Fachhochschule Osnabrück
University of Applied Sciences

Stand und Zukunft des Bodenmonitoring

Beiträge
Diskussionsforum
Bodenwissenschaften

Heft 5

Osnabrück
28. Oktober 2004

Fakultät
Agrarwissenschaften &
Landschaftsarchitektur

Stand und Zukunft des Bodenmonitoring

Beiträge zum Diskussionsforum Bodenwissenschaften

Heft 5

Fachhochschule Osnabrück

Fakultät Agrarwissenschaften & Landschaftsarchitektur

Studiengang Bodenwissenschaften

am 28. Oktober 2004

Impressum

Diskussionsforum Bodenwissenschaften:
Stand und Zukunft des Bodenmonitoring; Heft 5 (2004)

Herausgeber:
Studiengang Bodenwissenschaften
in der Fakultät Agrarwissenschaften & Landschaftsarchitektur
Stiftung Fachhochschule Osnabrück
Oldenburger Landstraße 24
49090 Osnabrück
Telefon: 0541-969-5110
Telefax: 0541-969-5170
E-Mail: al@fh-osnabrueck.de
Internet: http://www.al.fh-osnabrueck.de

Redaktion und Layout:
Prof. Dr. Heinz-Christian Fründ (HC.Fruend@fh-osnabrueck.de)
Prof. Dr. Friedrich Rück (F.Rueck@fh-osnabrueck.de)

Für den Inhalt der Einzelbeiträge zeichnen die Autoren verantwortlich

Vorwort

Im Rahmen des Studiengangs Bodenwissenschaften an der Fachhochschule Osnabrück wurde das „Diskussionsforum Bodenwissenschaften" als jährliche Fachtagung eingerichtet, um den Dialog zwischen Studierenden, Lehrenden und Praxisvertretern zu fördern.

Mit dem Thema **Stand und Zukunft des Bodenmonitoring** beschäftigte sich das 6. Diskussionsforum Bodenwissenschaften im Oktober 2004. Die Tagung hatte die Zielsetzung, einen Überblick zu geben über den Stand des Bodenmonitoring bzw. der Bodendauerbeobachtung in verschiedenen Ländern sowie Monitoringkonzepte in weiteren Umweltbereichen darzustellen.

Ausgehend von den ersten Bodendauerbeobachtungsflächen in 1986 wurde die Methodik ständig weiterentwickelt und teilweise vereinheitlicht. Besonderes Anliegen war von Beginn an, zuverlässige Daten über schleichend akkumulierende Bodenbelastungen erheben zu können. Dies mündet letztlich auch in dem (bodenschutz-) gesetzlichen Auftrag, die Bodenfunktionen zu erhalten.

Das Tagungsthema umfasste ein weites Spektrum des Bodenmonitorings:

- Anwendungsmöglichkeiten aus den Ergebnissen der Landwirtschaftlichen Bodendauerbeobachtungsflächen und Forstliches Bodenmonitoring am Beispiel der Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) auf nationaler Ebene,
- Bodenmonitoring in der Schweiz und die Arbeiten der TWG Monitoring im Rahmen der EU-Bodenschutzstrategie als Beispiele für internationale Entwicklungen, sowie
- Querverbindungen zu anderen Aufgabenfeldern des Umweltmonitoring wie Natural Attenuation im Rahmen der Altlastensanierung, den Bezug zum Bodenmonitoring im Rahmen des Monitorings gentechnisch veränderter Organismen und Ansätze zur Erfassung des Humuszustandes und der Humusgehalte unter den Anforderungen der Guten Fachlichen Praxis nach §17 BBodSchG (leider nicht im Tagungsband enthalten).

Herzlich bedanken möchten wir uns sowohl für die Vorträge, Manuskripte und die Diskussionsbeiträge als auch bei der Fakultät Agrarwisssenschaften und Landschaftsarchitektur für die Unterstützung zur Durchführung des Diskussionsforums Bodenwissenschaften.

Friedrich Rück

Osnabrück, Juli 2005 Heinz-Christian Fründ

Hans Schön

Anschriften der Referenten

Dipl.-Ing. Frank Berhorn	Bundesamt für Naturschutz Fachgebiet I 1.3 Monitoring Konstantinstraße 110 D-53179 Bonn frank.berhorn@bfn.de
Dr. André Desaules	Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau Reckenholzstraße 191 CH-8046 Zürich andre.desaules@fal.asdmin.ch
Prof. Dr. Georg Guggenberger	Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung Weidenplan 14 D-06108 Halle (Saale) guggenberger@landw.uni-halle.de
Dr. Bernd Kleefisch	Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung Bodentechnologisches Institut Bremen des Friedrich-Mißler-Straße 46-50 D-28211 Bremen bernd.kleefisch@nlfb.de
Dr. Jens Utermann	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe Referat B 4.25: Bodennutzung, Bodenschutz, Bodenanalytik Stilleweg 2 D-30655 Hannover Jens.Utermann@BGR.de
Prof. Dr. Barbara Wolff	Fachhochschule Eberswalde Fachbereich Forstwirtschaft Alfred-Möller-Straße 1 16225 Eberswalde bwolff@fh-eberswalde.de
Dipl.-Ing. Christoph Wortmann	Dr. Weßling Beratende Ingenieure GmbH Oststraße 7 D-48341 Altenberge christoph.wortmann@wessling-gruppe.de

Inhaltsverzeichnis

Nutzung von Boden – Dauerbeobachtungsflächen für Forschung und Beratung _____ 7
(Bernd Kleefisch und Walter Schäfer)

Forstliches Bodenmonitoring am Beispiel der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) _____ 17
(Barbara Wolff und Nicole Wellbrock)

Bodenmonitoring in der Schweiz - Ziele, Probleme und Lösungen _____ 34
(André Desaules)

Die geplante Monitoring-Richtlinie im Rahmen der europäischen Bodenschutzstrategie 44
(Jens Utermann)

Verbund Castrop-Rauxel: Untersuchungen von Natural Attenuation-Ansätzen auf einem Kokerei- und Zechenstandort (Sachstand 2003 –2004) _____ 54
(Christoph Wortmann; Anja Berning; Achim Möller;Götz Hornbruch; Dirk Schäfer und Andreas Dahmke)

Monitoring gentechnisch veränderter Organismen – Bezüge zum Bodenmonitoring _____ 68
(Frank Berhorn)

Tagungsvortrag ohne Manuskripteingang:
Ansätze zur Erfassung des Humuszustandes und der Humusgehalte unter den Anforderungen der Guten Fachlichen Praxis (§17 BBodSchG) (Georg Guggenberger)

Nutzung von Boden – Dauerbeobachtungsflächen für Forschung und Beratung

Bernd Kleefisch und Walter Schäfer

Zusammenfassung

Das primäre Ziel der Boden-Dauerbeobachtungsprogramme besteht zweifellos in der Beantwortung der Frage, ob die Böden zeitlichen, anthropogen bedingten Veränderungen unterliegen. Werden solche Veränderungen nachgewiesen, ist zu beurteilen, ob es sich um schädliche Bodenveränderungen im Sinne des Bundesbodenschutzgesetzes handelt. Steht dies fest, sind Maßnahmen zu empfehlen, auf welche Weise diese Entwicklungen umgekehrt oder gestoppt werden können.

Neben der Verfolgung dieser Zielsetzung hat sich mittlerweile gezeigt, dass die BDF und die im Rahmen von BD-Programmen erhobenen Daten vielfältige weitere Nutzungsmöglichleiten bieten.

Der vorliegende Beitrag gibt einen Überblick über das niedersächsische Boden-Dauerbeobachtungsprogramm – Teilprogramm landwirtschaftlich genutzte BDF (BDF-L) - und stellt die in diesem Rahmen die derzeit bereits genutzten und zukünftig realisierbaren Synergieeffekte zusammen. Am Beispiel des Auswertungsmoduls „Nmin-Info-Dienst" wird dargestellt, dass die an Intensiv-BDF erhobenen Messwerte u. a. auch für die Zwecke der landwirtschaftlichen Zusatzberatung in Wasserschutzgebieten eingesetzt werden.

1 Das niedersächsische Boden-Dauerbeobachtungsprogramm

1.1 Aufgabe und Zielsetzung

Obwohl heute schon viele Maßnahmen zur Entlastung der Umwelt gegriffen haben, besteht weiterhin Anlass zu Sorge, dass ein Voranschreiten schädlicher Bodenveränderungen letztlich zu einer nachhaltigen Beeinträchtigung unserer Lebensgrundlagen führen könnte. Hier gilt es also, mögliche Veränderungen genauestens zu beobachten.

Im Rahmen des niedersächsischen Boden-Dauerbeobachtungsprogramms nimmt das Niedersächsische Landesamt für Bodenforschung diese Aufgabe seit 1991 wahr (KLEEFISCH & KUES, 1997 und KLEEFISCH, 2001). Hierzu wurde in Kooperation mit anderen Landesdienst-

stellen ein Netz von insgesamt 90 Boden-Dauerbeobachtungs-Flächen aufgebaut (vgl. Abb. 1).

Ziel ist es, auf der Basis dieser repräsentativ ausgewählten Messflächen mögliche Bodenveränderungen aufzudecken, ihre Ursache und Auswirkungen zu bewerten und zu prognostizieren. Nur so können wir den Handelnden in Politik, Verwaltung und Bodennutzung rechtzeitig eine gesicherte Datengrundlage für ihre umweltpolitischen Entscheidungsprozesse an die Hand geben.

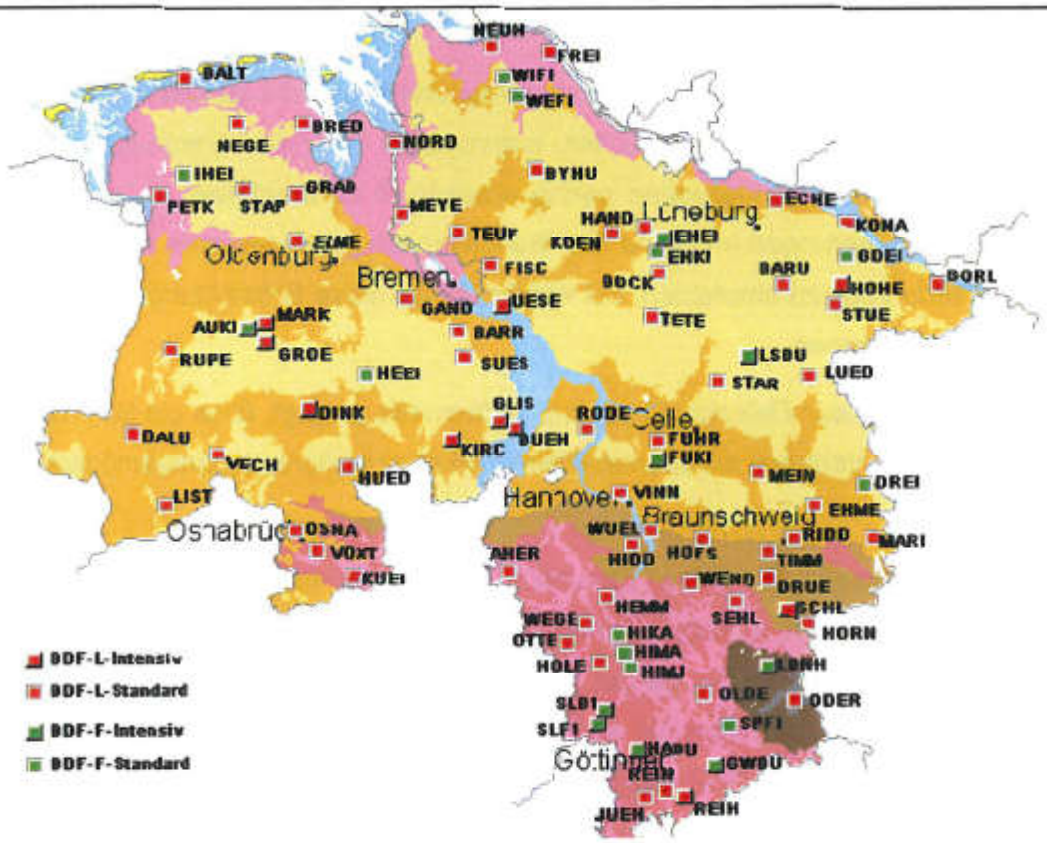


Abb. 1: Lage der 90 Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Niedersachsen

1.2 Untersuchungsprogramm auf Standard-BDF

1.2.1 Bodenwiederholuntersuchungen

Alle 70 landwirtschaftlich genutzten BDF (BDF-L) besitzen eine Flächengröße von 10000 m². Im Rahmen des BDF-Grundprogramms versuchen wir, Bodenveränderungen im Wesentlichen durch zeitlich wiederholte Untersuchungen der Bodenfestphase nachzuweisen. Zur statistischen Absicherung möglicher Veränderungen werden alle Untersuchungen in vierfacher räumlicher Wiederholung auf den 4 sogenannten Kernflächen durchgeführt. Der Untersuchungsumfang des Standard-Programms korreliert mit den bundesweiten abgestimmten

Richtlinien zur „Einrichtung und Betrieb von Boden-Dauerbeobachtungsflächen" (BARTH et al., 2000) und umfasst

- die alle zehn Jahre wiederholte Bodenanalytik zum Nachweis von anorganischen und organischen Schadstoffen,
- die alle drei Jahre wiederholte Untersuchung mesostabiler Bodenparameter wie pH-Wert und Pflanzennährstoffgehalte sowie der radioaktiven Abstrahlung der Böden und
- die jährliche durchgeführte Bestimmung bodenmikrobiologischer Kennwerte wie mikrobielle Biomasse und Basalatmung.

Alle Untersuchungsergebnisse stellen wir in die Datenbanken des Niedersächsischen Bodeninformationssystems NIBIS ein und alle Bodenproben der zehnjährigen Wiederholuntersuchungen werden langfristig bei minus 24 ° C in der Kryoprobenbank des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung (NLfB) archiviert.

Aufgrund ihres Indikatorwertes für den Bodenzustand werden die Bodenwiederholuntersuchungen in dreijährigen Intervallen durch Vegetationsaufnahmen ergänzt.

1.2.2 Ermittlung von Stoffein- und -austrägen

Um Aufschluss über die Ursachen und Auswirkungen möglicher Bodenveränderungen zu erhalten würde eine ausschließliche Betrachtung des Bodens nicht ausreichen. Es ist daher wichtig, auch die anderen Umweltkompartimente - wie Atmosphäre, Grund- und Oberflächenwasser - zu beobachten, von denen die Beeinflussung ausgeht, bzw. auf die mögliche Bodenveränderungen wirken könnten. Ziel ist es hierbei, möglichst alle bodenbezogenen Einflussgrößen zu erfassen.
Diese Aufgabe kann ein Geologischer Dienst nicht allein erledigen. Hier sind wir auf die Unterstützung der Agrar- und Umweltbehörden angewiesen und erhalten diese auch.

So konnte mittlerweile die überwiegende Zahl der Boden-Dauerbeobachtungsstandorte mit Depositions- und Grundwassermessstellen des Gewässergütemessnetzes Niedersachsen (GÜN) gekoppelt werden. Ebenso ist es gelungen, Boden-Dauerbeobachtungsflächen als Überwachungsstandorte zur Umweltradioaktivität und verschiedener anderer Umweltmessnetze zu etablieren. Auf diese Weise erhalten wir Informationen über die Niederschlagsgüte, die Qualität des Grundwassers sowie die radioaktive Abstrahlung des Bodens und des Aufwuchses.

Weiterhin ermitteln wir in Zusammenarbeit mit den niedersächsischen Landwirtschaftskammern auf allen 70 landwirtschaftlich genutzten BDF den Stoffeintrag über Dünger und Pflanzenbehandlungsmittel sowie den Stoffaustrag mit dem abgefahrenen Erntegut. Hierzu protokolliert der Landwirt alle seine Bearbeitungsmaßnahmen.

1.3 Untersuchungsprogramme auf Sonder- und Intensivmessstellen

Die auf Sonder- und Intensivmessflächen zusätzlich zum BDF-Grundprogramm durchgeführten Untersuchungen unterscheiden sich naturgemäß je nach der Zugehörigkeit der BDF zu den einzelnen Sub-Monitoring-Netzen:

- Die Durchführung regelmäßiger Erosionsschadenskartierungen auf den Wassererosionsstandorten.
- Die Messung des luftgetragenen Sedimenttransports auf Winderosionsstandorten.
- Der Einbau von Sedimentfängern auf häufig überfluteten Auenstandorten.
- Die Durchführung regelmäßiger Höhennivelements zur Quantifizierung des Bodensubstanzverlustes durch Torfmineralisation auf Moorstandorten.
- Wälder als hoch aufragende Vegetationsform sind besonders stark mit dem Eintrag von Luftschadstoffen belastet, denn das Kronendach der Waldbäume wirkt wie ein Filter. Der größte Teil der Schadstoffe gelangt über den Bestandesniederschlag in den Waldboden und beeinträchtigt die Stabilität der Wälder.
- Neben den wiederkehrenden Untersuchungen der Bodenfestphase untersucht die niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt (NFV) an 9 der insgesamt 20 forstlich genutzten BDF mit hoher zeitlicher Auflösung alle für das Forstökosystem relevanten Stofftransporte. Diese forstlichen Intensiv-BDF sind auch in das Level-II-Konzept des international abgestimmten ICP-Forest-Programms eingebunden.
- Zur Beobachtung der Nährstoffauswaschung unter landwirtschaftlichen Nutzflächen und zur Erforschung der Stoffhaushalte unter bestimmten Standort- und Landnutzungsverhältnissen haben wir an insgesamt 13 Beobachtungsflächen sogenannte meteorologisch-bodenhydrologischen Messstationen eingerichtet (vgl. Abb.2).

Diese Messstationen verfügen wie die forstlichen Intensiv-BDF über Einrichtungen zur Beprobung des Bodenwassers in unterschiedlichen Tiefen, über verschiedene Bodentemperatur- und Bodenfeuchtigkeitsfühler sowie über eine Wetterstation, an denen alle für die Modellierung des Bodenwasserhaushalts benötigten Wetterdaten im Stundentakt aufgezeichnet werden. Während der Zeit der winterlichen Grundwasserneubildung bestimmen wir alle zwei Wochen die Qualität des Bodenwassers.

Sechs der Boden-Dauerbeobachtungsflächen verfügen zusätzlich über wägbare Feldlysimeter. Diese Messeinrichtungen dienen der Erfassung des sich durch eine Bodensäule bewegenden Wassers und der darin gelösten Stoffe. Die von uns eingesetzten, monolithisch ge-

stochenen Lysimeter ermöglichen Umweltuntersuchungen an einem weitgehend unveränderten natürlich gelagerten Ausschnitts des Bodens und bieten die Möglichkeit zur Validierung der eingesetzten Bodenwasserhaushaltsmodelle.

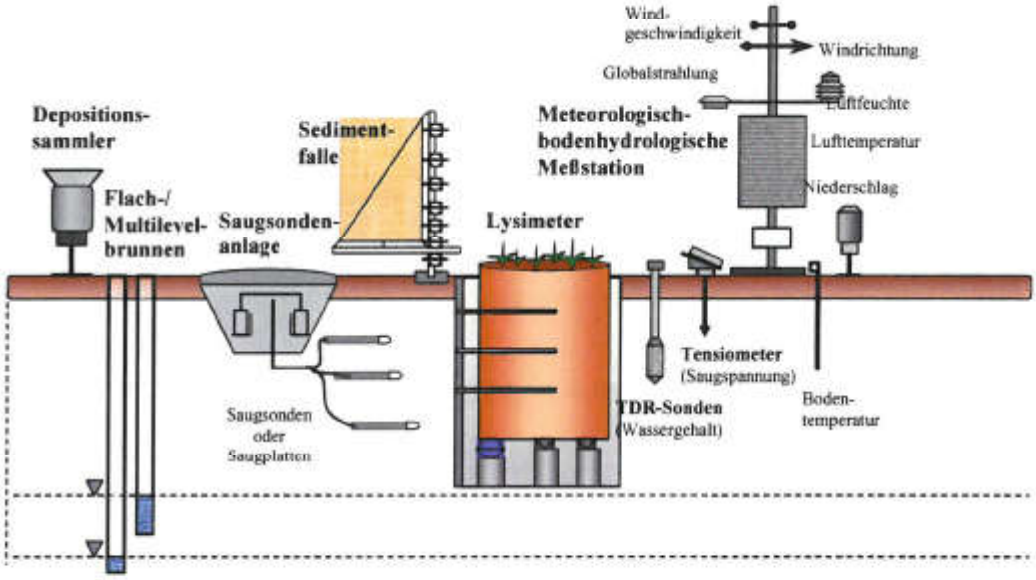


Abb. 2: Zusammenstellung der auf Sonder- und Intensivmessflächen eingesetzten Mess- und Probennahmetechnik.

2 Nutzung der BDF und BDF-Befunde

Die Nutzungsmöglichkeiten der BDF-Befunde sind aufgrund des breiten Untersuchungsumfanges vielseitig. Sie lassen sich nach den Kriterien Nutzungsform, Nutzergruppen und Nutzungsziel unter Nutzungs- bzw. Auswertungsziel klassifizieren (vgl. Abb.3).

2.1 Bereitstellung von Bodenproben

Bodenproben der BDF können – nebst den bereits vorliegenden Analysenergebnissen - im begrenzten Umfang aus der Probenbank des NLfB bereitgestellt werden. Da die Standorte der BDF u. a. nach dem Gesichtspunkt der bodenkundlichen Repräsentativität ausgewählt wurden, eigenen sich diese Probenkollektive in besonderem Maße für Vergleichsuntersuchungen, mit denen das Spektrum der niedersächsischen Bodenformen abgedeckt werden soll. Bislang wurden Böden beispielsweise abgegeben für die Durchführung von

- analytischen Methodenvergleichen
  (z. B. Vergleich Königswasser- und NH_4NO_3-Aufschluss),
- Zusatzanalysen im Rahmen anderer Umweltprojekte
  (z. B. Internationaler Selenatlas),
- Labor- und Gefäßversuche sowie
- zur Gewinnung von Normböden für Labor-Ringuntersuchungen.

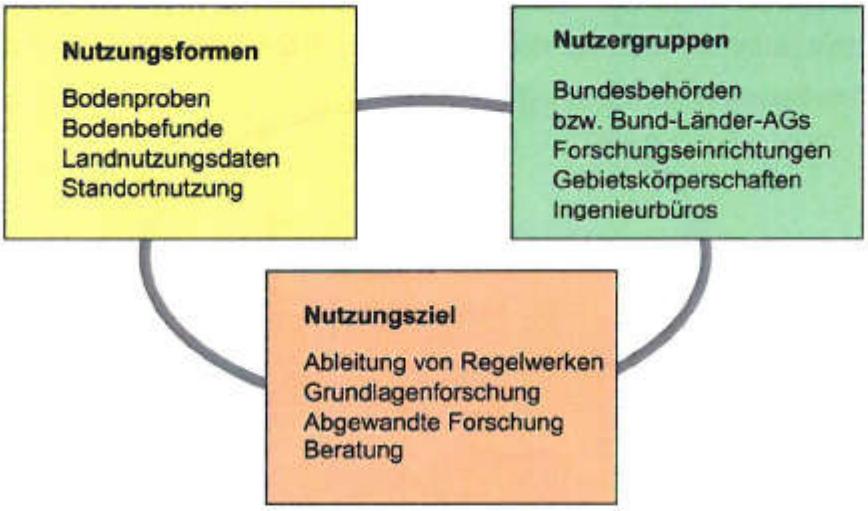


Abb. 3: Beispiele für die bisherige Nutzung von BDF und BD-Befunden durch Dritte

2.2 Bereitstellung von Befunden

Von den zahlreichen Anfragen und Auswertung seien hier beispielhaft erwähnt:

- Die Nutzung von **Bodenbefunden**
  - zur Ableitung von Hintergrundwerten oder
  - als Referenzwerte zur Beurteilung lokaler Kontaminationen (z. B. PAK-Konzentrationen im Grünlandaufwuchs – LWK Hannover).
- Die Bereitstellung von **Landnutzungsdaten** zur Überprüfung der Korrelation zwischen Ertragsstärke und Ackerzahl (Uni Göttingen) oder
- die Auswertung von **Daten der Sickerwasserqualität** hinsichtlich der Ableitung von Geringfügigkeitsschwellen für Schwermetalle im Sickerwasser, etc.

2.3 Bereitstellung der BDF-Standorte für die Nutzung durch Dritte

2.3.1 Nutzung der BDF als Forschungsplattform

Die Vorteile, die sich durch Nutzung der BDF-Standorte als Forschungsplattform ergeben, wurden in den letzten Jahren zunehmend auch durch Dritte genutzt:

Im Rahmen von Forschungsprojekten durchgeführte Spezialuntersuchungen können i. d. R. nur dann richtig interpretiert werden, wenn zusätzliche Basisinformationen über die Standort- und Bodeneigenschaften sowie zur Nutzungsgeschichte der Untersuchungsflächen vorliegen. Durch die Nutzung der gut dokumentierten BD-Flächen kann der Aufwand zur Gewinnung dieser Informationen beträchtlich mindert werden. Auch der Aufwand für die sonst notwendige Suche nach geeigneten, repräsentativen Probenahme-, Mess- oder Versuchsstandorten kann deutlich reduziert werden.

Die auf den Messflächen installierten Mess- und Probenahmeeinrichtungen ermöglichen die relativ kurzfristige Bereitstellung z. B. von Sickerwasserproben, Bodenproben, Pflanzenproben für verschiedene Untersuchungsziele.
Das BD-Programm selbst profitiert von den eingegangenen Forschungskooperationen zum einen durch den Rückfluss der in den Projekten gewonnenen Erkenntnisse und zum anderen in sofern, als dass die im Rahmen von Projekten erarbeiteten methodischen Weiterentwicklungen zur Verbesserung der Infrastruktur des BD-Programms dienen.
Hervorzuheben ist jedoch vor allem die frühzeitige Prüfung möglicher Zukunftsthemen im Rahmen von Projekten und der interdisziplinäre Erfahrungsaustausch mit Partnern aus den Universitäten und anderen Forschungseinrichtungen.

Beispiele für bisher in Forschungskooperationen bearbeitete Themen sind

- Tierarzneimittel im Boden (NLfB, TiHo Hannover),
- Gewässerbelastung durch Pflanzenschutz- und –behandlungsmittel im Ackerbaugebieten (NLfB, NLÖ),
- Modell zu Prognose von Schwefelmangel in Niedersachsen (NLfB, FAL Braunschweig),
- Hintergrundwerte für organische und anorganische Schadstoffe im Sickerwasser (NLfB, BGR),
- Validierung der bodenartlichen Aussage von Georadar- und Gamma-Messungen (NLfB, GGA),
- Untersuchungen zur Aggregatdichte auf Ackerböden (NLfB, Uni Göttingen),
- Einfluss des Bodens bei der Minensuche (NLfB, GGA), etc.

