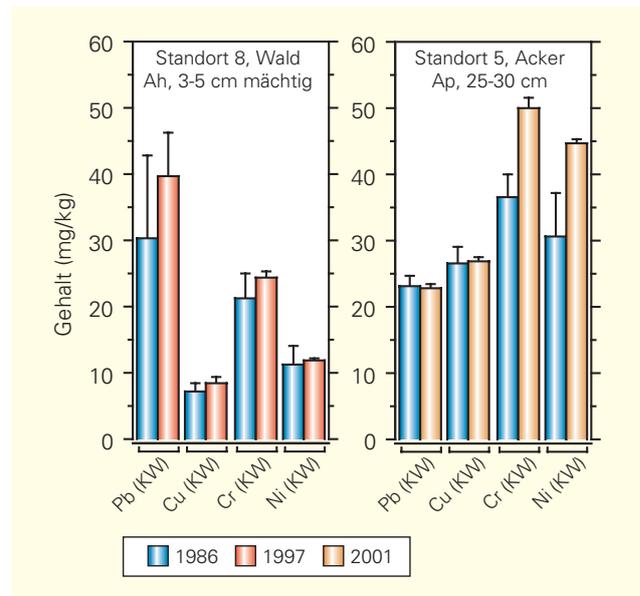


Abbildung 4-6: Vergleich zwischen Beprobung 1986 (GMN) mit den Folgebeprobungen (BMN) für ausgewählte Schwermetalle (Balken = Mittelwertschätzung, Fehlerbalken = 90%-Vertrauensintervall einseitig, n = 7 GMN, n = 6 BMN)

der Methoden, im Kern in der Mitführung von Rückstellproben aus Vorgängererhebungen in der jeweils laufenden Analytik - gewissermaßen als messstellenspezifische interne Standards - und geht damit über die Anforderungen an herkömmliche Bodenuntersuchungen hinaus. Auf Grundlage der hier dargestellten Ergebnisse aus dem BMN Baden-Württembergs kann man sich dieser Einschätzung nur anschließen. Deshalb wurde mit der Implementierung einer entsprechenden konsequenten Qualitätssicherung in Baden-Württemberg inzwischen begonnen.

5 Ergebnisse Intensiv-Messstellen

DIE JAHRE 1992 BIS HEUTE

Im Zentrum des Intensiv-Programms steht der Bilanz-Ansatz, bei dem Stoffvorräte (Pools) mit Stoffflüssen (Fluxes) verrechnet werden. Wie sich gezeigt hat, erschließt sich für das Bodenmonitoring das nötige Prozessverständnis erst auf Niveau dieses notwendigerweise medienübergreifenden methodischen Ansatzes. Nur auf dieser Grundlage lassen sich Veränderungen, die etwa klassisch durch Inventuren ermittelt wurden, auch einer Ursache zuordnen (Kausalanalyse, z. B. eine Zunahme durch vermehrten Input oder aber verringerten Output). Hinzu kommt, dass ubiquitäre Bodenveränderungen, die aufgrund der natürlichen Variabilität nur langfristig durch Inventuren beobachtbar sind, über den Bilanz-Ansatz einer kurzfristigeren Prognose zugänglich werden.

Der größeren Erklärungskraft steht ein höherer Komplexitätsgrad und damit verbunden ein höherer Messaufwand gegenüber (deshalb Intensiv-Messstellen). Demzufolge konzentrieren sich die zur Verfügung stehenden Mittel in Baden-Württemberg auf wenige Intensiv-Messstellen (gegenwärtig 5, Tabelle 3-4), die ab 1992 sukzessive bis 2002 zu den Themen Stoffeinträge durch Verkehr, Ballungsräume und Landwirtschaft eingerichtet wurden. Eine weitere zum Thema Erosion ist 2008 in Planung. Bei diesen wenigen Messstellen stellt sich natürlich das Problem der Flächenrepräsentanz, das in Baden-Württemberg durch Standortauswahl nach dem Worst-case Prinzip gelöst wurde: Das heißt, die Messstellen befinden sich auf empfindlichen Böden in Gebieten mit zu erwartenden hohen Stoffeinträgen bzw. Einwirkungen. Ubiquitäre schädliche Bodenveränderungen innerhalb des Landes sollten deshalb hier zu allererst feststellbar sein. Damit repräsentieren die Intensiv-Messstellen aber auch weitere Gebiete außerhalb des durch GMN und BMN abgedeckten Hintergrundbereiches.

Natürlich unterlag das gesamte Programm seit seiner Entstehung vielfachen Veränderungen, bedingt durch den Fortschritt bei den Mess- und Untersuchungsmethoden und durch den fortschreitenden Wandel im Prozessverständnis im Zuge der schrittweisen Auswertung der

Ergebnisse. Im Folgenden sind die Ergebnisse dargestellt, wie sie zum gegenwärtigen Zeitpunkt dem Arbeitsplan entsprechend vorliegen, gegliedert in die Kapitel Stoffvorräte, Stoffflüsse und der Zusammenschau Bilanzen.

5.1 STOFFVORRÄTE

5.1.1 STOFFVORRÄTE BIOSPHÄRE

Die Vegetation interagiert stark mit den Böden, indem sie Stoffe aus dem Boden über die Wurzeln aufnimmt, aber auch Stoffe an den Boden abgibt. Die Abgabe erfolgt dabei auf die Bodenoberfläche durch Kronentraufe und Streufall sowie unterirdisch über Wurzelsekretion und Wurzelstreu. Die Vegetation stellt somit einen Stoffpool im Ökosystem dar, dessen Quantifizierung für das Prozessverständnis wichtig ist, etwa bei der Frage, welche Stoffmengen durch forst- und landwirtschaftliche Ernte dem System entzogen werden. Von Bedeutung ist dieser Zusammenhang auch beim Thema Versauerung.

Exemplarisch wurde der Stoffpool der oberirdischen Vegetation für wenige Stoffe bislang für die Intensiv-Messstelle Bruchsal/Forst anhand von - sehr raren - Literaturwerten abgeschätzt. Hierbei handelt es sich notgedrungen um eine sehr grobe Schätzung, mit dem Ziel, zunächst eine Orientierung über die potentielle Bedeutung dieses Kompartiments innerhalb des Gesamtsystems zu erhalten. Die Ergebnisse sind in Tabelle 5-1 dargestellt. Interpretationen folgen im Bilanzkapitel 5.3.

Inzwischen fand gegen Ende 2007 eine Durchforstung im Bestand der Messstelle statt, die für eine Messkampagne mit Analysen von Holz, Rinde und Blatt genutzt wurde. Die Quantifizierung der Holz-, Rinde- und Blattmengen aus den erhobenen biometrischen Daten erfolgt durch die Abteilung Biometrie und Informatik der FVA Baden-Württemberg. Zwar liegen diese Ergebnisse gegenwärtig noch nicht vor, jedoch wurde die generelle Tauglichkeit dieses Ansatzes in einer Voruntersuchung an der Messstelle Wilhelmsfeld schon aufgezeigt (UMEG 2005 e).

5.1.2 STOFFVORRÄTE PEDOSPHERE

Für die verkehrsbeeinflusste Intensiv-Messstelle Bruchsal/Forst liegen bislang umfangreiche Auswertungen zu Stoffvorräten vor, die im folgenden exemplarisch dargestellt werden. Basis für die Poolbestimmungen sind Gehaltsbestimmungen. Diese sind für Bruchsal/Forst in den Abbildungen 5-1 bis 5-8 anhand ausgewählter Komponenten dargestellt. Die Messstelle Bruchsal/Forst ist eine Messstelle mit Verkehrseinfluss und stellt deshalb methodisch einen Sonderfall unter den Intensiv-Messstellen Baden-Württembergs dar. Hier gibt es einen klar definierten Linienmittigen mit daraus resultierender Abhängigkeit der Bodengehalte von der Entfernung zur Autobahn. Daraus ergibt sich die Notwendigkeit, neben Untersuchungen an der Beprobungsfläche zusätzliche Transsekt-Untersuchungen durchzuführen. Die maximale Beprobungstiefe wurde für die Wiederholuntersuchungen auf die obersten 30 cm (Bv-Horizont) beschränkt, da hier die stärksten zu erwartenden Änderungen angenommen wurden.

In Abbildung 5-1 ist das Ergebnis der Transsektuntersuchung anhand der gemessenen Cadmium-Gehalte (KW) im Ah-Horizont exemplarisch dargestellt. In Bruchsal/Forst ist der Nutzungswechsel von Grünland zu Wald bei 14 m Fahrabstand zu beachten. Betrachtet man deshalb nur den weitgehend vergleichbaren Ah-Horizont, so zeigt sich sehr deutlich eine Abnahme der Cadmium-Gehalte mit zunehmender Entfernung zur Autobahn.

Tabelle 5-1: Grob geschätzte Stoffvorräte ausgewählter Parameter in der Vegetation der Intensiv-Messstelle Bruchsal/Forst im Winter 2000 (Mischwald ca. 1:1 Kiefer/Buche, ohne Strauch- und Krautschicht, - keine Daten für Schätzung)

	Holz + Rinde	Blätter (Winter)
C (kg/ha)	125000	1
N (kg/ha)	800	30
P (kg/ha)	-	2
S (kg/ha)	-	3
K (kg/ha)	378	10
Ca (kg/ha)	700	6
Mg (kg/ha)	80	2
Mn (kg/ha)	-	2
Cd (g/ha)	80	1
Cu (g/ha)	-	48
Pb (g/ha)	478	10
Zn (g/ha)	-	100

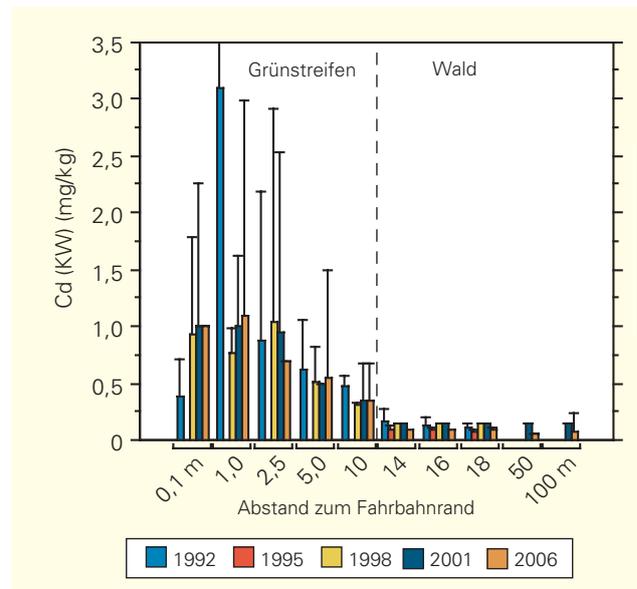


Abbildung 5-1: Mittelwerte und 90%-Vertrauensintervalle für Cadmium (KW) im Ah-Horizont (0 - ca. 10 cm) der Intensiv-Messstelle Bruchsal/Forst 1992 - 2006 in Abhängigkeit von der Entfernung zum Fahrabstand (14, 16 und 18 m = Beprobungsfläche mit n = 18, sonst n = 2), unterschiedliche Nutzungen sind zu beachten

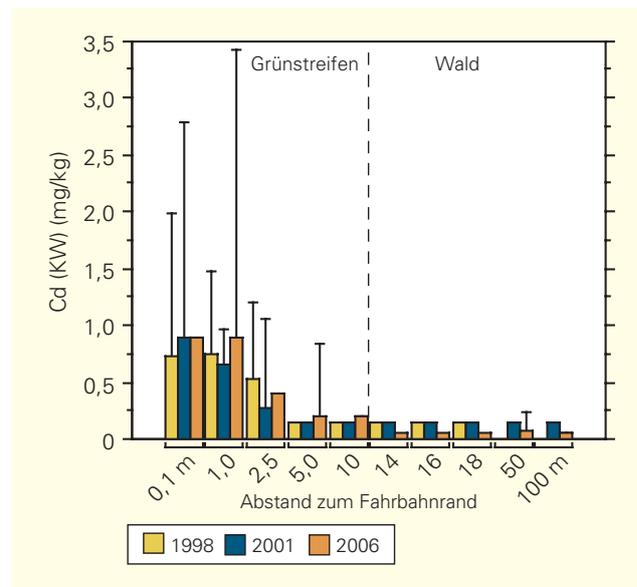


Abbildung 5-2: Mittelwerte und 90%-Vertrauensintervalle für Cadmium (KW) im Bv-Horizont (ca. 10 - 30 cm) der Intensiv-Messstelle Bruchsal/Forst 1998 - 2006 in Abhängigkeit von der Entfernung zum Fahrabstand (14, 16 und 18 m = Beprobungsfläche mit n = 18, sonst n = 2), unterschiedliche Nutzungen sind zu beachten

Diese Transektfunktion weisen nahezu alle untersuchten Parameter sehr deutlich, Arsen, Quecksilber und Thallium weniger deutlich auf (nicht dargestellt) und zwar in der typischen Form, wie sie hier für Cadmium exemplarisch gezeigt ist (weitere Parameter siehe UMEG 2003 a). Zwar handelt es sich im Bereich des Grünstreifens um gestörtes Bodenmaterial mit teilweise vorhandenem Fremdmaterial, jedoch weist der konsistente Verlauf der Transektfunktion

über alle Parameter (Ausnahme DDT) klar auf die Immission als maßgebliche Ursache hin. Diese Transektfunktion findet sich flacher ausgeprägt auch im Bv-Horizont (Abbildung 5-2). In einer Untersuchung 2007 wurde sie fast spiegelsymmetrisch auch auf der zur Fahrbahn gegenüberliegenden westlichen Seite festgestellt.

Für die Poolbestimmungen eröffnet dieser funktionelle Zusammenhang die Möglichkeit, aus der Transektfunktion die Gesamtpools durch Integration über die Entfernung zu ermitteln. Auch die während der Gesamtbetriebszeit der Autobahn eingetragenen Schadstoffmengen lassen sich durch Subtraktion der hypothetischen Ausgangsvorräte (Hintergrund) zumindest schätzen (UMEG 2003 b). Aus Gründen der Übersichtlichkeit und auch wegen der zu beobachtenden starken Streuungen erfolgte die Berechnung der entsprechenden Pools ausschließlich für zwei Bereiche (Bilanzräume). Der Bilanzraum 0 - 10 m entspricht dabei dem Grünstreifen ohne Wirtschaftsweg (am Waldrand verlaufend); der Bilanzraum 14 - 20 m dem intensiv messtechnisch erschlossenen Waldsaum. Die Ergebnisse dieser Poolbestimmungen auf der hier dargestellten Grundlage sind in den Bilanztabellen im Kapitel 5.3 Stoffbilanzen ersichtlich.

Neben der räumlichen Verteilung zeigen Abbildung 5-1 und 5-2 auch die zeitliche Entwicklung der Schadstoffgehalte. Beim Beispiel Cadmium ist kein einheitlicher zeitlicher Trend feststellbar, im Wesentlichen bedingt durch sehr weite Vertrauensintervalle im Transektbereich aufgrund geringer Parallelenzahl ($n=2$, je 1 Transekt nördlich und südlich der Beprobungsfläche). Eine Prüfung auf Trends ist deshalb schon aus statistischen Gründen nur an der hierfür speziell eingerichteten Beprobungsfläche mit $n=18$ Teilflächen sinnvoll (Flächenmittelpunkte in den Abständen 14, 16 und 18 m). Eine Abhängigkeit der Gehalte vom Abstand zur Fahrbahn ist für die Beprobungsfläche zwischen 14 m, 16 m und 18 m nicht deutlich erkennbar. Diese Gehalte werden deshalb für die Untersuchung der Beprobungsfläche als einheitliches Kollektiv behandelt. Die Teilflächenbeprobungen haben sich dabei als unabhängig zu behandelnde (ungepaarte) Stichproben erwiesen, d. h. die Streuungen innerhalb der Teilflächen entsprechen der Streuung der Gesamtfläche.

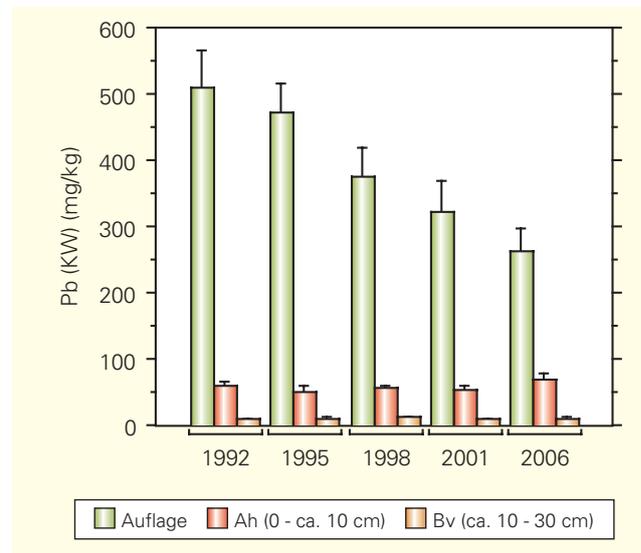
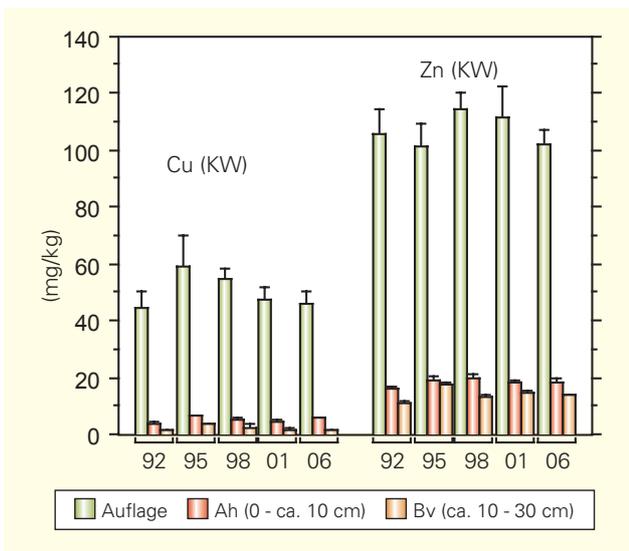


Abbildung 5-3: Mittelwerte und 90%-Vertrauensintervalle für Blei (KW) in Auflage, Ah- und Bv-Horizont der Beprobungsfläche (Waldrand), Intensiv-Messstelle Bruchsal/Forst 1992 - 2006 ($n=18$)

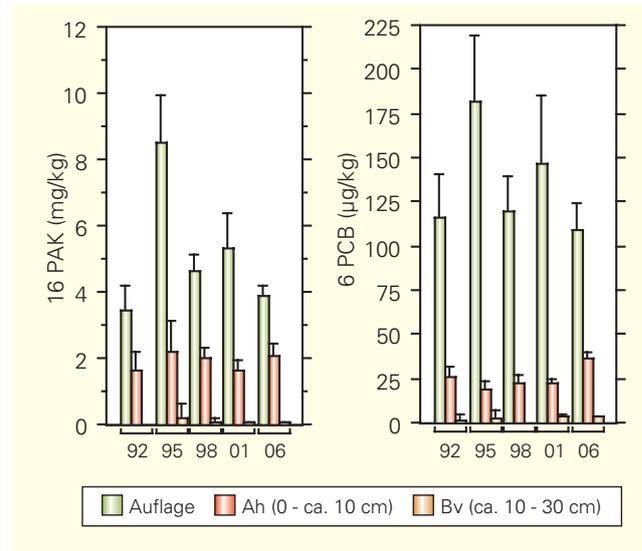
Abbildung 5-3 zeigt die Ergebnisse an der Beprobungsfläche (Abstand 13 - 19 m) für Blei (KW). Hier ist für die Auflage eine deutliche und statistisch signifikante Abnahme der Gehalte zu beobachten. Doch schon für den Ah-Horizont liegen die Änderungen im Bereich der Vertrauensintervalle. Hier gelingt es einmal, durch Wiederholbeprobungen eine Umweltveränderung zu beobachten. Dies ist auf die drastische Reduktion der Blei-Einträge durch das Bleiverbot in Kraftstoffen ab dem Jahre 1989 (Benzinblei $< 0,013$ g/l, BGG 1987) zurückzuführen, in Verbindung mit dem aufgrund geringer Vorräte sehr variablen Kompartiment Auflage. Für weitere Interpretationen zu diesem Thema wird auf das Bilanzkapitel 5.3 verwiesen.

Bei den meisten untersuchten Parametern dagegen lässt sich durch Gehaltsmessungen kein einheitlicher zeitlicher Trend feststellen. Beispiele hierfür sind in Abbildung 5-4 (Kupfer und Zink) und Abbildung 5-5 (16 PAK und 6 PCB) dargestellt. So zeigt etwa Kupfer in der Auflage ab 1995 eine Abnahme der Mittelwerte. Jedoch lässt sich die starke Zunahme des Mittelwerts von 1992 auf 1995 bilanztechnisch kaum erklären. Insgesamt spielen hier wieder eher Variationen seitens der Probenahme und/oder der Analytik eine Rolle, wie dies am Beispiel der BMN-Daten zuvor schon festgestellt werden konnte. In diesem Sinne sind die Zick-Zack-Verläufe auch beispielsweise bei Zink im Wesentlichen zu erklären. Bei den organischen Parametern ist dieser Effekt noch augenfälliger aufgrund der bekannt höheren Streuungen und analytischen Schwierig-



LUBW

Abbildung 5-4: Mittelwerte und 90%-Vertrauensintervalle für Cu und Zn (KW) in Auflage, Ah- und Bv-Horizont, Beprobungsfläche (Waldrand) an der Intensiv-Messstelle Bruchsal/Forst 1992 - 2006 (n= 18)



LUBW

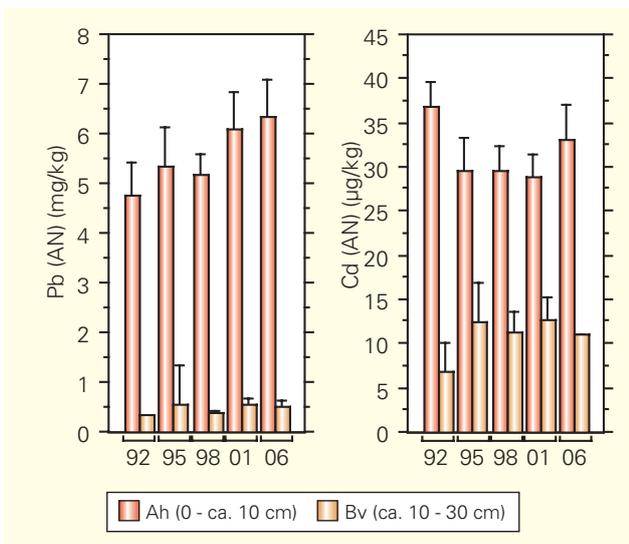
Abbildung 5-5: Mittelwerte und 90%-Vertrauensintervalle für 16 PAK und 6 PCB in Auflage, Ah- und Bv-Horizont, Beprobungsfläche (Waldrand) an der Intensiv-Messstelle Bruchsal/Forst 1992 - 2006 (n= 18)

keiten (Matrixeffekte etwa), in Abbildung 5-5 exemplarisch gezeigt für 16 PAK und 6 PCB. Auch hier lohnt deshalb der Einsatz trennschärferer statistischer Testverfahren nicht.

nen, die im Zeitintervall 1992 bis 2006 knapp Signifikanz erreicht. In welchem Zusammenhang dieser Befund zu den abnehmenden Blei-Gehalten (KW) in der darüberliegenden Auflage steht, wird im Bilanzkapitel 5.3 diskutiert.

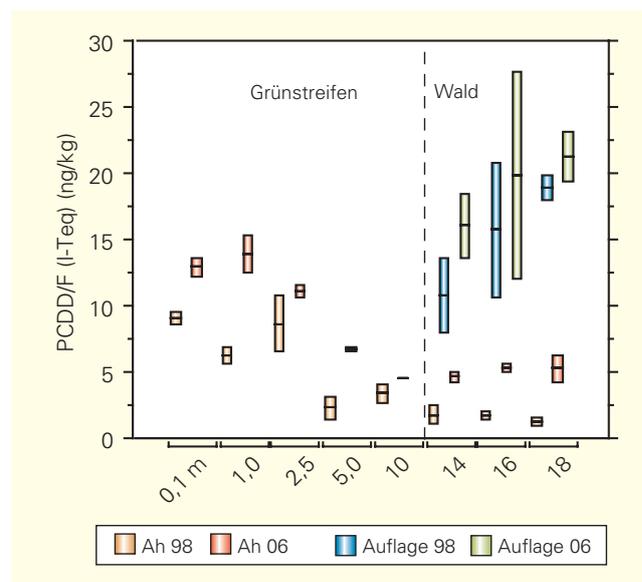
Für die Ammoniumnitrat-extrahierbaren Gehalte sind die Vertrauensintervalle aufgrund der zusätzlichen pH-Abhängigkeit weiter als bei den KW-Gehalten. Im Ergebnis zeigt sich ein analoges Bild, gekennzeichnet durch Zick-Zack-Verläufe ohne statistische Signifikanz, in Abbildung 5-6 exemplarisch dargestellt für Cadmium (AN). Bei Blei (AN) jedoch ist eine Zunahme im Ah-Horizont zu erken-

Da zeitliche Änderungen mit den Gehalts-Daten 1992 bis 2006 mit Ausnahme von Blei und Cadmium in der Auflage nicht festzustellen sind, wurden diese für die Poolbestimmungen zur Bilanzerstellung als einheitliches Kollektiv ausgewertet.



LUBW

Abbildung 5-6: Mittelwerte und 90%-Vertrauensintervalle für Blei (AN) und Cadmium (AN) in Ah- und Bv-Horizont, Beprobungsfläche (Waldrand) an der Intensiv-Messstelle Bruchsal/Forst 1992 - 2006 (n= 18)



LUBW

Abbildung 5-7: Verteilungen gemessener PCDD/F-Gehalte (I-Teq) 1998 und 2001 am Transekt der Intensiv-Messstelle Bruchsal/Forst (n= 2, Süd und Nord)

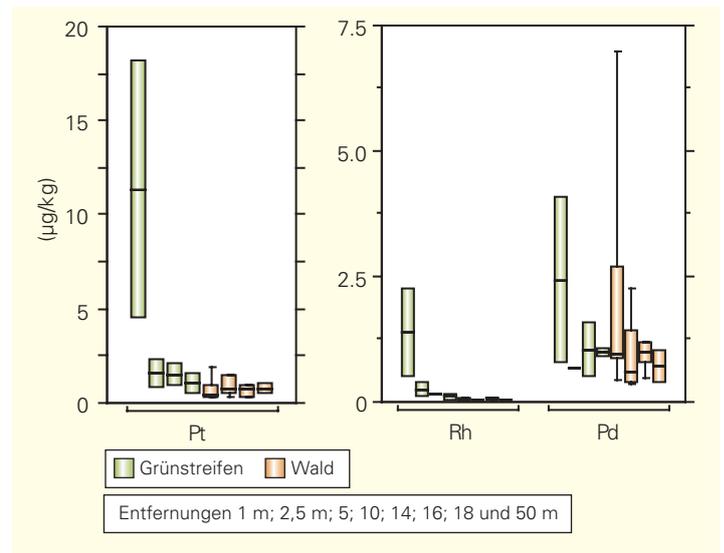
Tabelle 5-2: PCDD/F (ng/kg I-TEq nach Nato/CCMS, <BG=0) identischer Proben zu verschiedenen Zeitpunkten von verschiedenen Laboren, Intensiv-Messstelle Bruchsal/Forst.

Probenherkunft	Abstand zur A5 (m)	Horizont	Messung 1998	Nachmessung 2006	delta
Transsekt Süd	1	Ah	6.8	9.8	3.0
Transsekt Süd	2.5	Ah	10.8	11.4	0.6
Transsekt Süd	5	Ah	3.1	4.2	1.1
Transsekt Süd	10	Ah	2.7	4.3	1.6
Beprob.fl. Süd	14	Ah	1.1	2.3	1.2
Beprob.fl. Süd	16	Ah	1.4	3.2	1.8
Beprob.fl. Süd	18	Ah	1	2.2	1.2
Beprob.fl. Süd	14	Auflage	13.7	16.8	3.1
Beprob.fl. Süd	16	Auflage	20.7	30.8	10.1
Beprob.fl. Süd	18	Auflage	18	31.5	13.5

LUBW

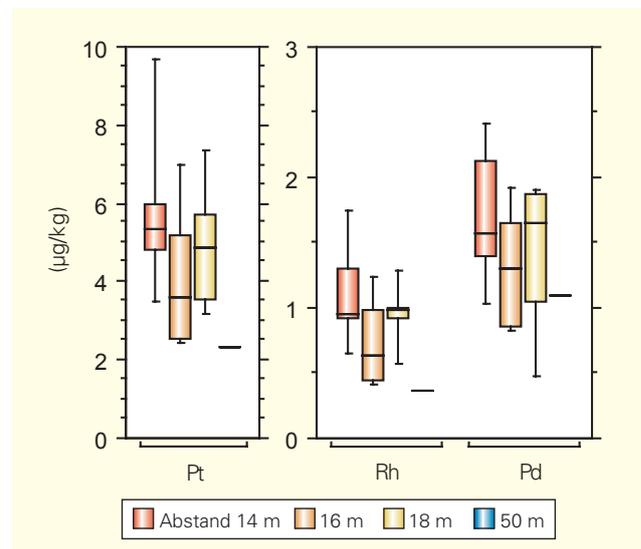
Bei der Dioxin-Untersuchung an der Messstelle Bruchsal/Forst wurde für die Beprobung 2006 ein erster Schritt in Richtung verbesserter Qualitätssicherung getan. Dazu wurden in der Messkampagne 2006 zehn Rückstellproben aus dem Jahre 1998 mitgemessen. Abbildung 5-7 zeigt die ursprünglichen Messergebnisse aus den Jahren 1998 und 2006. Eine deutliche Zunahme von 1998 auf 2006 ist augenfällig. Tabelle 5-2 zeigt die Ergebnisse der Vergleichsmessungen, mit Offsets von 0,6 bis 3,0 ng/kg für den Ah-Horizont und 3,1 bis 13,5 ng/kg für die Auflage. Somit lässt sich zumindest in diesem Fall die zunächst beobachtete Zunahme vollständig durch einen analytischen Offset erklären und es wird deutlich, welche zentrale Rolle damit einer strengen Qualitätssicherung im Bereich Bodenmonitoring zukommt.

Im Jahre 1993 wurden an der Messstelle Bruchsal/Forst auch die Platingruppenelemente (PGE: Platin, Rhodium, Palladium aus Kfz-Katalysatoren) mit in das Monitoring einbezogen. Die LUBW in Kooperation mit dem Institut für Petrografie und Geochemie der Universität Karlsruhe hat hier Pionierarbeit geleistet, indem in einer Untersuchung zweier Autobahnstandorte die aus der Lagerstättenerkundung bekannte Methode der Nickeldokimasia in Verbindung mit der ICP-MS erstmals auch auf Umweltpollen angewendet wurde. Die Analysen wurden an Rückstellproben des Jahres 1992 durchgeführt (LfU 1995). Die Ergebnisse für Forst sind in den Abbildungen 5-8 und 5-9 dargestellt. Nachdem etwa Mitte der achtziger Jahre die ersten Kfz-Katalysatoren eingesetzt wurden, zeigten



LUBW

Abbildung 5-8: Verteilungen der PGE-Gehalte im Ah-Horizont (0 - 10 cm Tiefe) des Jahres 1992 am Transekt der Intensiv-Messstelle Bruchsal/Forst (n= 2, Süd und Nord, n=6 bei Entfernung 14 m, 16 m und 18 m)



LUBW

Abbildung 5-9: Verteilungen der PGE-Gehalte im Auflage-Horizont des Jahres 1992 am Transekt der Intensiv-Messstelle Bruchsal/Forst (n=6 bei Entfernung 14 m, 16 m und 18 m, n=2 bei 50 m)

sich 1992 anhand des Transektverlaufs schon deutliche Einträge im Wesentlichen bei Platin, aber auch bei Rhodium und Palladium. Die eindeutige Herkunft aus dem Kfz-Verkehr konnte zudem über das vorgefundene konstante Verhältnis Pt zu Rh nachgewiesen werden, wie es damals üblicherweise in Katalysatoren zum Einsatz kam. Der steile Verlauf der Transektkurve weist auf einen in großen Anteilen partikelgebundenen Transport mit geringer Reichweite hin. Neuere Untersuchungen zeigen aber auch, dass PGE in leicht mobilisierbarer Form emittiert werden und demzufolge auch mobil sein können (Fliegel et. al. 2004). Aufgrund der inzwischen stark gestiegenen Katalysatorzahlen im Straßenverkehr ist von einem for-

cierten Eintrag von PGE in straßennahe Böden und die Umwelt auszugehen. Zeitreihen etwa an der A8 bei Pforzheim bestätigten dies inzwischen (Schäfer et. al. 1999), so dass die geplante Wiederholuntersuchung an der Messstelle Forst sicher weitere wichtige Erkenntnisse zum Verbleib von PGE in der Umwelt bringen wird.

Die Bilanztabellen im Kapitel Stoffbilanzen weisen auch Stoffvorräte für Bodentiefen unterhalb 30 cm aus. Sie wurden anhand der Gehalte und Bodendichten berechnet, die an der Profilgrube Bruchsal/Forst bei der Einrichtung der Messstelle im Jahre 1992 gemessen wurden (Tabelle 5-3). Durch Tiefenwichtung wurden die Vorräte auf die Tiefen umgerechnet, in denen in Forst Sickerfrachten ermittelt werden (Einbautiefen der Saugkerzen bzw. Plattenlysime-

Tabelle 5-3: Gehalte 1992 ausgewählter Parameter an der Profilgrube der Intensiv-Messstelle Bruchsal/Forst (KW-Gehalte in mg/kg; AN-Gehalte und Organik in g/kg, Tiefen in cm).

Horizont	L	Of	Aeh/ Ah	A/Bo	Fgo- Al	fGo- Bt	fGo- Bv
Tiefe von	-5	-4	0	8	51	72	125
Tiefe bis	-4	0	8	51	72	125	180
Mächtigkeit	1	4	8	43	21	53	55
Dichte			0,9	1,15	1,3	1,4	1,5
pH (KCl)	-	3,1	3,3	3,3	3,9	4,2	3,5
As (KW)	-	2,5	2,4	2,2	2,0	5,9	2,4
As (AN)	-	13,5	17,5	7,1	0,7	33,7	6,9
Cd (KW)	0,95	0,03	0,05	0,17	<0,05	0,24	<0,05
Cd (AN)	-	29,0	19,1	5,3	1,3	14,6	4,0
Co (KW)	1,1	0,8	0,8	1,5	2,4	3,9	1,9
Co (AN)	-	43,6	51,7	23,1	17,6	82,7	18,6
Cr (KW)	4,4	7,6	4,8	11,0	8,7	18,1	6,7
Cr (AN)	-	22,1	19,8	23,5	4,2	21,9	<2
Cu (KW)	34,2	2,9	2,2	1,7	1,8	6,2	2,3
Cu (AN)	-	32	65	23	3	192	33
Hg (KW)	-	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Hg (AN)	-	0,41	0,56	<0,05	1,36	0,96	1,41
Ni (KW)	5,7	5,6	3,4	6,8	5,4	17,2	6,3
Ni (AN)	-	334	230	52	16	490	91
Pb (KW)	104,0	44,5	25,1	13,9	4,2	7,5	3,5
Pb (AN)	-	2586	3040	336	36	262	50
Zn (KW)	139,0	10,5	10,2	16,8	9,5	18,7	7,1
Zn (AN)	-	2458	2420	689	308	217	46
16 PAK	4434	8016	457	<50	<50	<50	<50
Benzo-(a)pyren	272	536	<50	<50	<50	<50	<50
Coronen	56	71	<50	<50	<50	<50	<50
6 PCB	17	141	4	<1	<1	<1	<1



ter). Für das Gesamtprofil in Forst zeigt Tabelle 5-3 zwei Gehaltsmaxima. Das erste liegt dabei im Oberboden, das zweite im fGo-Bt-Horizont, bei dem es sich um einen natürlichen Anreicherungshorizont handelt. Zur weiteren Diskussion wird auf das Bilanzkapitel 5.3 verwiesen.

5.2 STOFFFLÜSSE

5.2.1 ATMOSPHERISCHE DEPOSITION

Die atmosphärische Deposition stellt einen wichtigen Stoff-Input für Böden dar. Die für Böden relevante Messgröße ist hierbei die Gesamtdeposition, also die Summe aus nasser, trockener und ggf. gasförmiger Deposition. Die konkreten Messmethoden jedoch, mussten erst entwickelt werden. So wurde in der Pilotphase etwa versucht, alle Komponenten mit einem Sammlertyp zu erfassen. Mittlerweile hat sich gezeigt, dass bestimmte Stoffgruppen jeweils optimal mit einem auf sie abgestimmten speziellen Sammlertyp gemessen werden können. Entwicklungen gab es aber auch bei den zu untersuchenden Stoffspektren, den zeitlichen Messintervallen und den jeweils methodisch bedingten analytischen Bestimmungsgrenzen. Als Stand der Technik bei der Messung an Intensiv-Messstellen hat sich inzwischen ein dreistufiges Messkonzept etabliert. Die Messung der Grundparameter erfolgt demnach mit Trichter-Flasche Sammlern, die Schwermetalldeposition nach dem Bergerhoff-Verfahren und die PAK-Deposition mit dem eigens entwickelten Trichter-Adsorber-Verfahren nach DIN 19739.

Auf zwei Schwierigkeiten muss beim Thema atmosphärische Deposition noch hingewiesen werden:

1. Auf Grund der zugrunde liegenden Prozesse sind die sogenannte trockene Deposition (hierzu zählt auch der an feuchten Oberflächen impaktierte Teil) und die gasförmige Deposition akzeptorabhängig. Beide Effekte werden zum sogenannten Auskämmeffekt zusammengefasst. Deshalb unterscheiden sich Depositionswerte sehr kleinräumig und nehmen etwa von einer Asphaltfläche über Wiese zu Wald zu. Da dies auch für die jeweilige Sammleroberfläche gilt, sind in der Konsequenz alle Sammlerverfahren zu einem bestimmten Anteil Konventionsverfahren und der genaue Wert der Gesamtdeposition einer Fläche ist deshalb nicht mit letzter Präzision messbar.

2. In Waldbeständen ist die Messung der Gesamtdeposition grundsätzlich erschwert durch zwei Effekte: die interne Boden-Pflanze-Pumpe und die Kronenraumspeicherung. Große Mengen an Mangan in den Bestandessammlern z. B. stammen nicht aus der atmosphärischen Deposition, sondern werden von den Bäumen über die Wurzeln aufgenommen und aus dem Kronenraum abgegeben. Andererseits können deponierte Stoffe im Kronendach langfristig gebunden werden, die dann in den Sammlern fehlen. Der Lösungsansatz für Waldbestände nach dem Ulrich-Modell ist im Methodenteil 3.2 beschrieben; die Resultate ergeben sich im Bilanzkapitel 5.3.

5.2.1.1 GRUNDPARAMETER

An den Intensiv-Messstellen werden die atmosphärischen Einträge von $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{SO}_4\text{-S}$ und Cl sowie Protonen (über pH), Ca, Mg, K und Na ermittelt. Ihre Untersuchung ist erforderlich, da sie die Nährstoff- und Versauerungssituation der untersuchten Ökosysteme beeinflussen. Damit steuern die Grundparameter-Einträge maßgeblich den Haushalt der innerhalb des Messprogramms primär interessierenden Spurenstoffe.

Dabei gestalten sich die Messungen in der Routine als durchaus anspruchsvoll. Denn häufig werden die Depositionssammler zu Insektensammlern oder gar Vogelansitzen mit den entsprechenden unerfreulichen Sammelergebnissen. Durch aufwändige Vogelvergrämung, Aufmerksamkeit der Probennehmer und rigorose Datenplausibilisierung sind Verschmutzungen dieser Art inzwischen weitgehend eliminierbar, sie lassen sich aber insbesondere bei Messungen im Bestand unter vertretbarem Aufwand nicht vollkommen ausschließen. Weitere Qualitätsaspekte betreffen die Stabilität insbesondere der Stickstoffverbindungen

und des pH sowie bei den Kationen teilweise Gehalte unterhalb der Bestimmungsgrenzen. Die Forstliche Versuchsanstalt Baden-Württemberg (FVA) untersuchte die Veränderungen der Proben während ihrer 14-täglichen Expositionsdauer zur Qualitätssicherung (FVA 2005). N-Verluste durch Nitrifikation wurden nicht beobachtet, allenfalls in manchen Perioden Zunahmen bei NH_4 , die durch Ammonifizierung organisch gebundenen Stickstoffs erklärt wurden. Beim pH-Wert wurde mehrheitlich eine Zunahme mit der Lagerungsdauer beobachtet, nur in seltenen Fällen eine Abnahme. Dieser Befund wird auch durch Ergebnisse von den Intensiv-Messstellen bestätigt. Ursachen können Pufferung an Staub, aber auch sehr variable, schwer zu erfassende mikrobiologische Prozesse sein. Verbesserungen etwa durch Verkürzen der Sammelintervalle verbieten sich innerhalb eines Langzeitmonitoring schon allein aus Aufwandsgründen.

Insgesamt kann aber die Methode der Depositionsmessung mit Trichter-Flasche-Sammlern für die Grundparameter für Monitoringzwecke als hinreichend validiert angesehen werden. So führt die FVA an den Intensiv-Messstellen Baltmannsweiler und Wilhelmsfeld seit 1995 bzw. 1992 innerhalb ihres Depositionsmessnetzes eigene Depositionsmessungen durch. Es handelt sich hierbei um eine vollkommen unabhängige Vergleichsuntersuchung mit eigenem Sammlertyp, eigenem Labor und eigener Datenplausibilisierung. Betrachtet man die langjährigen Mittelwerte der ermittelten Stofffrachten, ergeben sich sehr gute Übereinstimmungen, mit teilweise größeren Abweichungen bezogen auf einzelne Messjahre (hier nicht dargestellt). Damit ist auch eine gute Beschreibung der Messgüte der Depositionsmessungen auf Grundparameter insgesamt gegeben.



LUBW

Abbildung 5-10: Bestandmessfläche Baltmannsweiler mit Depositions- und Streusammlern



LUBW

Abbildung 5-11: Freilandmessfläche Wilhelmsfeld mit Depositionssammlern (Bergerhoff-, Trichter-Flasche- (Hauptelemente) und PAK-Sammler von links nach rechts)

Die Mittelwerte der Jahresfrachten 1996 bis 2007 sind zusammen mit den Vergleichswerten der FVA in Tabelle 5-4 dargestellt. Die Daten stellen freilich einen Fundus für weitreichende Interpretationen dar. Dies sei an dieser Stelle auf die wichtigsten Aspekte beschränkt:

Bei keiner Komponente konnte ein eindeutiger langzeitlicher Trend festgestellt werden. Es deuten sich jedoch leichte Abnahmen ab. Mit Messbeginn 1996 sind die Komponenten und hierbei insbesondere SO_4 landesweit schon auf niedrigem Niveau konsolidiert und nur noch leicht sinkend (UMEG 2005 f). Außerdem streuen die Jahresfrachten meist witterungsbedingt von Jahr zu Jahr recht stark. Deshalb ist auch die Darstellung der langjährigen Mittelwerte für Bilanzierungszwecke hier ausreichend.

Die Filterleistung der Waldbestände läßt sich für die sich im Ökosystem eher konservativ verhaltenden Komponenten Na, Cl und bedingt auch SO_4 sowie Ca aus dem Quotienten aus Bestandsdeposition zu Freilanddeposition schätzen. Für Wilhelmsfeld und Baltmannsweiler (im Wesentlichen Fichte) ergeben sich so Quotienten von ca. 2, für Bruchsal/Forst (Kiefer, Buche, Waldrandlage) von ca. 3 bis 4. Der Quotient 3 für die Messstelle Bruchsal/Forst wird im Bilanzkapitel 5.3 zur Berechnung der atmosphärischen Gesamteinträge verwendet (Na-Faktor nach Ulrich 1983). Bei K ergeben sich deutlich höhere Quo-

tienten aufgrund des bodenbürtigen Leachings aus dem Kronenraum.

Mit Ausnahme der Messstelle Trochtelfingen überwiegt bei N der Eintrag in Form von NO_3 gegenüber dem durch NH_4 (dort aufgrund geringem NO_3 -Eintrag). Die verkehrsbeeinflusste Messstelle Forst/Bruchsal macht sich bei den Grundparametern nur durch erhöhte Einträge bei Streusalz (NaCl) und Ca (Abrieb Betonfahrbahn, Streusalzsätze, Ca-reiche Stäube) bemerkbar.