2.3.2 Koppelung von BDF und Feldversuchen

In den letzten Jahren wurden die BDF-Flächen zunehmend mit Feldversuchen und Projekten im Rahmen der landwirtschaftlichen Beratung in Wasserschutzgebieten verknüpft. So sind 5 Intensiv-BDF eng mit Feldversuchen zur grundwasserschutzorientierten Landbewirtschaftung verknüpft. Hier liefern die BDF wichtige Basisdaten und z. B. die zeitlich hochauflösende meteorologisch-bodenhydrologische Daten zur Berechnung von Sickerwasserraten und Stoffausträgen aus dem Boden. Ein weiterer Feldversuch wurde zum Thema Transport- und Abbauverhalten von Tierarzneimittel im Boden an 2 BDF angebunden.

Die Verknüpfung der BD-Daten mit den Ergebnissen der Feldversuche erlaubt die Entwicklung und Überprüfung von Prognosemodellen und ermöglicht so die Übertragung der Versuchsergebnisse auf andere Standorte.

2.4 Bereitstellung der BDF-Standorte für eine integrierte Umweltbeobachtung

Wie bereits in Kapitel 1.2.2 erwähnt, konnte mittlerweile die überwiegende Zahl der Standorte der Boden-Dauerbeobachtung mit Depositions- und Grundwassermessstellen des Gewässergütemessnetzes Niedersachsen (GÜN) und mit Überwachungsstandorten zur Umweltradioaktivität gekoppelt werden.

Auf diese Weise ist es gelungen, auf den Boden-Dauerbeobachtungsflächen Niedersachsens die Grundlagen für ein Messnetz zur Integrierten Umweltbeobachtung zu errichten. Dieser Prozess ist noch nicht abgeschlossen. Wir arbeiten auch zukünftig daran, weitere Synergieeffekte durch Messnetzkoppelung auszuschöpfen:

- Es ist davon auszugehen, dass die Boden-Dauerbeobachtungsflächen des Landes als Messstandorte für Untersuchungen im Rahmen des geplanten Monitorings zur Umweltverbreitung gentechnisch veränderter Organismen (GVO) herangezogen werden.
- Weiterhin wird derzeit die Eignung der BDF als Monitoringstandorte im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinien geprüft.

Aufgrund seiner zentralen Stellung des Bodens im Ökosystem begreifen wir die existierenden Boden-Dauerbeobachtungsflächen auch weiterhin als ideale Ankerpunkte für eine integrierte Umweltbeobachtung.

3 Nutzung von BD-Daten für die landwirtschaftliche Zusatzberatung in Wasserschutzgebieten

Ein weiteres, in den letzten Jahren zunehmend wahrgenommenes Angebot besteht in der Nutzung der auf den Intensiv-Messflächen des BD-Programms gewonnenen bodenhydrologisch-meteorologischen Daten für die landwirtschaftliche Beratung in Wasserschutzgebieten.

Grundwasserschonende Bewirtschaftungsmaßnahmen werden in Wasserschutzgebieten regelmäßig einer Erfolgskontrolle unterzogen. Ein häufig eingesetztes Instrument ist die Herbst-Nmin-Methode, mit der der Stickstoff-Gehalt in der Wurzelzone vor Beginn der winterlichen Sickerwasserneubildung ermittelt wird. Der Zeitpunkt der Probenahme ist besonders wichtig, da eine zu frühe Beprobung den maximalen Nmin-Gehalt des Bodens im Herbst unterschätzt. Bei verspäteter Probenahme nach Beginn der Sickerwasserbildung werden Teile des Nitrats in nicht beprobte Schichten verlagert und nicht mehr erfasst (vgl. Abb.4).

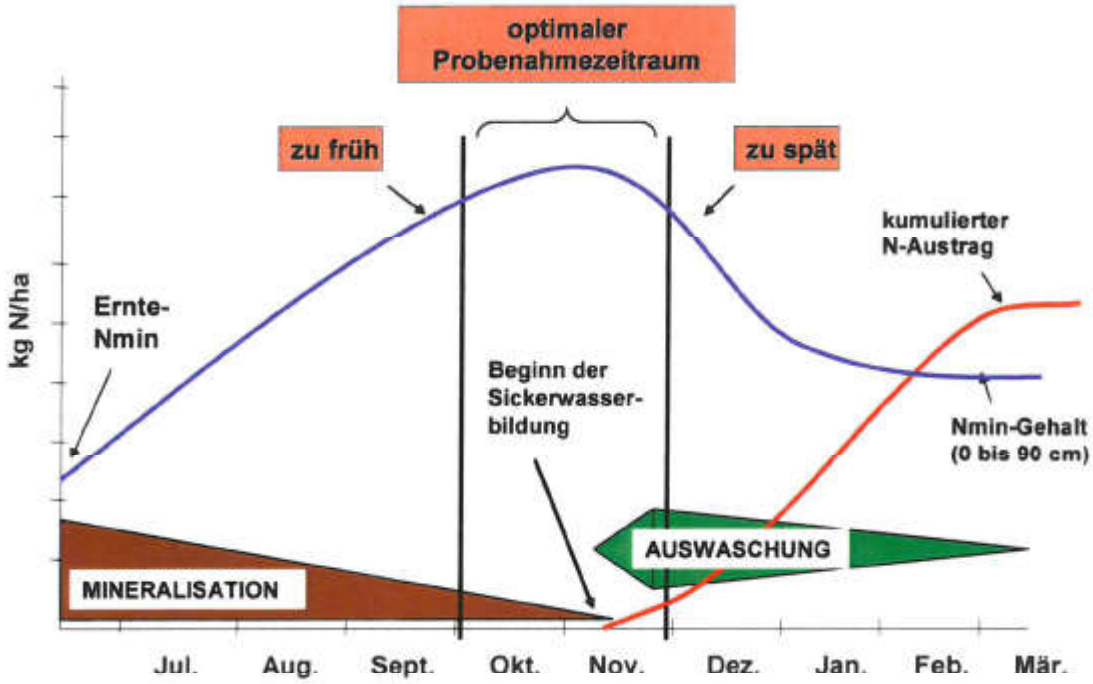


Abb. 4: Optimaler Probennahmezeitpunkt für Herbst-Nmin (aus: HILLEBRAND, S. 2002)

Unter Verwendung der regionalisierten Stationsdaten der Intensiv-BDF wurde auf Grundlage der vereinfachten Wasserhaushaltsgleichung nach DVWK (1996) am NLfB eine Methode zur Eingrenzung des optimalen Probennahmezeitraumes entwickelt. Als optimal wird der Zeitpunkt eingestuft, an dem die Sickerwasserbildung unterhalb der Beprobungsschicht beginnt (MÜLLER et al. 2000 und HILLEBRAND 2002).

Von den landwirtschaftlichen Zusatzberatern werden in den Wasserschutzgebieten gebietsrepräsentative Referenzflächen ausgewählt und beim NLfB für die Wasserhaushaltssimulation angemeldet. Die Eingangsdaten werden von den Beratern, den Wasserwerken und den Landwirten bereitgestellt, wobei u. a. auch die täglichen Witterungsdaten der o. g. bodenhydrologisch-meteorologischen Messstationen Eingang finden. Anhand der Ergebnisse der durchgeführten Wasserhaushaltssimulation können die Berater die Herbst-Nmin-Probennahme besser terminieren und erhalten weitere wertvolle Ergebnisse für die Sickerwasserqualitäts-Prognose.

Der für die Referenzflächen berechnete aktuelle Bodenwasserhaushalt wird den Beratern zeitnah über eine Internetplattform zur Verfügung gestellt. Als zusätzliche Serviceleistung bietet das NLfB über den Internet-Dienst auch die täglichen meteorologischen und bodenhydrologischen Daten der Intensiv-BDF zu weiteren Nutzungszwecken an.

4 Fazit

Boden-Dauerbeobachtungsflächen wurden in Niedersachsen wie auch anderswo zunächst unter der Zielsetzung eines bodenbezogenen Umweltmonitorings eingerichtet. Mittlerweile werden sowohl die Standorte der BD wie auch die Befunde des Programms für eine Vielzahl weiterer Zwecke genutzt. Die Anzahl der Forschungskooperationen und Datenanfragen hat in den letzten Jahren stetig zugenommen und wir gehen davon aus, dass sich dieser Trend in Zukunft fortsetzen wird. Bereits heute sind die auf diese Wiese erzielten Synergieeffekte beträchtlich.

Literatur

BARTH, N. & BRANDTNER, W. & CORDSEN, E. & DANN, T. & EMMERICH, K.-H. & FELDHAUS, D. & KLEEFISCH, B. & SCHILLING, B. & UTERMANN, J. (2000): Boden-Dauerbeobachtung - Einrichtung und Betrieb von Boden-Dauerbeobachtungsflächen - in : ROSENKRANZ, D. & BACHMANN, G. & KÖNIG, W. UND G. EINSELE (Hrsg.): Handbuch Bodenschutz, Bd. 3, 32.Lfg. XI/00.

DVWK (1996): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. DVWK-Fachausschuss „Verdunstung", 238 S.; Bonn (DVWK).

HAGEMANN, K. UND B. KLEEFISCH UND W. SCHÄFER (2004): Witterungsdaten der Intensiv-Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF-I) und assoziierter Messstationen. – In: Arbeitshefte Boden 2004/4 – Hannover.

HILLEBRAND, S. (2002): Verbesserung der Aussagekraft von Herbst-Nmin-Werten durch die Optimierung des Probenahmetermins. – in: Scheffer (Koord.): 125 Jahre Moor- und Bodenforschung in Bremen, Arbeitshefte Boden 2002/3, S. 122-129. – Hannover [NLfB]

KLEEFISCH, B. & KUES, J. (Hrsg.) (1997): Das Bodendauerbeobachtungsprogramm von Niedersachsen - Methoden und Ergebnisse. - Arbeitshefte Bodenkunde 2/97, 122 S. - Hannover

KLEEFISCH. B. (2001) (Hrsg.): 10 Jahre Boden-Dauerbeobachtung in Niedersachsen - Reader zur gleichnamigen Fachtagung am 17./18.10.2001 im Geozentrum Hannover. – [NLfB]

MÜLLER, U. SCHÄFER, W. RAISSI, F. (2000): Das Fachinformationssystem Boden als Instrument der bodenkundlichen Beratung, Arbeitshefte Wasser 2000/1: S. 157 – 167. – Hannover

SCHÄFER, W. UND B. KLEEFISCH (2001): Nutzung niedersächsischer Boden-Dauerbeobachtungsflächen als Forschungsplattform. - In: Reader zur Fachtagung „10 Jahre Boden-Dauerbeobachtung in Niedersachsen" am 17./18.10.2001 im Geozentrum Hannover. – [NLfB]

Forstliches Bodenmonitoring am Beispiel der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE)

Barbara Wolff, Nicole Wellbrock

1 Einleitung

Etwa ein Drittel Deutschlands ist mit Wald bedeckt (BMVEL 2005). Obwohl auch Wälder durch historische und gegenwärtige Nutzungsansprüche der Menschen sowie ungerichtete anthropogene Einflüsse beeinträchtigt werden, stellen sie doch auf weiten Flächen vergleichbar naturnahe Ökosysteme dar, welche neben der nach wie vor wichtigen Nutz- auch zahlreiche, an Bedeutung gewinnende Schutz- und Erholungsfunktionen erfüllen. Waldböden sind zentrale Komponenten der Waldökosysteme: In ihnen wirken biologische, chemische und physikalische Faktoren zusammen; der Nährstoff-, Luft- und Wasserhaushalt der Böden ist maßgeblich für die Stabilität und das Wachstum der Wälder.

Durch natürliche und anthropogene Einflüsse sind Waldböden einer ständigen Veränderung unterworfen. Bei Überschreitung der systeminternen Regelpotenziale können daraus nachhaltige Störungen wesentlicher Systemabläufe und in extremen Fällen auch sichtbare Schädigungen der Waldbäume resultieren.

Als zu Beginn der 80er Jahre großflächige Kronenverlichtungen von Waldbäumen beobachtet werden mussten, wurden in Deutschland und Europa erste Vorarbeiten für ein Monitoring des Gesundheitszustands der Wälder initiiert. In der ersten Phase wurde mit der jährlichen Waldschadenserhebung (WSE) ein Verfahren entwickelt, welches mit vertretbarem Aufwand kurzfristig Aussagen über die Vitalität der Wälder - gemessen an dem Ausmaß der Belaubungsintensität (bzw. der Nadel-/Blattverluste) - bereitstellen sollte (BMVEL 2001). Parallel dazu wurden Arbeiten für ein forstliches Bodenmonitoring begonnen sowie die Überlegungen für ein umfassendes Forstliches Umweltmonitoring vorangetrieben. Mit der Durchführung der ersten flächendeckenden bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) sowie der Implementierung von derzeit 89 Intensivmessflächen ist es den Forstverwaltungen von Bund und Ländern – unterstützt durch die Europäische Union – gelungen, ein sehr effizientes Monitoringprogramm in Wäldern zu implementieren.

2 Generelle Aspekte zum Monitoring in Wäldern

Die bundesweite Bodenzustandserhebung ist ein Bestandteil des Forstlichen Umweltmonitorings im Wald (Abb.1). Zusammen mit anderen Programmen wird im Rahmen dieses Monitorings angestrebt, langfristig Informationen über den Waldzustand als Grundlage für die Sicherung von Waldökosystemen bereitzustellen. Die ausgewiesene **Langfristigkeit des Monitoringansatzes** für Wälder liegt begründet in

(i) der vergleichsweise langsamen Veränderung potentieller Einflussgrößen, wie z.B. Veränderung der atmosphärischen Schadstoffeinträge oder klimatische Veränderungen (z.B. der Temperatur-, Niederschlagsnanomalien)

(ii) der relativ hohen Stabilität der Waldökosysteme, welche z.B. durch Puffer-, Filter-, Speichermechanismen große, z.T. auch noch nicht in vollem Ausmaß bekannte Fähigkeiten zur Selbstregulation besitzen

(iii) der daraus resultierenden langsamen, teilweise zeitlich stark versetzten messbaren Reaktion der Waldökosysteme.

Aus dem Ziel, langfristig vergleichbare Informationen über den Waldbodenzustand zu gewinnen, darf jedoch **keinesfalls auf ein starres, dogmatisches Festhalten an einer einmal als geeignet angesehenen Methodik** gefolgert werden. Der fortschreitende wissenschaftliche Erkenntnisgewinn, nicht zuletzt aufgrund der Erfahrungen der Ersterhebungen, verbunden mit neuen experimentellen Ansätzen oder Simulationsrechnungen, neue gesellschaftliche Anforderungen und technische Fortentwicklungen erfordern eine Anpassung von Monitoringsystemen. In der Konsequenz ist ein **flexibles, anpassungsfähiges Inventurdesign** einem auf eine bestimmte Fragestellung optimierten Verfahren im allgemeinen vorzuziehen (WOLFF 2002).

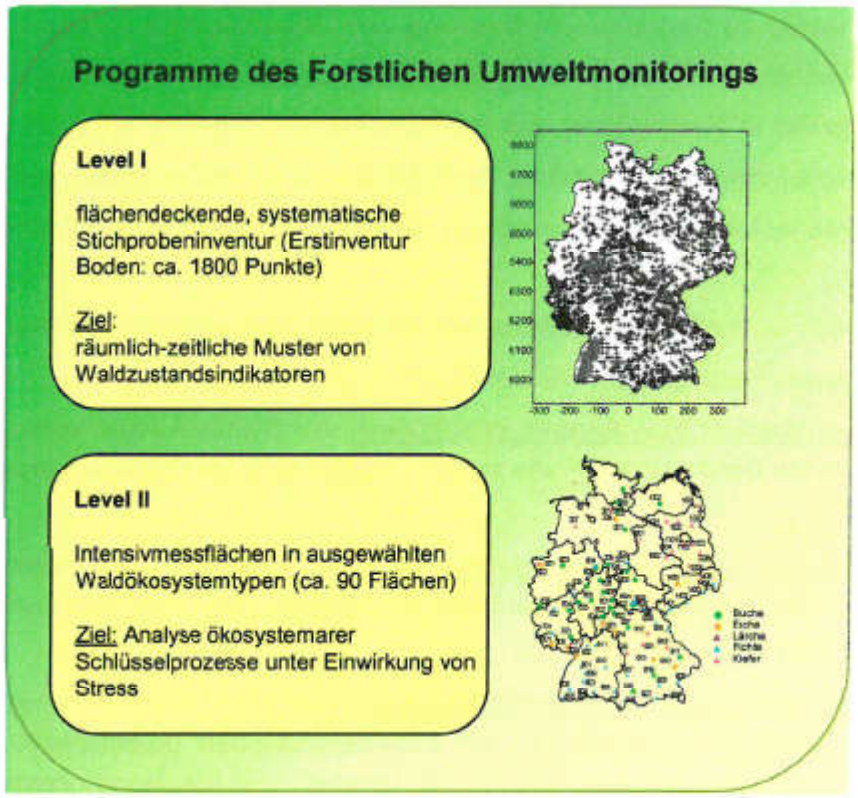


Abb. 1: Programme des forstlichen Umweltmonitorings

Des weiteren ist bereits bei der Einführung des Verfahrens zu beachten, dass sich über die Zeit nicht nur das Inventurdesign sondern auch die zu erhebenden Daten und Methoden mit hoher Wahrscheinlichkeit ändern werden. Folglich benötigt ein langfristiges Monitoring Metainformationen, welche die Art der Veränderung quantitativ und qualitativ beschreiben. Diese **Informationen zur Erhebungs- und Analysemethodik sollten zusammen mit den Daten in einer gemeinsamen Datenbank gespeichert werden**, da sie – wie die Erfahrung zeigt – ansonsten oft verloren gehen oder aber bei der Auswertung der Daten nicht berücksichtigt werden (SCHULZE ET AL. 1999, SCHULZE U. MEIWES 2000).

Neben dem Setzen von **Standards** für die Datenerhebung oder Analyse sind insbesondere auch bei langfristigen Monitoringprogrammen **Referenzsysteme zur Harmonisierung von Daten unterschiedlicher Erhebungen** (z.B. von Erst- oder Wiederholungsinventuren oder von externen Datenquellen) zu entwickeln, denn die Verwendung einheitlicher Standards wird nicht in allen Fällen realistisch sein. **Statistische Auswertealgorithmen** für langfristige Monitoringprogramme müssen diesen Tatsachen Rechnung tragen, um Veränderungen interpretieren und methodisch bedingte von gerichteten, ökologisch zu interpretieren Trends unterscheiden zu können.

Langfristige Monitoringkonzepte werden wirkungslos, wenn sie nicht über eine **stabile Organisationsstruktur** verfügen. Die Anbindung der Programme an beständige Verwaltungsstrukturen mit zumindest mittelfristiger Sicherung personeller und finanzieller Kapazitäten - insbesondere auch für eine angemessene Datenanalyse - kann dabei die notwendige Stabili-

tät, eine gleichzeitig zu fordernde **Verbindung zur Wissenschaft** dagegen die ebenfalls erforderliche Flexibilität und die kontinuierliche Einbindung neuer Erkenntnisse sichern. Ein verstärktes Arbeiten in **Netzwerken** und interdiziplinäres Vorgehen erfordert zwar von den beteiligten Einrichtungen ein verstärktes Ausmaß an Kooperationsbereitschaft, birgt jedoch die Chance wissenschaftliche Ressourcen im Hinblick auf die jeweiligen Zielrichtungen optimal zu bündeln.

Nach LUND (1986) lässt sich die **Effizienz von Monitoringsystemen** überdies generell steigern, wenn folgende Bedingungen erfüllt werden:

(i) Anwendbarkeit bzw. Anpassungsfähigkeit des Systems unter verschiedenen ökologischen Bedingungen – wie sie z.B. bei der BZE als Großrauminventur gegeben sind

(ii) Aussagefähigkeit für verschiedene räumliche Ebenen – z.B. national oder forstökologische Naturräume oder Standortstypengruppen, wie dies auch bei der BZE gefordert wird

(iii) Austauschfähigkeit zu anderen Systemen, um einerseits die Einbeziehung externer Daten und andererseits den Informationsbedarf unterschiedlicher Nutzer – wie z.B. Forstverwaltung und -politik, Umwelt- und Raumordnungsbehörden, wissenschaftliche Einrichtungen – erfüllen zu können

(iv) Transparenz und Nutzerfreundlichkeit.

Von den beiden beim direkten Monitoring natürlicher Prozesse grundsätzlich möglichen Alternativen

- Analyse von Einflussgrößen und deren Auswirkungen
- Analyse von Messdaten bzw. Indikatorwerten, für die angenommen werden kann, dass sie bestimmte Prozesse bzw. nicht direkt messbare Ökosystemzustände repräsentieren,

wurde für die bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) der zweite Ansatz gewählt. Die direkte Messung der Einflussgrößen (wie z.B. Deposition, Klima) ist im Rahmen von Großrauminventuren mit vertretbarem Aufwand nicht möglich. Des weiteren sind auch kurzfristig messbare Prozessäußerungen nicht im Rahmen einer sich über einen Inventurzeitraum von 2 Jahren erstreckenden bundesweiten Erhebung repräsentativ zu erfassen. Derartige Fragen müssen Fallstudien auf Intensivmessflächen in gezielt ausgewählten Waldökosystemen vorbehalten bleiben (vgl. Level II-Programm), auf denen ein ökologisches Prozessmonitoring implementiert werden kann um eine detaillierte Beschreibung der Schlüsselprozesse zu ermöglichen (vgl. SEIDLING 1999, 2000). Komplementär dazu stehen **ergebnisoffene, flächendeckende Monitoringsysteme** (wie die BZE), welche unbeeinflusst von der Vorauswahl der Standorte, in der Lage sein sollen

(i) flächenrepräsentative Aussagen zu liefern

(ii) großräumige, zeitliche Trends zu identifizieren

(iii) die Ausbildung räumlicher Muster zu verfolgen

(iv) Hypothesen zum Waldzustand abzuleiten.

Dass ergebnisoffene Systeme u.U. für spezielle Fragen - statistisch gesehen - durchaus auch mit dem Manko verminderter Effizienz behaftet sein können, lässt sich angesichts der Vielzahl zu überwachender Größen nicht ausschließen und meist auch gar nicht vermeiden. Wichtig ist daher, dafür Sorge zu tragen, dass die als wesentlich erkannten Indikatoren und ihre Veränderung statistisch ausreichend sicher erfasst werden. Die Identifizierung der wichtigsten Kenngrößen setzt eine ausreichend präzise Zieldefinition für das Monitoring voraus.

3 Ziele und Organisation der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE I)

Die Ansprüche der Gesellschaft und somit die Ziele und Erwartungen, welche an die bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald geknüpft sind, wachsen.

Mit der BZE I wurden folgende Ziele verfolgt (WOLFF U. RIEK 1997):

- Gewinnung von Information als Entscheidungshilfe zur Erfüllung **gesetzlicher Aufgaben** (z.B. Berichtspflichten) sowie zur Ableitung von **Handlungsempfehlungen** für Politik, Wirtschaft und Verwaltung
- Beschreibung des aktuellen **Zustandes der Waldböden** und deren **Veränderungen** im Laufe der Zeit **in Verbindung mit dem aktuellen Kronenzustand** der Waldbäume (Anbindung an das Waldschadenserhebungsnetz)
- Beitrag zur **Identifizierung von Ursachen** der Veränderungen des Bodenzustandes sowie des **Einflusses der atmosphärischen Deposition**
- Einschätzung von **Gefahren**, die sich für den derzeitigen Waldbestand und für die nächste Waldgeneration aus dem Bodenzustand ergeben
- Einschätzung von **Risiken für die Qualität von Grund-, Quell- und Oberflächenwasser**
- Grundlagen für die Planung und Durchführung von **Maßnahmen** zur Erhaltung und Verbesserung des Bodenzustandes sowie des Nährstoffangebotes im Boden und der Nährstoffaufnahme durch die Baumwurzeln
- **Übertragung** von Befunden der Waldbodenforschung auf größere Waldflächen (Modellierung / Regionalisierung).

Die Wiederholungsinventur (BZE II) soll - zusätzlich zu den bei der BZE I formulierten Zielen - Aussagen ermöglichen über

- den **Stickstoffstatus** von Waldböden und ihre Sensitivität gegenüber weiteren Stickstoffeinträgen,
- die aktuelle **Kohlenstoffspeicherung und Änderungen** des Kohlenstoffvorrats in Waldböden (vgl. Anforderungen aus Klimarahmenkonvention und Kyoto-Protokoll),

- die bodenchemische und ernährungskundliche **Wirkung von Maßnahmen** zur Stabilisierung der Waldökosysteme (zur Erfolgskontrolle, v. a. von Bodenschutzkalkungen und naturnahem Waldbau),
- die **Hintergrundbelastung von Böden mit Schwermetallen und organischen Spurenstoffen** (gem. Anforderungen des Bundes-Bodenschutzgesetz'),
- die **Wasserhaushaltssituation** von Waldökosystemen.

Für diese Fragestellungen fungiert die BZE II (weitgehend) als Erstinventur, d.h. hier ist lediglich eine Zustandsbeschreibung möglich, wenn keine vergleichbaren historischen Inventurergebnisse vorliegen.

Charakteristisch für die Bodenzustandserhebung im Wald ist ihre **gemeinsame Durchführung durch Bund und Länder**. Hierfür existiert keine gesetzliche Verpflichtung (wie z.B. BWaldG §41a, BBodSchG o.ä.), die Durchführung erfolgt auf der Grundlage

- von Empfehlungen der Bund-Länder-AG „BZE/Forstliches Umweltmonitoring"
- der Entscheidungen / Vereinbarungen der Forstchefskonferenzen
- des "Internationalen Kooperationsprogrammes zur Erfassung und Überwachung der Auswirkungen von Luftverunreinigungen auf Wälder (EU / ICP Forests)" mit Berichtspflicht zu Waldbodenzustand.

Die Felderhebungen und die Laboranalytik wurden in Regie der Länder realisiert und zur Qualitätssicherung bzw. Gewährleistung der **bundesweiten Vergleichbarkeit** folgende Maßnahmen ergriffen:

- detaillierte Aufnahmeanleitung mit Standards für Feld- / Labormethoden (BML 1994)
- 14 nationale + 3 internationale Ringanalysen im Bereich der Laboranalytik zur Methodenverbesserung und Feststellung und Erhöhung der Vergleichbarkeit (KÖNIG U. WOLFF 1993)
- Plausibilitätskontrollen (vorgeschaltet zur Auswertung / sukzessive, univariat / multivariat)
- Beprobung / Auswertung nach Tiefenstufen.