Zur Versauerungsfrage sowie zur weiteren Ursachenanalyse ist die Darstellung der Grundparameter-Depositionen in Form ihrer Ionenäquivalente aufschlussreich (Tabelle 5-5). Anhand der Ionenbilanz ergibt sich dort eine weitere Bestätigung der ermittelten Frachten. Gemessen an der Genauigkeit des Verfahrens insgesamt kann diese als ausgeglichen bezeichnet werden. Ein Überschuss positiver Ladung tritt an den Messstellen mit geringer Protonenfracht (hoher pH-Wert) auf und ließe sich deshalb durch HCO_3^- (evtl. HCOO^-) weiter ausgleichen. Atmosphärisch lassen sich die Daten so interpretieren, dass NO_x und SO_2 zu etwa gleichen Teilen ihre Säurewirkung als HNO_3 bzw. H_2SO_4 entfalten, und dann nahezu vollständig an NH_3 sowie Austausch gegen Ca bzw. Mg in der Atmosphäre bzw. spätestens in den Sammlern gepuffert werden. Auf die Böden gelangen Säureeinträge dann

Tabelle 5-4: Freiland- und Bestandsdepositionen an den Intensiv-Messstellen Baden-Württembergs. Mittelwerte bzw. verlässlichste Werte 1996 - 2007 (Nitrat 2000 - 2006), (Werte in Klammern: häufig Konzentrationen < Bestimmungsgrenze, als BG/2 verrechnet), Vergleichswerte FVA: www.fva-bw.de/monitoring

Standort	Fläche	NS	[H3O+]	NH4-N	NO3-N	SO4-S	Cl	Ca	K	Mg	Na
		mm/a	kmol/(ha a)	kg/(ha a)							
Kehl	Freiland	763	0,08	3,6	4,6	5,6	(4,1)	(6,9)	(2,0)	(1,0)	(6,8)
Trochtelfingen	Freiland	809	0,06	5,0	3,8	3,0	(4,4)	(3,8)	(2,8)	(0,9)	-
Wilhelmsfeld	Freiland	1071	0,14	5,0	6,4	7,3	(7,5)	(5,1)	(3,2)	(1,2)	(3,9)
	Bestand	811	0,19	8,9	14,5	14,6	(13,5)	(9,6)	(19,0)	(1,7)	(6,0)
Baltmannsweiler	Freiland	912	0,12	3,1	5,6	5,2	(4,6)	(4,8)	(2,5)	(0,9)	(1,9)
	Bestand	544	0,09	7,0	12,9	7,9	(8,5)	(10,0)	(17,7)	(1,9)	(2,3)
Forst	Freiland	704	0,06	5,0	6,6	7,1	24,2	(9,3)	(2,5)	(1,1)	17,7
	Bestand	512	0,04	12,2	15,0	19,2	94,0	24,6	22,5	(4,5)	54,0
Vergleichswerte											
FVA											
Wilhelmsfeld	Freiland	1136	0,23	5,2	6,0	7,2	5,8	4,0	2,2	0,8	4,0
	Bestand	888	0,31	10,8	14,1	14,5	14,0	10,2	17,4	1,8	7,4
Baltmannsweiler	Freiland	934	0,15	3,7	4,8	4,8	3,7	4,2	1,9	0,6	2,7
	Bestand	568	0,06	8,6	9,1	8,1	8,8	9,2	17,6	1,7	3,9



im Wesentlichen nur noch an das NH_4 geknüpft und nur untergeordnet direkt als Protonen. Die Säurewirkung auf Böden hängt dabei vom Schicksal des NH_4 ab. Bei Nitrifikation wirken zwei Protonen auf den Boden, bei direkter Pflanzenaufnahme 1 Proton durch Austausch.

Bezüglich der Validität und Relevanz der Depositionsmessungen als Inputgrößen für die Böden bzw. Ökosysteme muss noch auf eine Beobachtung näher eingegangen werden. Alle Grundparameter mit Ausnahme der Protonen zeigen einen jahreszeitlichen Verlauf mit Maximum im Sommer. Dieser Verlauf ist bei den Stickstoff-Komponenten sehr deutlich ausgeprägt. Bei SO_4 und den Kationen tritt er weniger deutlich zu Tage. Bei NaCl durch Streusalz an der verkehrsbeeinflussten Messstelle Bruchsal/Forst ist der Verlauf selbstredend umgekehrt, mit Maximum im Winter. Ein Sommermaximum in der Deposition ist jedoch erklärungsbedürftig, da ein solches emissionsseitig nur bei NH_3 auszumachen ist.

Abbildung 5-12 zeigt den typischen Verlauf am Beispiel des NH_4 -Eintrags an der Messstelle Baltmannsweiler. Erkennbar ist hier deutlich das Einsetzen der landwirtschaftlichen Düngung teilweise schon im Winter sowie das Ende der Düngungen im Spätjahr. Bei NO_3 -N (Abbildung 5-13) und SO_4 (nicht dargestellt) zeigt sich ein analoger jahreszeitlicher Verlauf, jedoch ohne das entsprechende Pendant bei den Emissionen. Bei diesen wäre allenfalls eine Zunahme im Winter zu erwarten. Die NO_2 -Immissionen jedenfalls bleiben über das Jahr hinweg konstant (vergl. z. B. UMEG 2005 S. 121). Ein plausibler Mechanismus ist, dass die schwach wasserlöslichen Gase NO bzw. NO_2 und SO_2 erst photokatalytisch zu NO_3 bzw.

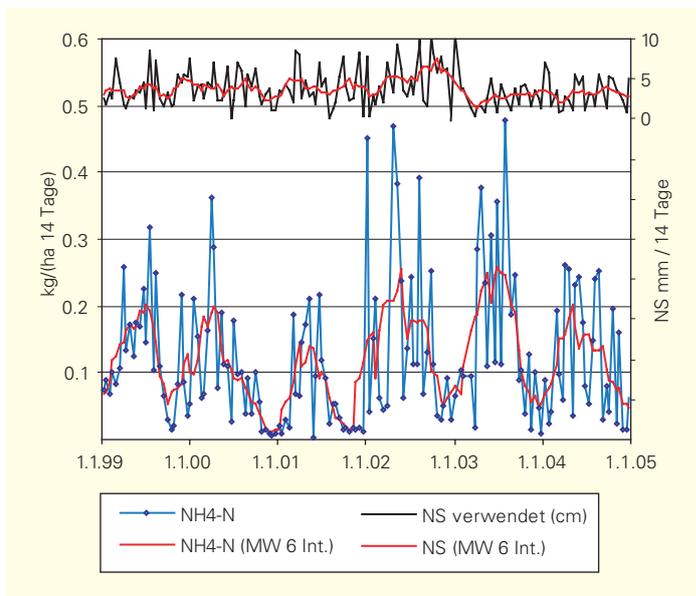


Abbildung 5-12: NH_4 -N-Depositionen (Trichter-Flasche) und Niederschläge (NS) an der Intensiv-Messstelle Baltmannsweiler (MW 6 Int. = gleitender Mittelwert über +/- 3 14-tägliche Sammelintervalle)

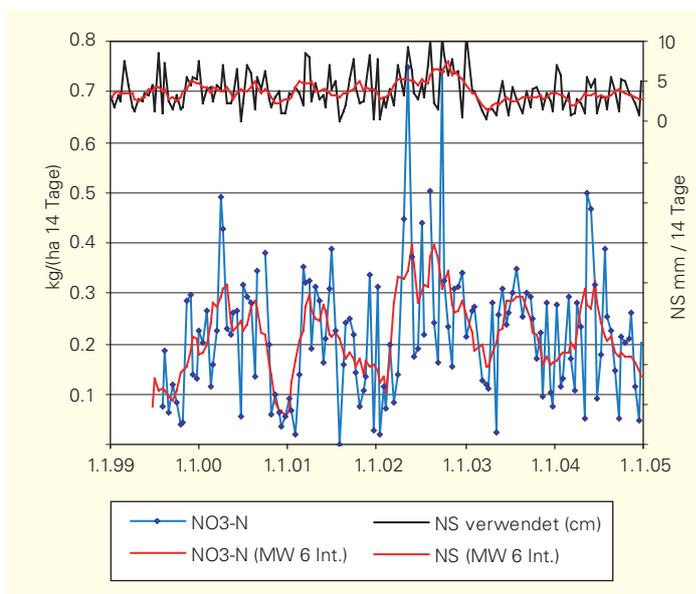


Abbildung 5-13: NO_3 -N-Depositionen (Trichter-Flasche) und Niederschläge (NS) an der Intensiv-Messstelle Baltmannsweiler (MW 6 Int. = gleitender Mittelwert über +/- 3 14-tägliche Sammelintervalle)

Tabelle 5-5: Mittelwerte der Freiland- und Bestandsdepositionen der Grundparameter an den Intensiv-Messstellen Baden-Württembergs der Tabelle 5-4 umgerechnet in Ionenäquivalente (Ca, Mg, SO_4 -S = 2 Äquivalente pro mol, sonst 1) sowie Ionenbilanz

	kmol _e /(ha a)	[H3O+]	NH4-N	NO3-N	SO4-S	Cl	Ca	K	Mg	Na	Bilanz
Kehl	Freiland	0.08	0.26	0.33	0.35	0.12	0.35	0.05	0.08	0.30	0.32
Trochtelfingen	Freiland	0.06	0.36	0.27	0.19	0.12	0.19	0.07	0.07	0.05	0.22
Wilhelmsfeld	Freiland	0.14	0.36	0.46	0.45	0.21	0.26	0.08	0.10	0.17	-0.03
	Bestand	0.19	0.64	1.03	0.91	0.38	0.48	0.49	0.14	0.26	-0.14
Baltmannsweiler	Freiland	0.12	0.22	0.40	0.33	0.13	0.24	0.06	0.07	0.08	-0.05
	Bestand	0.09	0.50	0.92	0.49	0.24	0.50	0.45	0.16	0.10	0.14
Bruchsal/Forst	Freiland	0.06	0.36	0.47	0.45	0.68	0.47	0.06	0.09	0.77	0.21
	Bestand	0.04	0.87	1.07	1.20	2.65	1.23	0.58	0.37	2.35	0.51

SO₄ oxidiert werden müssen, um effektiv aus der Atmosphäre ausgetragen werden zu können. Dies ist eine Funktion der Sonneneinstrahlung, möglicherweise katalysiert an Bodestaub. Von allen Komponenten korreliert NO₃ und SO₄ auch am besten mit den Niederschlagshöhen (z. B. Baltmannsweiler R²= ca. 0,4, im Vergleich NH₄: R²= ca. 0,1), was diese Hypothese stützt. Jedenfalls ist das Sommermaximum hier nur zu einem sehr kleinen Teil durch die sommerlich verstärkte Staubbildung und damit Stoffumverteilung zu erklären; ein Effekt, der bei den anorganischen Spurenelementen eine größere Rolle spielt (siehe Bergerhoff-Depositionen). Durch im Mittel ca. 200 kg/(ha a) Staubeintrag ließen sich nur wenige g/ha/a NO₃- bzw. SO₄-Einträge erklären, so dass die ermittelten Einträge im Rahmen der Messgenauigkeit als echte Nettoinputs für die Böden zu bewerten sind.

Bei den Kationen liegen die Gehalte sehr häufig unterhalb der Bestimmungsgrenzen, weshalb in der hier behandelten Frage keine weiteren Schlussfolgerungen möglich sind. Der beobachtete jahreszeitliche Gang ergibt sich hier möglicherweise allein aus dem jahreszeitlichen Gang der Niederschläge (je nach Jahr unterschiedlich, jedoch häufig mit Minimum im Winter).

5.2.1.2 ANORGANISCHE SPURENSTOFFE

Die Bergerhoff-Depositionen, die seit Messbeginn im März 2003 an den Intensiv-Messstellen gemessen werden, sind in den Abbildungen 5-14 und 5-15 für ausgewählte Komponenten dargestellt. Das Bergerhoff-Verfahren ist für Messungen im Bestand nicht genormt. Pilotmessungen wurden zunächst am Standort Wilhelmsfeld mit 5 Parallel-sammlern durchgeführt. Im Freiland sind jeweils 2 Sammler aufgestellt. Dargestellt sind die kalenderscharfen Jahressummen der jeweiligen Einzelintervalle (drei Monatsproben werden jeweils für die Analytik vereint).

Die Ergebnisse zeigen gebietstypische Eintragungssituationen für jede Komponente, d. h. jede Messstelle ist charakterisiert durch ihr typisches Depositionsspektrum. In Wilhelmsfeld ist 2003 eine versehentliche Hubschrauber-Kalkung miterfasst, deshalb die extremen Werte in diesem Jahr bei Staub und Cadmium. Andere Komponenten sind leichter betroffen, etwa Chrom und Arsen. Erwartungsgemäß ist die Staubeintragung in Wilhelmsfeld-Bestand

deutlich am höchsten. Bei den Freiland-Messstellen erweist sich Wilhelmsfeld als unruhiger Standort. Hier liegt eine Beeinflussung durch den umgebenden Bestand vor. Sonst entspricht die Staubeintragung wiederum den Erwartungen: an der Spitze die Verkehrsmessstelle Bruchsal/Forst, gefolgt von Kehl (Siedlungsgebiet) und den Schlusslichtern Baltmannsweiler und Trochtelfingen.

Die Elementeinträge korrelieren nicht einfach mit den Staubeintrags-Mustern. Arsen fällt z. B. in Kehl auf, mit unruhigem Zeitverlauf und teilweise hohen Werten. Hier spielen einzelne 3-Monatsintervalle eine dominierende Rolle, eine Quellenzuordnung ist schwierig und Artefakte (Verschmutzungen, Manipulationen) sind zum gegenwärtigen Zeitpunkt bei der Plausibilisierung nicht völlig auszuschließen (vergl. auch Zinn/Kehl). Bei Chrom zeigt sich eine Affinität zur Technosphäre mit deutlichen Spitzenwerten im Siedlungsgebiet Kehl, gefolgt vom Verkehr in Forst. Ähnlich ist dies bei Kupfer zu sehen, hier erzeugt aber der Verkehr die höheren Depositionen. Bei Blei ist interessant, wie deutlich die Verkehrsemissionen inzwischen abgenommen haben. So nähert sich die Blei-Deposition an der Intensiv-Messstelle Forst den ubiquitären Depositionen an, Spitzenreiter ist auch hier der Raum Kehl. Die höchste Affinität zum Verkehr zeigen sehr deutlich Antimon (Ersatz für Asbest in Bremsbelägen), aber auch Zinn und in geringerem Maße Zink.

Bei Thallium zeigt sich ein verblüffendes Bild. Hier sind in Wilhelmsfeld die Bestandsdepositionen um etwa das fünffache gegenüber den Freilanddepositionen erhöht. Auch die Freilanddepositionen sind hier die höchsten (mit Tendenz zur Abnahme in 2007) von allen Messstellen. Zwar sind bei allen Elementen die Bestandsdepositionen in der Regel höher als die Freilanddepositionen, wie dies durch Interzeption auch erklärbar ist. Jedoch ist der betreffende Auskämmeffekt bei Thallium außergewöhnlich hoch. Demnach ist hier möglicherweise ein weiterer Eintragungspfad von Bedeutung, etwa eine gasförmige Interzeption. Dieser Effekt muss weiter beobachtet werden.

Zeitliche Trends lassen sich für den Betrachtungszeitraum 2003 bis 2007 nicht eindeutig erkennen. Dafür ist das Messintervall bisher zu kurz, gemessen an den auftretenden jährlichen Streuungen.

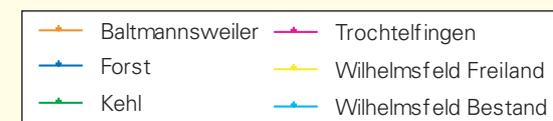
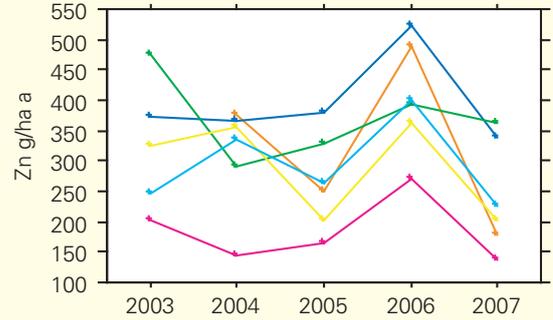
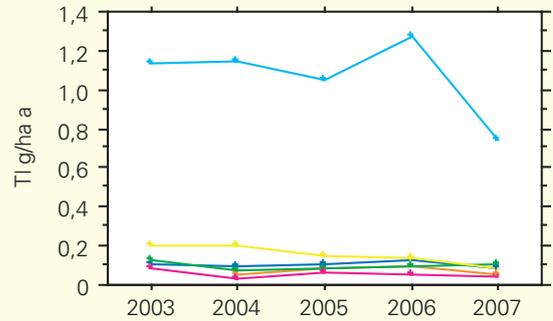
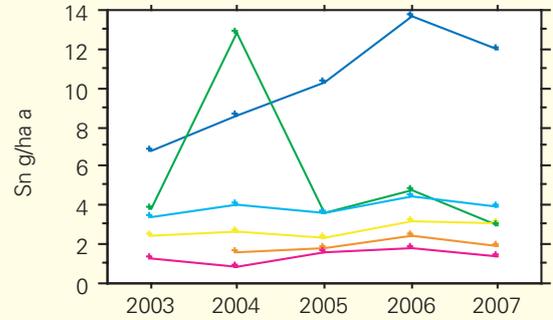
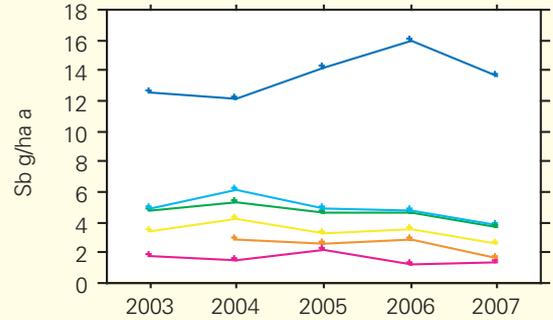
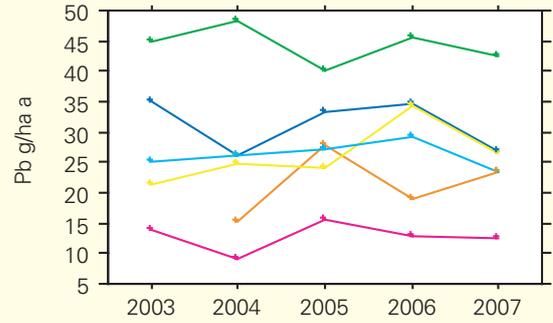
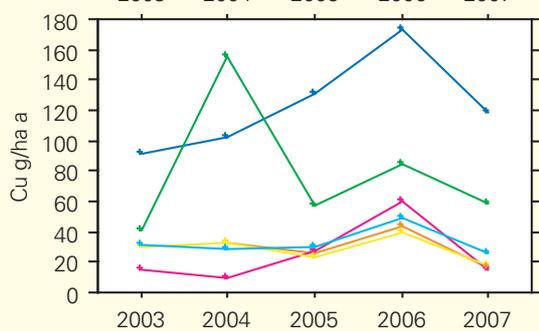
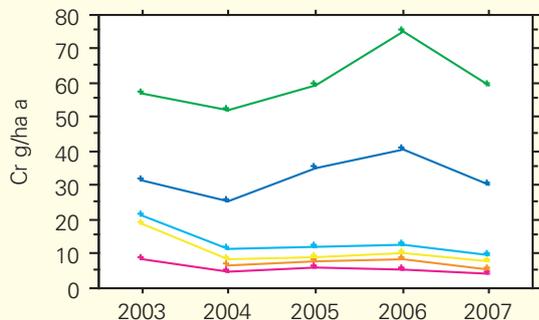
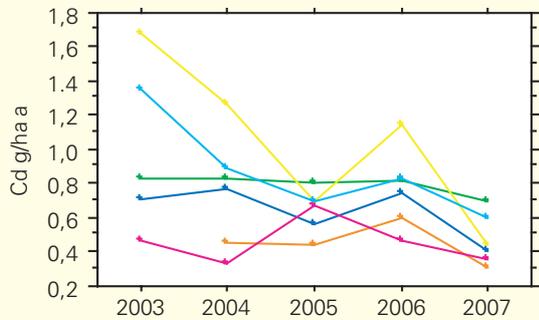
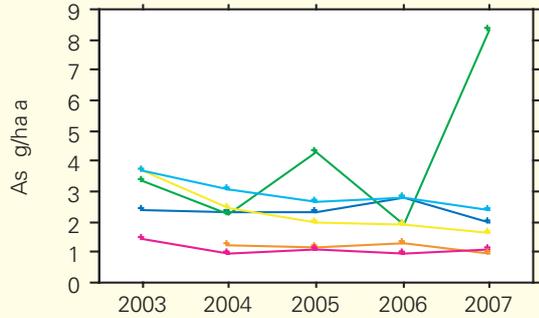
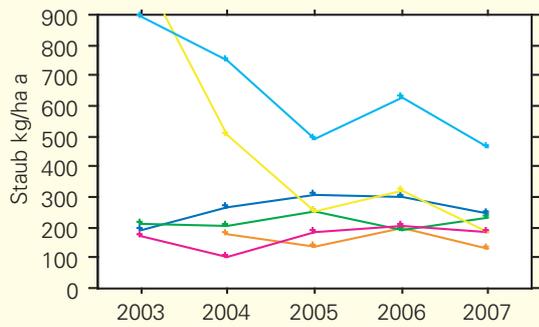


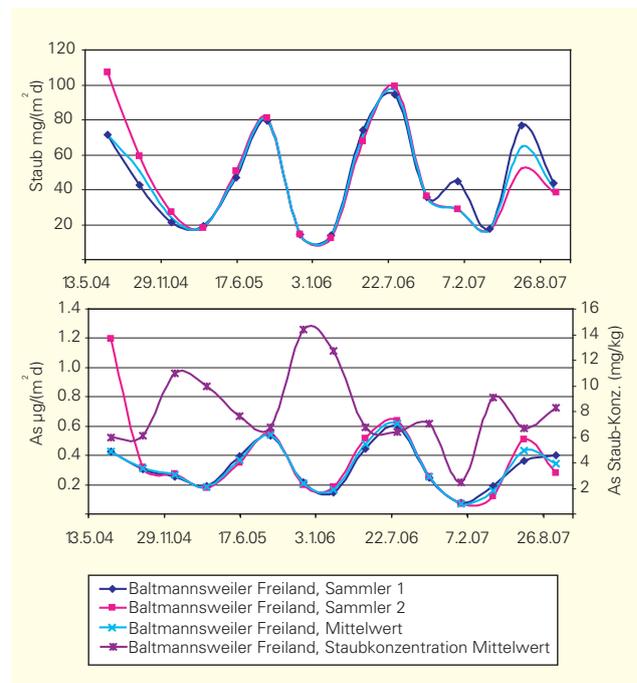
Abbildung 5-14: Bergerhoff-Jahresdepositionen verschiedener anorganischer Spurenstoffe an Intensiv-Messstellen Baden-Württembergs 2003 bis 2007 (2003-Daten ab April linear auf Gesamtjahr hochgerechnet, 2007-Daten bis Oktober)

Abbildung 5-15: Fortsetzung der Abbildung 5-14

Es stellt sich aber ganz deutlich die Frage nach der Relevanz der gemessenen Bergerhoff-Depositionen für den Boden. Die Beantwortung dieser „Staub“-Frage erweist sich als komplex und ist im Detail auch noch nicht vollständig untersucht. Auslöser sind im Wesentlichen drei Beobachtungen, die für Arsen in Baltmannsweiler exemplarisch in Abbildung 5-16 dargestellt sind.

1. Alle untersuchten Komponenten zeigen einen ausgeprägten jahreszeitlichen Gang mit maximalen Einträgen im Sommer und minimalen im Winter.
2. Die Staubkonzentrationen der anorganischen Spurenstoffe liegen innerhalb der Spannweiten, wie sie für Böden typisch sind. In den überwiegenden Fällen nehmen sie im Sommer ab.
3. Die Depositionsmengen anorganischer Spurenstoffe lassen sich nur zu einem Teil aus Emissionsdaten Baden-Württembergs erklären.

Anthropogene Emissionen anorganischer Spurenstoffe nehmen aber im Sommer bekanntlich nicht zu. Eine Zunahme wäre bei konstanter Produktion und zusätzlicher Heizperiode allenfalls im Winter zu erwarten. Damit stellt sich ganz deutlich die Frage nach der genauen Herkunft der gemessenen Staubdepositionen. Emissions-Zunahmen im Sommer lassen sich durch zunehmende Winderosion aufgrund trockener Oberflächen in Verbindung mit entsprechenden Windgeschwindigkeiten erklären (Meteoritenschauer im August liefern nur wenige Gramm Gesamtstaub). Und tatsächlich stellt Bodenstaub neben Seesalz auch die größte Quelle partikelförmiger Substanz in der Atmosphäre dar (Möller 2005.) In der Deposition überlagern sich schließlich alle Formen vom Fern- (z. B. Wüstenstäube) über den regionalen (Aufwirbelung von technischen Oberflächen, Äckern) bis zum Nahtransport. In analoger Weise tragen biogene Quellen zum Sommermaximum der Einträge bei (im Wesentlichen Pollen, Samen). So erklärt sich die nahezu regelmäßig zu beobachtende Abnahme der Staubkonzentrationen im Sommer durch den Verdünnungseffekt dieser beiden Depositionskomponenten. Im Winter tendiert die Deposition vermutlich in Richtung der durch klassisch anthropogene Emissionen verursachten Werte zuzüglich eines globalen Transportanteils. Am Beispiel des Standorts Baltmannsweiler könnte man diesen Anteil anhand Abbildung 5-16 (Fläche unter der Kurve) auf kleiner 50 % schätzen.



U:W

Abbildung 5-16: Mittlere Arsen- und Staub- Bergerhoff-Depositionen an der Intensiv-Messstelle Baltmannsweiler (Freiland) sowie Staubkonzentration für 12-wöchige Messintervalle von Messbeginn bis Oktober 2007 (ursprünglich Treppenfunktion, zur Hervorhebung des Jahresgangs in vereinfacht kontinuierlicher Darstellung. Echt kontinuierlich führt zu Phasenverschiebung um minus 6 Wochen, vergl. Abbildung 2-18)

Aufwirbelung von der selben Fläche macht sich durch Heterogenität auf einer Distanz von ca. 2 - 4 m Abstand der zwei Parallelsammler bemerkbar und kann durch Daten-Plausibilisierung eliminiert werden (Methode minimaler Staubwert sticht, UMEG 2005 g, vergleiche Abbildung 5-16, erstes Messintervall. Hier wurde Sammler 2 eliminiert). Denn der Nahtransport stellt in diesem Falle keinen Netto-Input für den betreffenden Boden dar. In welchem Maße nun der regionale Anteil der atmosphärischen Stoffumverteilung nettowirksam für eine bestimmte Fläche ist, hängt von deren Oberflächenstruktur ab. Im städtischen Umfeld sowie in Ackerbaugebieten stellen Bergerhoff-Messungen sicher Überschätzungen des Nettoinputs dar, da hier ein großes Potential für Reemissionen besteht. Grünland- und Waldgebiete stellen demgegenüber im Netto eher Staubsenken dar. Deshalb ist für die Intensiv-Messstellen Baden-Württembergs davon auszugehen, dass mit dem Bergerhoff-Verfahren durchaus die Nettoinputs bestimmt werden. Für die Ackermessstelle Trochtelfingen gelten die Bergerhoffdepositionen für den Grünstreifen im Ackerrandbereich, für die Ackerfläche überschätzen sie jedoch den Nettoeintrag. Dies ist bei künftigen Bilanzierungen zu berücksichtigen.

Da gemäß der zweiten wichtigen Beobachtung die Elementkonzentrationen in den Staubbiederschlägen im Bereich üblicher Bodenwerte liegen, wirken selbst Nettoinputs nicht immer konzentrationssteigernd auf Böden. Sie wirken vielmehr bodenbildend (Veratmung des organischen Anteils, Lösung des karbonatischen usw.), ganz im Sinne einer rezenten Lößbildung (jedoch weniger kalkreich, als der uns bekannte). Quellen sind vegetationslose Flächen sowie natürliche und anthropogene Emissionen jeweils in standorttypischen Verhältnissen zueinander; Senken sind die dauerhaft bewachsenen Flächen. Die im Mittel der Messstellen gemessenen 200 kg/(ha a) Staub abzüglich der 68 kg/(ha a) leicht löslichen Bestandteile (Grundparameter, siehe Tabelle 5-4) führen auf diese Weise zu einem Materialauftrag von ca. 0,9 cm pro Jahrtausend (Bodendichte 1,5 g/cm³). Dies ist grob vergleichbar mit der mittleren Rate etwa während der Weichsel-Kaltzeit. Über deren Dauer von rund 65.000 Jahren ergäbe sich bei der gegebenen Ablagerungsrate rund 57 cm Lößmächtigkeit (Kompaktion durch Verwitterung/Veratmung unberücksichtigt).

5.2.1.3 PAK-DEPOSITIONEN

Seit September 2001 liegen verlässliche Daten zur PAK-Deposition an den Intensiv-Messstellen Baden-Württembergs vor. Die Messungen werden seither nach dem Trichter-Adsorber-Verfahren (T-A-Verfahren) nach DIN 19739 durchgeführt. Ein praxistaugliches Messverfahren für organische Spurenstoffe in der Deposition, das auch den Anforderungen des oft rauen Routinebetriebs genügt, mußte erst entwickelt werden. Grundlagen hierzu wurden in einem Verbundvorhaben „Ermittlung atmosphärischer Stoffeinträge in den Boden“ erarbeitet (LfU / UBA 1999). Das Verfahren wurde schließlich in Zusammenarbeit zwischen UMEG und Universität Tübingen, Lehrstuhl für Angewandte Geologie, bis zur Normreife entwickelt. Die Herausforderungen bei der PAK-Depositionsmessung liegen darin, Frostsicherheit sowie ausreichend lange Sammelintervalle zu gewährleisten, um auf die für die Analytik erforderlichen PAK-Mengen zu kommen.

Die ermittelten Jahreseinträge der 12 PAK sind in Abbildung 5-17 dargestellt. Es zeigt sich eine Rangfolge, die sich gut mit zu erwartenden gebietstypischen Verbrennungsprozessen korrelieren läßt. Spitzenreiter ist dabei die Auto-

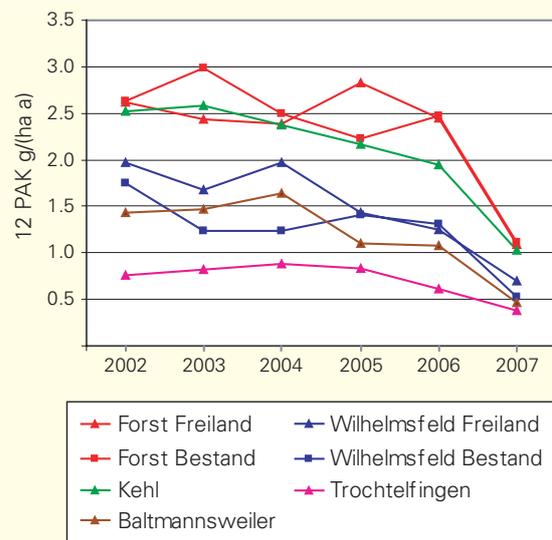


Abbildung 5-17: Mittlere Jahressummen in g/(ha a) der 12 PAK-Depositionen an den Intensiv-Messstellen Baden-Württembergs (in der Regel n=2 Sammler)

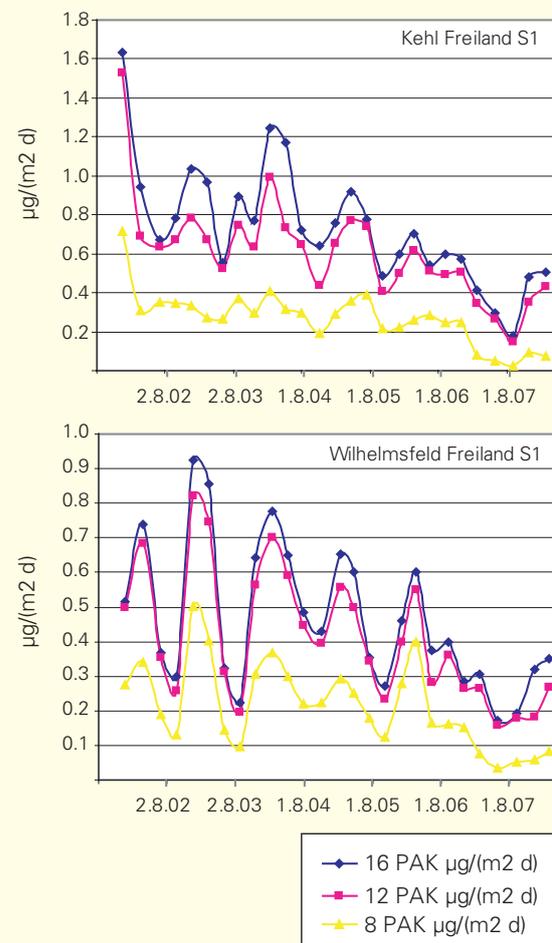


Abbildung 5-18: Mittlere PAK-Depositionen an den Intensiv-Messstellen Kehl und Wilhelmsfeld jeweils Sammler 1 in µg/(m² d) für 12-wöchige Messintervalle von Messbeginn bis Ende Februar 2008 (ursprünglich Treppenfunktion, zur Hervorhebung des Jahresgangs in vereinfacht kontinuierlicher Darstellung. Echt kontinuierlich führt zu Phasenverschiebung um minus 6 Wochen, vergl. Abbildung 2-18)

bahnmesstelle Bruchsal/Forst, gefolgt von Kehl im Siedlungsbereich, dann Wilhelmsfeld, Baltmannsweiler und Trochtelfingen als Schlusslicht. In Forst und Wilhelmsfeld werden auch die Bestandeseinträge von PAK untersucht. Hier ist das Bild uneinheitlich. In manchen Jahren liegen die Bestandeseinträge über den Freilandeinträgen, in anderen Jahren darunter. Hier mag sich die aufwandsbedingt zu geringe Parallelenzahl von $n = 2$ Sammlern im Bestand auswirken oder auch Prozesse der Zwischenspeicherung im Kronenraum (siehe 5.2.2 Streufrachten).

Seit Messbeginn 2002 ist die zeitliche Tendenz abnehmend (Trochtelfingen eher gleichbleibend), mit einem deutlichen Einbruch im Messjahr 2007. Der Winter 2006/07 war tatsächlich auch der wärmste Winter seit dem Jahre 1901 (DWD 2007). Eine grobe Analyse der durchschnittlichen Wintertemperaturen der vergangenen Jahre in Baden-Württemberg legt jedoch nahe, dass PAK-Emissionen nicht allein durch die Wintertemperaturen bestimmt sind (Tabelle 5-7, der Winter 2005/06 ist der kälteste der Zeitreihe). Hier spielen sicher weitere Faktoren eine Rolle wie z. B. Energiepreise und der Stand der Verbrennungstechnik sowie der Einsatz kleinerer holzbetriebener Zusatzheizungen.

In Abbildung 5-18 ist der Verlauf der einzelnen 12-wöchigen Messintervalle exemplarisch für Kehl und Wilhelmsfeld, jeweils Freiland und Sammler 1 dargestellt. Gegenüber den Bergerhoff-Staubmessungen zeigt sich hier ein entgegengesetzter jahreszeitlicher Verlauf. Bei PAK liegen die Maxima im Winter, die Minima im Sommer. Es ist deshalb davon auszugehen, dass die gemessenen PAK-Depositionen zum überwiegenden Teil auch klar der Primäremission aus Verkehr und Feuerung zuzuordnen sind. Ein kleinerer Anteil an sekundärer Umverteilung im Sommer ist jedoch nicht ganz auszuschließen (etwa durch PAK-haltigen Bodenstaub). Sehr wahrscheinlich ist das Sommerminimum bei den Einträgen zusätzlich durch atmosphärischen PAK-Abbau durch Ozon beeinflusst (z. B. Kim 2005). Auffallend sind auch die unterschiedlichen Amplituden der beiden Messstellen. Sie weisen für Wilhelmsfeld auf eher winterbezogene Quellen hin (d. h. Heizung), für Kehl aber auf weitere Quellen, die auch im Sommer aktiv sind und teilweise nur temporären Charakter haben (Verkehr, evtl. Industrie). Weitere Erkenntnisse

Tabelle 5-7: Mittelwerte der Monatsmitteltemperaturen von Dezember bis inkl. März der DWD-Messstellen Karlsruhe und Stuttgart-Echterdingen in $^{\circ}\text{C}$ (Quelle: DWD online)

	Stuttgart Echterdingen	Karlsruhe
2000/01	4.0	5.5
2001/02	2.9	4.4
2002/03	2.1	3.8
2003/04	2.4	3.6
2004/05	1.3	3.0
2005/06	0.2	1.8
2006/07	4.8	6.4



über den Verbleib und das Verhalten von PAK in der Umwelt lassen sich am besten durch flächenhafte Bilanzierungen von Emissionen und Depositionen unter Berücksichtigung des Abbaus gewinnen. Mit den vorhandenen PAK-Depositionen ließe sich dies für Baden-Württemberg in erster Näherung durchführen.

Die Frage nach der Relevanz der gemessenen PAK-Einträge für Böden entlang der gleichen Argumentationslinie wie bei den Bergerhoff-Messungen führt hier zu einem anderen Ergebnis. Nimmt man einmal großzügig für Böden einen 16 PAK-Gehalt von 1 mg/kg an (vergl. Abbildung 4.24 GMN), so könnten 200 kg/(ha a) Staubdeposition lediglich $0,2 \text{ g/(ha a)}$ 16 PAK-Deposition erklären. Die Messungen sind demnach durchgehend als Netto-Inputs zu sehen, mit eindeutig aufkonzentrierender Wirkung auf Böden.

Ob wirklich alle 16 PAK-Kongenere nettowirksam sind, ist eine weitere Relevanzfrage, die im Wesentlichen durch Beobachtungen bei der Analytik aufgeworfen wird. So zeigen die ersten vier, eher leichtflüchtigen Kongenere und hier besonders Naphthalin, bei der Analyse häufig Unregelmäßigkeiten. Sie neigen aufgrund ihrer Eigenschaften auch eher zu Reemissionen von Oberflächen, so dass mit den 12 PAK zunächst wohl ein besseres Maß für atmosphärische PAK-Einträge in Böden gefunden ist. Näheres ist noch nicht untersucht.

Im Jahre 2004 wurden zur Verifizierung an vier Ergänzungsmessstellen PAK-Depositionsmessungen begonnen. Bis dato bestätigen diese die Befunde. Überall ist eine deutliche Abnahme der Einträge 2007 zu beobachten.

In Tabelle 5-6 sind die zugehörigen Jahreswerte dargestellt. Ab 2007 stehen erstmals PAK-Jahresfrachten zweier zusätzlicher Messstellen des Depositionsmessnetzes Baden-Württemberg zur Verfügung (Weil am Rhein und Edelmetshof, Tabelle 5-6). An den relativ hohen Einträgen der Messstelle Bruchsal/Forst unmittelbar neben der BAB 5 lässt sich ein gewisser Verkehrseinfluss ableiten. Insbesondere der Maximalwert der Messstelle Edelmetshof deutet aber auf einen dominierenden Einfluss des Hausbrands hin, der nur eine lokal begrenzte Reichweite zu haben scheint. Der Messpunkt Edelmetshof befindet sich in unmittelbarer Nähe zu Holzbeheizten Gehöften, liegt gegenüber dem Großraum Stuttgart jedoch in vergleichbarer Entfernung wie die Messstelle Baltmannswei-

ler, die nur geringe Einträge zeigt. Zur Absicherung müssen aber längere Zeitreihen abgewartet werden.

Weitere QS-Maßnahmen zum Verfahren laufen. So wurde in Karlsruhe Hertzstraße in 2006 ein nur seitlich geöffneter Nullsammler zur Quantifizierung des Passivsammeleffekts installiert. Dieser beträgt im Extremfall bei 12 PAK ca. 10 - 15 % und ist damit nicht bedeutend. Bei 16 PAK ist er größer, aber das unterstreicht nur die bessere Bodenrelevanz der 12 PAK-Einträge. Eine weitere Verbesserung der Frostsicherheit durch Verwendung von Teflonkartuschen statt Glaskartuschen im Winter ist inzwischen validiert. Eventuelle Minderbefunde durch unzureichende Extraktion von PAK speziell aus kohligten Partikeln befinden sich in der Prüfung. Erste Ergebnisse deuten auf einen Verlust bei Extraktion mit Aceton gegenüber Toluol von maximal 20 % hin. In Bezug auf die PAK-Bilanz wäre dieser eventuelle Minderbefund jedoch nicht von großer Bedeutung, da derart stark und inert gebundene PAK sehr wahrscheinlich kaum eine Umwelrelevanz besitzen. Eine entsprechende Überarbeitung der DIN 19739 ist bereits begonnen.

Tabelle 5-6: Mittlere Jahressummen in g/(ha a) der 16 PAK- und 12 PAK-Depositionen an Intensiv-Messstellen Baden-Württembergs sowie Ergänzungsmessstellen (in der Regel n=2) und Messstellen des Depositionsmessnetzes Baden-Württemberg.

Messstelle	PAK	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Forst	16	2.84	2.65	2.71	3.13	2.73	1.27
	12	2.61	2.43	2.39	2.82	2.45	1.09
Forst-Bestand	16	3.15	3.21	2.74	2.50	2.79	1.26
	12	2.63	2.99	2.49	2.23	2.47	1.12
Wilhelmsfeld	16	2.16	1.89	2.17	1.64	1.45	0.92
	12	1.97	1.68	1.96	1.43	1.25	0.70
Wilhelmsfeld-Bestand	16	1.92	1.44	1.40	1.59	1.48	0.59
	12	1.75	1.24	1.23	1.40	1.31	0.53
Kehl	16	2.95	3.09	3.08	2.49	2.24	1.24
	12	2.52	2.58	2.37	2.17	1.95	1.03
Baltmannsweiler	16	2.09	2.08	2.04	1.24	1.23	0.56
	12	1.44	1.47	1.64	1.10	1.07	0.46
Trochtelfingen	16	0.87	1.02	1.06	1.03	0.76	0.41
	12	0.76	0.82	0.88	0.83	0.61	0.38
Aulendorf	16	-	-	-	0.63	0.81	0.62
	12	-	-	-	0.47	0.53	0.45
Kälbelescheuer	16	-	-	-	0.71	0.62	0.42
	12	-	-	-	0.48	0.45	0.33
Karlsruhe-Hertzstr.	16	-	-	-	1.67	1.51	1.01
	12	-	-	-	1.36	1.20	0.85
Karlsruhe-Hertzstr. Null	16	-	-	-	-	0.33	-
	12	-	-	-	-	0.18	-
Nagold	16	-	-	-	1.35	1.18	0.76
	12	-	-	-	0.85	0.84	0.58
Weil a. Rhein	16	-	-	-	-	-	1.70
	12	-	-	-	-	-	1.20
Edelmetshof	16	-	-	-	-	-	2.31
	12	-	-	-	-	-	1.51

Tabelle 5-8: Einzelkongenere verschiedener PAK-Summenparameter.

	16 PAK	12 PAK	8 PAK
Naphthalin	x		
Acenaphthylen	x		
Acenaphthen	x		
Fluoren	x		
Phenanthren	x	x	
Anthracen	x	x	
Fluoranthen	x	x	
Pyren	x	x	
Benzo(a)anthracen	x	x	x
Chrysen	x	x	x
Benzo(b)fluoranthen	x	x	x
Benzo(k)fluoranthen	x	x	x
Benzo(a)pyren	x	x	x
Dibenz(a,h)anthracen	x	x	x
Indeno(1,2,3-cd)pyren	x	x	x
Benzo(g,h,i)perylene	x	x	x



5.2.2 STREUFRACHTEN

Was auf den ersten Blick als eine triviale Messaufgabe erscheint, entpuppt sich im langfristigen Monitoring als echte Herausforderung. So können Sammler durch Stürme leergefegt (z. B. Kyrill am 18.1.2007) oder durch Nagetiere angefressen werden. Aber auch in analytischer Hinsicht ist der Streufall oft ein schwieriges Substrat. Die Streufrachten erlangen ihre Bedeutung beim Stoffumsatz aufgrund der Tatsache, dass insbesondere Nadeln, aber auch Blätter und Rinde, Schadstoffe langjährig akkumulieren können, die dann mit dem Streufall in die Böden eingetragen werden. Das passive Biomonitoring beispielsweise macht sich dies zunutze. Da bei den ermittelten Streumassen Minderbefunde durch Löcher und Wind gerade zu Messbeginn 1996 nicht auszuschließen sind, würde dies die zeitliche Tendenz bei den Streufrachten möglicherweise überprägen. Die Diskussion der Zeitreihen erfolgt deshalb bei den Streudaten ausnahmsweise anhand der gemessenen Gehalte, obwohl auch diese nicht unabhängig von den Massen sind. Denn werden etwa sturmbedingt mehr Äste als Nadeln gesammelt, erhöhen sich die Massen, die Gehalte der Gesamtproben sinken aber, da Holz vergleichsweise geringe Schadstoffgehalte aufweist.