Durch Bund und Länder wurde ein Mindestdatensatz definiert, mit dem die bundesweite Auswertungen durchgeführt und die Berichtspflichten für die europäischen Programme erfüllt werden (vgl. Abb.2).

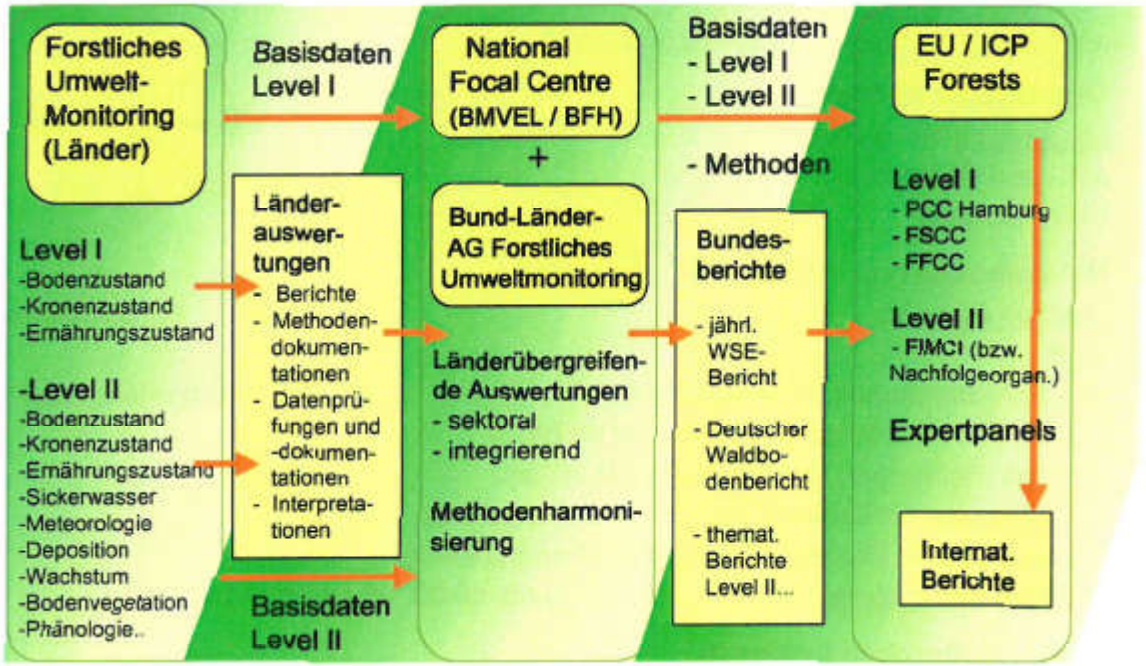


Abb.2: Informationsfluss bei der BZE I

4 Methodik der BZE I

4.1 Inventurdesign

Die erste Bodenzustandserhebung im Wald wurde in den Jahren 1987 bis 1992 durchgeführt. Die Stichprobeneinheiten sind flächendeckend in einem systematischen Raster über ganz Deutschland verteilt. Das Basisnetz von 8x8 km² erfuhr allerdings regionale und thematische Verdichtungen oder Netzausdünnungen. Auch existieren z.T. länderspezifische Startpunkte für das Gitternetz, wodurch der bundesweit systematische Netzcharakter gestört wird. Diesem Problem wurde bei der bundesweiten Auswertung durch eine Gewichtung der Stichprobeneinheiten gemäß dem durch sie repräsentierten Flächenanteil begegnet (WOLFF U. RIEK 1997). Bezugsfläche ist der Wald respektive die Holzbodenfläche, d.h. nur Stichproben, die zur Bezugsfläche zählten, wurden inventarisiert. Die BZE stellt eine Unterstichprobe des (zum Zeitpunkt der Netzanlage dichteren) nationalen WSE-Netzes dar und bietet so die Möglichkeit der integrierenden Auswertung von Waldzustandsindikatoren (RIEK U. WOLFF 2000). Gleichzeitig sind rund ein Viertel der BZE-Standorte Bestandteil des europäischen 16x16km²-Netzes zur Waldzustandskontrolle (UNECE and EC 2002).

Originäre Stichprobeneinheiten der BZE sind

(i) homogene Bodenausschnitte, in deren Zentrum die Anlage des Bodenprofils und die Satellitenbeprobung erfolgt

(ii) Bäume, an denen Nadeln / Blätter für die Nährelementuntersuchungen gewonnen werden.

Felderhebungen und Merkmalsspektrum der BZE I

Die Felderhebungen erfolgen bei der BZE getrennt nach

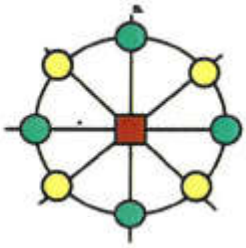


Abb.3: Probennahme

(Profil+Satellitenproben)

- **Organischer Auflage**
  Mischprobe aus 8 Satelliten
  a) L- and Of-Horizont
  b) Oh-Horizont

- **Mineralboden (vgl. Abb.3)**
  Mischproben aus,
  BZE
  a) 4 Satellitenproben, 10 m von Zentrum, Haupthimmelsrichtungen, Tiefe: bis 90 cm
  b) 4 zus. Bohrungen für Oberboden bis 30 cm
  c) Profilgrube, im Zentrum, bis 2 m für Bodengenese, Bodenphysik, Durchwurzelung, zus. Probenmaterial für die Tiefenstufen: 0-5, 5-10, 10-30, 30-60, 60-90, 90-140,140-200 cm

- **Nadel-/Blattproben (optional)**
  a) Nadelbäume: Beprobung außerhalb der Vegetationsperiode
  1- und 3-jähr.Nadeln des 7. Quirls (Fichte)
  1- und 2-jähr.Nadeln des 2. Quirls (Kiefer)
  b) Laubbäume: Beprobung 2. Hälfte Juli bis 1. Drittel August

- **Kronenzustand**
  Nadel-/Blattverlust analog WSE-Ansprache (hier: Mittelwert aus drei Jahren).

Das **Merkmalsspektrum** der BZE lässt sich gliedern in:

- Kopfdaten (Lage, Bestockung, Beeinflussungen, Naturraum..)
- Profilbeschreibung
- Humusform, Auflagehumusmenge, -volumen
- Bodenchemie (Tiefenstufen)
  - Elementvorräte
  - Schwermetalle (nur Humusauflage)
  - pH-Werte (H_2O, KCl, $CaCl_2$)
  - Austauschbare Kationen / Basensättigung
  - Organischer Kohlenstoff
  - Gesamt-Stickstoff
  - Gesamt-Phosphor
  - C/N-, C/P-Verhältnis
  - Karbonatgehalt
- Bodenphysik
  - Korngrößen, Bodenart
  - Feinbodenmenge / ha, Feinbodenvolumen
  - Skelettmenge / ha, Skelettvolumen
- Nadel-/Blattspiegelwerte (für Unterstichprobe)

- Kronenzustandsdaten
- Zusatzinformationen (Klima, Deposition etc.)

Eine detaillierte Darstellung von Feldmethodik und Merkmalsspektrum sowie ein Vergleich der länderspezifischen Verfahren ist dem bundesweiten Waldbodenbericht zu entnehmen (WOLFF U. RIEK 1997).

5 Auswertungskonzept und Hauptergebnisse der BZE I

Das Auswertungskonzept für die BZE I kann grundsätzlich in drei Phasen gegliedert werden

(i) Erstellung des Inventurberichtes

(ii) Integrierende Auswertung

(iii) Spezifische Sekundärauswertungen.

Mit der Erstellung des Deutschen Waldbodenberichtes erfolgte die Grundauswertung der BZE I, d.h. eine Zustandsbeschreibung ausgewählter Indikatoren, stratifiziert nach ökologischen Kriterien (v.a. geo-/pedogene Eigenschaften). Soweit möglich wurden die Ergebnisse anhand empirischer Bewertungsschlüssel, historischer Aufnahmen oder durch die Bildung von Merkmalsrelationen im Hinblick auf die gesetzte Zielstellung bewertet sowie bezüglich ihrer räumlichen Repräsentanz (Muster) beschrieben (vgl. Abb.4).

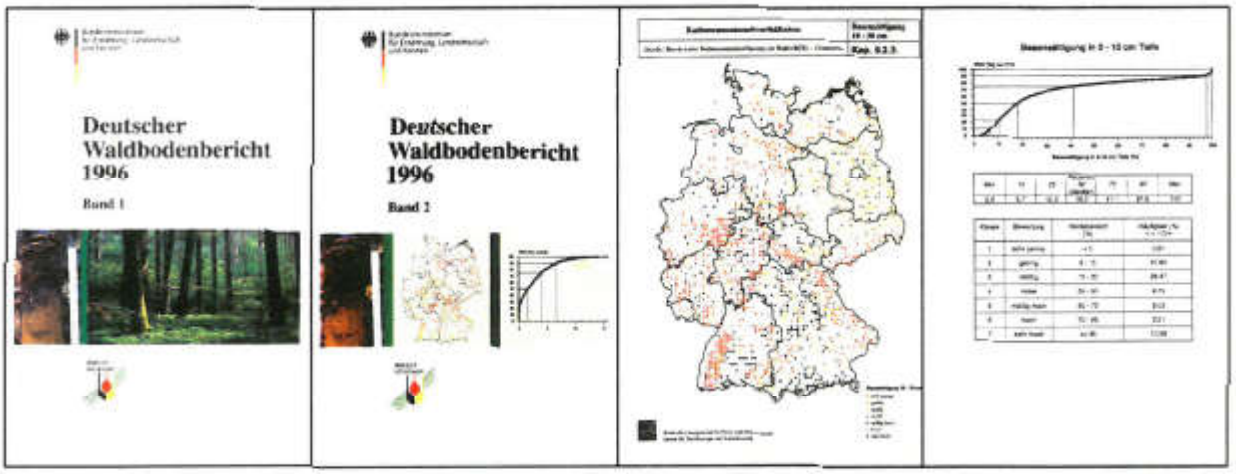


Abb.4: Deutscher Waldbodenbericht - Text- und Materialband sowie Darstellung der Ergebnisse im Materialband

Bei der in der zweiten Auswertungsphase durchgeführten integrierenden Auswertung der Waldzustandsdaten handelt es sich um eine multivariate Auswertung von BZE- und Zusatzinformationen (z.B. zu Klima, Deposition) mit dem Ziel der Ableitung von abiotischen, multifaktoriellen Waldzustandstypen zur Kennzeichnung der Stabilität von Wäldern (RIEK U. WOLFF 1998, 1999, vgl. Abb.5). Die Waldzustandstypen beschreiben das Gefährdungspotenzial für Vitalitätsverluste der Waldökosystemen anhand des Bodenzustandes, der Witte-

rung und der atmosphärischen Einträge. Daher können die Waldzustandstypen auch zur Ableitung von vorrangigen, bundesweiten Maßnahmen für die nachhaltige Waldbewirtschaftung auf nationaler Ebene dienen (RIEK U. WOLFF 2000; WELLBROCK, RIEK U. WOLFF 2001).
Die Daten der bundesweiten Bodenzustandserhebung konnten überdies für die Beantwortung von Fragestellungen verwendet werden, die sich erst nach Abschluss der Inventurarbeiten stellten. Erste Versuche zur Regionalisierung von BZE-Daten wurden z.B. im Rahmen der Berechnung der Kohlenstoffvorräte in deutschen Waldböden unternommen (vgl. Abb.6 sowie BARITZ et al. 1999). Auch für die Modellierung von ökosystemspezifischen kritischen Eintragsraten für eutrophierend und versauernd wirkende Stoffe (Critical Loads) bzw. deren Überschreitungen konnten die Daten der BZE gewinnbringend eingesetzt werden (BOLTE U. WOLFF 2001).

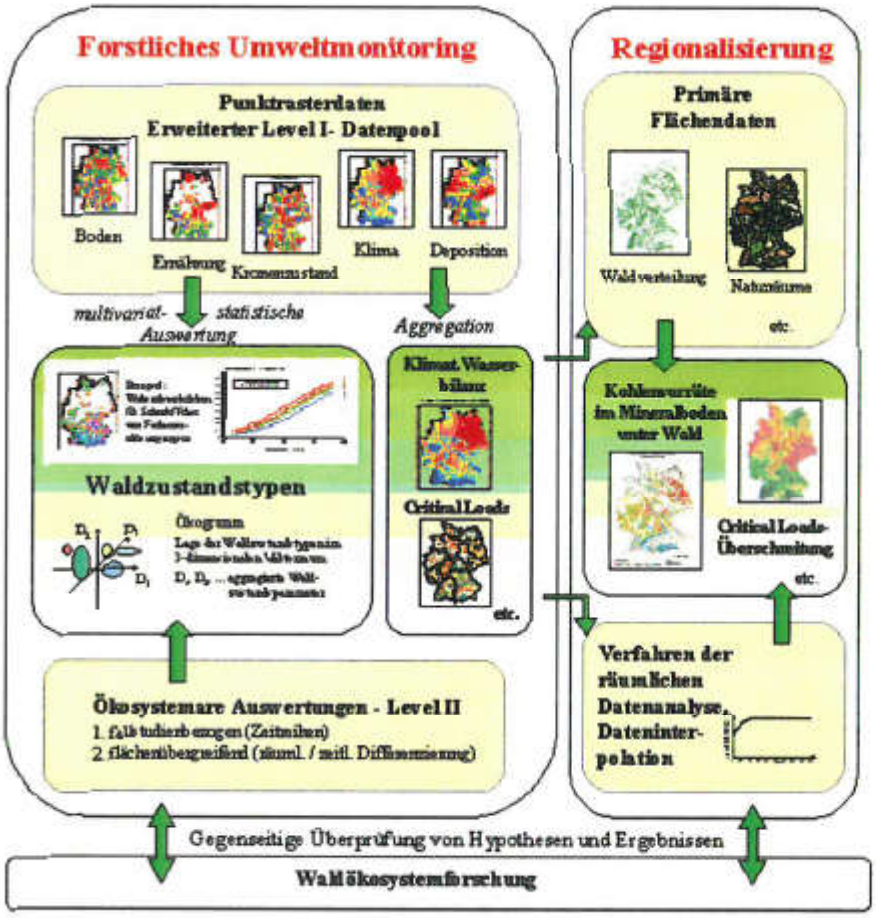


Abb.5: Integrierende Auswertung von Daten des forstlichen Umweltmonitorings

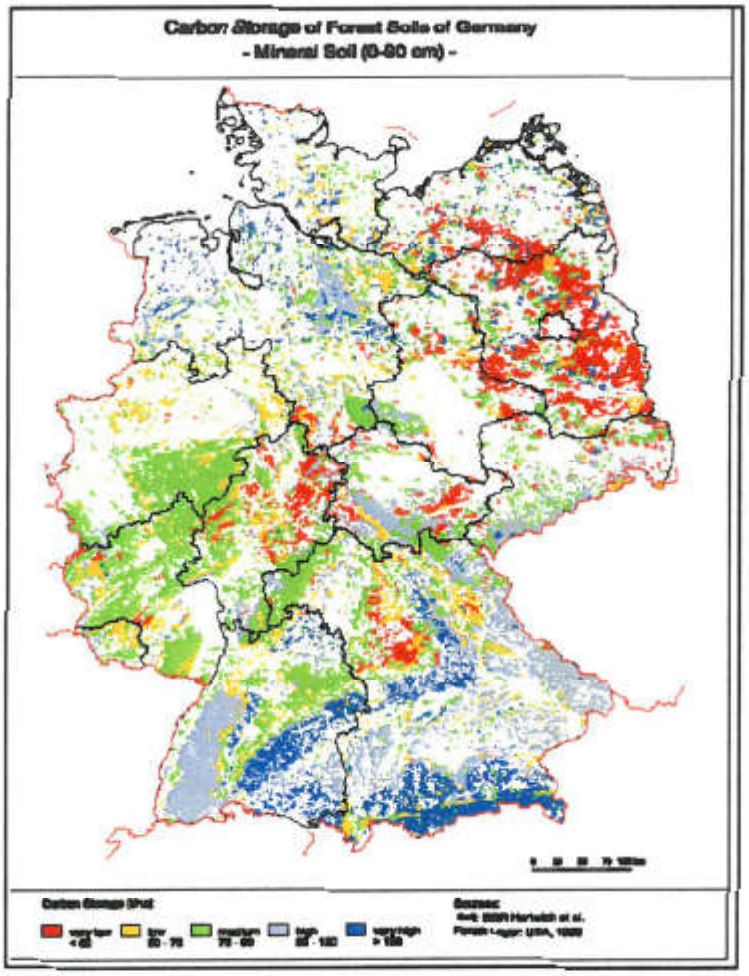


Abb.6: Kohlenstoff in deutschen Walböden - berechnet auf der Basis regionalisierter BZE-Daten (aus BARITZ et al. 1999)

Die Hauptergebnisse der BZE lassen sich wie folgt zusammenfassen (WOLFF U. RIEK 1997): In verschiedenen Regionen Deutschlands befinden sich wichtige Funktionen der Waldböden an den Grenzen ihrer Belastbarkeit. Die Inventurdaten belegen eine flächendeckende, weitgehend substratunabhängige Versauerung und Basenverarmung der Oberböden und Tendenz zur Nivellierung des chemischen Oberbodenzustandes auf niedrigem Niveau. Sich deutlich abzeichnende Disharmonien zwischen pH-Wert, C/N-Verhältnis und Humusform weisen daraufhin, dass die Transformationsprozesse der Böden durch atmogene Einträge sowohl von Säure als auch von Stickstoff überlagert sind. Im Humus akkumulierte Blei- und Kupfergehalte erreichen für die Bodenorganismen potentiell toxische Konzentrationen auf 25 % bzw. 38 % der BZE-Punkte. Bei den mobileren Schwermetallen Zink und Cadmium ist davon auszugehen, dass auf den versauerten Standorten größere Mengen bereits in den Mineralboden verlagert worden sind. Insbesondere bei Standorten, die sich durch Nährstoffarmut und ungünstige Humusformen auszeichnen, befindet sich der überwiegende Anteil des kurz- bis mittelfristig verfügbaren Nährelementvorrates in der Humusauflage und stellt hier einen besonders labilen und gefährdeten Nährstoffpool dar.

6 Neuerungen bei BZE II

Bereits 1997 haben die Leiter der Landesforstverwaltungen der Bundesländer einer Wiederholung der BZE zugestimmt. Der Inventurzeitraum wurde dabei abhängig gemacht von den Ergebnissen verschiedener Vorstudien – u.a. zur Variabililtät bodenchemischer Eigenschaften (EVERS et al. 2002), den Möglichkeiten der Vorstratifizierung zur Kostenreduktion sowie Voruntersuchungen zu den laboranalytischen Verfahren. Die Ergebnisse der Studien befürworten eine Wiederholung der BZE auf einem Mindestraster von 8x8 km² in einem Zeitabstand von ca. 15 Jahren zur Ersterhebung. In der Konsequenz hat die Forstchefskonferenz eine Wiederholungsinventur für den Zeitraum 2006 bis 2008 beschlossen, und die BFH sowie die Forstlichen Forschungsanstalten der Länder mit der Ausarbeitung der dafür notwendigen methodischen und organisatorischen Schritte beauftragt.

Kernpunkt der BZE II ist – wie bei der BZE I – die Beschreibung des Waldbodenzustands. Zusätzlich soll die BZE aber auch Monitoringaufgaben erfüllen. In diesem Zusammenhang soll unter Monitoring die periodische Messung oder Beobachtung ausgewählter physikalischer, chemischer und biologischer Parameter zur Beschreibung eines Ausgangszustands bzw. zur Aufdeckung und Quantifizierung von Veränderungen verstanden werden.

Im Idealfall würde dazu

(i) das Inventursystem auf der Grundlage eines operationalen Zielsystems konzipiert

(ii) die Erhebungen fänden an identischen Einheiten statt

(iii) die Methodik änderte sich nicht.

In der Realität sind jedoch viel häufiger folgende Sachverhalte für Monitoringverfahren typisch

(i) vorhandene Inventur- / Monitoringsysteme sollen neue Fragestellungen beantworten (datenlimitiert)

(ii) die Erhebungen finden zumindest teilweise an neuen Einheiten statt

(iii) neue Ziele und wissenschaftlicher Fortschritt erfordern Methodenwechsel sowie die Aufnahme neuer Merkmale.

Auch bei der BZE II erfordert die in Kap.3 dargestellte **erweiterte Zielstellung** eine gegenüber der Ersterhebung **erweitertes Merkmalsspektrum**. Ein besonderer Schwerpunkt bei der BZE II wird auf der verbesserten Erfassung der bodenphysikalischer Information (Trockenrohdichte, Skelettanteil, Korngrößenanteile) zur Bestimmung der Wasserhaushaltssituation an den BZE-Punkten und für eine präzisere Vorratsberechnung gelegt. Detailliertere Bestockungs- und Kopfdaten werden als notwendige Voraussetzung v.a. für die Effizienzkontrolle von Maßnahmen, aber auch für die Stratifizierung der Standorte nach Bestockungstypen angesehen. Weil die Auswertungen im Rahmen der BZE I gezeigt haben, dass das Informationspotential der Nährelementanalysen von Nadel und Blättern sehr groß ist, ist bei der BZE II die Nadel-/Blattanalytik zukünftig obligatorisch für die Hauptbaumarten Buche,

Eiche, Fichte und Kiefer, um den Ernährungs- und insbesondere den N-Status der Walbäume quantifizieren zu können. Des weiteren wird obligatorisch auch das 100-Blatt- bzw. 1000-Nadelgewicht erfasst, um mögliche saisonale Schwankungen oder Verdünnungseffekte besser einschätzen zu können. Neu ist weiterhin, dass ein Extraktionsverfahren zur Einschätzung der Nitratmobilität und zur Einschätzung des Versauerungsstatus' von Waldböden für alle BZE-Standorte zwingend vorgeschrieben ist. Die Vorstudien zur Laboranalytik haben dabei das bei der BZE I bereits als fakultativ zugelassene 1:2-Extraktionsverfahren als die am besten im Rahmen von Großrauminventuren durchführbare Methode herausgestellt.

Dass die BZE nicht nur im Zusammenhang mit der Überwachung des Waldzustandes, d.h. für originär forstliche Ziele, sondern auch für andere Sektoren ein hohes Informationspotential birgt, zeigt das **interdisziplinäre Herangehen bei der BZE II** bereits bei der Planung der Felderhebungen. Für Fragen den Umwelt- und des Bodenschutzes wird in Zusammenarbeit mit dem Umweltbundesamt bzw. der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe für qualifizierte Unterstichproben ein Gesamtaufschluss für die Ermittlung der Hintergrundbelastung von Waldböden mit Schwermetallen und zur Abschätzung der mineralogischen Zusammensetzung für die Herleitung von Critical Loads durchgeführt. Ebenso werden auf einem Teil des BZE-Netzes auch Proben zur Bestimmung der Hintergrundbelastung durch Organika gezogen, die nachfolgend durch die Umweltschutzbehörden analysiert werden sollen.

Für sämtliche neu zu erhebenden Merkmale wird in der Neuauflage der BZE-Aufnahmeanweisung eine detaillierte **Methodenbeschreibung** gegeben. Außerdem wurden durch den Gutachterausschuss Forstliche Analytik sämtliche bei der BZE I zugelassenen Analyseverfahren überprüft, präzisiert, weiterentwickelt oder in Fällen, wo es sich als zwingend erforderlich erwies, durch bessere Alternativen ersetzt.

Bei der BZE II werden nach Möglichkeit dieselben Probennahmepunkte wie bei der BZE I erneut beprobt. Eine absolute **Identität der Stichprobeneinheiten** und somit der gesamten Stichprobe kann jedoch v.a. aufgrund folgender Tatsachen nicht gewährleistet werden:

1. Nicht alle Stichprobeneinheiten sind bei BZE I und II identisch lokalisiert. In verschiedenen Bundesländern haben die Ergebnisse der Erstinventur zu einer Verdichtung des Stichprobennetzes geführt, da nur auf diese Weise regionalspezifische Waldbodencharakteristika repräsentativ erfasst werden können. Außerdem sind insbesondere auf den bei der BZE I nicht zugänglichen Truppenübungsplätzen in Ostdeutschland eine nennenswerte Anzahl zusätzlicher Punkte einzurichten. Andererseits wird in Regionen mit einem erheblich dichteren (z.T. 1x1km²) BZE I-Netz eine Netzausdünnung angestrebt, um die Kosten der Folgeerhebung zu senken. In Bayern ist von einer kompletten Verlagerung des bei der Ersterhebung beprobten Netzes auf das auch bei der nationalen Waldinventur verwendete Stichprobennetz

auszugehen. Insgesamt werden in der Summe voraussichtlich ca. 200 Punkte mehr als bei der Ersterhebung inventarisiert werden.

2. Es muss davon ausgegangen werden, dass es länderspezifische Abwandlungen der Probennahme geben wird. D.h. es wird Länder geben, die bei der BZE II nicht dasselbe Probennahmedesign wie bei der BZE I verwenden – nämlich keine Satellitenbeprobung sondern ausschließlich eine Entnahme der Proben aus der Profilgrube durchführen werden. Somit werden nicht identische Beprobungsräume erfasst. Allerdings gab die Vorstudie zur Laboranalytik (EVERS et al. 2002) für die Herleitung der Veränderung bodenchemischer Eigenschaften keine belastbaren Hinweise auf eine Verminderung der Präzision durch die veränderte Feldmethodik.

3. Generell ist die Probennahme bei Bodeninventuren nicht zerstörungsfrei, d.h. es kann nie die identische Einheit wiedererfasst werden. Zwar bestehen räumliche Abhängigkeiten (s. Def. Pedon), doch ist über die kleinräumige Variabilität bodenchemischer und bodenphysikalischer Eigenschaften der Böden in unterschiedlichen Naturräumen zu wenig bekannt, als dass dieser Fehler für Großrauminventuren bisher zu quantifizieren wäre.

7 Konsequenzen für das statistische Auswertungskonzept der BZE II

Generelle Konsequenz aus den Neuerungen gegenüber der Ersterhebung ist zum einen, dass für den neuen Teil des Merkmalsspektrums bzw. für Merkmale mit gravierend veränderter Feld- oder Labormethodik die BZE II quasi als Erstinventar zu betrachten ist. Zum anderen führen geringere, ungerichtete methodische Änderungen zu einer Erhöhung des Standardfehlers und damit zu einer erhöhten Unsicherheit bei der Schätzung der Veränderung. Sichere Trends einzelner Merkmale lassen sich im Falle nur einer Wiederholungsinventur statistisch nicht nachweisen – deutliche, plausible Veränderungen von Merkmalskomplexen gegenüber der Erstinventur können jedoch als Anzeichen für eine gerichtete Veränderungen interpretiert werden.

Infolge der nicht zu gewährleistenden Identität der Stichprobeneinheiten von BZE I und BZE II sollten die Stichproben (zunächst) als unabhängig voneinander betrachtet werden. Dies führt in jedem Falle zu einer konservativen Schätzung des Inventurfehlers. Anhand der Inventurdaten kann in einem zweiten Schritt für bodenchemische und bodenphysikalische Stichproben, die identisch lokalisiert und mit demselben Verfahren aufgenommen wurden, auf bestehende Abhängigkeiten getestet und diese im positiven Falle zur Reduktion des Stichprobenfehlers für die Mittelwertschätzung berücksichtigt werden.

Die BZE bietet – im Gegensatz zu bodenkundlichen Fallstudienuntersuchungen, bei denen grundsätzlich dieselben Fehlerquellen bei der Herleitung von Veränderungen auftreten – die Möglichkeit der Herleitung von Veränderungen auf der Basis größerer Kollektive von Stichprobeneinheiten (= Straten) und damit der Reduktion des Standardfehlers der Schätzung. Die Straten sollten vordringlich nach ökologischen Kriterien gebildet werden. Innerhalb dieser

Straten ist – z.B. bei unterschiedlicher Stichprobendichte (Gitternetzabstand) – ggf. weiter zu stratifizieren (= flächenproportionale Gewichtung der Mittelwerte und Fehler). Als ökologische Straten können – ähnlich wie bei der BZE I – pedo/geogene Straten, aber auch – angesichts der verbesserten waldkundlichen Beschreibung - Bestandestypen gewählt werden. Des weiteren bieten sich die bundesweit neu bearbeiteten waldökologischen Naturräume als regionale Stratifizierungseinheiten an (AK Standortskartierung 2005).

Trotz der vergleichsweise hohen Stichprobenzahl sind der Poststratifikation bei der BZE jedoch Grenzen gesetzt. Da der Waldzustand von einer Vielzahl von Faktoren bestimmt wird, würde die Klassifikation nach nur einem Merkmal zu in sich weiterhin sehr inhomogenen Klassen führen. Die dann zwingend erforderliche weitere Stratifizierung dieser Gruppen reduzierte den Stichprobenumfang in unzulässiger Weise. Diesem Problem könnte durch multivariat-statistisch abgeleitete Waldzustandstypen (RIEK UND WOLFF 2000) oder ähnliche statistisch abgeleitete komplexe Typen (z.B. Maßnahmentypen) begegnet werden, da diese bereits durch eine spezifische Parameterkonstellation hinsichtlich Bestandes-, Boden-, Kronen- und Ernährungszustand sowie Witterungs- und Depositionssituation charakterisiert sind (vgl. auch BECHER 1999). Sie können überdies als Schnittstelle zwischen den beiden Ebenen des Forstlichen Umweltmonitorings dienen. Die Verknüpfung der Level I-Standorte über die Waldzustandstypen mit den Intensivmessflächen (Level II) bietet die Möglichkeit, Befunde von Fallstudien auf größere Regionen zu übertragen und die Repräsentanz der auf Level II ermittelten Wirkungszusammenhänge (vgl. SEIDLING, LUX, KÜRBIS 2002) zu untersuchen.

Für Merkmale, die ausschließlich für eine Unterstichprobe erhoben wurden, wie dies bei Schwermetallen oder Organika der Fall ist, ist zu prüfen, ob die Daten der BZE II zusammen mit Daten aus anderen, bundesweit oder regional vorliegenden Datenquellen zu einem Bundesergebnis hochgerechnet werden können.

8 Zusammenfassung und Ausblick

Die BZE bietet – insbesondere in Verbindung mit den anderen Komponenten des Forstlichen Umweltmonitorings – gute Voraussetzungen für ein effizientes flächendeckendes Monitoring von Waldbodeneigenschaften in Deutschland. Die Ergebnisse der Erstinventur indizieren gegenüber Erhebungen der 60er und 70er Jahre Veränderungen v.a. bzgl. des Aciditäts-, Nährelement- und Stickstoffstatus im Oberboden. Die Folgeinventur (BZE II) soll diese Veränderungen statistisch nachweisen. Auch für sich neu entwickelnde Aufgabenfelder (z.B. Luftreinhaltemaßnahmen, BbodSchG, Kyotoprotokoll, Biolog. Vielfalt) können aus der BZE wertvolle Informationen abgeleitet werden.

Monitoring in Wäldern erfordert einen langfristigen Monitoringansatz, bei dem methodische Veränderungen vorprogrammiert sind und bei der Auswertung entsprechend berücksichtigt werden müssen. Methodische Änderungen sind dabei nicht generell gleichzusetzen mit dem Verlust von Zeitreihen, sondern können sogar erst Zeitreihenanalysen ermöglichen (z.B.

durch präzisere Methoden, Einführung aussagekräftigerer Indikatoren, geeignetere Auswertemethoden).

Vor allem durch die Veränderung der Stichprobe sowie unterschiedliche Methoden bei der Feld- und Laboranalytik wird der Fehler für die Ableitung von Veränderungen erhöht. Im Falle von Großrauminventuren bietet sich jedoch im Gegensatz zu Fallstudien, wo die Veränderungen über den Vergleich von Daten einzelner Flächen hergeleitet werden, die Möglichkeit, durch die Zusammenfassung von Stichprobeneinheiten zu homogenen Straten den Standardfehler der Schätzung deutlich zu vermindern.

Literatur

AK Standortskartierung in der Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung (2005): Waldökologische Naturräume - Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke in der Bundesrepublik Deutschland. Mitt. Ver. Forstl. Standortskunde u. Forstpflanzenzüchtung, H. 43 (im Druck).

BARITZ, R., ADLER, G., WOLFF, B. WILKE, B. (1999): Regional Distribution of Carbon in German Forest Soils and ist Relation to Climate Change. Z. angew. Geol., 45(199) 4, 218-227.

BECHER, G. (1999): Waldzustandsanalyse mit multivariaten Verfahren. Springer, Berlin, Heidelberg.

BOLTE, A., WOLFF, B. (2001): Validierung von Critical Load-Überschreitungen mit Indikatoren des aktuellen Wirkungsgeschehens. Arbeitsbericht Institut für Forstökologie und Walderfassung, Eberswalde, H. 2001/4, 157 S.

BML (1994): Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) - Arbeitsanleitung. 2. Auflage. Bonn.

BMVEL (2001): Bericht über den Zustand des Waldes 2000 – Ergebnisse des Forstlichen Umweltmonitorings. Hrsg.: BMVEL, Bonn.

BMVEL (2005): Die zweite Bundeswaldinventur - BWI². Das Wichtigste in Kürze. Bonn, 87 S.

EVERS, J., KÖNIG, N., WOLFF, B., MEIWES, K.J. (2002): Vorbereitung der Zweiten Bodenzustandserhebung im Wald - Untersuchungen zur Laboranalytik, Stickstoffbestimmung und zeitlichen Variabilität bodenchemischer Parameter. BMVEL, Bonn, 243 S.

KÖNIG, N., WOLFF, B. (1993): Abschlußbericht über die Ergebnisse und Konsequenzen der im Rahmen der Bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) durchgeführten Ringanalysen. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B, Bd.33.

LUND, H.G. (1986): A Primer on Integrating Resource Inventories. USDA Forest Service, General Technical Report, WO-49, 64 S.

RIEK, W., WOLFF, B. (1996): Deutscher Beitrag zur europäischen Waldbodenzustandserhebung (Level I). Göttinger Bodenkundliche Berichte. Reihe B, (1996), Bd.50.

RIEK, W.; WOLFF, B. (1998): Integrierende Auswertung bundesweiter Boden-, Kronenzustands- und Baumernährungsdaten - Möglichkeit zur multifaktoriellen Beurteilung des Waldzustandes. AFZ/Der Wald, München 53 (1998) 10, 511-513.

RIEK, W.; WOLFF, B. (1999): Integrierende Auswertung bundesweiter Waldzustandsdaten. Bundesforschungsanstalt für Forst-Holzwirtschaft, Arbeitsbericht Institut für Forstökologie und Walderfassung, Eberswalde, H. 1999/2., 84 S.

RIEK, W., WOLFF, B. (2000): Ansätze zur Ableitung von Waldzustandstypen auf der Grundlage nationaler Inventurdaten. Tagungsberichte der Arbeitsgruppe Ökologie. Deutsche Region der internationalen biometrischen Gesellschaft, Ljubljana, 138-151.

SCHULZE, A.; EVERS, J.; HOPPE, J.; RUMPF, S.; MEIWES, K.-J. (1999): Zur Anwendung des Nachhaltigkeitsprinzips im forstlichen Datenmanagement. Forstarchiv 70, 28-36.

SCHULZE, A.; MEIWES, K.J. (2000): Erfahrungsbericht zum Einsatz eines Datenbanksystems im Level II-Programm. Bericht an die EU (Projekt-Nr. 98.60.DL.016.0), Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen, 59 S.

SEIDLING, W. (1999): Integrated study on crown condition, soil data and leaf contents. In: FSCC: Second Interim Report. UN/ECE, EC, Gent

SEIDLING, W. (2000): Multivariate Statistics within integrated studies on tree crown condition in Europe – an overview. UN/ECE, EC. Geneve, Brussels

SEIDLING, W.; LUX, W.; KÜRBIS, H. (2002): Das Level II-Programm – Brücke zwischen Ökosystemforschung und Monitoring im Wald. Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol. 36 (2002)3, 103-107

UNECE/EC (2002): The Condition of Forests in Europe. Executive Report, Hamburg, 35 S.

WELLBROCK, N., RIEK, W.; WOLFF, B. (2001): Integrierende Auswertung bundesweiter Waldzustandsdaten. Arbeitsbericht Fachhochschule Eberswalde und Bundesforschungsanstalt für Forst-Holzwirtschaft, Institut für Forstökologie und Walderfassung, H.2001/1, 57 S.+Anhang.

WOLFF, B. (2002): Daten von gestern für Fragen von heute und Entscheidungen morgen? Beiträge zur Durchührung und Weiterentwicklung des Forstlichen Umweltmonitorings. Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol. 36 (2002)3, 97-102

WOLFF, B.; RIEK, W. (1997): Deutscher Waldbodenbericht 1996 - Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung in Wald (BZE) 1987 - 1993. Hrsg.: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Bonn, Bd. 1 u. 2.

Bodenmonitoring in der Schweiz - Ziele, Probleme und Lösungen

André Desaules

Zusammenfassung

Die Ziele des Bodenmonitoring, die aktuelle chemische Bodenbelastung zu erfassen und deren allfälliger Trend frühzeitig zu erkennen und zu prognostizieren, entsprechen einer 4-dimensionalen Problemstellung, welche Objekt, Raum, Zeit und Stoffflüsse umfasst und im Wesentlichen den adäquaten Auflösungsgrad betrifft. Anhand dieser Grundstruktur werden die Monitoringprobleme und Lösungsansätze der Nationalen Bodenbeobachtung in der Schweiz (NABO) knapp dargestellt und diskutiert. Als Fazit werden die 20-jährigen NABO-Erfahrungen als Regelungsbedarf zusammengefasst.

1 Einleitung

Die Erfahrungen im Monitoring von Bodenschadstoffen in der Schweiz sind 20-jährig. 1984 wurde mit der Konzeption des Nationalen Bodenbeobachtungsnetzes (NABO) begonnen und ein Jahr später die ersten der insgesamt 105 Dauerbeobachtungs-Standorte eingerichtet (DESAULES & STUDER, 1993). Die Periodizität der Beprobungen beträgt 5 Jahre und entsprechend wird dieses Jahr die 4. Erhebungsrunde abgeschlossen. Das Ziel der nachstehenden Ausführungen ist es, die gemachten Erfahrungen in einer strukturierten Weise weiter zu geben, nicht zuletzt auch im Hinblick auf die geplante Monitoring-Richtlinie im Rahmen der Europäischen Bodenschutzstrategie (UTERMANN, 2004).

2 Grundlagen zum Bodenmonitoring in der Schweiz

Die sachliche Begründung und Legitimation für das Bodenmonitoring von (Schad)stoffen ist der ökoterrestrische Stoffkreislauf und die Rolle der Böden als Speicher am Beginn und am Ende der Nahrungskette. Dadurch hat das Medium Boden einen sehr hohen Indikatorwert für ökoterrestrische Stoffkreisläufe, bietet aber grosse messtechnische Probleme.

Die gesetzlichen Grundlagen sind seit 1983 im Umweltschutzgesetz (USG, 1983) vorhanden. Art. 44 besagt, dass Bund und Kantone verpflichtet sind, Erhebungen über Umweltbelastungen durchzuführen und den Erfolg der gesetzlichen Massnahmen zu prüfen. Seit 1986 wurde die Monitoringpflicht für Schadstoffbelastungen im Boden in einer Verordnung konkretisiert und 1998 in der novellierten „Verordnung über Belastungen des Bodens" (VBBo, 1998) verallgemeinert. Obwohl die gesetzliche Verankerung des Bodenmonitoring in der Schweiz

beispielhaft ist, wird die langfristige Erhaltung der „kritischen Masse" und die Wissenssicherung zunehmend schwieriger. Das aktuelle politische Umfeld ist Umweltbelangen und langfristigen Verbindlichkeiten zunehmend abträglich.

Im Laufe der Jahre hat sich die in Abbildung 1 dargestellte modulare Struktur entwickelt. Mehr zur Nationalen Bodenbeobachtung der Schweiz (NABO) ist unter www.nabo.admin.ch zu finden.

Abbildung 1: Modulare Struktur der Nationalen Bodenbeobachtung mit Schnittstellen

3 Ziele und Zielerreichung

Die Ziele des Bodenmonitoring in der Schweiz entsprechen bezüglich chemischer Bodenbelastung jenen der deutschen Bund-Länder Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) (BARTH ET AL., 2000; DESAULES & DAHINDEN, 2000) und umfassen:

- Die Erfassung aktueller Bodenbelastungen (Status)
- Die langfristige Beobachtung der Entwicklung von Bodenbelastungen (Trend)
- Die Früherkennung und Prognose von Bodenbelastungen (Flux)

Aufgrund der Zielformulierung erweist sich Bodenmonitoring als 4-dimensionale Problemstellung, welche Objekt, Raum, Zeit und Stoffflüsse umfasst und im Wesentlichen den adäquaten Auflösungsgrad betrifft. Entsprechend sind auch Lösungen bzw. die Zielerreichung zu diskutieren und zu beurteilen. Im „Qualitätswürfel" wurde dazu eine anschauliche Struktur gefunden (Abbildung 2). Geeignete qualitative und/oder quantitative Beurteilungskriterien und –massstäbe fehlen jedoch bislang. Es kann also objektiv noch gar nicht beurteilt werden, ob ein Bodenmonitoring hinreichend gut ist.

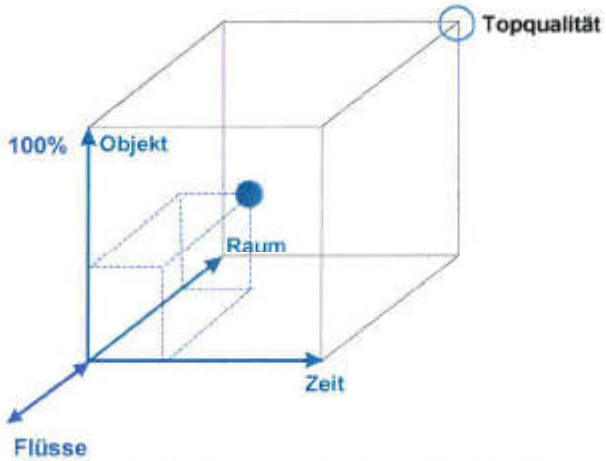


Abbildung 2: Die 4-Dimensionen des Bodenmonitorings mit „Qualitätswürfel"

4 Probleme und Lösungen

In Tabelle 1 sind Grundprobleme des Bodenmonitoring zusammen mit entsprechenden Lösungen aufgelistet wie sie im NABO erarbeitet wurden oder vorgesehen sind. Nachstehend folgt eine knappe Darstellung und Diskussion.

Probleme	Lösungen
Objektdimension	
• Parametrisierung bzw. sachlicher Abstraktionsgrad und analytischer Auflösungsgrad	• Konventionen bzw. Konsensmethoden
Raumdimension	
• Heterogenität bzw. räumlicher Auflösungsgrad	• Stratifizierung (z.B. Verdachtsflächen) • Pedotransfer-Funktionen • Geostatistik
• Messunsicherheit (Vergleichbarkeit)	• Externe Qualitätssicherung (Ringtests)
Zeitdimension	
• Trendnachweis bzw. zeitlicher Auflösungsgrad	• Zeitreihenanalyse • Kausalanalysen (Stoffbilanzen)
• Messunsicherheit (Präzision, Robustheit)	• Interne Qualitätssicherung

Tabelle 1: Probleme und Lösungen des Bodenmonitorings nach Dimensionen gegliedert

4.1 Objektdimension

Die Unmöglichkeit ein Objekt - in diesem Fall die chemische Bodenbelastung - umfassend zu beschreiben d.h. holistisch zu erfassen, zwingt uns zu mehr oder weniger abstrakten Teilbeschreibungen durch Parameter. Die Anzahl der bekannten Bodenschadstoffe ist bereits sehr gross. Allein bei den anorganischen Stoffen sind es Dutzende, wenn die chemischen Formen (Speziierung) berücksichtigt werden, welche für die Ökotoxizität entscheidend sind. Bei den

organischen Stoffen sind die Verhältnisse aufgrund synthetischer Stoffe und Metaboliten noch um Grössenordnungen vielfältiger und komplexer.

In der Schweiz wurden - quasi als Schadstofffenster - die 9 Elemente Pb, Cd, Cr, Cu, Mo, Ni, Hg, Zn, F und die drei organischen Stoffgruppen (PAK, PCB, PCDD/F) zu prioritären Schadstoffen erklärt und durch die Festlegung von Schwellenwerten einer standardisierten Beurteilung zugeführt (VBBo, 1998). Die Problematik der kombinierten Wirkungen bleibt damit unbeantwortet.

Weiter stellt sich die Frage der geeigneten Extraktionsstärke. In der Schweiz sind für die sog. „Totalgehalte" der Schwermetalle die 2 M HNO_3-Extraktion und den „löslichen Gehalten" die 0.1 M $NaNO_3$-Extraktion vorgeschrieben (VBBo, 1998). Damit ist die Frage der Standardisierung gelöst, nicht aber jene der Validierung und Kalibrierung. Der analytische Auflösungsgrad schliesslich, wird durch die Analysenpräzision charakterisiert.

Die genannten Beispiele zeigen, dass notgedrungen versucht wird, die sachliche Vielfalt und Komplexität durch Konventionen und Konsensmethoden zu reduzieren. In diese Richtung zielt auch das Projekt „Horizontal" der Europäischen Normenvereinigung (CEN), welches versucht, die zahlreichen Analysenmethoden zu harmonisieren. Diese Anstrengungen werden nur dann erfolgreich sein, wenn die Methoden für die verschiedensten Böden nachvollziehbar validiert und kalibriert sind.

4.2 Raumdimension

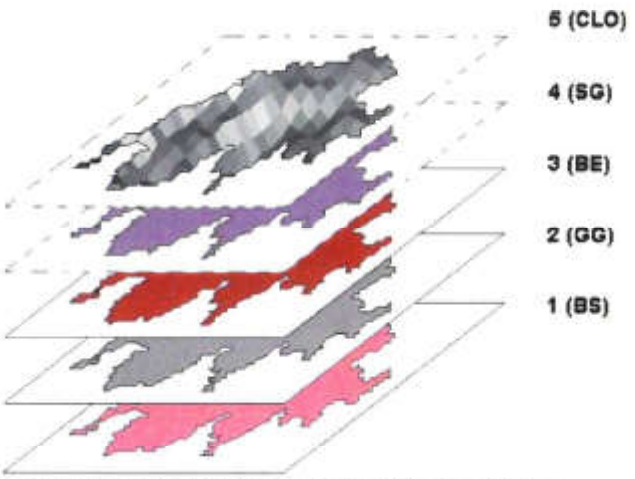
Böden sind räumlich sehr heterogen, das selbe gilt für deren Schadstoffgehalte. Es gibt daher Gründe anzunehmen, dass die derzeit 105 nach stratifizierten Kriterien gezielt festgelegten Dauerbeobachtungsflächen des NABO-Messnetzes den Zustand der chemischen Bodenbelastung in der Schweiz flächenhaft nicht hinreichend zu charakterisieren vermögen. Für die Fläche der gewachsenen Böden der Schweiz (vgl. Tabelle 2) beträgt die mittlere Maschenweite des NABO-Messnetzes 17.1 km.

Um einen ersten Überblick zum landesweiten Ausmass chemischer Bodenbelastungen zu gewinnen, wurden daher mehrere Studien zur Erfassung der Verdachtsflächen verschiedener Schadstoffquellen durchgeführt, deren Ergebnisse in Tabelle 2 zusammengefasst sind. Diese erlauben bis zu einem gewissen Grad eine Priorisierung chemischer Bodenbelastungen, eine Flächenaddition ist jedoch kaum möglich, da sich die quellenspezifischen Verdachtsflächen mehr oder weniger überlagern.

Quelle	Schadstoff (RW mg/kg)	Fläche mit Richtwert-Überschreitung			
		ha	%		
Verkehr					
-strassennah	Pb (50)	32'000	2.5	1.1	1.0
-strassenfern	Pb	?	?	?	?
Rebbau	Cu (40)	40'000	3.1	-	1.3
Klärschlamm-Düngung	Cd (0.8)	<65'000	<5.1	-	<2.1
	andere	<40'000	3.1	-	<1.3
Gestein	Cr (50)	990'000	-	-	32.2
	andere	<33'000	-	-	<1.1
Ldw. Nutzfläche		1'271'645	100		
Produktionsfläche		2'796'754		100	
Gewachsener Boden		3'075'675			100

Tabelle 2: Verdachtsflächen verschiedener Schadstoffquellen in der Schweiz
(aus (DESAULES & REHBEIN, 2003)

Da der Bodenschutz eine flächendeckende Aufgabe ist, braucht es dazu auch flächenhafte Grundlagen. Diese sind in der Schweiz noch völlig ungenügend und beschränken sich vorwiegend auf die „Bodeneignungskarte der Schweiz" 1:200'000 (EJPD et al., 1980). Mit Hilfe von Pedotransfer-Funktionen und GIS wurde die Bodeneignungskarte als Grundlage verwendet, um die Stufen 1 bis 3 im Kartenschichtmodell der Abbildung 3 zu realisieren (KELLER & DESAULES, 2001B).



1 BS: Kartierung der Bindungsstärke gegenüber Schadstoffen
2 GG: Kartierung der gesteinsbedingten Grundgehalte
3 BE: Kartierung der Bodenempfindlichkeit gegenüber Schadstoffeinträgen
4 SG: Kartierung der Schadstoffgehalte im Boden
5 CLO: Kartierung der tolerierbaren Schadstoffeinträge (Critical Loads)

Abbildung 3: Kartenschichtmodell zur Kartierung der tolerierbaren Schadstoffeinträge

Die Realisierung der Stufe 4 erweist sich als schwierig, obwohl in der Schweiz allein für die Periode 1990-1996 aus verschiedenen Quellen rund 330'000 Schadstoffdaten von 13'650 Standorten vorliegen (KELLER & DESAULES, 2001a). Die Probleme liegen technisch vor allem bei der sehr heterogenen Flächenverteilung der Daten, die in einem weiteren Schritt einer geostatistischen Analyse unterzogen werden sollen.

Dank der in der VBBo (1998) weitgehend vorgeschriebenen Beprobungstiefe (0-20 cm) und Extraktion ist der Harmonisierungsgrad der Schadstoffdaten ausgezeichnet. Dies ist jedoch nicht ausreichend, denn die Vergleichbarkeit der Daten muss für korrekte Aussagen bezüglich einer Risikobeurteilung durch Angaben der Messunsicherheit quantitativ belegt sein. In diesem Zusammenhang betreiben wir seit 1989 jährliche Ringanalysen (z.B. AMMANN & DESAULES, 2004). Letztlich wird aber die gesamte Messunsicherheit von der Probenahme bis zur Laboranalyse quantifiziert werden müssen (KURFÜRST et al., 2004).

4.3 Zeitdimension

Bei Veränderungen von Schadstoffkonzentrationen in Böden wird gewöhnlich von langfristigen Trends ausgegangen und deshalb oft Messintervalle von 5 bis 10 Jahren empfohlen. Diese Empfehlung ist irreführend, so lange die Bandbreite des standort- und verfahrensbedingten Grundrauschens nicht abgeklärt ist. Dazu werden aber statistisch genügend lange Zeitreihen und Kausalanalysen (Stoffbilanzen) benötigt (DESAULES et al., 2004). Die in Abbildung 4 dargestellten verschieden langen und intensiven Zeitreihen (10 bzw. 3 Jahre mit 5 bzw. ½ jährigen Messintervallen) zeigen elementspezifisch ähnlich grosse Spannbreiten. Dies deutet darauf hin, dass die Ursachen der gemessenen Konzentrationsveränderungen

relativ kurzfristig wirksam sein müssen, wie dies etwa bei verfahrensbedingten systematischen Effekten der Fall ist. Ein Beispiel dazu ist die Entnahme nicht vergleichbarer Bodenproben – z.B. durch selektiv unterschiedliche Probenverluste - zu verschiedenen Zeitpunkten.