Abbildung 5-19 zeigt die Messergebnisse der Jahre 1996 bis 2006 anhand ausgesuchter Komponenten. Die Streumassen unterliegen insbesondere in Baltmannsweiler starken Streuungen. Vermutlich ist hier die Windwirkung am ausgeprägtesten. So schrumpfte hier auch im Jahre 1999 die Bestandsfläche durch Windwurf um ca. 3 Baumreihen. Deutliche Abnahmen der Gehalte sind bei Blei in Wilhelmsfeld zu verzeichnen. Sonst sind meist streuende Verläufe auf gleichbleibendem Niveau zu beobachten, teilweise durch wechselnde Bestimmungsgrenzen beeinflusst. Bei einigen Komponenten lassen sich Tendenzen zu abnehmenden Gehalten feststellen, wie bei Blei und Zn (nicht dargestellt), bei Cu demgegenüber ein leicht zunehmender Trend.

Insgesamt jedoch sind die ermittelten Trends aufgrund mehrerer Verfahrensumstellungen zunächst nur unter Vorbehalt zu interpretieren. Bei Cadmium und Kobalt wurden unplausible Analysenwerte vor dem Jahr 2000 entfernt. Es zeigt sich hier einmal mehr der Wert längerer Zeitreihen.

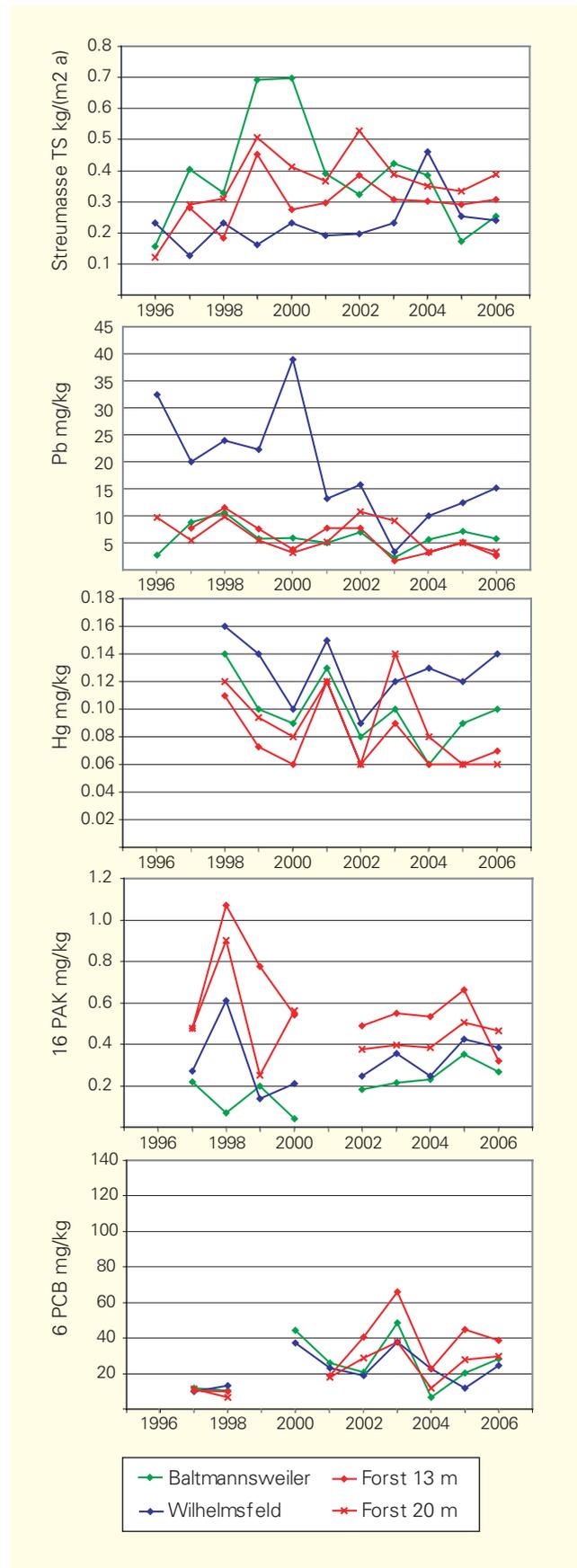


Abbildung 5-19: Streugehalte ausgewählter Schadstoffe an den forstlich genutzten Intensiv-Messstellen Baltmannsweiler, Wilhelmsfeld und Bruchsal/Forst 1996 - 2006 (Mittelwerte mit $n = 8$ Sammlern, Forst 2 Abstände zur BAB 5 mit jeweils $n = 4$)

Hauptelemente werden im Streufall seit 2004 gemessen, Sn seit 2006. Thallium wird seit 2002 gemessen und liegt seither dauerhaft unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,3 mg/kg. Bei den organischen Schadstoffen wurde neben den dargestellten 16 PAK und 6 PCB noch eine Fülle von Organochlorverbindungen (seit 2000) sowie koplare PCB (seit 2002) untersucht. Die Gehalte liegen mit nur wenigen Ausnahmen ebenfalls unterhalb der Bestimmungsgrenzen. Es sind hier deshalb keine Trendaussagen möglich.

Für Bilanzierungszwecke wurden für alle Komponenten die Streufrachten der Tabelle 5-9 berechnet. Da bei den zugrundeliegenden Streugehalten und Streumassen meist nur geringe zeitliche Tendenzen auszumachen waren, gleichzeitig aber deutliche zeitliche Streuungen und teilweise Analysen- und Bestimmungsgrenzeneffekte vorliegen, wurden hierfür die Mittelwerte der jeweils vorhandenen Jahresfrachten berechnet. Sofern vorhanden, wurden dabei nur Jahresfrachten berücksichtigt, deren zugehörige Gehalte oberhalb der Bestimmungsgrenze lagen.

Bei Phosphor und Kalium zeigen sich kaum Unterschiede in den Streufrachten der drei Standorte. Bei den übrigen Nährstoffen weist Forst meist die höchsten Streufrachten auf. Ob dies auf die Mischwaldbestockung mit stärkerem Boden-Pflanze-Kreislauf zurückzuführen ist oder auf die Eintragungssituation, muss an dieser Stelle zunächst offenbleiben. Eine Klärung ist erst über eine Bilanzierung möglich. Bei den anorganischen Spurenstoffen liegen die Streufrachten in Wilhelmsfeld am niedrigsten, sicher auch bedingt durch die dort geringsten Streumassen. Bei Blei jedoch liegen die Streufrachten in Wilhelmsfeld am höchsten. Die Ursache dieser vergleichsweise hohen Blei-Einträge in Wilhelmsfeld ist noch nicht eindeutig geklärt; auch hier hilft die Bilanzierung weiter. Bei Chrom, Kupfer und Antimon sind die Streufrachten an der Autobahn-messstelle die höchsten, wobei zumindest beim essentiellen Kupfer ein höherer Boden-Pflanze-Beitrag durch Laubwald vorstellbar ist. Bei Thallium liegen bisher alle Analysenwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze, so dass die Streufrachten hier nicht genauer quantifiziert werden können. Bei PAK zeigt sich ein weiterer deutlicher Straßenverkehrseinfluss durch erhöhte Werte in Bruchsal/Forst. Ein eher indifferentes Bild ergibt sich bei der Sum-

Tabelle 5-9: Mittlere Streufrachten an den forstlich genutzten Intensiv-Messstellen Baden-Württembergs. Mittelwerte aus Jahresfrachten 1996 - 2006 sofern zugehörige Gehalte > BG lagen. Messstelle Forst: 2 verschiedene Abstände zur A5.

	Baltmannsweiler	Wilhelmsfeld	Forst 13 m	Forst 20 m
kg/m ²				
TM	0.38	0.23	0.31	0.36
kg/(ha a)				
P	1.6	2.2	2.0	2.2
S	2.6	3.0	3.4	3.9
Ca	22.9	11.1	29.7	30.7
K	5.1	4.7	4.7	5.1
Mg	1.9	1.1	3.0	3.3
Mn	1.8	1.1	2.8	2.9
g/(ha a)				
As	0.9	0.3	0.6	<0,5
Cd	1.4	1.0	1.4	1.7
Cr	7.0	5.9	9.9	11.5
Co	1.5	0.5	1.1	1.4
Cu	24	18	47	49
Hg	0.4	0.3	0.2	0.4
Ni	9.3	7.7	6.3	8.0
Pb	23	42	18	23
Sb	<1,5	1.8	3.8	3.8
Tl	<0,9	<0,8	<1,0	<1,2
Zn	261	119	221	251
mg/(ha a)				
16 PAK	0.71	0.77	1.82	1.79
12 PAK	0.65	0.79	1.78	1.69
8 PAK	0.13	0.32	0.56	0.29
6 PCB	99	54	98	83

LW:W

me der 6 PCBs. Die Frachten erscheinen hier lediglich von der Streumasse abzuhängen, ein mögliches Indiz für die inzwischen ubiquitäre Verbreitung dieser Stoffklasse.

Zur Bedeutung der Streufrachten lässt sich abschließend sagen, dass sie in der Regel ähnlich groß sind, wie ihre korrespondierenden Bestandsdepositionen (vergl. Bilanztabellen Kapitel 5.3).

5.2.3 SICKERFRACHTEN

Die Berechnung von Sickerfrachten erfordert zweierlei: Die Gehaltsbestimmung im Sickerwasser und die Bestimmung der Sickerraten. Hierzu sind recht aufwändige Wasserhaushaltsmodellierungen notwendig, die sukzessive für die Intensiv-Messstellen Baden-Württembergs durchgeführt werden. Modellierungen liegen zum gegenwärtigen Bearbeitungsstand für Bruchsal/Forst für den Zeitraum 1996 - 2002 vor. Für die Messstellen Wilhelmsfeld, Baltmannsweiler und Kehl liegen Ergebnisse erster pilothafter Modellierungen über wenige Jahre vor.

Das Thema Wasserhaushaltsmodellierung hat selbst bei eindimensionalen Modellen, wie sie hier bislang zum Einsatz kommen, einen hohen Komplexitätsgrad erreicht (Abbildung 5-20, Methode siehe UMEG 2002 c). Bezüglich der Einzelergebnisse muss aus Platzgründen auf bisher vorliegende Papiere verwiesen werden (UMEG 2003 c, UMEG 2003 d). Neben Aspekten der Modellgeometrie, der Parametrisierung und Kalibrierung wird insbesondere der Validierung anhand unabhängiger Messgrößen wie z. B. gemessenen Bestandsniederschlägen und Grundwasserständen zentrale Bedeutung beigemessen. Aber auch die In-situ-Bestimmung der Sickerwasserkonzentrationen mit der Saugkerzenmethode (bzw. Saugplatten) ist eine Herausforderung. Im Projekt wurde hierbei die komplette Entwicklung von den anfänglichen Keramik-Sinterkerzen über verschiedene Edelstahlprodukte bis hin zu den modernen dünn-schichtigen Borsilikatglas- und Kunststoff-Varianten vollzogen und zum Teil durch Neuentwicklungen mitgestaltet. Im praktischen Betrieb hat sich inzwischen der robustere konstante Unterdruck gegenüber den anfälligen tensionsgesteuerten Regelungen durchgesetzt. Die Erfahrungen werden derzeit in eine entsprechende

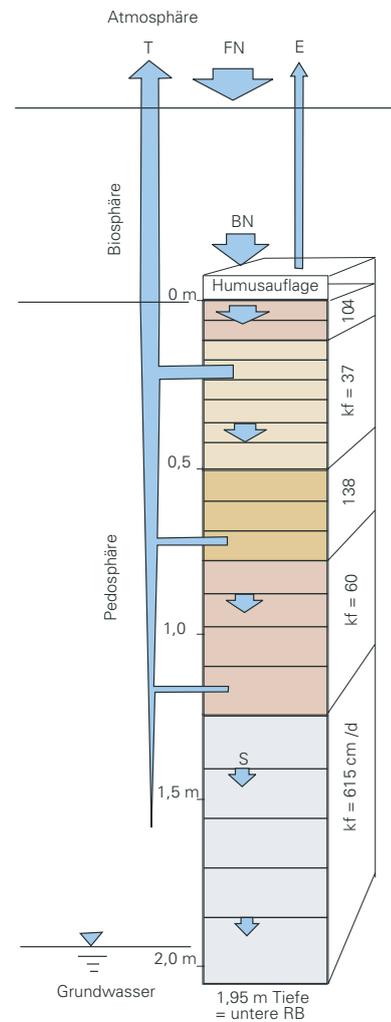


Abbildung 5-20: Wasserhaushaltsmodell Bruchsal/Forst mit untersuchten Wasserhaushaltsgliedern und mittlerem Grundwasserstand, Stand 2002 (E = Evaporation, FN = Freilandniederschlag, BN = Bestandsniederschlag, T = Transpiration)

LW:W

Methodennormung beim DIN eingebracht (DIN 19715 Sickerfracht, geplant).

Abbildung 5-23 zeigt die Verteilung der pH-Werte, die an den gewonnenen Sickerwasserproben der Intensiv-Messstellen Baden-Württembergs gemessen werden. Der



LW:W

Abbildung 5-21: Einbauprinzip für Wassergehaltssensoren, Tensiometer und Saugsonden



LW:W

Abbildung 5-22: Einbau einer Saugsonde mit Saugkerze aus Duranglas



Abbildung 5-25: Sickerwassersammelflaschen Bruchsal/Forst



pH-Wert beeinflusst stark die Löslichkeit insbesondere der Schwermetalle und damit direkt ihr Potential durch das Sickerwasser transportiert („ausgewaschen“) zu werden.

Die Sickerwässer in Kehl und Trochtelfingen weisen pH-Werte im neutralen bis schwach alkalischen Bereich auf. Diese sind durch die Probennahme gegenüber den natürlichen pH-Werten erhöht. So entweicht durch den angelegten Unterdruck CO_2 aus den Bodenlösungen mit der entsprechenden Verschiebung des Kohlensäure-Gleichgewichts. In Kehl (Tiefe 135 cm) und in Trochtelfingen (Tiefen 50 cm und 80 cm) führt dies zu leichten Kalkausfällungen in den Probenflaschen. Während sich am extensiv genutzten Grünlandstandort Kehl eine kontinuierliche Pufferung über das Profil hinweg beobachten lässt, erkennt man am Ackerstandort Trochtelfingen den Einfluss oberflächlicher Kalkung. Demgegenüber steht die Gruppe der Messstellen mit sauren Sickerwässern sämtlich unter Wald. Das Kohlensäure-Gleichgewicht hat hier keinen nennenswerten Einfluss mehr auf die pH-Werte. Extrem sauer ist die Messstelle Wilhelmsfeld (oberer Buntsandstein). Eine gewisse Pufferfähigkeit des Bodens ist hier bis 75 cm Tiefe durchaus vorhanden. Anders verhalten sich die reinen Sandstandorte Baltmannsweiler_2 (Messfeld auf Sand) und Bruchsal/Forst. Hier ist über das Profil hinweg nur eine geringe Pufferleistung zu erkennen. Einen Sonderfall stellt Baltmannsweiler (Messfeld im Bereich von Tonbändchen) dar. Hier ist die deutliche pH-Zunahme in 120 cm Tiefe gesteinsbürtig durch Wechsellagerung von Ton- und Sandschichten des Stubensandsteins zu erklären. Natürlich spielt die generelle Verfügbarkeit der Stoffe ebenso eine Rolle, wie Abbildung 5-24 am Beispiel der Bleigehalte zeigt. So sind etwa die Bleigehalte der Sickerwässer in Trochtelfingen trotz

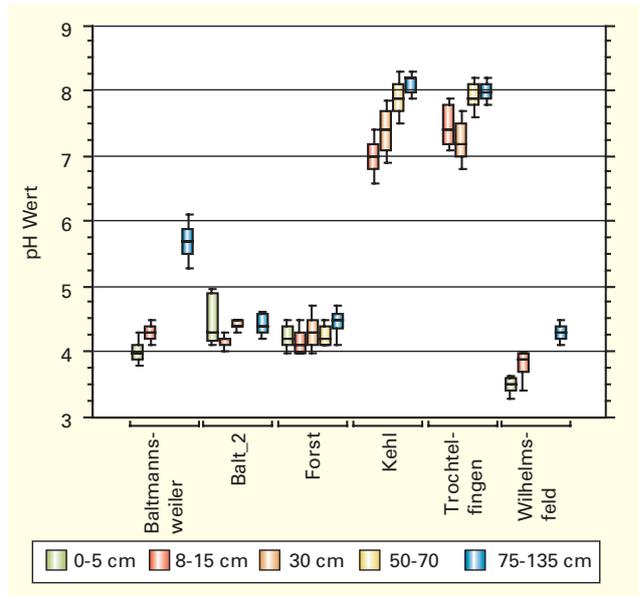


Abbildung 5-23: Verteilungen der pH-Werte im Sickerwasser der Intensiv-Messstellen Baden-Württembergs bis 2007 (Kehl Grundwasser pH = 7,0 - 7,7; Quelle Wilhelmsfeld pH = 4,1 - 4,6)

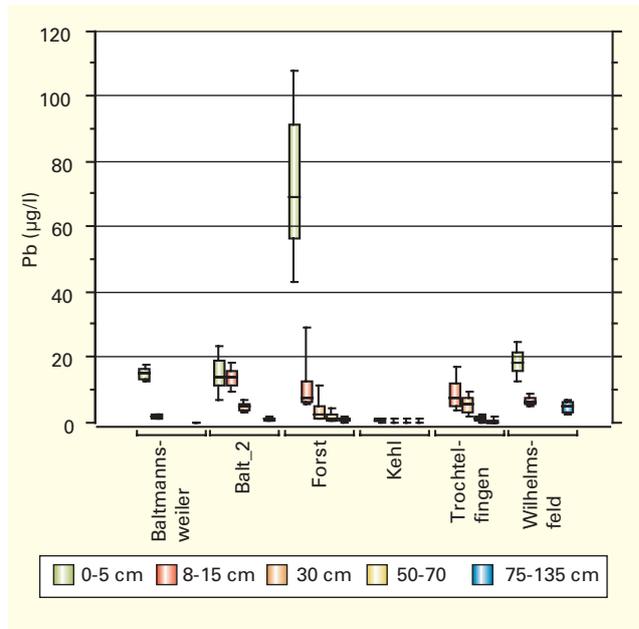


Abbildung 5-24: Verteilungen der Pb-Gehalte im Sickerwasser der Intensiv-Messstellen Baden-Württembergs bis 2007 (Prüfwert BBodSchV Blei = 25 µg/l)

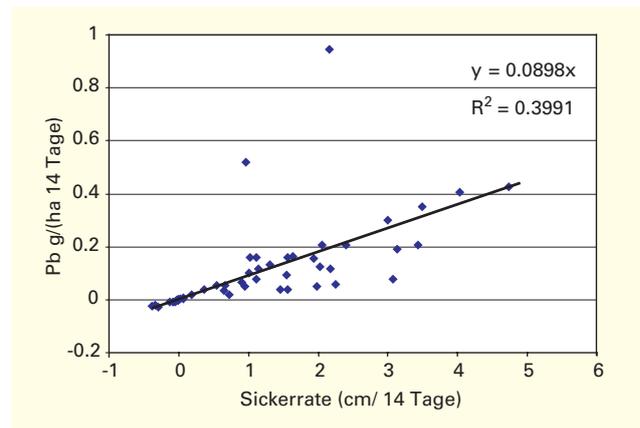
höherer pH-Werte höher als in Kehl und aus dem gleichen Grund treten die Sickerwasserkonzentrationen aus der Auflage in Bruchsal/Forst mit Maximalwerten hervor.

Wie sich zeigt, korrelieren Sickerwasserkonzentrationen pro Standort und Bodentiefe umgekehrt mit den Sickerraten. Je höher die Sickerraten, desto geringer die Konzentrationen, entsprechend einem Verdünnungseffekt. Dies zeigt sich in der Regel in einem jahreszeitlichen Verlauf der Sickerwassergehalte, mit hohen Werten im Sommer/

Herbst, der aber im Wesentlichen durch den jahreszeitlichen Gang der Sickerraten bedingt ist. In Abbildung 5-27 ist der für den Oberrhein typische 2-gipflige Verlauf der Sickerung (Frühjahr und November) und der Phasenverschiebung mit zunehmender Tiefe dargestellt. Deshalb können Betrachtungen allein auf Basis der Konzentrationen oft nur eingeschränkt zum Prozessverständnis beitragen. Sehr viel aufschlussreicher sind hierfür die Sickerfrachten (Produkt aus Konzentration und Sickerrate).

Aussagekräftige Frachtenberechnungen liegen bislang für den Standort Bruchsal/Forst vor. Abbildung 5-26 zeigt den Zusammenhang aus Perspektive der Sickerfrachten exemplarisch für Blei in der Tiefe 60 cm. Es besteht eine deutliche Korrelation der Blei-Frachten mit der Höhe der Sickerraten. Korrelationen zeigen alle Komponenten in allen Tiefen, jedoch in unterschiedlicher Ausprägung. Die linearen Korrelationskoeffizienten über sämtliche untersuchten Parameter und Tiefen liegen für den Standort Bruchsal/Forst im Mittel bei 0,63, häufig sind Werte um 0,9, es treten aber auch niedrigere Werte auf. Fehlende Messwerte wurden auf Grundlage dieser Korrelationen für die Berechnung der Jahresfrachten in Tabelle 5-10 ergänzt. Fehlende Messwerte sind aufgrund der trockenen Verhältnisse in Bruchsal/Forst relativ häufig, sie sind aber teilweise auch technisch bedingt. Dieser Befund macht im Grunde nur Altbekanntes deutlich, dass der Stofftransport in Böden eben ein komplexer Prozess ist, der über die genannten Faktoren hinaus noch durch eine Vielzahl weiterer beeinflusst wird. So treten beispielsweise zum Teil hohe Konzentrationen bei gleichzeitig hohen Sickerraten auf und zwar in der Regel im Herbst, wenn nach längerer Trockenheit die Sickerung wieder einsetzt. Jedoch besteht auch hier kein zwingender Zusammenhang. Zusammenfassend unterstreicht dies die Notwendigkeit von In-situ-Sickerwasseruntersuchungen. Ein valides deterministisches Stofftransportmodell liegt noch in weiter Ferne.