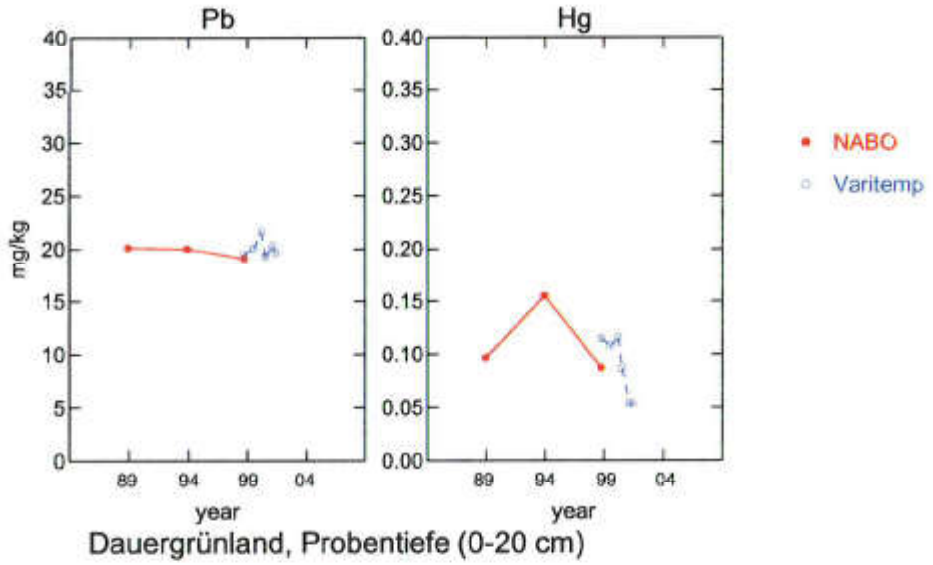


Abbildung 4: Verschieden lange und intensive Zeitreihen gemessener Pb- und Hg-Konzentrationen im Boden unter Dauergrünland

Damit wird deutlich wie wichtig eine rigorose, für die Dauerbeobachtung geeignete Qualitätssicherung ist, denn es geht darum wirklich anthropogen oder natürlich bedingte Trends nachzuweisen und nicht verfahrensbedingte systematische Effekte, wie etwa eine allfällige analytische Drift. Die für das NABO-Messnetz entwickelte interne Qualitätssicherung (DESAULES & DAHINDEN, 2000) ist in Abbildung 5 beispielhaft dargestellt. Ausgangspunkt ist die vierfache Beprobung und Analyse der Ersterhebung (Mittelwert = Standortreferenz) und aller Folgeerhebungen zur Erfassung der sog. Standortpräzision. Die Proben der Folgeerhebungen werden jedes Mal gleichzeitig in der selben Serie mit den Proben der Ersterhebung (Referenzproben) gemessen und aus der Differenz wird - auf der Basis der Referenzlinie - die resultierende Konzentrationsveränderung berechnet. Dies ergibt 4 Messungen bei der Ersterhebung und 8 Messungen für jede Folgeerhebung.

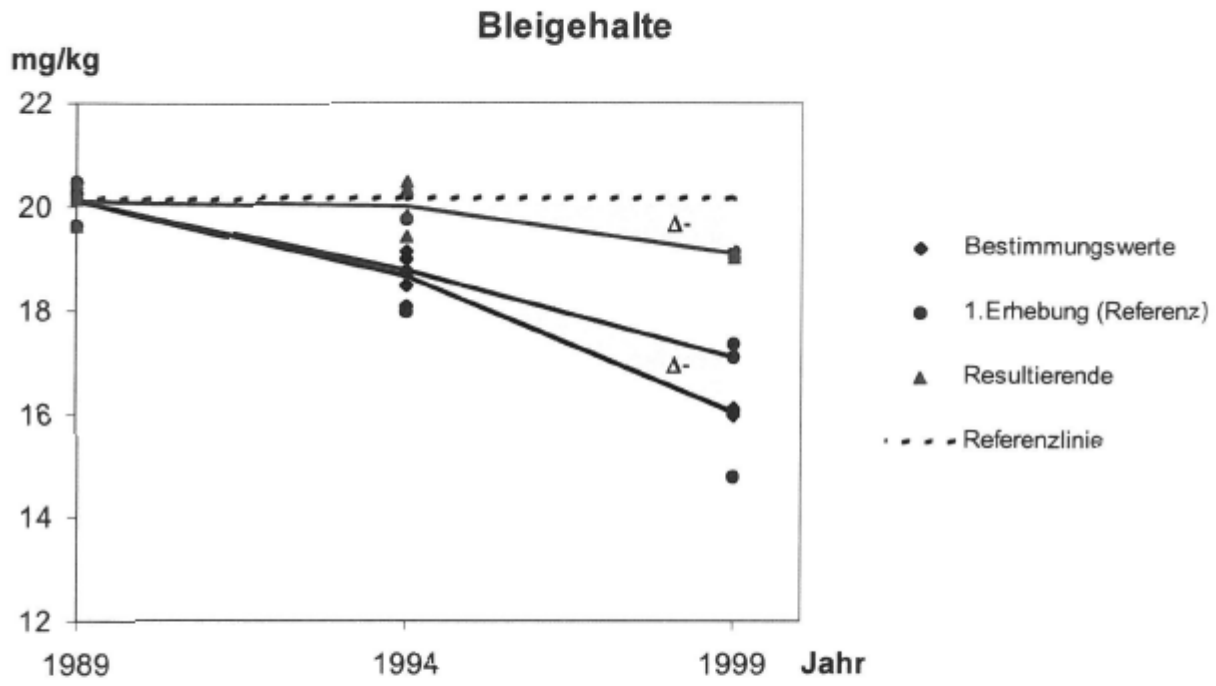


Abbildung 5: Beispiel interner Qualitätssicherung für zeitliche Veränderungen im NABO-Messnetz

5 Regelungsbedarf als Fazit

Aus den in der Nationalen Bodenbeobachtung der Schweiz gemachten Erfahrungen der letzten 20 Jahren, die oben stehend skizziert sind, lässt sich für das weitere Vorgehen und die geplante Monitoring-Richtlinie im Rahmen der Europäischen Bodenschutzstrategie folgender Regelungsbedarf ableiten:

Allgemein:

- Solange langfristige Kontinuität und Wissenssicherung nicht geregelt sind, macht Dauerbeobachtung definitionsgemäss keinen Sinn.
- Bodenmonitoring muss objektiv beurteilt werden können, dazu braucht es Kriterien und Massstäbe. Ohne dies kann keine gesicherte Monitoringqualität gewährleistet werden.

Objektdimension:

- Die Auswahl der Parameter muss wissenschaftlich begründet und interpretierbar sein, sonst besteht die Gefahr von Interpretationsnotständen und Nichterkennung.
- Alle Parameter sind langfristig einer adäquaten und quantitativen Qualitätssicherung zu unterziehen, welche den ganzen Messprozess lückenlos umfasst. Andernfalls besteht die Gefahr von Fehlinterpretationen.

Raumdimension:

- Der räumliche Auflösungsgrad des Bodenmonitoring ist explizit zu definieren, um Risiko- und Rechtsunsicherheit vorzubeugen.

- Die notwendigen Kartengrundlagen einschliesslich deren Massstäbe sind zu definieren, damit geeignete räumliche Extrapolationsgrundlagen für das Bodenmonitoring vorliegen.

Zeitdimension:

- Die Kernanforderung an ein langfristiges Bodenmonitoring ist der Aufbau von interpretierbaren Zeitreihen innerhalb nützlicher Frist. Zu diesem Zweck braucht es genügend lange, statistisch auswertbare Zeitreihen, Kausalanalysen und eine rigorose quantitative Qualitätssicherung. Ohne dies sind gesicherte Trendnachweise, welche Grundrauschen von Signal zu trennen vermögen, nicht möglich.

Es ist offensichtlich geworden, dass noch zahlreiche Lücken bestehen und das Bodenmonitoring noch fern vom Routinebetrieb ist. Für den Erfolg in Zeiten abnehmender Mittel ist es entscheidend, nicht einer unreflektierten Betriebsamkeit zu verfallen, sondern ein konzeptionell sauberes und transparentes bzw. wissenschaftliches Vorgehen durchzuziehen. Zur Orientierung, strukturierten Diskussion und Standortbestimmung mag der „Qualitätswürfel" (Abbildung 2) hilfreich sein.

Literatur

AMMANN, S. & DESAULES, A., 2004. VBBo-Ringanalysen 2003. Agroscope FAL Reckenholz, Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, 8046 Zürich. 55 pp. (www.nabo.admin.ch > Bibliographie Nr. 121)

BARTH, N. ET AL., 2000. Boden-Dauerbeobachtung: Einrichtung und Betrieb von Boden-Dauerbeobachtungsflächen. In: D. Rosenkranz, G. Bachmann, G. Einsele and H.M. Harress (Editors), Bodenschutz - Ergänzbares Handbuch der Massnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Gewässer. Erich Schmidt Verlag, Berlin, p. 127.

DESAULES, A. & DAHINDEN, R., 2000. Nationales Boden-Beobachtungsnetz - Veränderungen von Schadstoffgehalten nach 5 und 10 Jahren. Schriftenreihe Umwelt Nr. 320. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), 3003 Bern. 129 pp.

DESAULES, A., KELLER, A., SCHWAB, P. & DAHINDEN, R., 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. 125)

DESAULES, A. & REHBEIN, K., 2003. Nationale Bodenbeobachtung (NABO) - Beiträge und Bedarf raumbezogener Daten. Bulletin der Bodenkundlichen Gesellschaft der Schweiz, 27.

DESAULES, A. & STUDER, K., 1993. NABO - Nationales Bodenbeobachtungsnetz Messresultate 1985-1991. Schriftenreihe Umwelt Nr. 200. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), 3003 Bern. 134 pp., Anhänge 175 pp.

EJPD, EVD & EDI, 1980. Bodeneignungskarte der Schweiz 1:200.000. Grundlagen für die Raumplanung. EDMZ, Bern.

KELLER, T. & DESAULES, A., 2001a. Böden der Schweiz – Schadstoffgehalte und Orientierungswerte (1990-1996). Umwelt-Materialien Nr. 139. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), CH-3003 Bern. 115 pp.

KELLER, T. & DESAULES, A., 2001b. Kartiergrundlagen zur Bestimmung der Bodenempfindlichkeit gegenüber anorganischen Schadstoffeinträgen in der Schweiz. Nationale Bodenbeobachtung (NABO). Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL), CH-8046 Zürich. 81 pp.

KURFÜRST, U., DESAULES, A., REHNERT, A. & MUNTAU, H., 2004. Estimation of measurement uncertainty by the budget approach for heavy metal content in soils under different land use. Accred. Qual. Assur., 9: pp. 64-75.

USG, 1983. Bundesgesetz über den Umweltschutz vom 7. Oktober 1983 (Stand am 30. Dezember 2003). SR 814.01.

VBBo, 1998. Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo) vom 1. Juli 1998. SR 814.12.

Die geplante Monitoring-Richtlinie im Rahmen der europäischen Bodenschutzstrategie

Dr. Jens Utermann

1 Konzeption, zeitlicher Ablauf und Organisation des Abstimmungsprozesses hin zu einer europäischen Bodenschutzstrategie

Im Zuge eines wachsenden Bewusstseins für die Gefährdungen unserer Böden verfolgt die Europäische Kommission seit Mitte der 90er Jahre Bestrebungen zur Implementierung einer Europäischen Bodenschutzstrategie. Wichtige Meilensteine in diesem Kontext sind zunächst die Verabschiedung des 6. Umweltaktionsprogramms (Januar 2001) und die Mitteilung der Kommission „Hin zu einer spezifischen Bodenschutzstrategie" (vom 16.04.2002) an den Rat, das europäische Parlament und die Ausschüsse. In Art. 6 (2) des 6. Umweltaktionsprogramms wird die Kommission verpflichtet, bis 2005 eine thematische Strategie zum Bodenschutz als eine von insgesamt sieben Strategien zu entwickeln. Besonderes Augenmerk sollte hierbei auf die Kontamination, die Erosion, die Wüstenbildung, die Verarmung der Böden, den Flächenverbrauch und hydrogeologische Risiken gelegt werden. In der Mitteilung „Hin zu einer europäischen Bodenschutzstrategie" wurden dann aus europäischer Sicht die in Abbildung 1 zueinander in Beziehung gesetzten acht wesentlichen Gefährdungen unserer Böden identifiziert. Unter den genannten Gefährdungen werden die Erosion, der Verlust an organischer Substanz und die diffuse/lokale Kontamination von Böden als derzeit besonders dringlich zu behandelnde Degradationsursachen betrachtet. In diesem Zusammenhang sieht die Kommission es als grundsätzlich erforderlich an, den Informationsstand zum Zustand der Böden aus europäischer Sicht zu verbessern. Mittelfristig wird ein EU-weites Indikator basiertes Überwachungssystem vorgeschlagen, um die Beschaffenheit von Böden und die Auswirkungen von politischen Maßnahmen effizient überwachen zu können.

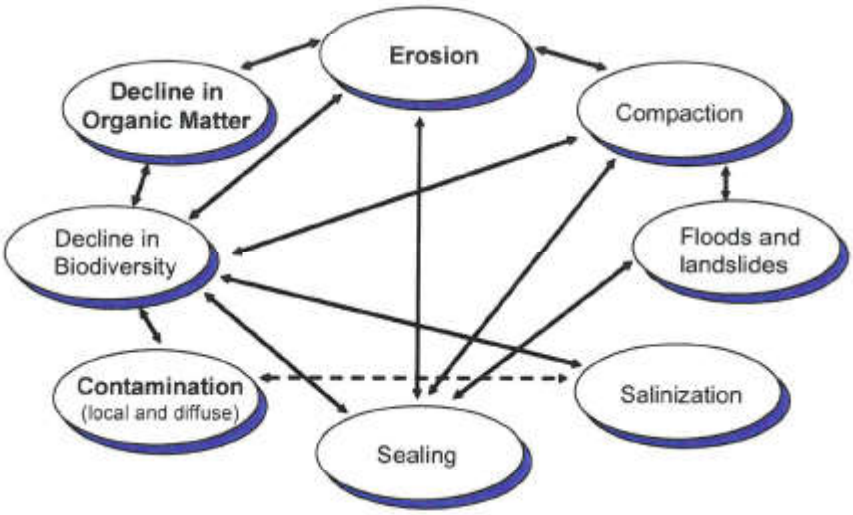


Abb. 1: Die acht Gefährdungen unserer Böden

Im Rahmen eines partizipativen Abstimmungs- und Diskussionsprozesses wurden daraufhin in den Jahren 2003 und 2004 unter Einbeziehung von zahlreichen national/europäisch ausgerichteten Interessensvertretern aus der Wirtschaft, den Verbänden und der Administration wesentliche inhaltliche Eckpunkte einer Bodenschutzstrategie erarbeitet. Die diesem Prozess zugrunde liegende Rollenverteilung ist in Abbildung 2 skizziert.

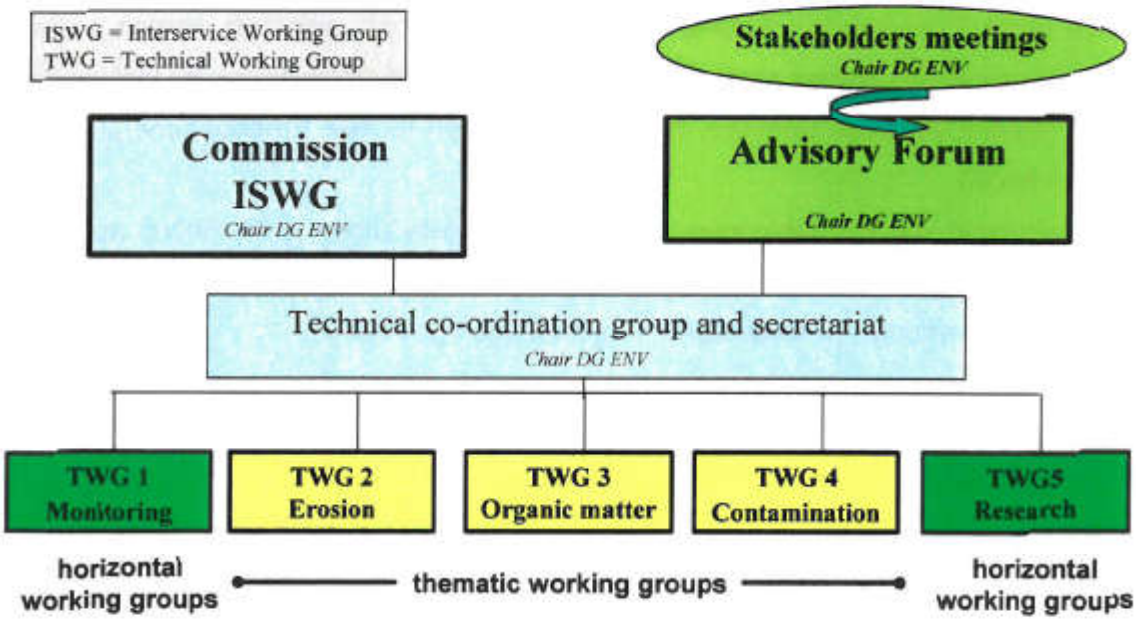


Abb. 2: Rollenverteilung im partizipativen Abstimmungsprozess zur Entwicklung einer europäischen Bodenschutzstrategie

Als Initialveranstaltung organisierte die Direktion Umwelt ein sog. „Stakeholder Meeting" mit mehr als 150 Teilnehmern, das über grundsätzliche Ziele sowie das weitere Prozedere zur

Entwicklung einer Bodenschutzstrategie beraten sollte und u.a. die Gründung eines „Advisory Forums" als Steuerungsgremium für die weiteren Arbeiten beschloss. Das Advisory Forum bestand aus mehr als 100 Mitgliedern, die sich mehrheitlich aus Vertretern der Industrie und der Interessenverbände zusammensetzte. Die fachliche Ausarbeitung von Eckpunkten einer Bodenschutzstrategie wurde an sog. Technical Working Groups (TWGs) delegiert. Entsprechend der Schwerpunktsetzung bei den Bodengefährdungen lassen sich die drei thematischen TWGs „Erosion", „Organische Substanz" und „Kontamination" von den beiden horizontal ausgerichteten TWGs „Monitoring" und „Forschung" unterscheiden. Die Behandlung der übrigen fünf Bodengefährdungen (s. Abb. 1) wurde auf die drei thematischen TWGs aufgeteilt. Die TWGs waren mit jeweils 30 bis 50 Experten besetzt, die die gestellten Aufgaben in mehreren Unterarbeitsgruppen („task groups") bearbeiteten. Konzeptionell sollten die thematischen TWGs fachliche Vorgaben für ein Indikator basiertes Monitoringsystem entwickeln und Forschungsdefizite identifizieren, die dann von den horizontal ausgerichteten TWGs aufgegriffen und gebündelt werden sollten. Dieser Ansatz ließ sich wegen eines zeitgleichen Arbeitsbeginns aller TWGs in Verbindung mit einem sehr engen Zeitrahmen von einem Jahr nur bedingt umsetzen.

Allen TWGs wurden gemeinsame und spezifische Mandate übertragen. Als gemeinsames Mandat wurde die Erarbeitung von Empfehlungen zur Ausgestaltung der Monitoring Direktive (Parameter/Indikatoren) festgeschrieben, wobei jede Empfehlung i) fachlich begründet, ii) mit einer Abschätzung zu möglichen Auswirkungen und Kosten und iii) mit einer zeitlichen Perspektive unter Einbeziehung anderer Maßnahmen/Direktiven verknüpft werden sollte. Alle Empfehlungen waren zudem unter Beachtung des Subsidiaritätsprinzips zu formulieren, indem fachlich/administrativ sinnvolle Interventionsebenen für alle Erhebungen/Parameter zu definieren waren.

Die Ausarbeitung von Empfehlungen zu Parametern sollte zudem unter Bezug auf das mittlerweile EU-weit etablierte „DPSIR-Modell" (**D**riving forces, **P**ressures, **S**tate, **I**mpact, **R**esponses) zur Bewertung von Umweltproblemen erfolgen (s. Abb. 3).

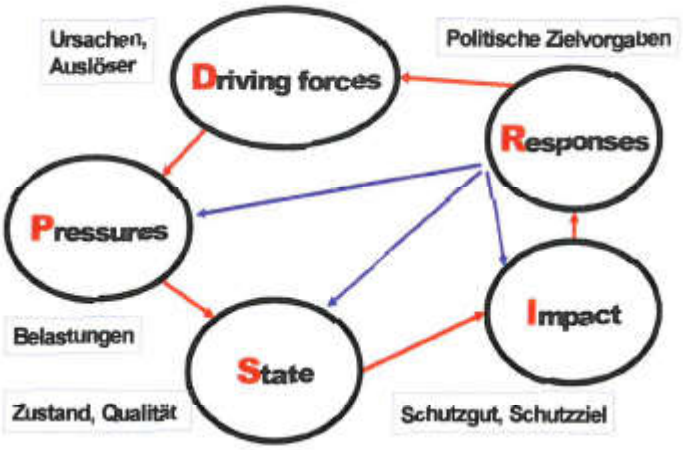


Abb. 3: Das DPSIR-Modell zur Bewertung von Umweltproblemen

Grundgedanke dieses Modells ist es, dass eine umfassende Bewertung von Gefährdungen der Umwelt (hier der Böden) die Definition von Parametern/Indikatoren für die gesamte Kausalkette von Ursachen über Belastungen, den Zustand des Mediums, Einflüssen auf das Schutzgut bis hin zu politischen Zielvorgaben erfordert. Hierbei sind zwei Monitoringansätze zu unterscheiden, das sog. „**Multi-Purpose Monitoring**" und das sog. „**Action-Driven Monitoring**". Während ersteres die Informationsgrundlagen für möglichst viele Gefährdungen der Böden bereitstellen soll, zielt letzteres auf die Beobachtung der Auswirkungen von konkreten politischen Gegenmaßnahmen.

2 Mandat und Ergebnisse der TWG Monitoring

Der TWG Monitoring wurden insgesamt fünf spezifische Mandate übertragen, die in gleichnamigen Unterarbeitsgruppen (Task Groups) bearbeitet wurden:

- „**Existing Monitoring Sites**": Zusammenstellung von bestehenden nationalen/europaweiten Inventuren/Monitoring Programmen (Georeferenzierung, Probenahmestrategie, Parameter, Wiederholungszyklen, Datenverfügbarkeit, EU-Relevanz); Ableitung von Empfehlungen für die Implementierung eines EU-Monitoringsystems
- "**Parameters and Indicators**": Zusammenstellung von Parametern/Indikatoren mit Bezug zu Bodengefährdungen, Kostenschätzung
- "**Harmonization**": Identifikation von Defiziten in der Harmonisierung von Daten & Methoden; Handlungsbedarf im Hinblick auf Standardisierung/Maßnahmen zur Qualitätsprüfung/-sicherung
- "**Variability of Soils**": Erarbeitung von Anforderungen an die räumliche Informationsdichte, um die Vielfalt der Böden Europas widerzuspiegeln
- "**Legal Aspects / Private Ownership**": Zusammenstellung bestehender Direktiven mit Bezug auf Zugangsbeschränkungen für Land & Daten

Ausgewählte Ergebnisse der Task Groups werden im Folgenden erläutert. Die Mandate, Ergebnisse und Empfehlungen aller fünf Technical Working Groups sind mittlerweile von der Kommission in sechs Bänden veröffentlicht worden (VAN-CAMP et al., 2004).

2.1 Task Group „Existing Monitoring Sites"

Die Auswertung der Task Group „Existing Monitoring Sites" erfolgte für die drei Informationsebenen i) Bodenkarten, ii) Inventuren und iii) Monitoringsysteme.

Bodenkarten als Grundvoraussetzung für ein Bodenmonitoring sind in unterschiedlichsten Maßstäben digital verfügbar. EU-weit liegt die EU-Soil Map im Maßstab 1:1 Mio. vor (ESBN, 2004). Für größere Maßstäbe wird ein Harmonisierungsbedarf bezüglich der zugrunde liegenden nationalen Nomenklaturen gesehen.

Inventuren im Sinne einmaliger Bestandsaufnahmen von Bodeneigenschaften und -zuständen folgen entweder rasterbasierten oder stratifizierten Ansätzen mit regionaler, nationaler oder EU-weiter Ausdehnung. Als EU-weit angelegte Programme wurden LUCAS (Flächenstichprobe Land Use/Cover Area System) und Forest Soil Inventory identifiziert.

Echte Monitoringsysteme im Sinne wiederholter Erhebungen (analog der Boden-Dauerbeobachtung) sind derzeit in den Mitgliedsstaaten kaum verwirklicht. Zumeist handelt es sich um Inventuren, die analog der zurzeit in Deutschland geplanten Wiederholung der Bodenzustandserhebung Wald zu einem Monitoringsystem weiterentwickelt werden.

Die Auswertungen zu bestehenden Inventuren/Monitoringsystemen unterstreichen die Erkenntnis, dass Veränderungen im Bodenzustand i.d.R. nur langfristig nachweisbar sind. Zeitliche Veränderungen von Bodenzuständen sind dabei unter Einbeziehung von Aspekten der räumlichen Variabilität und Unsicherheit zu bewerten. Erfahrungen aus laufenden Programmen unterstreichen zudem die Notwenigkeit von Bodenprobenbanken zum rückwärtigen Ergebnis- und Methodenvergleich. Vorliegende Informationen/Daten sind aus europaweiter Sicht wegen methodischer Unterschiede kaum vergleichbar. Thematisch decken sie nur wenige Aspekte der acht Bodengefährdungen ab (Fokus auf Schwermetalle). Forschungsbedarf wird insbesondere im Hinblick auf die Biodiversität und die bodenphysikalische Degradation gesehen.

Aufbauend auf diesen Erkenntnissen wird empfohlen, als ersten Schritt in Richtung eines EU-weiten Monitoringprogramms eine belastbare Grundinventur („baseline") zu verwirklichen. Hierzu sind sowohl allgemeine Parameter als auch gefahrenbezogene, spezifische Parameter festzulegen. Für alle Standorte eines EU-Monitoring Netzwerkes sollte ein minimaler Satz gemeinsamer Parameter festgelegt werden. Zudem sind EU-weit standardisierte Verfahren und Methoden verpflichtend vorzugeben und eine regelmäßige Qualtiätssicherung einzufordern. Für die EU-weite Koordinierung der Monitoringaktivitäten wird der Aufbau einer

Koordinierungsgruppe ggf. als Bestandteil eines zukünftigen EU Soil Conservation Services vorgeschlagen.

2.2 Task Group „Parameters and Indicators"

Die Task Group „Parameters and Indicators" schlägt zunächst die folgende Stratifizierung von Monitoring-Standorten vor:

- **Level 1**: Grundinventur („baseline") mit obligaten Mindestdatensatz (systematische Beobachtungsnetze vorzugsweise für großflächige Prozesse, wie z.B. diffuse Kontamination)
- **Level 2**: Ausgewählte Standorte (ca. 10 % von Level 1) mit spezifischen Parametern für höhere Monitoringintensität (z.B. Verfügbarkeit/Toxizität von Nähr-/Schadstoffen, Wasser-/Stoffflüsse)
- **Level 3**: Ausgewählte Standorte für spezielle Fragestellungen (z.B. Radio-Nuklide, militärische Altlasten)

Spezifische Vorgaben hierzu sollten wiederum von der o.g. Koordinierungsgruppe ausgearbeitet werden. Empfehlungen zu *allgemeinen Parametern* (Level 1) umfassen das in Deutschland übliche Spektrum an Standort-/Profilbeschreibungen (hier nach international anerkannter Nomenklatur (z.B. World Reference Base)) sowie bodenphysikalische und bodenchemische Grundcharakterisierungen (z.B. Lagerungsdichte, Körnung, pH-Wert, KAK etc.). Die Festlegung von *spezifischen Parametern* erstreckt sich (auch unter Kostengesichtspunkten) zurzeit auf nur wenige Kenngrößen, die in ihrer Bedeutung zur Beobachtung spezifischer Bodengefahren weitgehend unumstritten sind.

Für das Themenfeld **Verlust an organischer Substanz/Biodiversität** wurden auf Level 1 organischer Kohlenstoff und Stickstoff sowie die Lagerungsdichte vorgeschlagen. Auf Level 2/3 umfasst das Spektrum an Untersuchungen u.a. Fraktionen & Pools der organischen Substanz, Bioverfügbarkeit/Toxizität von Nähr- und Schadstoffen, Mikroflora (z.B. mikrobielle Biomasse) und Fauna (z.B. Nematoden).

Für die **Bodenerosion** erscheint es im Rahmen einer Inventur auf Level 1 nicht sinnvoll, standort-/bodenspezifische Parameter über die im Rahmen der allgemeinen Standort-/Profilbeschreibung hinausgehenden Erhebungen festzulegen. Stattdessen wird ein Indikator basierter Modellansatz favorisiert, der Gebiete mit hoher Erosionsdisposition zu identifizieren und unter Nutzung von regelmäßig erhobener Information zur Landnutzung (z.B. LUCAS) Veränderungen in der Erosionsgefährdung abzuschätzen vermag. Auf ausgewählten Level 2/3 Standorten sind auch on/off-site Messungen u.a. zur Modellvaliderung vorgesehen.

Die Gefährdung durch **diffuse Kontamination** soll auf Level 1 zunächst durch die Liste der in der EU-Klärschlamm-Richtlinie aufgeführten, königswasserlöslichen Gehalte von As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn sowie Phosphor und Stickstoff charakterisiert werden. Auf Level 2/3

sind ausgewählte persistente Organika (POPs) sowie verfügbare Fraktionen der genannten Schadstoffe vorgesehen.

Zur Erfassung der Bodendegradation durch **Flächenversiegelung** sind zunächst europaweit einheitliche Definitionen zu Art, Ausmaß und Intensität der Bodenversiegelung erforderlich. Das Monitoring der Flächenversieglung soll durch Auswertung geeigneter Statistiken (u.a. EUROSTAT) in Verbindung mit Verfahren der Fernerkundung erfolgen.

Zur Erfassung der **Bodenverdichtung** wird die Lagerungsdichte als spezifischer Parameter vorgeschlagen. Andere Messverfahren (z.B. Penetrometermessung) wurden als zu wenig reproduzierbar eingestuft. Für ein Monitoring von **Erdrutschen** und **Überflutungen** sind staatenübergreifende Indikator basierte Ansätze erforderlich. Dies setzt zunächst einheitliche Definitionen im Hinblick auf Ausmaß, Dauer und ökonomische Effekte dieser Degradationsursachen voraus.

Die stichwortartig aufgeführten allgemeinen und gefahrenspezifischen Parameter sind sicherlich zunächst sehr unvollständig und im Zuge der weiteren Diskussion zu konkretisieren bzw. zu ergänzen. Mindestens ebenso bedeutsam wie Art und Umfang der zu erhebenden Parameter ist aus EU-Sicht die Vergleichbarkeit von Daten, was unmittelbar zu den Empfehlungen der Task Group „Harmonization" überleitet.

2.3 Task Group „Harmonization"

In Fortführung der auf EU-Ebene begonnenen Aktivitäten sollten in einem ersten Schritt vorliegende Daten mittels Experteneinschätzung und transnationaler Vergleiche soweit möglich harmonisiert werden. Ein EU-weites Monitoring setzt zudem einheitliche Arbeitsanleitungen u.a. für die Auswahl, Einrichtung und Betrieb von Monitoringflächen, Standort- und Bodenansprache, Probenahmestrategie, Analysenverfahren und Datenhandling voraus. Für die Entwicklung weiterer internationaler Normen (z.B. CEN/ISO Standards) ist eine ausreichende finanzielle Unterstützung erforderlich. Neben der Entwicklung von Normen erscheint v.a. die Festschreibung der Verbindlichkeit von internationalen Standards mit angemessener Übergangszeit zwingend geboten, da die Auswertung verfügbarer Daten aus EU-weiter Sicht gezeigt hat, dass auch in den Fällen, wo internationale Standards verfügbar sind, i.d.R. mit abweichenden nationalen Standards gearbeitet wird (UTERMANN et al., 2003).

2.4 Task Group „Variability of Soils"

Arbeitsgrundlage für die Task Group "Variability of Soils" ist die Erkenntnis, dass die Böden aus EU-weiter Sicht in ihrer Ausformung und in ihren Eigenschaften sehr variabel sind. Gefragt ist folglich eine Monitoringstrategie, die mit einer minimalen Anzahl von Untersuchungsstandorten die Vielfalt der Böden im europäischen Maßstab hinreichend repräsentiert. Hierzu empfiehlt die Task Group zunächst EU-weite Stratifizierungen von Flächeninformationen für

alle acht Bodengefährdungen. Diese sollten im Zuge von Repräsentanzuntersuchungen mit den Boden-/Standortinformationen der in den Staaten bereits eingerichteten Monitoringstandorte verschnitten werden, um Datenlücken bzw. den Bedarf für ergänzende Monitoringflächen aus EU-Sicht zu identifizieren.

Das Joint Research Centre in Ispra hat unter Verwendung der EU-Soil Map und Informationen zur Landnutzung (CORINE Land Cover, 2004) eine derartige Repräsentanzstudie beispielhaft durchgeführt (KING & MONTANARELLA, 2002). Hierzu wurden die Boden- und Landnutzungsinformationen mit einem rasterbasierten Ansatz für ein hypothetisches EU-Bodenmonitoring verschnitten. Die Rasterweite des EU-Monitoringnetzes wurde solange variiert, bis die auf EU-Ebene vorliegende flächenbezogene Boden-/Landnutzungsinformation durch die Monitoringstandorte hinreichend genau repräsentiert wurde. In Abbildung 4 wird das Vorgehen und das Ergebnis dieser Repräsentanzbetrachtung für die Fragestellung Variabilität von Boden-/Landnutzungsformen beispielhaft visualisiert.

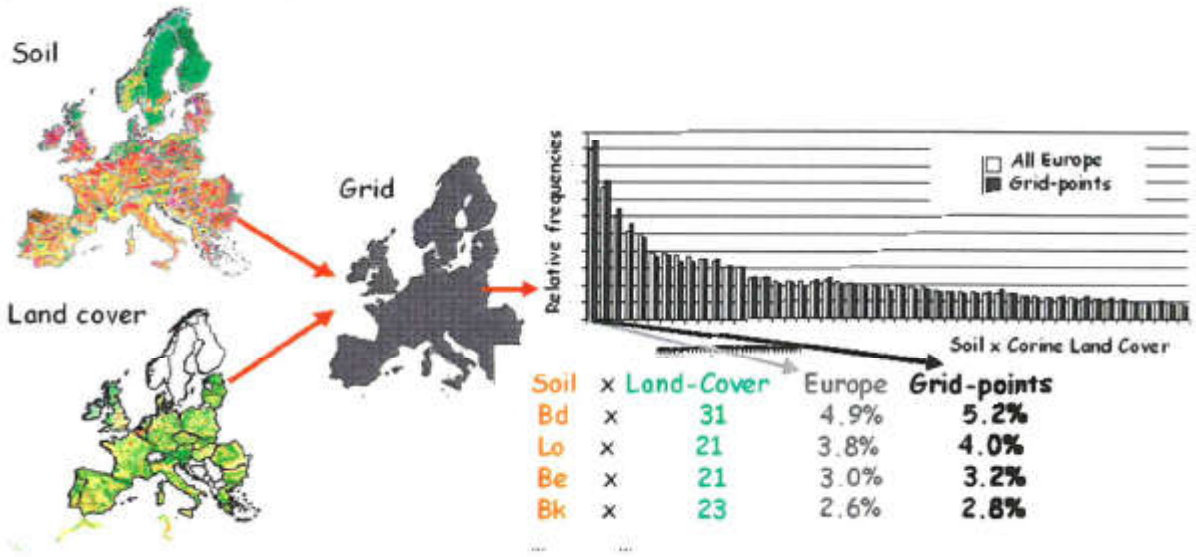


Abb. 4: Häufigkeitsverteilungen (rechts) von Bodentyp/Landnutzungskombinationen als Ergebnis einer Repräsentanzprüfung (links, schematisch) für ein rasterbasiertes Bodenmonitoring (16 x 16 km) mit Bezug zu EU-weit vorliegenden Flächeninformationen zu Bodenformen und Landnutzungen (Quelle: King & Montanarella, 2002)

Die JRC-Studie kommt auf Grundlage der derzeit vorliegenden Flächeninformationen zu Bodenformen und Landnutzung zu dem Schluss, dass eine Rasterweite von 16 x 16 km für ein EU-weites Bodenmonitoring die Vielfalt der Böden/Landnutzungen am besten repräsentiert. Legt man das Ergebnis dieser Auswertungen für ein EU-weites Bodenmonitoring auf Level 1 zugrunde, so wären EU-weit ca. 20.000 Standorte bzw. in Deutschland ca. 1.900 Standorte erforderlich. Derartige Untersuchungen können an dieser Stelle naturgemäß nur exemplari-

schen Charakter haben. In der TWG Monitoring wurden alternative Strategien zur Auswahl von Monitoringstandorten im europäischen Maßstab (rasterbasierter vs. stratifizierter Ansatz) kontrovers und keineswegs abschließend behandelt. Zudem ist auch die Qualität der Flächeninformationen verbesserungswürdig, da z.B. die Differenzierung der Bodenkarte in Skandinavien deutlich von Mittel- und Südeuropa abweicht.

2.5 Kostenschätzung

In der TWG Monitoring bestand Einvernehmen dahin gehend, dass der Aufbau eines EU-weiten Bodenmonitorings kurz- und mittelfristig keine signifikanten Zusatzkosten versursachen sollte („zero cost option"). Ungeachtet dessen wurde versucht, auf der Grundlage von in den EU-Staaten vorliegenden Erfahrungen mit der Einrichtung und dem Betrieb von Monitoringflächen eine Vorstellung über die anfallenden Kosten im Falle einer Neueinrichtung und Wiederholungsbeprobung von Monitoringstandorten zu entwickeln. Die Erstinventur inklusive allgemeiner Parameter wird hierbei mit ca. 5.000 € bis 10.000 €, die Wiederholungsuntersuchung für 18 Parameter mit ca. 900 € bis 1.800 € pro Standort veranschlagt. Die Spannen in der Kostenschätzung resultieren in erster Linie aus den sehr unterschiedlichen Personalkosten in den EU-Staaten. Unter Zugrundelegung der o.g. 20.000 Standorte EU-weit entstünden somit für eine vollständig neue Erstaufnahme Gesamtkosten in Höhe von ca. 100 bis 200 Mio. €.

3 Zusammenfassung von Eckpunkten für den Aufbau eines EU-Bodenmonitorings

Aus den Ergebnissen der TWG Monitoring lassen sich die folgenden Eckpunkte für den Aufbau eines EU-Bodenmonitorings festhalten:

- Es werden zunächst Grundinventuren („baseline") für alle acht Bodengefährdungen benötigt. Hierzu sind geeignete Parameter, Indikatoren und Maßstäbe sowohl für ein „multi-purpose" als auch für ein „action-driven" Monitoring erforderlich, die z.B. von einer Koordinierungsgruppe festgelegt werden könnten.
- Ein EU-weites Bodenmonitoring sollte stratifizierte Auswertungsansätze verfolgen: EU-weite Gefährdungen, wie z.B. diffuse Kontamination oder Verlust an organischer Substanz/Biodiversität erfordern großflächige (EU-weite) Monitoringansätze, regionale/lokale Gefährdungen (z.B. Altlasten) erfordern punktuelle Schwerpunktsetzungen.
- Der Aufbau eines EU-Bodenmonitorings sollte schrittweise erfolgen:
  - Festlegung von detaillierten Anforderungen (u.a. Zahl/Lokation von Probenahmepunkten auf der Grundlage von Repräsentanzanalysen) für alle Bodengefährdungen,
  - Identifikation von Regionen mit erhöhten Gefährdungen auf Basis der national/EU-weit existierenden Daten/Karten (-> Stratifizierung von Bodengefährdungen),

  - Nutzung bestehender Monitoringsysteme/Informationen (kurz-/mittelfristig keine signifikanten zusätzlichen Kosten), bis 2006 Festlegung geeigneter Parameter/Indikatoren/Skalen/Methoden.

- Offene Fragen, fakultative Methoden einschließlich Forschungsbedarf sollten im Rahmen einer Soil Strategy (also außerhalb einer Monitoring-Richtlinie) behandelt werden.
- Der vollständige DPSIR-Modellansatz wird in absehbarer Zeit nicht in ein Bodenmonitoring integrierbar sein. Kurz- und mittelfristig kann der Ansatz aber die Auswahl geeigneter Parameter und Indikatoren sowie die Prioritisierung von Monitoringaktivitäten (v.a. „action driven monitoring") unterstützen.

Bei der Konkretisierung von Eckpunkten für ein EU-weites Bodenmonitoring handelt es sich um einen derzeit nicht abgeschlossenen Diskussionsprozess mit verschiedenen Optionen sowohl im Hinblick auf den Inhalt als auch die Form einer Monitoring-Richtlinie. Nach der Neuwahl der EU-Kommission im Herbst 2004 werden derzeit in der Direktion Umwelt die Eckpunkte für ein EU-weites Monitoring weiterentwickelt. Nach heutigem Kenntnisstand wird es keine gesonderte Monitoring-Richtlinie geben. Stattdessen ist vorgesehen, eine Boden-Rahmenrichtlinie voraussichtlich noch in 2005 in den Abstimmungsprozess zu geben.

Literatur

Corine Land Cover; Umweltbundesamt, DLR-DFD 2004

European Commission (2001): Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the Economic and Social Committee of the Regions on the sixth environment action programme of the European Community, « Environment 2010: our future, our choice »

European Commission (2002): Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the Economic and Social Committee of the Regions «Towards a Thematic Strategy for Soil Protection»

ESBN (2004): The European Soil Database, Version V2.0. – EUR 19945 EN, Ispra, Italy

KING, D. & MONTANARELLA, L. (2002): Inventaire et surveillance des sols en Europe. Etude et Gestion des Sols, Volume 9 (2), 137 - 148

UTERMANN, J., DÜWEL, O., NAGEL, I. (2003): Trace element and organic matter contents of European soils - results of a JRC-Co-ordinated survey on background values. Final report to the European Commission Joint Research Centre, 225 pp.

VAN-CAMP, L., BUJARRABAL, B., GENTILE, A.R., JONES, R.J.A., MONTANARELLA, L., OLAZABAL, CL., SELVARADJOU, S.-K. (2004): Reports of the Technical Working Groups established under the thematic strategy for soil protection. EUR 21319 EN/1, 872 pp. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

Verbund Castrop-Rauxel: Untersuchungen von Natural Attenuation-Ansätzen auf einem Kokerei- und Zechenstandort (Sachstand 2003 –2004)

Christoph Wortmann; Anja Berning und Achim Möller[1]
Götz Hornbruch; Dirk Schäfer und Andreas Dahmke[2]

1 Einleitung/Standortbeschreibung

Auf dem im Besitz der Landesentwicklungsgesellschaft Nordrhein-Westfalen (LEG), Dortmund, befindlichen ehemaligen Zechen- und Kokereistandort Victor 3/4 in Castrop-Rauxel liegen sowohl im Quartär als auch im Festgestein der Kreide Kontaminationen des Grundwassers vor. Durch die langjährige industrielle Nutzung ist es in einem Bereich von 250 x 100 m an mehreren Stellen zu erheblichen Einträgen u.a. von PAK und BTX in den Untergrund gekommen, die bis in Tiefen von mehr als 50 m vorgedrungen sind (Abb. 1 und 2).

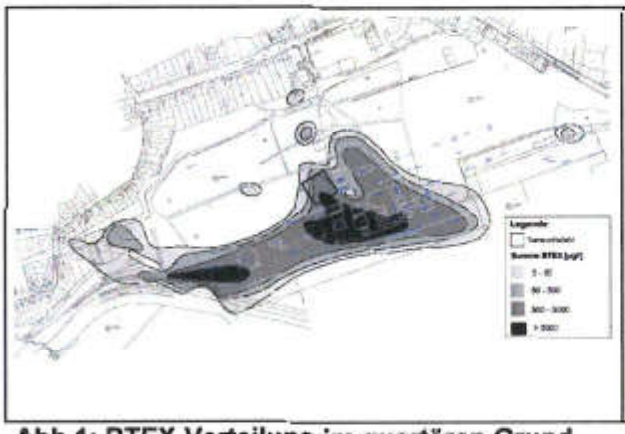


Abb.1: BTEX-Verteilung im quartären Grund wasserleiter

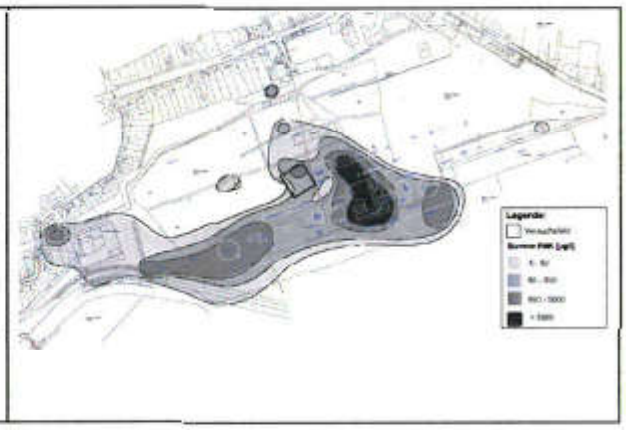


Abb.2: PAK-Verteilung im quartären Grund wasserleiter

[1] Teilprojekt 1: Entwicklung und Erprobung eines exemplarischen Monitoringprogramms für eine BTX-/PAK-Kontaminationsfahne an einem ehemaligen Kokereistandort im Hinblick auf NA-Ansätze

[2] Teilprojekt 2: Szenarienmodellierung von Natural Attenuation Prozessen im Untergrund des Kokereistandortes Castrop-Rauxel mit Hilfe des „Virtuelle Aquifere" Konzeptes

Nach den umfangreichen hydrogeologischen und geochemischen Voruntersuchungen einschließlich eines 3-D-Strömungsmodells sind aufgrund der beobachteten typischen Redoxzonierungen und der im Vergleich zur Abstandsgeschwindigkeit verhältnismäßig kurzen Schadstofffahnen Abbau- bzw. bedeutende Sorptionsprozesse vom Grundsatz her bereits nachgewiesen [1-2].

Für eine qualifizierte Gefährdungsabschätzung waren auf Grundlage der vorliegenden Untersuchungen und der zur Verfügung stehenden Monitoringinstrumente bisher keine fundierten Prognosen über das zukünftige Ausbreitungsverhalten abzuleiten.

2 Ziele

Ziel des laufenden Forschungsvorhabens ist es, im Teilprojekt 1 geeignete Beurteilungs- und Monitoringinstrumente zu entwickeln und zu testen, die verlässliche langfristige Aussagen darüber ermöglichen, ob und in welchem Maß in den vorliegenden BTX-/PAK-Grundwasserfahnen natürliche Selbstreinigungs- und Immobilisierungsprozesse stattfinden und ob diese auch langfristig ausreichend sind, eine weitere Schadstoffausbreitung zu verhindern bzw. zu vermindern. Im Teilprojekt 2 soll mit Hilfe von numerischen Modellierungen anhand verschiedener Szenarien die weitere Entwicklung der Prozesse unter Variation der Eingangsparameter und somit das langfristige und großräumige Ausbreitungsverhalten der Schadstofffahne untersucht und beurteilt werden.

Aufgrund des Ausmaßes der Kontaminationen gelten auf dem Standort herkömmliche Sanierungsmaßnahmen wie z. B. das Auskoffern der Quellen bzw. eine allseitige Umschließung mit geschätzten kalkulatorischen Kosten (Projektkostenbarwerte über 100 Jahre) in Höhe von ca. 145 Mio. € (einschließlich Überwachungskosten) als nicht finanzierbar. Damit lässt sich der Schadensfall in die häufig auftretende Kategorie von Sanierungsfällen einordnen, in der aufgrund des Ausmaßes der Kontamination eine herkömmliche Sanierungs- bzw. Sicherungsmaßnahme nach dem Grundsatz der Verhältnismäßigkeit juristisch und ökonomisch nicht vertretbar ist [3].

Die Nutzung von kontrolliert im Untergrund ablaufenden natürlichen Abbauprozessen (Natural Attenuation) bzw. deren Stimulation (Enhanced Natural Attenuation) bietet gegenüber den herkömmlichen Handlungsansätzen die Möglichkeit, mit den vorhandenen knappen ökonomischen Ressourcen einen ausreichenden Schutz des noch nicht belasteten Untergrundes zu erreichen, die Wiedernutzbarmachung von Brachflächen voranzutreiben und so den Flächenverbrauch zu minimieren.

Der Standort Victor 3/4 in Castrop-Rauxel kann als typisch für ähnliche Industriestandorte im Ruhrgebiet angesehen werden und hat somit Pilotcharakter.

3 Arbeitsschwerpunkt / Methoden

Im Rahmen des Vorhabens sollen verschiedene Erkundungs- und Monitoringkonzepte in einem Testfeld (Abb. 1) sowie ergänzende Säulenversuche im Labor zur Ermittlung folgender Daten angewandt werden:

- Räumliche und zeitliche Auskartierung von Redoxzonen und Kontaminanten in der wässrigen Phase und der Festphase
- Ermittlung der Sorptionskapazität des Aquifers sowie der aktuellen Beladung mit Schadstoffen
- Langfristiges Nachlieferungspotenzial von Elektronenakzeptoren, insbesondere von Sulfat das aus den Auffüllungen mit Bergematerial und Bauschutt ausgetragen wird
- Nachweis von mikrobiologischen Abbauprozessen

Die im Projekt vorgesehenen Methoden sind der Abbildung 3 zu entnehmen.

Für die Modellierung des reaktiven Stofftransportes wird das numerische Programm TBC [6] verwendet. Mit TBC können sowohl Strömung und Transport, als auch biochemische Reaktionen mit einer unbegrenzten Anzahl von Spezies simuliert werden. Folgende Szenarien sollen untersucht werden:

- Abbauprozesse von PAK und BTEX soweit nachgewiesen unter variierenden Randbedingungen (unterschiedliche Elektronenakzeptoren, unterschiedliche Frachtregimes)
- Adsorption und Desorption der PAK und BTEX im Aquifer einschl. Kinetik und Konkurrenzreaktionen
- Einfluss der Sulfatnachlieferung mit verschiedenen Quelltermen und Mischungsszenarien
- Reduktionsverhalten der Fe(III)-Oxide gegenüber den Kontaminanten unter „nicht-sulfatreduzierenden" und sulfatreduzierenden Bedingungen

Das numerischen Modell beinhaltet hydrogeologische und geochemische Daten vom Standort (75 Messstellen) und aus dem Testfeld. Zudem erfolgt in Anlehnung an das „Virtuelle Aquifer" Projekt eine Ergänzung sowohl durch statistische als auch durch Daten aus Aquiferen mit vergleichbaren Eigenschaften.

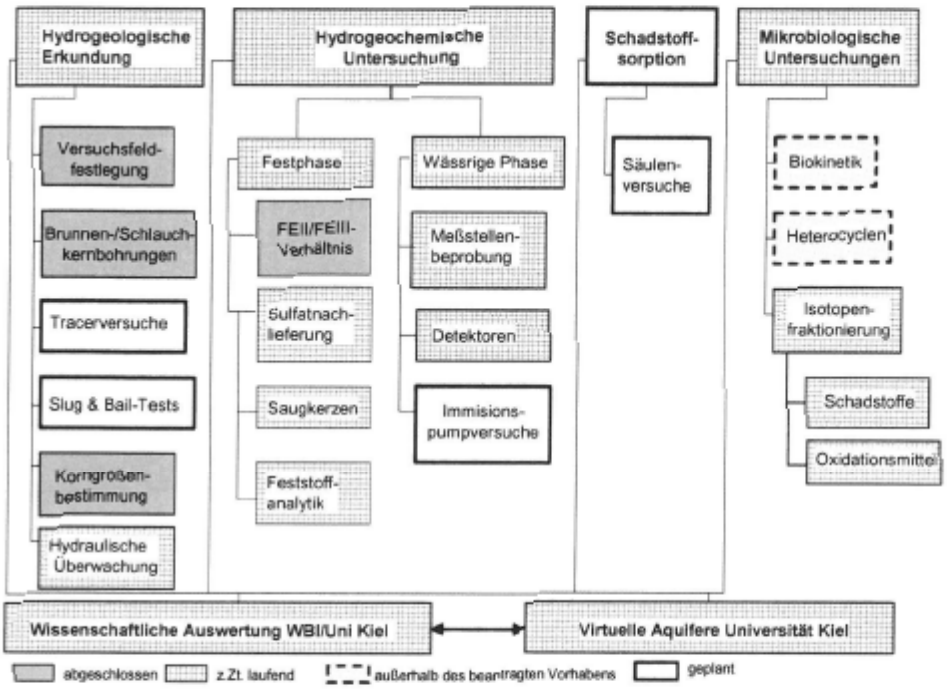


Abb. 3: Methoden

4 Ergebnisse

Testfeld

Innerhalb der Abstromfahne ist ein Testfeld mit insgesamt 15 dreifachhorizontiert ausgebauten Grundwassermessstellen (vgl. Abb. 4) installiert worden. Diese Messstellen erfassen den ca. 4 bis 5 m mächtigen quartären Grundwasserleiter. Fünf Messstellen können jeweils zu einer Beurteilungsebene zusammengefasst werden, welche nahezu parallel zu den Grundwassergleichen angeordnet sind. Im Abstand von ca. 75 m befindet sich im unbeeinflussten Aquifer eine Referenzmessstelle.

Zur Überprüfung der Wechselwirkungen zwischen dem Quartären und Kreidegrundwasserleiter stehen zwei weitere in der Kreide verfilterte Messstellen zur Verfügung.

In der Abb. 5 ist der vorliegende geologische Aufbau schematisch dargestellt.