In Tabelle 5-10 ist eine Auswahl an berechneten Jahres-Sickerfrachten für Bruchsal/Forst dargestellt. Jahresfrachten sind die Summen der 14-täglichen Frachten innerhalb eines Kalenderjahres. Sie erlauben eine bessere Übersicht über längere Zeiträume. Vollständige Listen finden sich im UMEG (2003 e), dort jedoch vereinfacht berechnet unter Verwendung von Jahresmittelwerten der Konzentrationen

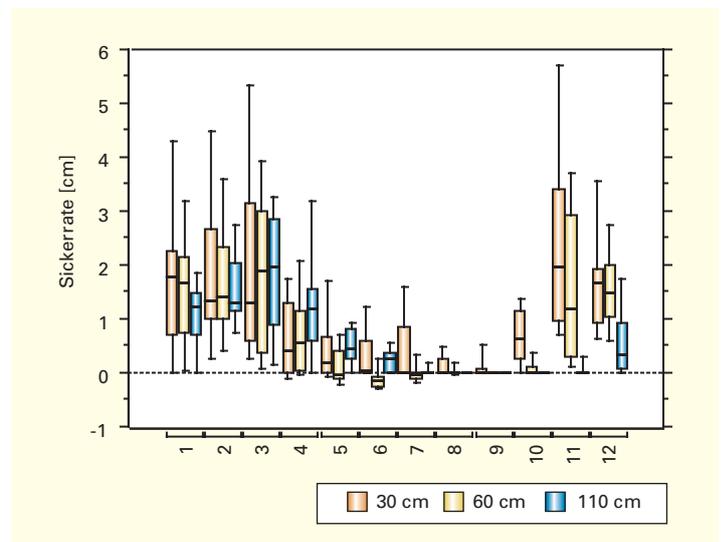


LUBW

Abbildung 5-26: Zusammenhang zwischen Blei-Sickerfrachten und korrespondierenden Sickerraten auf 14-Tages-Basis für Bruchsal/Forst in 60 cm Bodentiefe. Negative Werte = kapillarer Aufstieg. (Modell Forst, Stand 2002, Gehaltsdaten 1996 - 2002).

zur Ergänzung von Datenlücken. Die resultierenden Differenzen sind gemessen an der Gesamtgenauigkeit der Methode unbedeutend. Die Beprobungstiefen 0 cm und 10 cm wurden Mitte 2001 installiert. Daten stehen deshalb hier ganzjährig erst ab 2002 zur Verfügung. Sickerraten wurden bisher bis incl. 2002 berechnet. Die Frachten für diese Tiefen haben deshalb einen temporären Charakter, was bei Interpretationen zu berücksichtigen ist.

Die dargestellten Sickerraten der Tabelle 5-10 spiegeln die Tatsache wider, dass es trockene und feuchtere Jahre gibt. So waren etwa die Grundwasserstände Ende 2002 in Bruchsal/Forst nach 2 Jahren hoher Sickerung an ihrem bisherigen Höhepunkt angelangt, knapp unterhalb der Saugkerzen in 110 cm Tiefe. Dieses Ereignis löste dann



LUBW

Abbildung 5-27: Verteilungen der modellierten 14-täglichen Sickerraten (nach Probennahmetermi- nen) für Bruchsal/Forst in 30 cm, 60 cm und 110 cm Bodentiefe. Negative Werte = kapillarer Aufstieg. (Modell Forst, Stand 2002, Zeitraum 1996 - 2002).

auch den Rückbau des Messschachtes aus. Die für 1996 berechneten Sickerungen erscheinen deutlich zu gering. Sie sind auf ungünstige Wahl der Startbedingungen bei der Modellierung zurückzuführen und wurden deshalb bei den weiteren Auswertungen ausgeschlossen.

Wie die 14-Tages-Sickerfrachten korrelieren auch die Jahresfrachten deutlich mit den Sickerraten. Dies erklärt im Wesentlichen die Variation der Jahresfrachten der Tabelle 5-10. Ein Trend im systemaren Sinne ist über die vorliegende 7-jährige Zeitreihe hinweg bei keiner Komponente auszumachen. Auf Basis der Sickerwassergehalte stehen 12-jährige Zeitreihen bis incl. 2007 zur Verfügung. Eine Trendanalyse rein auf Gehaltsbasis ist aber wegen der dargestellten Abhängigkeit von der Hydrologie kritisch. Aber selbst hier deutet sich allenfalls bei Blei aus der Auflage am Standort Bruchsal/Forst nur eine geringe Abnahme an (nicht dargestellt). Die weitere Diskussion, etwa zur Frage, ob in dieser mittelfristigen Stabilität eben gerade die attestierten Puffer- und Regulatorfunktionen der Böden zum Ausdruck kommen, lässt sich sicher besser im Gesamtkontext führen, unter Berücksichtigung weiterer Stoffflüsse und der Stoffvorräte im Bilanzkapitel. Auf Grund des Feh-

lens von Trends bei den Jahressickerfrachten ist hierzu die weitere Aggregation zu langjährigen Mittelwerten (1997-2002) möglich und zwecks Übersicht auch sinnvoll.

Bodenwassergehalte können selbst innerhalb einer Tiefe stark streuen. Die hier diskutierten Werte beziehen sich auf Mischproben aus maximal $n = 6$ (Trochtelfingen) bis $n = 8$ Saugkerzen bzw. Saugplatten (Saugplatten für den Austrag aus der organischen Auflage). Es liefern nicht immer alle Saugsonden auch Wasser, so dass die Parallelenzahl in der Messpraxis oft noch kleiner ist. Die Frage der räumlichen Repräsentanz dieser Mischproben wurde deshalb stichprobenartig durch Messung der individuellen Einzelproben untersucht. Es ergeben sich Konfidenzintervalle für den Mittelwert, die teilweise bei $\pm 100\%$ vom Mittelwert liegen (90% Vertrauensniveau). Da aber auch lokal die Gehalte umgekehrt proportional zu den Sickerraten angenommen werden können, führt das bezogen auf die lokalen Sickerfrachten zu einer Verringerung der Heterogenität. Eine Quantifizierung der räumlichen Repräsentanz für die Zielgröße Sickerfracht steht jedoch noch aus. Sie ließe sich mittels aufwändiger 2-D oder besser noch 3-D-Simulation erreichen.

Tabelle 5-10: Sickerwasser-Jahresfrachten für ausgewählte Komponenten an der Intensiv-Messstelle Bruchsal/Forst seit Messbeginn 1996 bis 2002. (Modell Forst, Stand 2002, Gehaltsdaten 1996 - 2002, Tiefen 0 cm und 10 cm ab 2002, Datenlücken, falls technisch bedingt kein Bodenwasser gewonnen werden konnte, wurden durch lineare Regressionen gefüllt).

		1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	MW 1997 - 2002
Sickerrate [cm]	0 cm	-	-	-	-	-	-	69.4	69.4
	10 cm	-	-	-	-	-	-	56.4	56.4
	30 cm	14.3	23.1	21.5	27.9	30.4	30.7	41.5	29.2
	60 cm	7.4	15.5	15.4	22.2	21.4	24.8	30.8	21.7
	110 cm	1.8	12.9	10.6	17.4	17.8	22.1	24.3	17.5
As g/(ha a)	0 cm	-	-	-	-	-	-	14.0	14.0
	10 cm	-	-	-	-	-	-	6.1	6.1
	30 cm	1.9	3.2	2.9	3.5	5.7	3.4	4.8	3.9
	60 cm	1.4	5.1	3.3	5.1	4.4	4.1	3.1	4.2
	110 cm	0.2	1.3	1.0	1.7	1.4	1.5	1.5	1.4
Cd g/(ha a)	0 cm	-	-	-	-	-	-	3.8	3.8
	10 cm	-	-	-	-	-	-	19.3	19.3
	30 cm	2.1	2.7	2.3	4.7	3.7	3.5	7.5	4.1
	60 cm	3.0	4.8	6.1	8.0	9.7	10.2	14.7	8.9
	110 cm	0.1	2.9	0.9	1.2	1.7	2.2	2.7	1.9
Pb g/(ha a)	0 cm	-	-	-	-	-	-	725.3	725.3
	10 cm	-	-	-	-	-	-	118.8	118.8
	30 cm	3.8	4.9	8.4	10.2	9.1	8.3	17.9	9.8
	60 cm	0.7	2.2	1.4	2.1	2.2	1.8	2.2	2.0
	110 cm	0.2	1.3	1.0	1.7	1.8	1.1	1.6	1.4



LW:W

5.3 STOFF-BILANZEN

Stoffbilanzen auf Basis langjähriger Mittelwerte über ein sehr umfassendes Parameterspektrum hinweg wurden bis dato für die Verkehrsmessstelle Bruchsal/Forst berechnet und berichtet (UMEG 2004). Gemäß Arbeitsplan wird die Intensiv-Messstelle Wilhelmsfeld als nächste bilanziert. In die Bilanzen gehen alle Arbeitsergebnisse des Intensivmonitorings in Form einer Gesamtschau ein. Erst anhand der Bilanzen sind Prozesse innerhalb eines Systems erkennbar und sinnvoll zu bewerten. Bilanzen sind damit das zentrale Ergebnis der Umweltbeobachtung und notwendige Voraussetzung für Umweltprognosen.

Aufgrund ihres hohen Aggregationsniveaus sind Bilanzen aber auch oft komplex und schwer lesbar. Aus Platzgründen wird für detaillierte Erläuterungen zu den folgenden Bilanztabellen ebenfalls auf UMEG (2004) verwiesen. Eine gewisse Vereinfachung ergibt sich durch die Darstellung sogenannter Dekadenbilanzen, in die jeweils nur Mittelwerte von Stoffflüssen eingehen. Dies ist möglich, da sich Jahresschwankungen, die häufig wetterbedingt sind, in der Bilanz rein arithmetisch auswirken. Dekadenbilanzen unterliegen einer permanenten Fortschreibung aufgrund sukzessiver Verbesserungen und Präzisierungen einzelner Bilanzglieder. In den folgenden Tabellen sind die Bilanzen mit Stand 2008 ausgewählter Parameter dargestellt. Verbesserungen gegenüber dem Stand 2004 sind längere Zeitreihen, die bei den Schwermetalldepositionen berücksichtigt werden konnten, und eine verbesserte Sickerfrachtenberechnung (Regressionen statt Mittelwerte bei Datenlücken). Interessanterweise ergeben sich hieraus lediglich graduelle Veränderungen, während die durch die Bilanzen aufgezeigten Entwicklungen und Prozesse grundlegend bestätigt werden konnten.

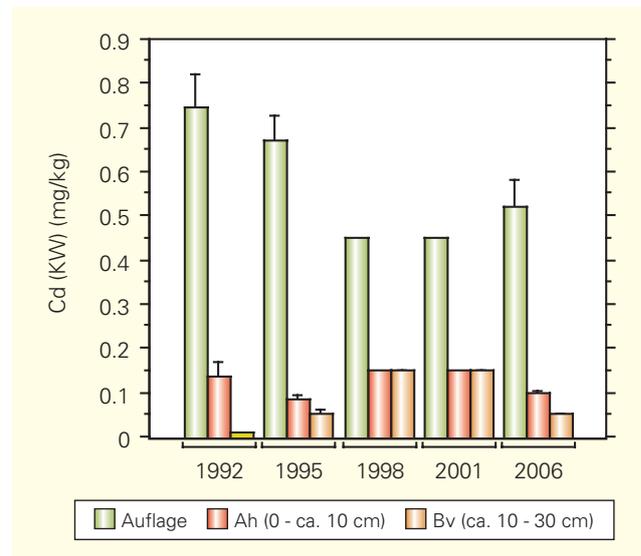
In Bruchsal/Forst hat sich die Unterscheidung zweier Bilanzräume als sinnvoll erwiesen. Der Bereich in 0 - 10 m Entfernung vom Fahrbahnrand besteht aus Grünland über Auffüllung unbekannter Herkunft mit neutralem BodenpH. Hier sind gänzlich andere Mobilitäts- und Eintragsbedingungen gegeben als im Bilanzraum 15- 20 m unter Wald über saurem Sandboden. Zudem liegen Stoffflussmessungen vorerst nur für den Bilanzraum 15 - 20 m vor.

Zum Einlesen in die folgenden Bilanztabellen wird am Beispiel des Cadmium eine zunächst eingehendere Beschreibung gegeben, die bei den weiteren Parametern dann nicht mehr erforderlich ist. Eine weitere Veranschaulichung der Bilanztabellen gibt Abbildung 3-5.

5.3.1 CADMIUM-BILANZ

Tabelle 5-11 zeigt die Dekadenbilanz Stand 2008 für Cadmium an der Messstelle Bruchsal/Forst. Für den Bilanzraum 0 - 10 m läßt sich aus den Transektbodenproben ein Cadmium-Vorrat im Ah-Horizont (0-10 cm Tiefe, Königswasser) von 580 g/km (entspricht g/ha, da 10 m breit) berechnen. Für den Al-Bv-Horizont wurde auf eine Vorratsberechnung wegen Gehalten < BG verzichtet. Tiefer wurde nicht untersucht. Abzüglich eines nicht verkehrsbedingten natürlichen Hintergrundvorrats läßt sich der verkehrsbedingte Cadmium-Vorrat abschätzen. Dieser Vorrat geteilt durch die angenommenen 25 Jahre Betriebsdauer der A5 ergibt rückblickend einen jährlichen mittleren verkehrsbedingten Eintrag von 10 g/ha/a. Dies entspricht 1,7 % vom Gesamtvorrat (Stand 1995). Im Bilanzraum 15 - 20 m werden 1,8 g/ha/a Cadmium aus der Luft ausgetragen (0,6 g/ha/a Freilanddeposition multipliziert mit Auskämmfaktor = 3 für Messstelle Bruchsal/Forst). Dieser rechnerische Austrag aus der Luft ist gleichbedeutend mit einem Eintrag in die Vegetation (Blätter, Holz und Rinde). Aus der Vegetation ausgetra-

gen werden 0,6 g/ha/a über die Bestandsdeposition plus 1,5 g/ha/a über die Streufracht. Für Bruchsal/Forst wurde dabei die Bestandsdeposition gleich der Freilanddeposition gesetzt, da noch keine Bergerhoff-Messungen im Bestand vorliegen. Dies entspricht dem Verhältnis FD zu BD das aus Messungen am Standort Wilhelmsfeld hervorgeht. Rechnerisch ergibt sich somit eine Abreicherung des 81 g/ha großen Vegetationspools (1 g/ha Blatt, 80 g/ha Holz + Rinde, bislang Schätzung aus Literaturwerten) um jährlich 0,4 g/ha/a bzw. 0,5 % bezogen auf den Gesamtvorrat. Anhand der Plattenlysimeter, die unterhalb der organischen Auflage in 0 cm Tiefe eingebaut sind, ergibt sich ein mittlerer Austrag von 3,8 g/ha/a. Da über Streufall und Bestandsdeposition 2,1 g/ha/a in die Auflage eingetragen werden, ergibt sich ein Verlust von 1,6 g/ha/a bzw. 9,4 % pro Jahr vom Auflagevorrat (Vorrat 1995: 17 g/ha). Für den Ah-Horizont (0 - 10 cm Tiefe) stellt der Auflageaustrag einen Eintrag dar. Der Austrag, durch Saugkerzen in 10 cm Tiefe bestimmt, beläuft sich auf 19,3 g/ha/a. Es ergibt sich ein Verlust von 15,5 g/ha/a für den Ah-Horizont bzw. von 20,5 % vom Vorrat, der zu 76 g/ha berechnet wurde. Die Wurzelentnahme, ein bei den Schwermetallen eher untergeordneter Pfad, blieb unberücksichtigt. Die Angaben zu den weiteren Bilanzierungskompartimenten verstehen sich in analoger Weise. An der Systemuntergrenze in 110 cm Tiefe werden 1,9 g/ha/a Cadmium ausgetragen. Für das Gesamtsystem ergibt sich eine Änderung von -0,1 g/ha/a (Eintrag 1,8 minus Austrag 1,9). Das sind < 0,1 % gemessen am Gesamtvorrat.



LW:W

Abbildung 5-28: Mittelwerte und 90%-Vertrauensintervalle für Cd (KW) in Auflage, Ah- und Bv-Horizont der Beprobungsfläche (Waldrand), Intensiv-Messstelle Bruchsal/Forst 1992 - 2006 (n = 18)

Diskussion 0 - 10 m:

Die über die zurückliegenden 25 Jahre geschätzten mittleren Cadmium-Einträge von 10 g/ha/a (bzw. g/km/a) erscheinen plausibel, wenn sie aktuell in 15 - 20 m Entfernung ca. 2 g/ha/a betragen. Jedenfalls akkumuliert Cadmium im Bilanzraum 0 - 10 m weiterhin aufgrund des hohen pH-Wertes im Ah-Horizont. Weitere Analysen etwa zu Veränderungen der vergangenen Cadmium-Einträge z. B. durch Verzicht auf Cadmium-haltigen Korrosionsschutz sind aufgrund der Datenlage nicht möglich.

Diskussion 15 - 20 m:

Cadmium erweist sich in diesem Bilanzraum als sehr mobil. Für das Gesamtsystem läßt sich praktisch ein Fließ-

Tabelle 5-11: Dekaden-Bilanz für Cadmium an der Intensiv-Messstelle Bruchsal/Forst Stand 2008 (Pool_{ges} Vegetation = Blätter + Holz incl. Rinde, Wurzelaufnahme, Stammabfluss, Bioturbation nicht berücksichtigt, Output Luft = Freilanddeposition mal 3 (= Auskämmfaktor Bruchsal/Forst Waldrandlage), Output Vegetation = Freilanddeposition + Streufracht)

Cd	Tiefe	Bilanzraum 0-10 m			Bilanzraum 15-20 m				
		Pool _{ges} [g/km]	Anreich [g/ha/a]	Anreich [%/a]	Pool _{ges} [g/ha]	Pool _{mob} [g/ha]	Output [g/ha/a]	Änd _{Pges} [g/ha/a]	Änd _{Pges} [%/a]
Luft	>0,1 m	-	-	-	-	-	0,6 x 3	-	-
Bl+(Ho/Ri)	15-0,1 m				1+80	-	0,6+1,5	-0.4	-0.5%
Auflage	0,1-0 m				17	-	3.8	-1.6	-9.4%
Ah-Hor	0-0,1 m	580	10	1.7%	76	27	19.3	-15.5	-20.5%
Al Bv	0,1-0,3 m	<BG	-	-	122	29	4.1	15.2	12.5%
fGo-Al	0,3-0,6 m	-	-	-	440	14	8.9	-4.8	-1.1%
fGo-Bt	0,5-1,1 m	-	-	-	1 316	80	1.9	7	0.5%
fGo-fGr	1,1-1,8 m	-	-	-	710	63	-	-	-
Summe		580			2 761			-0.1	<0.1%

LW:W

gleichgewicht konstatieren, jedoch mit Umverteilungen zwischen verschiedenen Bodenhorizonten. Auflage und Ah-Horizont verzeichnen deutliche Verluste, die momentan im Al-Bv-Horizont akkumulieren. Der fGo-Al-Horizont wirkt als weitere Quelle, die geogen oder pedogen bedingt sein kann. Eine Abreicherung historischer Cadmium-Pools im Oberboden erscheint plausibel, wenn man eine Abnahme der Cadmium-Einträge bis heute annimmt. Eine solche Abnahme konnte am Standort nicht belegt werden, da verlässliche Bergerhoff-Depositionen erst ab 2003 gemessen wurden und bei der Streufracht Messprobleme auftraten. Ein allgemeiner Trend zur Abnahme wird aber auch in anderen Messnetzen festgestellt (z. B. LfL 2005). Die berechnete Vorratsabnahme in Auflage bzw. Ah-Horizont bestätigt sich durch die Wiederholbehebungen von 1992 bis 2006 tendenziell (Abbildung 5-28). Jedoch erscheint die Höhe der Abnahme als zu hoch. Hauptursache ist die bislang zu kurze Zeitreihe bei den Sickerfrachten Forst in 0 cm und 10 cm Tiefe. Hier steht lediglich der Jahreswert 2002 für die Bilanzierung zur Verfügung. 2002 war tatsächlich auch das Jahr mit den höchsten Sickerraten bisher. Möglich ist auch eine Unterschätzung der Cadmium-Einträge durch Übertragung der Freilandinträge auf den Bestand.

Folgerung:

Im Bereich 0 - 10 m akkumuliert Cadmium pH-bedingt weiterhin im Ah-Horizont. Im Bereich 15 - 20 m besteht bei Cadmium kein dominierender Verkehrseinfluss. Langfristig stellt sich hier ein Fließgleichgewicht ein mit Ein-

trägen in das Grundwasser, die weiter beobachtet werden sollten. Im Bereich der Bankette bis 2,5 m Fahrbahnabstand wird der Vorsorgewert für die Bodenart Lehm/Schluff von 1 mg/kg teilweise überschritten. Dies leitet über zum Bodenschutzthema Bankettschälgut.

5.3.2 BLEI-BILANZ

Im Bilanzraum 0 - 10 m wurde der Boden bis 30 cm Tiefe untersucht. Bis zu dieser Tiefe sind rund 280.000 g/km Blei gespeichert. Abzüglich eines Hintergrundvorrates von 30.000 g/km ergibt sich über 25 Jahre Autobahnbetriebsdauer ein mittlerer Eintrag von 9812 g/km bzw. 7,6 % vom gegenwärtigen Vorrat. Im Bilanzraum 15 - 20 m ist in der Vegetation von einer Blei-Anreicherung auszugehen, in etwa proportional zum Vegetationszuwachs. Eine deutliche Abreicherung erfährt die Streuauflage. Hier werden ältere Pools abgebaut und in den Ah-Horizont verlagert. Der Austrag von 1,4 g/ha/a aus dem Gesamtsystem ist gegenüber dem Eintrag von 93 g/ha/a sehr gering. Aufgrund der hohen Vorräte bleibt die jährliche Änderung im Gesamtsystem jedoch unter 0,1 %.