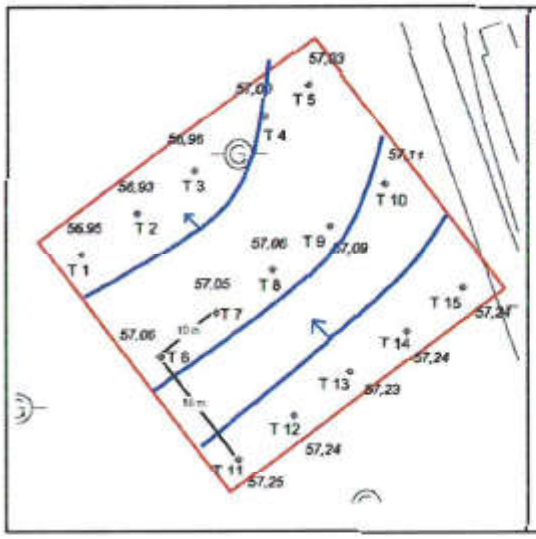


Abb. 4: Lageplan Testfeld mit Pegeln und Grundwassergleichen

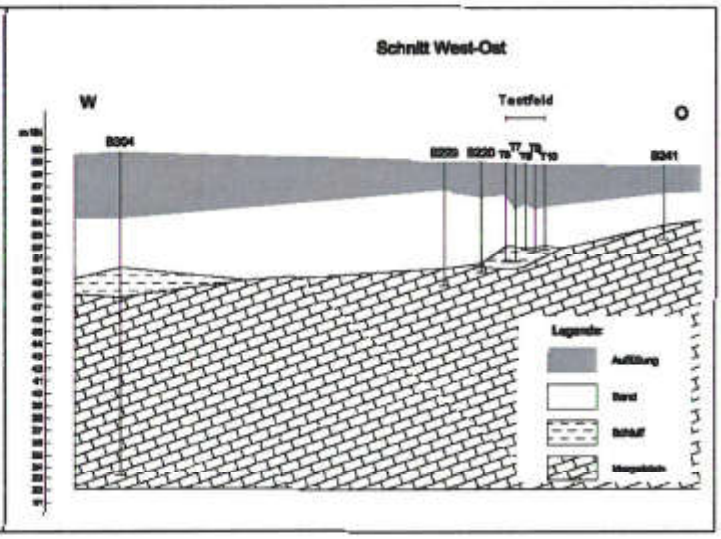


Abb. 5: Geologischer Schnitt

Arbeitshypothese

Nach einer vorläufigen Arbeitshypothese erfolgt der mikrobielle Abbau der überwiegend aus Benzen und Naphthalin bestehenden Grundwasserkontaminationen vorwiegend durch sulfatreduzierende Mikroorganismen (vgl. Abb. 6). Aerober Abbau ist aufgrund der relativ geringen Sauerstoffhintergrundkonzentration eher unbedeutend. Der Anteil der eisenreduzierenden Mikroorganismen am Abbau dürfte ebenfalls untergeordnet sein. Die am Standort im Mittel ca. 3 m mächtigen Auffüllungen bestehen aus Bergematerial und Bauschutt. Über versickernde Niederschlagswässer ist eine Nachlieferung des Elektronenakzeptors Sulfat über die Oxidation von Pyrit und durch Elution von Gipsanteilen aus dem Bauschutt zu erwarten] (BREUL, in Bearb.).

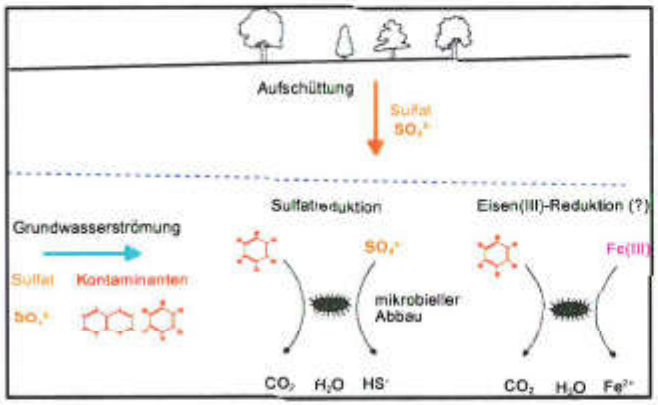


Abb. 6: Vermutete Stoffumsetzungsprozesse am Standort

Sedimentuntersuchungen auf Fe(II)/Fe(III)

Die unter anoxischen Verhältnissen entnommenen 120 Sedimentproben wurden mit 5 M Salzsäure nasschemisch aufgeschlossen und auf Fe(II) und Fe(III) [4] untersucht. Der Gehalt an Eisendisulfiden (FeS_2) ist mit dieser Methode jedoch nicht erfassbar.

Die Fe(II)- und Fe(III)-Gehalte sind am Standort stark heterogen verteilt. Die Fe(II)-Konzentrationen liegen im Bereich von 25 bis 2500 mg/kg, während die Fe(III)-Gehalte zwischen 500 und 20000 mg/kg schwanken. Im Vergleich zum Referenzbohrpunkt sind lediglich die Gesamteisengehalte höher.

Auch mittels Reduktion von Fe(III)-Mineralphasen können Schadstoffe abgebaut werden. Das dabei entstehende Fe(II) ist im Grundwasser in gelöster Form vorhanden und kann damit über mehrere hundert Meter migrieren, aber auch adsorbiert oder ausgefällt werden z.B. als Eisensulfide oder Eisenkarbonate.

Sulfatnachlieferung über die Auffüllungen

Zur Ermittlung der Sulfatnachlieferung über die Auffüllung aus Bergematerial und Bauschutt wurden in drei Bereichen jeweils 3 Saugkerzen eingebracht, über die das Bodenwasser in regelmäßigen Abständen angesaugt und beprobt werden konnte (Abb. 7). Diese Methode gibt Aufschluss über die Sulfatkonzentrationen, die mit dem Sickerwasserstrom die ungesättigte Bodenzone durchfließen und das Grundwasser erreichen.

Regenwasser erreicht in Ballungsgebieten wie dem östlichen Ruhrgebiet mit einer Sulfat-Fracht von ca. 3-5 mg/l den Erdboden (Grundlage: Messungen des LUA NRW, Station Dortmund im Zeitraum von 1997 bis 2002). Bei der Perkolation durch die Auffüllungshorizonte geht Sulfat in Lösung.

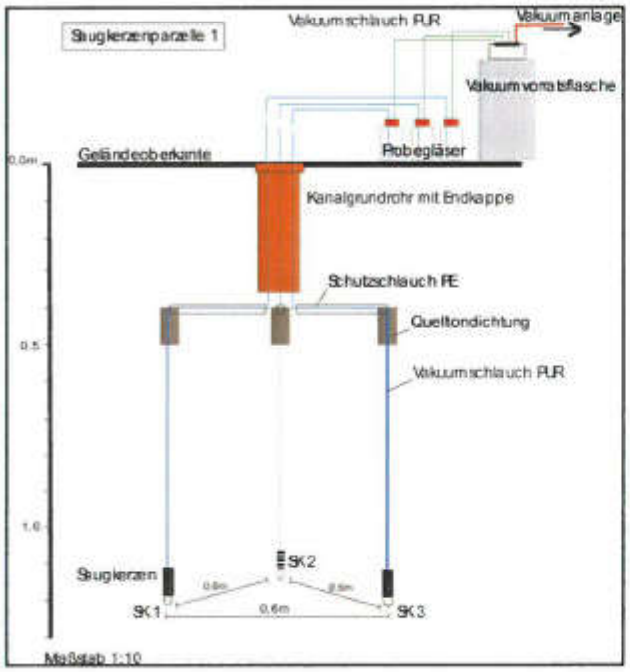


Abb. 7: Saugkerzenanlage

Im Mittel wurden im Bodenwasser in 1,20 m Tiefe 1093 mg/l Sulfat analysiert. Nachweisbare Konzentrationen an leicht freisetzbarem Sulfid im Sickerwasser wurden nur in einigen Proben gefunden. Die Entstehung von Sulfid lässt auf biologische Umsetzung von organischem Material unter sulfatreduzierenden Bedingungen schließen.

Infolge der Abnahme der Sulfatkonzentration bedingt durch mikrobiell katalysierte Abbauprozesse und der ständigen Nachlieferung aus der Auffüllung müsste sich in der gesättigten Zone ein vertikales Konzentrationsprofil einstellen, das in einigen Messstellen nachgewiesen werden konnte (Abb. 8).

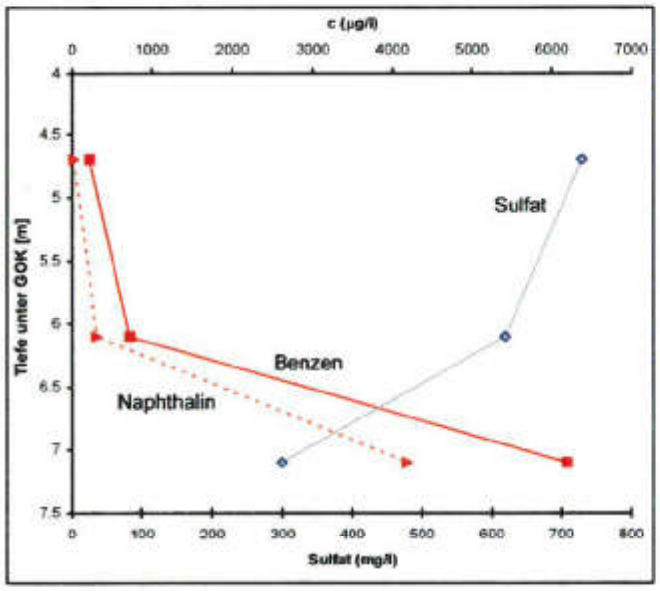


Abb. 8: Darstellung der Sulfat- und der Schadstoffkonzentration über die Aquifertiefe in der Messstelle T5 (Testfeld)

Redoxzonenkartierung

Im März 2004 erfolgte eine vollständige Beprobung der Grundwassermessstellen im Testfeld. Aus Übersichtsgründen erfolgt nur eine Darstellung der wesentlichen Ergebnisse (Abb.9 bis Abb.11).

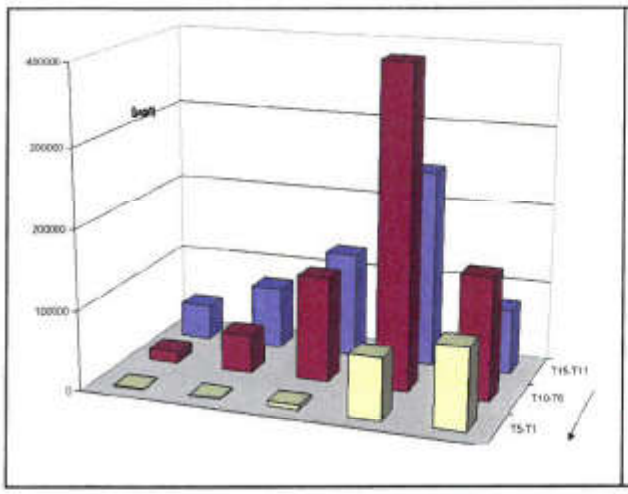


Abb. 9: □BTEX-Verteilung innerhalb des Testfeldes

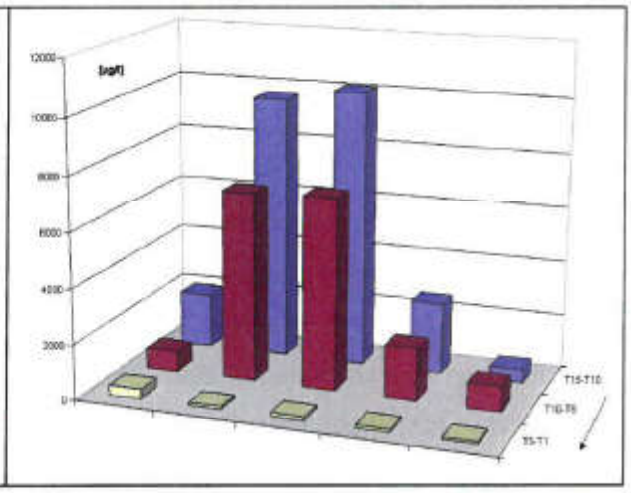


Abb. 10: ΣPAK-Verteilung innerhalb des Testfeldes

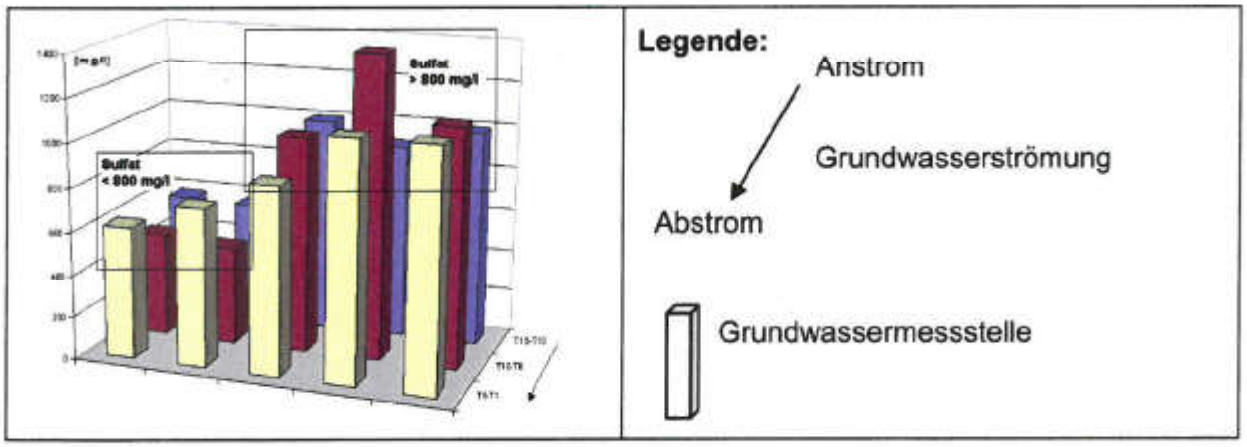


Abb.11: Sulfat-Verteilung innerhalb des Testfeldes

Im Versuchsfeld liegen bereichsweise BTEX-Konzentrationen über 100.000 µg/l vor. Hier ist der mikrobielle Abbau offensichtlich gehemmt, da die Sulfatgehalte sehr hoch sind. In den Messstellen mit BTEX-Gehalten bis zu max. 100.000 µg/l sind deutlich niedrigere Sulfatkonzentrationen zu beobachten bei gleichzeitig hohen Methan- und Kohlendioxidgehalten. Sulfid als Abbauprodukt der Sulfatreduktion war nur in einer Messstelle nachweisbar.

Weiterhin dienen Gaisafe-Detektoren zur Überprüfung der Redoxzonierung. Im Rahmen des Vorhabens sind Eisen-/Mangandetektoren und Schwefeldetektoren eingesetzt worden. In den hoch belasteten Messstellen sind keine Verfärbungen, in den Messstellen bis 100.000 µg/l (Summe BTEX) dagegen starke Verfärbungen der Detektoren erkennbar. Bei der Zuga-

be von Salzsäure ist gleichzeitig ein starker Schwefelwasserstoffgeruch erkennbar. Dies ist ein weiterer Hinweis auf ablaufende Sulfatreduktionen.
Weiteren Aufschluss zur mikrobiellen Aktivität sollen die Isotopenfraktionierungen liefern.

Massenbilanzierung

Es ist eine erste einfache Abschätzung der durch das Testfeld strömenden Wassermengen und der damit verbundenen PAK- und BTEX-Frachten vorgenommen worden. Auf der Grundlage der horizontweisen Abschätzung des Durchlässigkeitsbeiwertes (aus Bodenansprache und Korngrößenbestimmungen), dem gemessenen hydraulischen Gefälle und dem durchströmten Querschnitt erfolgte eine Bestimmung der durch das Testfeld fließenden Wassermengen. Die Grundwasserneubildungsrate ist mit 105 l/(m²a) (151 m³/a) angenommen worden. Die Wasserbilanz geht in dieser Berechnung nicht vollständig auf. Dies liegt vermutlich an den Ungenauigkeiten bei der Abschätzung der Durchlässigkeitsbeiwerten und der Grundwasserneubildung (Abschätzung nach SCHROEDER UND WYRWICH 1990).
Die in den horizontiert ausgebauten Messstellen ermittelten BTEX- und PAK-Konzentrationen sind interpoliert in die Frachtberechnungen eingegangen (Abb. 12).

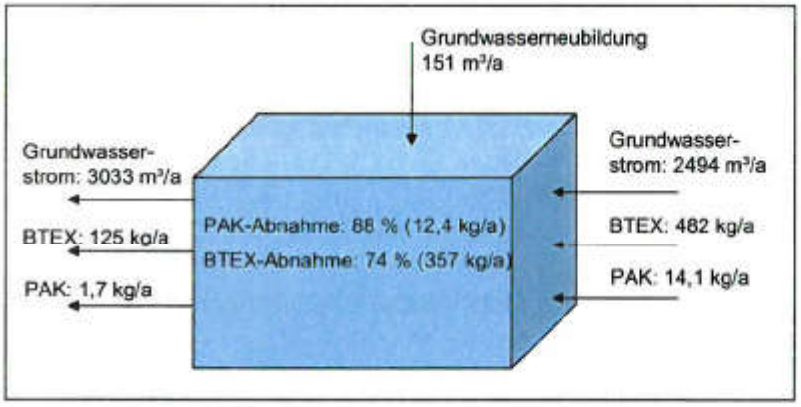


Abb. 12: Massenbilanzierung

Es ist auf einer vergleichsweise kurzen Fließstrecke (36 m) eine deutliche Schadstoffabnahme innerhalb des Versuchsfeldes erkennbar. In welchem Maße der mikrobielle Abbau oder die Sorption eine Rolle spielen, soll durch weitere Untersuchungen ermittelt werden.

Szenarienmodellierung

Das Modell für den Standort Castrop-Rauxel umfasst ein Gebiet von 600 x 600 m und umschließt den Bereich der Hauptkontaminationsfahne ausgehend vom östlichen Bereich der Zeche (Abb. 13). Die horizontale bzw. transversale Diskretisierung des regelmäßigen Modellnetzes beträgt 5x5 m. Die vertikale Diskretisierung entspricht im Wesentlichen der Schichtenabfolge, wie sie in Abb. 5 dargestellt ist. Die Abstandsgeschwindigkeit liegt im

Abstrombereich der Hauptkontaminationsquelle bei ca. 20-30 m/a. Die erforderlichen Aquiferdaten, wie die einzelnen Schichthöhen und hydraulischen Durchlässigkeiten wurden aus dem bereits vorhandenen konventionellen Grundwassermodell (SPRING®) für den Standort extrahiert und inter- bzw. extrapoliert, da eine direkte Einbindung in TBC nicht möglich ist. Die Kalibrierung des Modells bezüglich der Grundwasserströmung erfolgte anhand von Grundwasserständen an 75 Messpegeln vom Herbst 1998. Um eine belastbare Prognose hinsichtlich der weiteren Entwicklung der Fahne machen zu können, ist es erforderlich, die Ausbreitung der Grundwasserkontamination seit Beginn der Schadstoffeinträge während des 2. Weltkrieges nachzubilden. Resultierend daraus wurde für die Modellrechnungen eine Simulationsdauer von 55 Jahren angesetzt.

Aus Voruntersuchungen wurden zwei abundante Schadstoffe am Standort ermittelt. Als Vertreter der Schadstoffgruppe BTEX wurde Benzen (ca. 80%), bei den PAK Naphthalin (ca. 90%) identifiziert, sodass sich die Modellierung vorerst auf diese Kontaminanten beschränkt. Die relevanten Prozesse und ihre Implementierung im Standortmodell verdeutlicht Abb. 14.

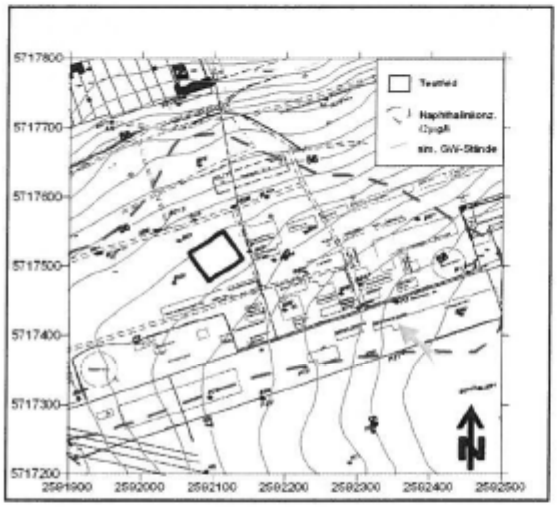


Abb. 13: Darstellung der simulierten Grundwasserstände im Modellgebiet, Bereich des Testfeldes und die aus GW-Analysen (2000) interpolierte Konzentrationsisolinie von Naph-thalin bei 2 □g/l

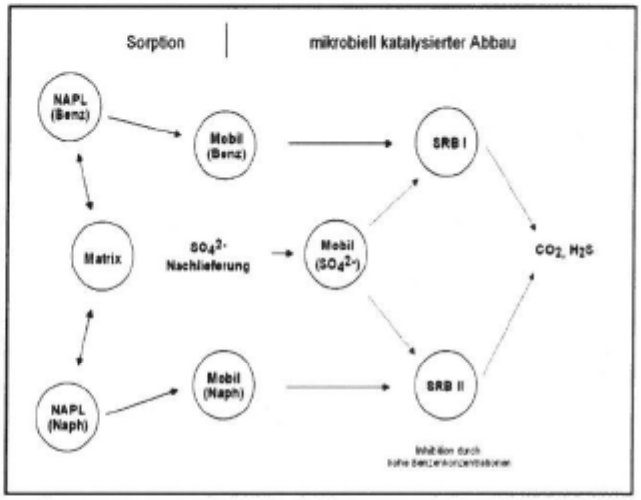


Abb. 14: Schematische Darstellung der im Standortmodell integrierten Prozesse

Mikrobieller Abbau kokereitypischer Schadstoffe wie PAK und BTEX ist bereits unter verschiedensten Redoxbedingungen untersucht und nachgewiesen worden [7, 8, 10, 11-14] Sauerstoff und Nitrat scheinen am Standort Victor 3/4 allerdings aufgrund der großräumig geringen Hintergrundkonzentrationen von 2 bzw. 30 mg/l eine untergeordnete Rolle hinsichtlich des PAK- und BTEX-Abbaus zu spielen. Die stellenweise extrem hohen Nitratgehalte im Bereich der südlich angrenzenden ehemaligen Düngemittelfabrik (bis zu 18 g/l) werden infolge der Grundwasserströmung gen Westen abgelenkt und kommen somit kaum mit den Kon-

taminanten in Kontakt, sodass ein Abbau unter nitratreduzierenden Bedingungen von geringer Bedeutung ist und im Modell nicht berücksichtigt wird. Durch die Nachlieferung von Sulfat aus der anthropogenen Auffüllung (Bauschutt, Bergematerial) kann dieser Elektronenakzeptor bedingt durch diffusive Vermischung nicht nur in den Randbereichen der Fahne, sondern zusätzlich infolge der Grundwasserneubildung auch in zentralen Bereichen der Fahne zugeführt und somit den Mikroorganismen zumindest im oberen Aquiferbereich zur Verfügung gestellt werden. Eine eventuelle stellenweise Nachlieferung aus dem Kreidegrundwasserleiter kann nicht ausgeschlossen werden, wird im Modell allerdings momentan nicht berücksichtigt.

Für das zu erstellende Standortmodell werden sowohl die Abbau- als auch Sorptionsprozesse für jeden der beiden Hauptkontaminanten vorerst getrennt voneinander simuliert und erst später gekoppelt. Diese Vorgehensweise ermöglicht eine Abschätzung hinsichtlich der Relevanz der Einzelprozesse und der Größenordnungen der für das Modell benötigten Parameter, die nicht aus Messungen gewonnen werden können oder wo eine Übertragbarkeit vom Labor auf den Feldmaßstab mit großen Unsicherheiten belastet ist. Zu diesen Parametern gehören beispielsweise Nachlösungsraten aus NAPL-Phasen und Monod-Konzentrationen für die Schadstoffe und die Elektronenakzeptoren zur Beschreibung der mikrobiellen Abbaukinetik. In der Literatur vorhandene Monod-Parameter schwanken aufgrund ungleicher Randbedingungen sehr stark, sodass lediglich eine Abschätzung dieser Eingangswerte erfolgen kann und gleichzeitig durch deren Variation ein Abgleich der simulierten Konzentrationen mit den Gemessenen erfolgen muss. Diese Überprüfung und Angleichung der simulierten Konzentrationen erfolgt über den Vergleich mit Grundwasseranalysen an ausgewählten Messstellen.

Die Modellierung des anaeroben Schadstoffabbaus für den Standort erfolgt unter der Annahme, dass die beiden Hauptkontaminanten (Naphthalin und Benzen) unter sulfatreduzierenden Bedingungen vollständig zu CO_2 mineralisiert werden. Hierfür wird der Ansatz einer komplexen Monod-Kinetik unter Berücksichtigung des mikrobiellen Wachstums verwendet.

Zur Simulation der Sorptionsprozesse ist die Verwendung einer Freundlich-Isotherme geplant, da dieses Modell das Sorptionsverhalten gut widerspiegelt [9]. Bis Ergebnisse aus den geplanten Säulenversuchen (vgl. Abb. 3) zur Sorptionskapazität vorliegen, wird im Modell vereinfachend ein linearer Ansatz (k_d-Ansatz) verwendet.

Die Frage, ob die aktuelle Konzentrationsverteilung der Schadstoffe, wie sie zur Zeit kartiert ist, allein durch mikrobielle Abbauprozesse oder durch Sorption erklärbar ist, kann nach ersten Ergebnissen verneint werden. Simulationen des Bioabbaus von Naphthalin über Sulfatreduktion als alleinigen Prozess ergaben deutlich höhere Konzentrationswerte im Vergleich zu denen in den Abstrompegeln Gemessenen (Abb. 16). Auch bei Variation der Abbaupara-

meter ließen sich die Schadstoffkonzentrationen im Abstrom der Kontaminationsquelle nicht nachbilden. Bei der Simulation beider Prozesse (Naphthalin Abbau + Sorption) zeigt sich wie erwartet eine bessere Annäherung an die aus einer Stichtagsbeprobung interpolierte Konzentrationsisolinie von 2µg/l (Abb. 18), allerdings wird hier die Sorptionskapazität des Aquifers noch überschätzt. Zur weiteren Absicherung bzw. Überprüfung der Simulationsergebnisse ist eine zusätzliche Messstellengallerie im Abstrombereich zwischen B2 und P24 (vgl. Abb. 16) geplant.