Diskussion 0 - 10 m:

Durch gesetzliche Regelungen wurde Blei in Benzin von 1971 an schrittweise reduziert und ab 1989 auf < 0,013 g/l begrenzt. Aus den ermittelten verkehrsbedingten Einträgen am Randstreifen lässt sich folgern, dass die Einträge in der Vergangenheit extrem hoch gewesen sein müssen im Vergleich zur Situation ab der Erstbehebung im Jahre

Tabelle 5-12: Dekaden-Bilanz für Blei an der Intensiv-Messstelle Bruchsal/Forst Stand 2007 (Pool_{ges} Vegetation = Blätter + Holz incl. Rinde, Wurzelaufnahme nicht berücksichtigt, Output Luft = Freilanddeposition mal 3 (=Auskämmfaktor Bruchsal/Forst Waldrandlage), Output Vegetation = Freilanddeposition + Streufracht)

Pb	Tiefe	Bilanzraum 0-10 m			Bilanzraum 15-20 m				
		Pool _{ges} [g/km]	Anreich [g/ha/a]	Anreich [%/a]	Pool _{ges} [g/ha]	Pool _{mob} [g/ha]	Output [g/ha/a]	Änd _{Pges} [g/ha/a]	Änd _{Pges} [%/a]
Luft	>0,1 m	-	-	-	-	-	31 x 3	-	-
Bl+(Ho/Ri)	15-0,1 m				10+478	-	31+20	42	8.6%
Auflage	0,1-0 m				11 891	-	725	-674	-5.7%
Ah-Hor	0-0,1 m	128 900	9812	76%	46 443	4800	119	606	1.3%
Al Bv	0,1-0,3 m	146 400	-	-	20 875	1255	9.8	109	0.5%
fGo-Al	0,3-0,6 m	-	-	-	38 459	853	2.0	7.8	<0.1%
fGo-Bt	0,5-1,1 m	-	-	-	46 527	1449	1.4	0.6	<0.1%
fGo-fGr	1,1-1,8 m	-	-	-	44 997	964	-	-	-
	Summe	275 300			209 681			91.6	<0.1%



1992. Ab 1992 konnte durch Wiederholbeprobungen bis 2006 keine signifikante Veränderung festgestellt werden.

Diskussion 15 - 20 m:

Die berechnete Abnahme in der Auflage um 5,7 % pro Jahr wird sehr gut durch die Ergebnisse der Wiederholbeprobungen bestätigt, bei der eine signifikante Abnahme von Blei in der Auflage auf etwas mehr als die Hälfte innerhalb von 14 Jahren beobachtet wurde (Abbildung 5-3). Die korrespondierende Zunahme im Ah-Horizont von 1,3 % pro Jahr liegt an der Grenze dessen, was durch Bodenuntersuchungen innerhalb von 14 Jahren nachgewiesen werden könnte. Eine Zunahme im Ah-Horizont deutet sich auch bei den mobilen Blei-Vorräten an, ist jedoch statistisch noch unsicher. Die relativen Änderungen fallen mit zunehmender Tiefe aufgrund abnehmender Sickerfrachten immer schwächer aus.

Folgerung:

Für Blei ist der Verkehr inzwischen keine nennenswerte Quelle mehr; historische Auflagepools werden in den Oberboden verlagert. Die in der Vergangenheit eingetragenen erheblichen Blei-Mengen bleiben in beiden Bilanzräumen in den Böden gespeichert und werden selbst bei sehr niedrigen pH-Werten praktisch nicht verlagert. Im Bereich der Bankette bis 5 m Fahrbahnabstand wird der Vorsorgewert für die Bodenart Ton von 100 mg/kg überschritten. Für das Grundwasser besteht keine Besorgnis (möglicherweise aber eng begrenzt auf den unmittelbaren Fahrbahntrauf, bisher nicht untersucht).

5.3.3 PAK-BILANZ

Die PAK-Bilanz zeigt Tabelle 5-13. In der Vegetation findet gegenwärtig eine Anreicherung von rund 3 g/ha/a statt. Vegetationspools konnten bislang noch nicht ermittelt werden. Ebenso fehlen belastbare Sickerfrachtenbestimmungen. Bezüglich der Bodenvorräte lässt sich unter Wald feststellen, dass die PAK im Wesentlichen im Oberboden gespeichert sind. Die Gesamtvorräte liegen mit insgesamt 100.000 g/km im Bilanzraum 0 - 10 m um Größenordnungen über denen in 15 - 20 m Entfernung. Auch ist die Akkumulation im Gesamtsystem in beiden Bereichen deutlich verschieden.

Diskussion 0 - 10 m:

Die ermittelten hohen vergangenen PAK-Einträge erscheinen plausibel angesichts von Abnahmen bei Kfz-Emissionen und anderen Quellen. Die PAK-Einträge im Zeitraum 1992 - 2001 in diesem Bilanzraum lassen sich anhand einer Auswertung der Wiederholungsuntersuchungen grob auf rund 2.000 g/km/a schätzen. Laut Daten des Emissionskatasters der UMEG wurden im Jahr 2000 knapp 4.000 g/km/a PAK (11 PAK, beide Fahrtrichtungen) emittiert, mit einer prognostizierten Abnahme von rund 25 % bis 2010 (UMEG 2003 f). Errechnete PAK-Emissionen aus Kfz beruhen auf Emissionsfaktoren, die nur durch wenige Untersuchungen an Motorprüfständen gestützt sind. Diese sind deshalb nur gering belastbar. Es deutet sich aber an, dass ein Großteil der verkehrsbedingten PAK-Emissionen schon innerhalb 10 m Fahrbahntfernung abgelagert und nur ein kleiner Anteil ferntransportiert wird.

Tabelle 5-13: Dekaden-Bilanz für 16 PAK an der Intensiv-Messstelle Bruchsal/Forst Stand 2007 (Pool_{ges} Vegetation = Blätter + Holz incl. Rind = keine Daten, Wurzelaufnahme und mikrobieller Abbau nicht berücksichtigt, Output Luft = Freilanddeposition mal 3 (=Auskämmfaktor Bruchsal/Forst Waldrandlage), Output Vegetation = Bestandsdeposition + Streufracht, (0) = Sickerfracht konservativ gleich Null gesetzt)

16 PAK	Tiefe	Bilanzraum 0-10 m			Bilanzraum 15-20 m				
		Pool _{ges} [g/km]	Anreich [g/ha/a]	Anreich [%/a]	Pool _{ges} [g/ha]	Pool _{mob} [g/ha]	Output [g/ha/a]	Änd _{Pges} [g/ha/a]	Änd _{Pges} [%/a]
Luft	>0,1 m	-	-	-	-	-	2,5 x 3	-	-
Bl+(Ho/Ri)	15-0,1 m	-	-	-	-	-	2,6+1,8	3,1	-
Auflage	0,1-0 m	-	-	-	214	-	(0)	4,4	2,1%
Ah-Hor	0-0,1 m	32 800	2 964	9.0%	1 970	-	(0)	-	-
Al Bv	0,1-0,3 m	71 300	-	-	450	-	(0)	-	-
fGo-Al	0,3-0,6 m	-	-	-	<BG	-	(0)	-	-
fGo-Bt	0,5-1,1 m	-	-	-	<BG	-	(0)	-	-
fGo-fGr	1,1-1,8 m	-	-	-	<BG	-	0	-	-
	Summe	104 100			2 634			7,5	0,3%



Diskussion 15 - 20 m:

Die Streuauflage lässt sich in guter Näherung als ein Kompartiment beschreiben, in dem längerfristig die Zufuhr durch Blattstreu und deren Abbau im Gleichgewicht stehen. Das Alter der Streuauflage lässt sich am Standort anhand der abnehmenden Blei-Gehalte (siehe Abb. 5-3) auf ca. 20 bis 25 Jahre schätzen. Dies entspricht der Zeit, die die verbleibende Substanz etwa eines Blattes auf dem Weg der Humifizierung benötigt, bis sie im Ah-Horizont eintrifft. Man könnte daraus folgern, dass momentan die PAK-Einträge der 1970er Jahre im Ah-Horizont eintreffen. Geht man aktuell vereinfachend von einem Fließgleichgewicht in der Auflage aus, so werden 4,4 g/ha/a eingetragen und genauso viel in den Ah-Horizont ausgetragen. Dies ergäbe eine Zunahme gemessen am Gesamtpool von ca. 0,25 % pro Jahr im Ah-Horizont. Rückblickend hätte es demnach unter aktuellen Eintragsbedingungen rund 400 Jahren gedauert, den vorhandenen PAK-Pool im Ah-Horizont aufzubauen. Dies legt nahe, dass es sich hier um einen historischen PAK-Pool handelt, der schon vor dem Autobahnbau durch ubiquitären Eintrag aufgebaut wurde (häufig ergänzt durch Brand und Köhlerei), wobei der Verkehrseinfluss ab 1934 als zusätzlicher Einfluss hinzutrat. Heutige PAK-Einträge sind deutlich verkehrseinfluss. So liegen die gemessenen Gesamteinträge über Streufall und den Bestandsniederschlag in diesem Bilanzraum um rund das Doppelte über denen der anderen Intensiv-Messstellen.

Folgerung:

Trotz prognostizierter Abnahmen emittiert der Kfz-Verkehr bedeutende PAK-Mengen, die überwiegend in unmittelbarer Fahrbahnnähe abgelagert werden. PAK akkumulieren stark im Randstreifen und langfristig auch in weiter entfernten Oberböden und müssen dort weiter beobachtet werden. Der gegenwärtige Vorsorgewert von 10 mg/kg 16 PAK (>8 % Humusgehalt) wird bis zu einem Fahrbahnabstand von 10 m überschritten.

5.3.4 PGE-BILANZ

Für PGE (Rhodium, Palladium und Platin) stehen bislang nur wenige Bilanzdaten zur Verfügung. Hier ist der Verkehr die einzige Einflussgröße. Anhand der Erstuntersuchung des Transsektts Stand 1992 beliefen sich die Vorräte im Bilanzraum 0 - 10 m auf 2 g/km Platin und 0,2 g/km Rhodium. Die Palladium-Vorräte ließen sich aufgrund zu starker Streuungen nicht schätzen. Gemäß Emissionskataster wurden die Platin-Emissionen an der A5 auf 13 g/km/a für das Jahr 2000 geschätzt, selbstredend mit steigender Tendenz (UMEG 2003 f). Durch aktives Biomonitoring mit Graskulturen wurden PGE-Einträge im Bereich 0 - 3 m Fahrbahnabstand von < 0,1 g/ha/a ermittelt (UMEG 2003 g). Neuere Untersuchungen weisen eher hin auf eine Unterschätzung der tatsächlichen Emission durch Verwendung der an Motorprüfständen gewonnen Emissionsfaktoren (Schäfer et al. 1999).

Die Wiederfindung im Transsektbereich 1992 erscheint im Vergleich zu den Emissionen des Jahres 2000 damit als sehr gering. Möglicherweise lagen die Emissionen bis 1992 aber auch auf deutlich niedrigerem Niveau. Eine Klärung kann erst die geplante Wiederholuntersuchung am Standort Bruchsal/Forst bringen. Fragen zum Abgleich von Emission und Wiederfindung, zum Anteil des Ferntransports sowie zur Tiefenverlagerung oder zum maßgeblichen Transportpfad über die unmittelbare Fahrbahntraufe werden sich dann beantworten lassen. Aus Vorsorgegründen jedenfalls ist eine Beobachtung aufgrund der zu erwartenden Zunahmen in möglicherweise allen Umweltkompartimenten weiterhin geboten.

5.3.5 ANTIMON-BILANZ

Antimon stammt überwiegend aus dem Bremsabrieb. Es vermindert als Trisulfid das Bremsenquietschen als Ersatz für Asbest seit etwa 1990. Aus den Transsektuntersuchungen lässt sich für den Bilanzraum 0 - 10 m ein mittlerer Eintrag von 130 g/ha/a abschätzen, im Bilanzraum 15 - 20 m werden mindestens 20 g/ha/a gemessen (Streufracht + Freilanddeposition). Aufgrund der gegenwärtig noch geringen Pools führt dies zu bedeutenden Veränderungen, die weiterhin untersucht werden müssen. Antimon verhält sich in der Umwelt ähnlich wie Arsen, ist also unter Umständen auch bei hohen pH-Werten im Boden mobil. Aufgrund möglicher Kanzerogenität seiner Verbin-

dungen und messbaren Gehalten auch in der Luft, gibt es Bestrebungen, künftig auch auf Antimon in Bremsbelägen zu verzichten.

5.3.6 WEITERE STOFFE AUS DEM STRASSENVERKEHR

Bei den PCDD/F wurde über die Transsektfunktion ein maßgeblicher Verkehrseinfluss in der Vergangenheit ermittelt. Heutige Verkehrsemissionen sind gegenüber früher vermutlich deutlich geringer, da seit 1992 Chlor- und Bromverbindungen (sogenannte Scavenger) als Benzinzusätze verboten sind. Die Emissionen durch den Verkehr wurden für das Jahr 2000 zu $64 \mu\text{g}/\text{km}/\text{a}$ berechnet (UMEG 2003 f). Für weitere Quantifizierungen insbesondere auch der Bodenvorräte sind aber zunächst noch Qualitätsverbesserungen bei Probennahme und Analytik Voraussetzung.

Bei 6 PCB fallen hohe Vorräte im Bilanzraum 0 - 10 m auf, die rückgerechnet hohe Einträge nahelegen, die weiter beobachtet werden sollten. Als direkt gemessene Stoffflüsse stehen bei 6 PCB einzig die Streufrachten im Bilanzraum 15 - 20 m zur Verfügung. Sie deuten in dieser Entfernung auf einen nur mäßigen Verkehrseinfluss hin.

Bei den Pestiziden wurde einzig bei HCH eine Entfernungsabhängigkeit festgestellt, aus der geringe verkehrsbedingte Vorräte von ca. $4 \text{ g}/\text{km}$ berechnet wurden.

6 Schlussfolgerungen und Ausblick

6.1 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die Bodendauerbeobachtung in Baden-Württemberg hat nach mehr als 20 jähriger Laufzeit eine große Fülle an Ergebnissen zum Bodenzustand und zu seinen Veränderungen erbracht.

Dabei wurde der *chemische Zustand der Böden* Baden-Württembergs für den Hintergrundbereich durch zwei große Bestandsaufnahmen im Grundmessnetz mit 154 Standorten beschrieben. Seither ist das Inventar an anorganischen und organischen Schadstoffen für die nicht spezifisch belasteten Gebiete und damit für den überwiegenden Landesteil Baden-Württembergs bekannt. Die entsprechenden Hintergrundwerte wurden veröffentlicht (LABO 2003). Bei den anorganischen Schadstoffen wie Schwermetalle und Arsen konnte gezeigt werden, dass die Gehalte im Wesentlichen geogen, d. h. durch das Ausgangsgestein der Bodenbildung, bedingt sind und nur einen geringen - und deshalb schwer zu quantifizierenden - anthropogenen Anteil enthalten. Hohe Gehalte an anorganischen Schadstoffen wurden lokal begrenzt in Gebieten mit besonderen geologischen Verhältnissen beobachtet. Hieraus hat sich ein Bodenschutzthema entwickelt, das inzwischen als eigenständige Aufgabe unter Bezug auf § 9 Absatz 2 BBodSchV, naturbedingt erhöhte Schadstoffgehalte in Böden, weiter bearbeitet wird. Die untersuchten organischen Schadstoffe dagegen sind praktisch vollständig anthropogen. Hier zeigte sich eine inzwischen ubiquitäre Verbreitung in der Umwelt. Auf Basis der Schadstoffvorräte konnten nutzungstypische Verteilungsmuster festgestellt werden. Vorsorgewerte liegen bislang nur für 6 PCB, 16 PAK und Benzo(a)pyren in Oberböden vor. Dabei gab es keine Überschreitungen.

Die 154 Standorte des Grundmessnetzes lieferten repräsentative Basisdaten zur stofflichen Beschaffenheit gebietstypischer Böden des Hintergrundbereiches. In den Folgejahren wurden diese Daten durch regionale und lokale Bodenzustandserhebungen über den Hintergrundbereich hinaus ergänzt. Da diese Erhebungen häufig auf einen Gefährdungsverdacht hin veranlasst wurden, ist

deren Repräsentativität immer wieder auf die konkrete Fragestellung hin kritisch zu prüfen.

Nach erfolgter Bestandsaufnahme ist die *Überwachung der Bodenveränderungen* die Kernaufgabe der Dauerbeobachtung in Baden-Württemberg. Stützt man sich für den Nachweis von Bodenveränderungen allein auf die Betrachtung von Stoffgehalten, ist hierfür eine deutlich höhere Präzision erforderlich, als sie für übliche Bodenuntersuchungen in der Regel ausreicht. So liegen die Vertrauensintervalle (90 %) im Basis-Messnetz im Mittel bei 5 % bis 20 % des Mittelwerts bei den Königswasserextrahierbaren Gehalten. Bei den Ammoniumnitratextrahierbaren und den organischen Schadstoffgehalten liegen die Streuungen höher. Änderungen bei den durch Königswasser extrahierbaren Gehalten lassen sich demnach nur dann nachweisen, wenn sie um mehr als 5 - 20 % vom Ausgangsgehalt abweichen. Das entspricht vergleichsweise großen Änderungen, die sich bei den niedrigen Eintragsraten im ländlichen Raum auch in mehreren Jahrzehnten nicht einstellen werden. Zu erwarten sind solche Schadstoffan- oder abreicherungen in Böden nur in lokal begrenzten Einzelfällen unter ganz speziellen Nutzungsbedingungen. Für den Hauptanteil der Messstellen werden Veränderungen in dieser Größenordnung jedoch einen Zeitraum von Jahrhunderten erfordern. Dies unterstreicht, wie wichtig es ist, Informationen zur Nutzung und Bewirtschaftung der Messstandorte und damit zu standortspezifischen Stoffein- und Stoffausträgen zu erfassen. Es besteht sonst die Gefahr, beobachtete Veränderungen nicht auf eine Ursache zurückführen zu können. Befunde wären so nur Einzelfälle und könnten nicht verallgemeinert werden.

Zum besseren *Nachweis von Bodenveränderungen* wurden in Baden-Württemberg bis dato 5 Intensiv-Messstellen eingerichtet. Neben den klassischen Stoffvorratsbestimmungen werden an diesen Messstellen zusätzlich medienübergreifende Stoffflüsse untersucht. Durch die gemeinsame Analyse von Stoffvorräten in abgegrenzten Umweltkompartimenten mit den verbindenden Stoffflüssen werden Bilanzen erstellt. Auswertungen in Form von

Bilanzen liegen bislang für die Intensiv-Messstelle Bruchsal/Forst an der A5 vor. Die Ergebnisse zeigen exemplarisch, dass durch Stoffflussbilanzen Bodenveränderungen auch kurzfristig erkennbar sind und gleichzeitig die maßgeblichen Ursachen erkannt werden können. Auf Basis des hierdurch gewonnenen Prozessverständnisses sind auch Umweltprognosen möglich. Häufig ergeben sich darüber hinaus auch Hinweise zur Optimierung des Monitoringprogramms.

Die bisherigen Ergebnisse der Messstelle Bruchsal/Forst erlauben folgenden Befund: Trotz zunehmender Kfz-Fahrleistungen sind die *Verkehrsemissionen* in den vergangenen Jahren bei fast allen Parametern zurückgegangen, ein klarer Erfolg einer ganzen Reihe von Luftreinhaltemaßnahmen (blei-freies Benzin, Einführung des Katalysators etc.). Zugenommen haben die Emissionen von Platin, Palladium und Rhodium (*PGE*) aus Kfz-Katalysatoren sowie *Antimon* aus Bremsbelägen, deren Toxikologie noch nicht geklärt ist. In unmittelbarer Fahrbahnnähe akkumulieren alle Stoffe - wenn auch auf vermindertem Niveau - nach wie vor, weshalb der Umgang mit Bankettschälgut weiterhin ein Bodenschutzthema bleiben wird.

In Fahrbahnabständen von 15 - 20 m (Waldrand) belegen Depositionsmessungen einen Verkehrseinfluss bei Antimon, Kupfer, Zinn, untergeordnet Zink sowie PAK. Die aktuelle zeitliche Entwicklung ist in dieser Entfernung bei den Dioxinen und anderen organischen Schadstoffen mangels aufwändiger Stoffflussmessungen bislang nicht präzise darstellbar. Bei *Blei* nähert sich der Eintrag hier schon der ubiquitären Eintragungssituation an. Bei Schwermetallen ist der Eintrag inzwischen deutlich durch Staubumverteilung (Bodenstaub, biologische Stäube wie z. B. Pollen) beeinflusst. In diesem Fahrbahnabstand historisch aufgebaute Vorräte in der organischen Auflage werden gegenwärtig in tiefere Bodenschichten verlagert und nähern sich ihrem Gleichgewichtszustand mit den gegenwärtigen Einträgen. Das freigesetzte Blei wird gegenwärtig in den Ah- und Bv-Horizont ausgewaschen. Beispielsweise wurden im Dekadenmittel bei Blei jährliche Abnahmen in der Auflage von ca. 5 % des aktuellen Vorrats ermittelt, die durch die wiederholten Bodenuntersuchungen bestätigt werden konnten. Im gleichen Zeitraum stiegen die Vorräte im Ah-Horizont um 1,3 %. Diese Änderung liegt gerade im

Bereich dessen, was mit Bodenwiederholuntersuchungen innerhalb von ca. 10 Jahren beobachtbar wäre. Im darunterliegenden Bv-Horizont wurden jährliche Vorratsänderungen von 0,5 % ermittelt.

Dass Veränderungen in Böden im Vergleich zu anderen Umweltmedien langsam verlaufen, ist allgemein bekannt. Die bisher vorliegenden Bilanzergebnisse erlauben aber auch eine konkrete Definition des in diesem Zusammenhang verwendeten Begriffs „Langzeit“. Für *16 PAK* in der Streuauflage am Standort Bruchsal/Forst wurde gegenwärtig eine Zunahme von maximal rund 2 % pro Jahr ermittelt. Mit einer Verdopplung der aktuellen Gehalte von ca. 5 mg/kg auf den Vorsorgewert von 10 mg/kg (allerdings nur für Mineralboden definiert) wäre also frühestens in 50 Jahren zu rechnen. Dies gilt unter der konservativen Annahme, dass kein PAK aus der Auflage ausgetragen wird und kein relevanter Abbau stattfindet. Aus menschlicher Perspektive erscheinen 50 Jahre lang. Ein sinnvolles Bodenmonitoring sollte sich jedoch an seinem Untersuchungsgegenstand orientieren und damit an den Zeitmaßstäben unserer Böden. Vor dem Hintergrund der Bodenbildung, die in Mitteleuropa rund 10.000 Jahre benötigte, um einen Meter Boden hervorzubringen, wären selbst 100 Jahre für die Entstehung einer schädlichen Bodenveränderung noch ein kurzer Zeitraum.

Der gesetzliche Auftrag, Bodenveränderungen nachzuweisen und zu dokumentieren, wird durch die bestehende Bodendauerbeobachtung in Baden-Württemberg demnach im Hinblick auf die chemische Bodenbeschaffenheit erfüllt. Bei der Bewertung der *biologischen Bodenbeschaffenheit* stehen wir noch am Anfang. In Baden-Württemberg liegt der Arbeitsschwerpunkt auf der Dokumentation ausgewählter Parameter wie Mikrobiologie, Regenwürmer und Springschwänze. Die Untersuchung von Veränderungen hat sich aufgrund der hohen saisonalen Variabilität als aufwändig erwiesen und wurde deshalb auf die Intensiv-Messstellen beschränkt. Die Interpretation der vorliegenden Daten über augenfällige Zusammenhänge wie z. B. den Säurestatus oder Bewirtschaftungseinflüsse hinaus, ist aufgrund komplexer Wechselbeziehungen zwischen Artenvorkommen bzw. Individuendichten und einer Vielzahl von biotischen wie abiotischen Faktoren ungelöst und noch Gegenstand der Forschung. Die Bodenbio-

logie ist aber häufig auch Verursacher von Stoffflüssen (z. B. durch Bioturbation) und muss unter diesem Gesichtspunkt in Stoffbilanzen berücksichtigt werden. Grabende Bodentiere fehlen auf den versauerten, forstlich genutzten Intensiv-Messstellen meist, sind aber auf Grünland (Grünstreifen Bruchsal/Forst sowie Kehl) oder Acker (Trochtelfingen) ein wichtiger Faktor auch für stoffliche Bodenveränderungen.