Momentan werden die Einzelprozesse in ein Modell entsprechend Abb. 14 zusammengeführt. Dabei wird zum Einen die zu erwartende Konkurrenz der beiden Hauptkontaminanten um das Sulfat als terminalen Elektronenakzeptor, um Sorptionsplätze und zum Anderen eine evtl. Hemmung des mikrobiellen Wachstums durch zu hohe, toxisch wirkende Benzenkonzentrationen berücksichtigt.

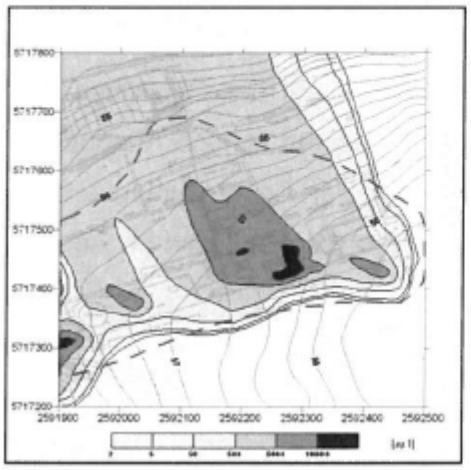


Abb. 15: Naphthalinausbreitung nach 55 Jahren Simulationszeit (konservativer Tracer)

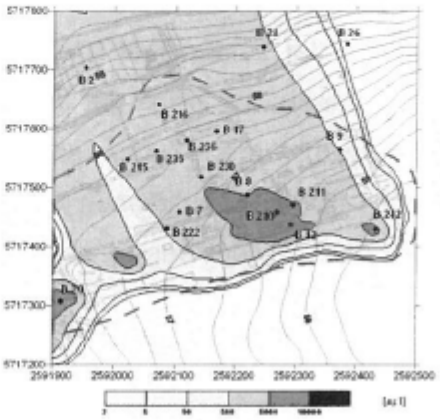


Abb. 16: Naphthalinausbreitung nach 55 Jahren Simulationszeit (nur Abbau über Sulfatreduktion) und ausgewählte Messstellen am Standort

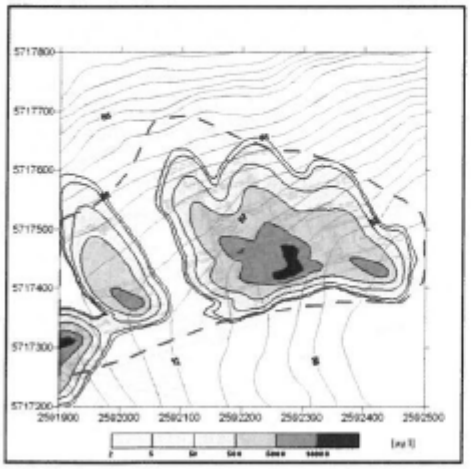


Abb. 17: Naphthalinausbreitung nach 55 Jahren Simulationszeit (nur lineare Sorption)

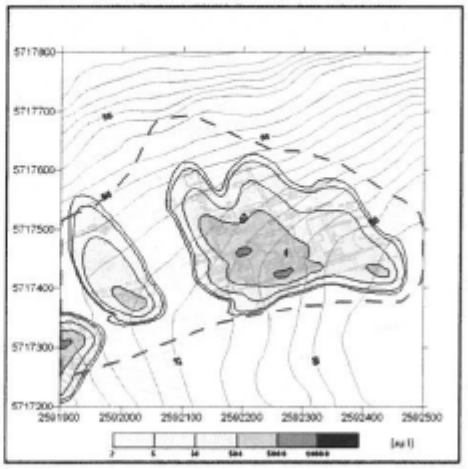


Abb. 18: Naphthalinausbreitung nach 55 Jahren Simulationszeit (Abbau über Sulfatreduktion + lineare Sorption)

5 Ausblick

Zur weiteren Beschreibung der Schadstofffahne und der Prozesse in der Fahne sind zusätzliche Arbeiten geplant:

- Um die mikrobiellen Abbauprozesse innerhalb des Versuchsfeldes eindeutiger zu erfassen, sollen sowohl an den Schadstoffen als auch an den Schwefelverbindungen Isotopenfraktionierungen durchgeführt werden.
- Da das Versuchsfeld in der zentralen Schadstofffahne liegt, sind im Abstrom mindestens drei weitere Grundwassermessstellen geplant. Damit soll die Schadstofffahne und deren Ausbreitungsverhalten näher beschrieben werden können.
- Die Bestimmung des Massenflusses erfordert, neben der Ermittlung der Schadstoffgehalte über die Zeit, die Erfassung der Fließgeschwindigkeit des Grundwassers. Hierzu sollen tiefenorientierte Tracerversuche nach der Einbohrlochmethode durchgeführt werden.
- Mittels Säulenversuchen soll die Sorptionskapazität des vorliegenden Aquifermaterials bestimmt werden.

Unter Einbeziehung der zuständigen Ordnungsbehörde soll dann, auf der Grundlage der vorliegenden Ergebnisse, die Frage der Implementierung von Monitored Natural Attenuation am Standort diskutiert werden. Zudem sollen die Ergebnisse aus den Testfelduntersuchungen weitere Daten für die Simulationen liefern, sodass die relevanten Prozesse im Aquifer besser im Modell nachgebildet werden können.

Literatur

WORTMANN, C; SIMON, S.; SCHNIER, D.; MÖLLER, A. (1999): Beurteilung von natürlichen Selbstreinigungsprozessen (Natural Attenuation) auf einem Zechen/Kokereistandort in Castrop-Rauxel, Posterbeitrag auf dem Dechma-Symposium „Natural Attenuation" am 27.-28. Oktober 1999, Frankfurt.

WORTMANN, C.; MÖLLER, A. (2000):Praxisbezogene Erfahrungen mit Natural Attenuation auf einem Zechen- und Kokereistandort, Tagungsband zur 2. Fachtagung kontaminierter Böden EXPO 2000 vom 09.-12.10.2000, Munster, V 21.

WORTMANN, C., MÖLLER, A. (2003):Umgang mit großflächigen Boden- und Grundwasserkontaminationen am Beispiel des Flächenrecyclings auf der ehemaligen Zeche und Kokerei Victor 3/4 , Castrop-Rauxel, Schriftenreihe der Deutschen Geologischen Gesellschaft, Heft 26 (2003); Vortrag auf der URBAN 2003, Bochum.

BERNING, A. (2004):Natural Attenuation – Die Bestimmung der Eisen(III)-Oxidationskapazität im Aquifersediment an einem ehemaligen Zechen- und Kokereistandort, Diplomarbeit an der FH Osnabrück, Fakultät Agrarwissenschaften und Landschaftsarchitektur, Osnabrück.

BREUL, L. (in Bearb.):Beurteilung der Sulfateinträge in den kontaminierten Grundwasserleiter eines ehemaligen Zechen- und Kokereistandortes hinsichtlich der natürlichen BTEX- und PAK-Abbauprozesse. Diplomarbeit an der FH Osnabrück, Fakultät Agrarwissenschaften und Landschaftsarchitektur (in Bearb.), Osnabrück.

SCHÄFER, D., et al. (1998) "Simulation of reactive processes related to biodegradation in aquifers: 1. Structure of the threedimensional reactive transport model." Journal of Contaminant Hydrology **31**: 167-186.

ANDERSON, R. T.D. R. LOVLEY (2000):"Anaerobic Bioremediation of Benzene under Sulfate-Reducing Conditions in a Petroleum-Contaminated Aquifer." Environmental Science & Technology 34(11): 2261-2266.

COATES, J. D., et al. (1996):"Oxidation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons under Sulfate-Reducing Conditions." Applied and Environmental Microbiology 62(3): 1099-1101.

HERBERT, M. (1992):"Sorptions- und Desorptionsverhalten von ausgewählten polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) im Grundwasserbereich." Tübinger Geowissenschaftliche Arbeiten Reihe C(12): 111.

MECKENSTOCK, R. U., et al. (2000): "Anaerobic Naphthalene Degradation by a Sulfate-Reducing Enrichment Culture." Applied and Environmental Microbiology 66(7): 2743-2747.

PHELPS, C. D., et al. (1996):"Anaerobic degradation of benzene in BTX mixtures dependent on sulfate reduction." FEMS Microbiology Letters 145: 433-437.

RAMSAY, J. A., et al. (2003): "Naphthalene and anthracene mineralization linked to oxygen, nitrate, Fe(III) and sulphate reduction in a mixed microbial population." Biodegradation 14.

REINHARD, M., et al. (1997): "In situ BTEX biotransformation under enhanced nitrate- and sulfate-reducing conditions." Environmental Science & Technology 31(1): 28-36.

ROCKNE, K. J., et al. (2000):"Anaerobic Naphthalene Degradation by Microbial Pure Cultures under Nitrat-Reducing Conditions." Applied and Environmental Microbiology 66(4): 1595-1601.

Monitoring gentechnisch veränderter Organismen – Bezüge zum Bodenmonitoring

Frank Berhorn

1 Einleitung

In den nächsten Jahren wird der Anbau gentechnisch veränderter Nutzpflanzen auch in Deutschland erwartet. Mit dem Zulassungsantrag für einen gentechnisch veränderten Organismus (GVO) muss vom Antragssteller ein Überwachungsplan vorgelegt werden. Das Monitoring soll nach der Freisetzungsrichtlinie 2001/18/EG Auswirkungen der GVO auf die Umwelt und die menschliche Gesundheit erfassen. Die Monitoringergebnisse sollen es den Genehmigungsbehörden ermöglichen, bisherige Entscheidungen, wie Sicherheitsauflagen oder Zulassungen zu überprüfen und das Wissen über Auswirkungen der GVO´s erweitern.

Bereits bestehende Monitoringprogramme und die dort routinemäßig erhobenen Daten sollen genutzt werden. Neben biotischen Parameter (z.B. ausgewählte Tier- und Pflanzenarten) müssen auch abiotische Parameter (z. B. ausgewählte Bodenparameter) beim Monitoring der Umweltwirkungen gentechnisch veränderter Organismen beachtet werden. Die Flächen und Ergebnisse der Boden-Dauerbeobachtungsprogramme der Länder könnten durch eine Anbindung an das GVO-Monitoring den Aufwand und die Kosten für das GVO-Monitoring reduzieren.

2 Monitoring gentechnisch veränderter Organismen

Die inhaltlichen Schwerpunkte des GVO-Monitoring sind nach ZÜGHART & BRECKLING (2003) im Wesentlichen

- die Dokumentation der Verbreitung, Persistenz und Akkumulation von Fremdgenkonstrukten in der Umwelt und
- die Erfassung der Umweltwirkungen transgener Organismen.

Im Anhang II der Richtlinie 2001/18/EG werden ***direkte***, ***indirekte***, ***sofortige*** und ***spätere*** sowie ***kumulative Auswirkungen*** unterschieden. Das Monitoring gentechnisch veränderter Organismen (GVO-Monitoring) wird in Überwachungsplänen in Art und Umfang vom Antragsteller festgelegt. Der Überwachungsplan ist Bestandteil des Genehmigungsverfahrens zum Inverkehrbringen und soll ermöglichen direkte und indirekte, sofortige und spätere sowie

unerwartete und erst im großflächigen GVP-Anbau feststellbare Auswirkungen auf die Umwelt festzustellen. Was präziser unter „Auswirkungen auf die Umwelt" verstanden wird, wurde im Monitoringkonzept der Bund/Länder Arbeitsgruppe „Monitoring von Umweltwirkungen gentechnisch veränderter Pflanzen" in Form von Schutzzielen und Handlungsfeldern dargestellt (siehe Tab1).

Tab.1: Auswahl der Schutzziele und Handlungsfelder für ein GVO-Monitoring (nach Umweltbundesamt 2003).

	Schutzziele	Handlungsfelder

RL 2001/18/EG
Schutz vor schädlichen Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt
	Erhalt der Biodiversität	• Schutz der biologischen Vielfalt
		  • genetische Vielfalt (genetische Ressourcen, Sortenvielfalt)
		  • Vielfalt der Arten und ihrer Funktionen
		  • Vielfalt der Lebensräume und Ökosysteme
		• Schutz von gefährdeten /geschützten Arten, Lebensräumen, Ökosystemen
		• Schutz von Nützlingen und Bestäubern

	Erhalt der Bodenfunktion	• Erhalt der Bodenfunktionen (Bodenfruchtbarkeit, Erhalt bio-geochemischer Stoff- und Energieflüsse sowie Filter-, Puffer- und Anbaueigenschaften, Erhalt der Lebensraumfunktion) • Erhalt der Bodenbiozoenose • Vermeidung der Erosion
	Schutz der Gewässer	• Vermeidungen von Beeinträchtigungen der Gewässer
	Dauerhaft umweltgerechte Landwirtschaft	• Schonung, Reinhaltung und dauerhafte Sicherung der natürlichen Lebensgrundlagen • Vermeidung von Umweltbelastungen • Resistenzmanagement
	Qualität und Reinheit der landwirtschaftlichen Produkte	• Saatgutreinheit (Verhinderung einer unkontrollierten GVP-Ausbreitung, Qualitätskontrolle, Information der Landwirte) • Produktreinheit, Inhaltsstoffe • (Schutz vor negativen gesundheitlichen Auswirkungen)
	Erhalt der Pflanzengesundheit	• Kontrolle von Pflanzenkrankheiten, • Erhalt der Reproduktionsfähigkeit • Kontrolle von tierischen und pflanzlichen Schädlingen
	Erhalt der Tiergesundheit	• Kontrolle von Krankheiten bei Tieren • Erhalt der Reproduktionsfähigkeit
	Erhalt der menschlichen Gesundheit	• Vermeidung von Gesundheitsrisiken

Die Richtlinie 2001/18/EG fordert eine fallspezifische Beobachtung (case specific monitoring) und eine allgemeine Beobachtung (general surveillance):

Die fallspezifische Beobachtung dient dazu, die Annahmen aus der Umweltrisikoanalyse, über mögliche nachteilige Effekte des GVO oder seiner Verwendung auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt zu überprüfen. Sie befasst sich über einen begrenzten Zeitraum mit einzelnen Maßnahmen des Inverkehrbringens und mit der Beobachtung sofortiger und

direkter, späterer oder indirekter Effekte, die in der vorausgehenden Umweltrisikoanalyse aufgezeigt wurden.

Die allgemeine Beobachtung dient der Beobachtung von Langzeiteffekten von GVO und nachteiligen Effekten, auf die es bei der Risikoabschätzung eines bestimmten Produkts keine Hinweise gab. Sie soll sowohl auf Ursache-Wirkungshypothesen als auch auf Umweltzustandsbeobachtungen aufbauen. Sobald Veränderungen in der Umwelt festgestellt werden, sind weitere Untersuchungen notwendig.

3 Umweltwirkungen

Die potenziellen Umweltwirkungen durch das Inverkehrbringen von GVO sollen nachfolgend anhand einer Beispielpflanze erläutert werden. Als Bt- Mais wird ein Mais bezeichnet, der durch das Einsetzen eines Genabschnitts des *Bacillus thuringiensis* (Bt) eigene Bt-Toxine produziert. Die Toxine werden über die gesamte Wachstumsphase in der Pflanze produziert und dienen der Bekämpfung von Schädlingen (z. B. den Maiszünsler). Diese Bt-Toxine können auch auf sogenannte Nichtzielorganismen wirken. Die Toxine können über die Pflanzen, die auf den Acker verbleibenden Pflanzenreste, über Pollen oder über persistente Reste im Boden von Organismen aufgenommen werden. Die bisherigen Untersuchungen beschäftigten sich mit möglichen Effekten auf Tagfalter, Insekten, Bodenlebewesen und der Akkumulation von Bt-Toxinen im Boden.

Hinweise auf negative Auswirkungen auf Bodenorganismen existieren für Regenwürmer (*Lumbricus terrestris*) (ZWAHLEN et al. 2003b). Seit den 90er Jahren ist bekannt, dass Bt-Proteine an Tonminerale (VENKATESWERLU & STOTZKY 1992; TAPP et al. 1995) und org. Subtanz (CRECHIO & STOTZKY 1998) binden und somit vom mikrobiellen Abbau geschützt sind. Verschiedene Abbauversuche mit Bt-Mais unter Freilandbedingungen im gemäßigten Klima (Schweiz) weisen auf eine hohe Persistenz des Toxins im Boden über 200 Tage hin. Die Untersuchungen belegen, dass der Abbau des Bt-Toxins durch eine wendende Bodenbearbeitung verzögert wird und der Abbau des Bt-Toxins über den Winter ruht (ZWAHLEN et al. 2003a). Um eine breitere Datenbasis zu erhalten, sind bei weiteren Untersuchungen auch andere Bodenorganismen und weitere Bodenarten zu berücksichtigen. Sollten die im Boden angereicherten Bt-Toxine negative Auswirkungen auf die Bodenfauna haben, kann das auch unvorhergesehene Wirkungen auf die Nährstoffkreisläufe haben. Sollte es zu einer Zulassung für das Inverkehrbringen von Bt-Mais kommen, ist u.a. die Persistenz des Bt-Toxins im Boden und andererseits die bisher nicht auszuschließende schädliche Wirkung des Toxins auf ausgewählte Arten der Bodenfauna innerhalb des GVO-Monitoring über längere Zeiträume zu untersuchen.

4 Nutzung der Bodendauerbeobachtungsflächen der Länder

Das GVO-Monitoring sollte unter Einbeziehung geeigneter, bestehender Informationsmöglichkeiten bzw. bereits etablierter Monitoringprogramme zur Dokumentation von Umweltzuständen erfolgen. Eine umfassende Prüfung, inwieweit eine Anbindung des GVO-Monitoring an Umweltbeobachtungsprogramme des Bundes und der Länder möglich ist, erfolgte bei ZÜGHART & BRECKLING (2003). Schnittstellen können sowohl auf inhaltlicher, als auch auf organisatorischer und struktureller Ebene liegen.

Einige der bereits bestehenden Monitoringprogramme, Messnetze und Berichtspflichten eignen sich für eine strukturelle oder inhaltliche Anbindung an das GVO-Monitoring:

- Ökologische Flächenstichprobe (NRW)
- Pollen- und Luftmessnetz
- Forstliches Umweltmonitoring (WSE; BZE, Level II)
- Berichtspflichten infolge der Flora-Fauna-Habitatrichtlinie (FFH)
- Bodendauerbeobachtungsflächen der Länder (BDF)

In Deutschland gibt es kein laufendes Monitoringprogramm, das sich zu einer vollständigen oder weitgehenden Aufnahme des Monitoring transgener Kulturpflanzen eignen würde. Ursächlich liegt dies an der inhaltlich und organisatorisch bedingten sektoralen Ausrichtung der Programme. Die oben dargelegten Umweltwirkungen von GVO sind jedoch in unterschiedlichen Umweltbereichen zu überprüfen. Ferner sind gentechnisch spezifische Fragestellungen, wie der Nachweis transgener Sequenzen, bisher nur in ersten Ansätzen (Beispiel: ÖFS in NRW) berücksichtigt. Auch die vorhandenen BDF-Untersuchungsprogramme der Länder sind nicht für ein Monitoring von gentechnisch veränderten Pflanzen in der Umwelt angelegt worden.

Die Daten des BDF-Programms sollen langfristige Veränderungen von Bodenzustand und Bodenfunktionen darstellen. Soweit möglich sollen auch Interpretationen für die Ursachen der Veränderungen erfolgen. Eine besondere Bedeutung für die Interpretation der erhobenen Daten besitzen die Schlagkarteien die sowohl beim BDF-Programm als auch beim GVO-Monitoring gefordert sind. Dort sollen alle Bewirtschaftungsmaßnahmen z. B. Bearbeitung (Datum; Anzahl der Arbeitsgänge; Art der Bearbeitung; Bearbeitungstiefe), Düngung; Saat; Pflanzenschutz; Ernte (bes. Ernterückstände) auf landwirtschaftlich genutzten Flächen fortlaufend erfasst werden. Bundesweit gibt es ca. 800 Erhebungsflächen auf denen die Nutzung als Monitoringfläche vertraglich gesichert ist. Die Einrichtung der Flächen erfolgte zunächst nach bundeslandspezifischen und somit leider auch uneinheitlichen Vorgaben. Seit 2001 besteht ein Konzept der LABO zur Harmonisierung der (Neu)Einrichtung von BDF und zur Analyse von Bodendauerbeobachtungsflächen. Im Rahmen eines F&E-Projektes in Nie-

dersachsen (HOFMANN & NEUBER 2005) wurde eine Anbindung an das BDF-Programm sowie eine Erweiterung des Programms um gentechnisch spezifische Fragestellungen am Beispiel von HR-Raps geprüft. Die Ergebnisse werden im Folgenden dargestellt.

Aus den Untersuchungsparametern und der Organisation des BDF-Programms ergeben sich folgende Vorteile hinsichtlich der Anknüpfungsmöglichkeiten für ein GVO-Monitoring (aus: HOFMANN & NEUBER 2005):

- Langfristige Laufzeit des Untersuchungsprogramms
- Langfristige und vertragliche Sicherung der Flächen
- Auswahl der Felder nach den Repräsentanzkriterien Boden, Nutzung und regionale Unterschiede in der Bodenbelastung
- Einrichtung von Dauertransekten (Kernflächen, 1 ha Flächen)
- Erhebung von für das Monitoring relevanten Parametern in ausreichender zeitlicher Wiederholung
- Erfassung wichtiger Hintergrundparameter (genaue bodenkundliche Charakterisierung, umfangreiche Erhebung bodenphysikalischer und –chemischer Parameter in 10-jähriger Wiederholung, jährliche Führung von Schlagkarteien, an ausgewählten BDF umfangreiche klimatische und hydrologische Erhebungen sowie Untersuchungen des Wasser und Stoffhaushaltes zur Boden-, Luft- und Gewässerüberwachung)
- Erhebung GVO-relevanter Parameter (jährliche bodenmikrobiologische Analysen, Vegetationsuntersuchungen in den Kernflächen in 3-jähriger Wiederholung, in 7-10 jähriger Wiederholung Aufnahme des Gesamtartenbestandes in 1 ha BDF und Umgebung, an ausgewählten Standorten Rückstandsanalysen von ausgewählten Pflanzenschutzmitteln, Grundwasseranalysen sowie Erfassung von Bodenerosion)
- Anwendung von etablierten/standardisierten Untersuchungsmethoden inklusive Probenahme
- Bundesweite Durchführung von BDF-Programmen in allen Bundesländern. In der Durchführung der einzelnen Programme gibt es zwar Unterschiede, jedoch wird eine Vereinheitlichung angestrebt.
- Prinzipielle Erweiterungsmöglichkeiten in Hinblick auf die zu untersuchenden Parameter und Untersuchungsmethoden

Von Nachteil ist u.a., dass in der Regel keine faunistischen Untersuchungen durchgeführt werden. Die für ein GVO-Monitoring diskutierten und je nach Art des GVO erforderlichen bodenzoologischen Untersuchungen sind sehr arbeits- und kostenintensiv. Bisher sind Erhebungen der Lumbriciden, Kleinanneliden, Collembolen, Nematoden und Gamasinen im Rahmen der BDF-Programme nur dann obligatorisch, wenn generell bodenzoologische Erhebungen durchgeführt werden. Ebenso fehlen bisher Analysen zum Eintrag und möglichen Anreicherung von Transgensequenzen im Boden.

Insgesamt zeigen die BDF-Programme sehr gute Anknüpfungspunkte zum geplanten GVO-Monitoring und könnten damit – nach entsprechenden methodischen Anpassungen – im GVO-Monitoring integriert werden.

5 Zusammenfassung

Mit dem Inverkehrbringen von gentechnisch veränderten Organismen ist ein Monitoring der Umweltwirkungen durchzuführen. Anhand von Bt-Mais wird deutlich, dass die möglichen Effekte neben biotischen Schutzgütern auch abiotische Schutzgüter betreffen können. Bisherige Untersuchungen verdeutlichen (potenzielle) Auswirkungen u. a. auf Tagfaltern und Regenwürmern. Die BDF-Programme der Länder sind insbesondere hinsichtlich bodenspezifischer Langzeituntersuchungen für eine Anbindung an das GVO-Monitoring geeignet.

Literatur

CRECCHIO, C. & STOTZKY, G. (1998) Insecticidal activity and biodegradation of the toxin from Bacillus thuringiensis subsp. kurstaki bound to humic acids from soil. Soil Biol.Biochem., 30, 463-470.

HOFMANN, N. & G. NEUBER (2005): Untersuchungen zur Verbreitung und Anreicherung von Transgensequenzen in der Umwelt über Auskreuzung und Boden eintrag am Beispiel von HR-Raps. Bund-Länder Forschungsvorhaben FKZ 200 89 412/03 Unveröffentlichter Abschlussbericht.

Umweltbundesamt (2003): Monitoring von gentechnisch veränderten Pflanzen: Instrument einer vorsorgenden Umweltpolitik. Symposium, 13.Juni, Berlin. UBA-Texte 23/03: 169-209.

TAPP, H. & STOTZKY, G. (1995) Insecticidal activity of the toxins from Bacillus thuringiensis subspecies kurstaki and tenebrionis adsorbed and bound on pure and soil clays. Applied and Environmental Microbiology, 61, 1786-1790.

TAPP, H. & STOTZKY, G. (1998) Persistence of the insecticidal toxin from Bacillus thuringiensis subsp. kurstaki in soil. Soil Biol.Biochem., 30, 471-476.

VENKATESWERLU, G. & STOTZKY, G. (1992) Binding of the protoxin and toxin proteins of Bacillus thuringiensis subsp. kurstaki on clay minerals. Curr.Microbiol., 25, 1-9.

ZÜGHART, W. & B. BRECKLING (2003): Konzeptionelle Entwicklung eines Monitoring von Umweltwirkungen transgener Kulturpflanzen. UBA- Texte 50/03, Berlin.

ZWAHLEN, C., HILBECK, A., GUGERLI, P. & NENTWIG, W. (2003a) Degradation of the Cry1Ab protein within transgenic Bacillus thuringiensis corn tissue in the field. Molecular Ecology, 12, 765-775.

ZWAHLEN, C., HILBECK, A., HOWALD, R. & NENTWIG, W. (2003b) Effects of transgenic Bt corn litter on the earthworm Lumbricus terrestris. Molecular Ecology, 12, 1077-1086.

Fakultät
Agrarwissenschaften &
Landschaftsarchitektur

Stand und Zukunft des Bodenmonitoring

Beiträge
Diskussionsforum
Bodenwissenschaften

Heft 5

Osnabrück
28. Oktober 2004