Die größte Gefährdung der Böden Baden-Württembergs unter bodenphysikalischen Aspekten geht von der *Versiegelung* aus, die jedoch im Bodendauerbeobachtungsprogramm explizit ausgenommen wurde. Zum Monitoring des Flächenverbrauchs stehen geeignetere Methoden zur Verfügung, z. B. Auswertungen von Daten des Statistischen Landesamtes. Eine weitere Gefährdung ist die *Bodenerosion*, die jedoch bisher weder im Basis- noch im Intensivmessnetz zielgerichtet untersucht wurde. Sie wird künftig an den Ackerstandorten im Basis- und Intensivmessnetz in das Monitoring einbezogen, da durch Bodenerosion verursachte Stoffflüsse nicht vernachlässigt werden dürfen. Schleichende *Bodenverdichtungen* anhand von bodenphysikalischen Kennwerten wie Porengrößenverteilung oder hydraulischen Leitfähigkeiten nachzuweisen ist methodisch sehr aufwändig und nach wie vor nicht Gegenstand der Bodendauerbeobachtung in Baden-Württemberg. Gleichwohl stellt sie bodenphysikalische Grunddaten zur Abschätzung der Verdichtungsgefährdung von Böden für Forschungsprojekte zur Verfügung und trägt damit zur Weiterentwicklung möglicher Lösungsansätze bei diesem wichtigen Bodenschutzthema bei.

6.2 AUSBLICK

Die Bodendauerbeobachtung in Baden-Württemberg begleitet den Bodenschutz seit seiner Institutionalisierung vor rund 20 Jahren und liefert seither wichtige Grundlageninformationen. Entwicklungen vollzogen sich dabei einerseits bei den Bodenschutzthemen, die andererseits aber auch Anpassungen im Messprogramm zur Folge hatten. Künftig werden hierbei medienübergreifende Fragestellungen wie z. B. das Monitoring von Klimaeinflüssen sowie die Notwendigkeit, durch Synergieeffekte Kosten zu reduzieren, eine noch engere Kooperation zwischen den Umwelt-Monitoringprogrammen erforderlich machen.

Die Bodendauerbeobachtung in Baden-Württemberg wird fortlaufend optimiert: Bei den Bodenuntersuchungen an Basis- und Intensiv-Messstellen wird derzeit die Probenahme- und Analysengenauigkeit weiter verbessert. Dazu wurde ein statistisch optimiertes Probennahmedesign eingeführt. Auf der analytischen Seite wird eine noch konsequenter Qualitätssicherung umgesetzt, wie sie z. B. in der Nationalen Bodenbeobachtung der Schweiz zum Einsatz kommt (Desaules et al. 2003). Deren Grundidee ist es, Rückstellproben aus vorausgegangenen Untersuchungen als internen Standard zu verwenden. Dadurch zusätzlich anfallender Analysenaufwand kann durch längere Wiederholintervalle kompensiert werden. Aufgrund der vorliegenden Bilanzergebnisse ist dies ohne Informationsverlust möglich. Es ergibt sich daraus aber ein höherer Materialbedarf bei den Rückstellproben, der in laufenden Beprobungen schon berücksichtigt wird.

Im *Basis-Messnetz* (33 Standorte im Hintergrundbereich) wird ebenfalls der Bilanzansatz angewendet werden. Stoffflüsse werden hier nicht explizit gemessen. Es ist aber anhand der vorliegenden Nutzungsdaten und Extrapolation vorhandener Depositionsdaten möglich, Stoffflüsse abzuschätzen und damit beobachtete Bodenveränderungen zu plausibilisieren und zu verallgemeinern.

Bei den *Intensiv-Messstellen* steht die *Fortschreibung der Bilanzarbeiten* an. Es ist geplant, nach Bruchsal/Forst das Intensivmessgebiet Odenwald (mittlerer Buntsandstein) mit der Intensiv-Messstelle Wilhelmsfeld als nächsten Standort zu bilanzieren. Hier wird der Einfluss der Versauerung auf die Stoffflüsse ein Schwerpunktthema sein. Die

weiteren Standorte mit ihren jeweiligen Besonderheiten werden sukzessive bearbeitet (z. B. Kehl starke Bioturbation, Trocheltfingen spezielle organische Schadstoffe und landwirtschaftliche Stoffflüsse).

Die bisherigen Bilanzergebnisse erweisen sich als plausibel und der methodische Ansatz als tragfähig. Optimierungen werden noch im Detailbereich möglich sein wie z. B. durch Berücksichtigung des Stammabflusses oder präferentieller Fließwege bei der Sickeratenmodellierung sowie durch zahlreiche Verfeinerungen bei weiteren Einzelflussbestimmungen.

Im Intensiv-Messnetz wurde mit dem *Aufbau eines Erosionsmonitorings* begonnen. Die *Integration der Dauerbeobachtung* mit anderen medialen Messnetzen ist insbesondere bezogen auf die Intensiv-Messstellen weit vorangeschritten. Kooperationen bestehen bereits zwischen Luft- und Depositionsmessnetz sowie Grundwasser- und Quellmessnetz; zwei Standorte sind gleichzeitig Messstationen der FVA. Beim Erosionsmonitoring ist eine Zusammenarbeit mit dem Fließgewässermessnetz Baden-Württembergs und dem Landwirtschaftlichen Technologiezentrum Augustenberg geplant. Die Kooperation mit dem Emissionskataster Baden-Württemberg und die damit mögliche Bilanzierung von Emission und Deposition wird weitere wertvolle Erkenntnisse zum Verbleib anthropogener Schadstoffe in der Umwelt liefern. Die Rolle der Böden hierbei, als Senke aber auch als Quelle für Schadstoffe, wird so weiter präzisiert werden können.

Eine wichtige Funktion für die Bodendauerbeobachtung hat die *Bodenprobenbank* nach § 10 LBodSchAG. Sie dient primär der Beweissicherung festgestellter Veränderungen. Rückstellproben für organische Schadstoffe müssen in der Regel tiefgekühlt gelagert werden, um einen biologischen Abbau auszuschließen. Eine hierfür kontinuierlich betriebene Infrastruktur innerhalb der Bodenprobenbank Baden-Württembergs aufzubauen ist zu aufwändig und auch nicht verhältnismäßig. Es wird deshalb zu prüfen sein, ob und ggf. mit welchen Einschränkungen eine Lagerung der getrockneten Proben auch in Bezug auf organische Schadstoffe in Frage kommt, insbesondere für die persistenten organischen Schadstoffe (POPs). Untersuchungen zur Langzeitstabilität von Rückstellproben sind

aufwändig, werden aber EU-weit vorbereitet (ICP Forests 2008). Alternativ wird eine Kooperation mit der Umweltprobenbank des Bundes geprüft.

Des Weiteren ist vor dem Hintergrund der aktuellen Klimadiskussion beabsichtigt, die *Wirkung der erwarteten Klimaänderung auf Humusvorräte sowie Bodenerosion* zu untersuchen. Da es daneben viele weitere, teilweise bedeutendere Einflüsse auf Humus und Erosion gibt (z. B. die Bodennutzung), ist die Untersuchung aufwändig und deshalb nur arbeitsteilig, gemeinsam mit weiteren Bundesländern realisierbar. Eine länderübergreifende Konzeption hierzu wird unter dem Dach der Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) derzeit erarbeitet.

Ein weiteres Ziel ist die *Zusammenführung der Monitoringergebnisse* aus den bestehenden Bodendauerbeobachtungsprogrammen der Länder sowie eine länderübergreifende Auswertung, die Aussagen im bundesweiten oder auch europäischen Maßstab ermöglicht. Dies dient einerseits der gegenseitigen Unterstützung und ermöglicht die Nutzung von Synergieeffekten. So existieren z. B. bei den Sickerfrachten nur wenige validierte Vergleichsdaten. Analoges gilt für landwirtschaftliche Stofffrachten über Ernteentzug und Düngung. Aber auch valide Bilanzergebnisse wie Änderungsraten der Stoffvorräte verschiedener Umweltkompartimente oder Umweltprognosen sind noch zu selten. Zum anderen lassen sich auf Grundlage hochaggrierter länderübergreifender Daten bestehende Berichtspflichten des Bundes zum Bodenzustand z. B. gegenüber der EU etwa in Form von Indikatoren besser erfüllen. Konzeptionen dieser Zusammenarbeit befinden sich aktuell in der Bearbeitung (LABO 2008, UBK 2008).

8 Literatur

- Bamberg/Baur (1991): Statistik. 7. Auflage. R. Oldenbourg Verlag München Wien 1991.
- Barth, N., W. Brandtner, E. Cordsen, T. Dann, K.H. Emmerich, D. Feldhaus, B. Kleefisch, B. Schilling, J. Utermann (2000): Boden-Dauerbeobachtung - Einrichtung und Betrieb von Boden-Dauerbeobachtungsflächen; In: ROSENKRANZ, D.; BACHMANN, G.; KÖNIG, W.; und G. EINSELE (Hrsg.): Bodenschutz, Ergänzbare Loseblattsammlung; Blatt 9152; BOS 32, Lfg. XI/2000; Erich Schmid-Verlag, Berlin.
- BBodSchG (Bundes-Bodenschutzgesetz.) (1998): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten. BGBl I 502 vom 17. 3. 1998.
- Beck, L., J. Römbke, R. Paulus, A. Ruf, M. Scheurig, J. Spelda, S. Woas (2001): Bodenfauna und Umwelt - Bodenökologische Inventur und Beurteilung von ausgewählten Standorten in Baden-Württemberg. FZKA-BWPLUS Förderung PAÖ 9710.02 / Ö 97007.
- BGBl (1987): Gesetz zur Verminderung von Luftverunreinigungen durch Bleiverbindungen in Ottokraftstoffen für Kraftfahrzeugmotoren (Benzinbleigesetz - BzBlG) i.d.F. vom 18. Dezember 1987, (BGBl. I S. 2810), z.g. am 09.09.2001 (BGBl. I S. 2331, 2334)
- Desaules, A., A. Keller, P. Schwab, R. Dahinden (2004): Analysen von Zeitreihen und Ursachen gemessener Konzentrationsveränderungen von Schwermetallen und Phosphor in Böden auf Dauerbeobachtungsflächen. Agroscope FAL Reckenholz, Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, 8046 Zürich. (www.nabo.admin.ch > Bibliographie Nr. 126).
- DIN 19739: Luftbeschaffenheit und Bodenbeschaffenheit. Messen der atmosphärischen Deposition organischer Spurenstoffe - Trichter-Adsorber-Verfahren. Teil 1: Sammelgerät (Anforderungen, Aufbau, Anwendung). Teil 2: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
- DWD (2007): Klimawandel oder Klimaschwindel. Stellungnahme des Deutschen Wetterdienstes zur Diskussion um den Klimawandel. Offenbach, den 15.06.2007 http://www.dwd.de/de/Zusatzmenues/News/Neu/Klimawandel_Klimaschwindel.pdf
- Fliegel, D., Z. Berner, D. Eckhardt, D. Stüben (2004): New data on the mobility of Pt emitted from catalytic converters. Anal. Bioanal. Chem. (2004) 379: 131-136.
- FVA (2005): Berichte Freiburger Forstliche Forschung Heft 59. Hug, R.; Hepp, R.; Wilpert, K. V.: 18 Jahre Depositionsmessnetz der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg
- FZK (2007): Forschungszentrum Karlsruhe in der Helmholtz-Gemeinschaft. Wissenschaftliche Berichte FZKA 7170. Kraftstoff, Strom und Wärme aus Stroh und Waldrestholz - Eine systemanalytische Untersuchung - Leible et al. Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse, Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Karlsruhe 2007.
- GABl (1993): Dritte Verwaltungsvorschrift des Umweltministeriums zum Bodenschutzgesetz über die Ermittlung und Einstufung von Gehalten anorganischer Schadstoffe im Boden (VwV Anorganische Schadstoffe). 24. August 1993 - Az.: 44-8810.30-1/465.
- GABl (1996): Vierte Verwaltungsvorschrift des Umweltministeriums zum Bodenschutzgesetz über die Ermittlung und Einstufung von Gehalten organischer Schadstoffe im Boden (VwV Organische Schadstoffe). 10. Dezember 1995 - Az.: 44-8810.30-1/85.
- GefaÖ (1989): Pilotstudie zu Arbeitsmethoden für bodenbiologische Untersuchungen zum "Bodenmessnetz Baden-Württemberg". GefaÖ-Gesellschaft für angewandte Ökologie m.b.H. im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Unveröffentlicht.

- ICP Forests (2008): European Union / United Nations Economic Commission for Europe International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests. Meeting of the Working Group QC/QA 16 - 18. April 2008.
- Kim, S (2005): Immissions-, Depositions-, und Dieselmotoremissionsmessungen von PAK, Nitro-PAK und 3-Nitrobenzanthron. Master of Engineering Fakultät III – Prozesswissenschaften der Technischen Universität Berlin, Dissertation D 83.
- LABO (2003): Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz, LABO. Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. 3. überarbeitete und ergänzte Auflage, 2003.
- LABO (2008): Bericht der Redaktionsgruppe „Boden-Dauerbeobachtung“ des ständigen Ausschusses 2 (Vorsorge) an die LABO. Boden-Dauerbeobachtung als eine Grundlage für den vorsorgenden Bodenschutz. Unveröffentlicht Berlin, 29.5.2008.
- LfL (2005): 20 Jahre Bodendauerbeobachtung in Bayern. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft 8, 2005. ISSN 1611-4159.
- LfU (1994): Schwermetallgehalte in Böden aus verschiedenen Ausgangsgesteinen Baden-Württembergs. Materialien zum Bodenschutz Heft 3. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg 1994.
- LfU (1995): Einträge von Platingruppenelementen (PGE) aus Kfz-Abgaskatalysatoren in straßennahe Böden. Texte und Berichte zum Bodenschutz 2/95. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Nov. 1995.
- LfU (1999): Bodendauerbeobachtung in Baden-Württemberg. Untersuchungen ausgewählter organischer Schadstoffe und mikrobiologische Charakterisierung der Standorte. Hrsg. von der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Karlsruhe 1999.
- LfU (2005): Bodenzustandsbericht Baar. Reihe Bodenschutz, Band 19. Hrsg. von der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Karlsruhe, Dezember 2005
- LfU und UBA (1999): Ermittlung atmosphärischer Stoffeinträge in den Boden. Nutzung neuer Sammel- und Nachweisverfahren - Verbundvorhaben Ergebnisse 1998. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg und Umweltbundesamt. 1. Auflage Karlsruhe/Berlin 1999.
- MELUF (1986): Bodenschutzprogramm '86 Baden-Württemberg vom 1.12.1986. Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten Baden-Württemberg. Stuttgart, Dezember 1986.
- Möller, D. (2005): Luftchemie und Luftreinhaltung. Band 1: Luftspurenstoffe Herkunft und Wirkung. Lehrstuhl Luftchemie und Luftreinhaltung, Universität Cottbus, September 2005.
- Römbke, J., L. Beck, B. Förster, H-C. Fründ, F. Horak, A. Ruf, C. Rosciczweski, M. Scheurig, S. Woas (1996): Boden als Lebensraum für Bodenorganismen; bodenbiologische Standortklassifikation - Literaturstudie. Im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe Juni 1996.
- SAG (1991): Konzeption zur Einrichtung von Boden-Dauerbeobachtungsflächen. Bericht der Unterarbeitsgruppe „Boden-Dauerbeobachtungsflächen“ im Auftrag der Sonderarbeitsgruppe „Informationsgrundlagen Bodenschutz“ (SAG). Arbeitshefte Bodenschutz 1. ISBN 3-910088-81-3, Bayer. Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, München.
- Schäfer, J., D. Eckhardt, Z. Berner, D. Stüben (1999): Time-Dependent Increase of Traffic-Emitted Platinum - Group Elements (PGE) in Different Environmental Compartments. Environ. Sci. Technol. 1999, 33, 3166-3170.
- Schultz, R. (1987): Vergleichende Betrachtung des Schwermetallhaushalts verschiedener Waldökosysteme Norddeutschlands. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe A, Bd. 32, 1987.

- Schultz, R., N. Lamersdorf, H. Heinrichs, R. Mayer und B. Ulrich (1987): Raten der Deposition, der Vorratsänderungen und des Austrages einiger Spurenstoffe in Wald-ökosystemen. DFG-Abschlußbericht Nr. UL 35/46-1.
- Schweikle, V. (1991): Bemessung von Messintervallen für Dauerbeobachtungsflächen in Boden-Meßnetzen. *Z. Pflanzenernähr. & Bodenk.* 154:225-226.
- Statview (1995): Handbuch zur deutschen Version von Statview 4.5. 2. Teilband: Statistische Analysen. Pandasoftware GmbH 1995.
- Stumm, W & Morgan, J. J. (1981): *Aquatic Chemistry* (2nd Ed.). Wiley & Sons, New York.
- UBK (2008): Bilanzen als Instrument für Umweltbeobachtung und Ressourcenmanagement. Umweltbeobachtungskonferenz Bern 2008. 8. bis 10. Oktober 2008, Bern.
- Ulrich, B (1983): Interaction of Forest Canopies with Atmospheric Constituents: SO₂, Alkali and Earth Alkali Cations and Chloride. In: ULRICH, B.; PANKRATH, J. (eds.): *Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems*. Reidel Publ. Co. Dordrecht, pp 35-45.
- UM BW (in Vorbereitung): Umweltministerium Baden-Württemberg. Arbeitshilfe zum Umgang mit großflächig erhöhten Schadstoffgehalten im Boden. In Vorbereitung.
- UMEG (2002 a): Frachtenberechnung Atmo-Bio-Pedosphäre. *Europ. Env. eJournal* - <http://www.umweltbeobachtung.de/journal/U263-DBW01-de.pdf>
- UMEG (2002 b): Sickerwasserprobennahme. *Europ. Env. eJournal* - <http://www.umweltbeobachtung.de/journal/U2421-DBW01-de.pdf>
- UMEG (2002 c): Bodenwasserhaushalt. Modellierung. *Europ. Env. eJournal*, Dezember 2002. <http://www.umweltbeobachtung.de/journal/U2431-DBW03-de.pdf>
- UMEG (2003 a): Autobahntransekt.Intensiv-Messstelle Forst.Stoffgehalte. *Europ. Env. eJournal*, SE 01.07.03. <http://www.umweltbeobachtung.de/journal/U722-MDBW1101-de.pdf>
- UMEG (2003 b): Intensiv-Messstelle Forst. Rückrechnung der durchschnittlichen Jahresbilanzen, *Europ. Env. eJournal*, SE 30.10.03. <http://www.umweltbeobachtung.de/journal/U951-MDBW1101-de.pdf>
- UMEG (2003 c): Wasserhaushaltsbilanz 2002. Nördlicher Oberrhein. Messstelle Forst bei Bruchsal. *Europ. Env. eJournal*, SE 22.05.03. <http://www.umweltbeobachtung.de/journal/U941-MDBW1101-J02-de.pdf>
- UMEG (2003 d): Sickerraten 2002. Intensiv-Messstellen Baden-Württemberg. *Europ. Env. eJournal*, SE 21.05.03. <http://www.umweltbeobachtung.de/journal/U612-MDBW11-J02-de.pdf>
- UMEG (2003 e): Stofffrachten Intensiv-Messstelle Forst. Nördlicher Oberrhein. Sandiger Boden unter Wald. 14 m neben der Autobahn A5. *Europ. Env. eJournal*, SE 09.07.03. <http://www.umweltbeobachtung.de/journal/U891-MDBW1101-de.pdf>
- UMEG (2003 f): Emissionen des Verkehrs. Autobahn A5. Intensiv-Messstelle Forst. *Europ. Env. eJournal*, SE 23.07.03. <http://www.umweltbeobachtung.de/journal/U813-MDBW1101-de.pdf>
- UMEG (2003 g): Graskulturen 2000. Platingruppenelemente am Straßenrand. *Europ. Env. eJournal*, SE 12.05.03. <http://www.umweltbeobachtung.de/journal/U5211-PTR01-J00-de.pdf>
- UMEG (2004): Bilanzbericht Bruchsal 2003. Umweltbilanz und Umweltprognose Forstwirtschaft und Verkehr - Ergebnisse vom Intensiv-Monitoring Bruchsal, Gemeinde Forst (Baden-Württemberg). Stand Januar 2004. *Europ. Env. eJournal*, SE 18.08.04. <http://www.umweltbeobachtung.de/journal/U914-MDBW1101-J0292-de.pdf>

UMEG (2005 a): Intensiv-Messstelle Forst. Chronik: Ausstattung und Projekte. Europ. Env. eJournal - <http://www.umweltbeobachtung.de/journal/U32-MDBW1101-de.pdf>

UMEG (2005 b): Intensivmessgebiet Wilhelmsfeld (Odenwald). Europ. Env. eJournal - <http://www.umweltbeobachtung.de/journal/U32-MDBW1102-de.pdf>

UMEG (2005 c): Chronik Kehl. Bewirtschaftung, Ausstattung und Projekte an der Siedlungs-Intensivmessstelle Kehl (Straßburg). Europ. Env. eJournal - <http://www.umweltbeobachtung.de/journal/U32-MDBW1104-de.pdf>

UMEG (2005 d): Intensiv-Bodendauerbeobachtungsmessstelle Trochtelfingen. Europ. Env. eJournal - <http://www.umweltbeobachtung.de/journal/U32-MDBW1105-de.pdf>

UMEG (2005 e): Forstpflanzenbeschaffenheit an Intensiv-Messstellen in Baden-Württemberg. Europ. Env. eJournal - <http://www.umweltbeobachtung.de/journal/U5231-MDBW11-de.pdf>

UMEG (2005 f): Jahresbericht 2004. UMEG Zentrum für Umweltmessungen, Umwelterhebungen und Gerätesicherheit Baden-Württemberg. Karlsruhe, Oktober 2005.

UMEG (2005 g): Atmosphärische Deposition 2004. Intensiv-Messstellen Baden-Württemberg. Europ. Env. eJournal, S1 051209. <http://www.umweltbeobachtung.de/journal/U811-MDBW11-J04-de.pdf>

Zeien, H & Brümmer, G (1991): Ermittlung der Mobilität und Bindungsformen von Schwermetallen in Böden mittels sequentieller Extraktion. - Mittl.dt.Bodenkdl.Ges., 66/I: 439-442, Oldenburg.

