

## 4 Stoffgehalte und -vorräte im Boden und deren Veränderungen

HEIKE FORTMANN, PETER RADEMACHER,  
HUBERT GROH & HEINRICH HÖPER

### 4.1 Einleitung

Stoffgehalte und Stoffvorräte stehen im Zentrum der Bodendauerbeobachtung. Betrachtet werden hier die organische Substanz mit dem darin gebundenen Kohlenstoff und Stickstoff, der pH-Wert und Säure-Base-Status, Nährstoffe und Makroelemente, sowie anorganische (vor allem Schwermetalle) und organische Schadstoffe. In den Veränderungen der Stoffgehalte spiegeln sich die Umwelt- und Nutzungseinflüsse auf die Böden wider. Stoffeinträge aus der Atmosphäre sowie Düngung und Kalkung wirken sich erhöhend, der Export von Pflanzenmaterial und die Stoffauswaschung mit dem Sickerwasser verringern auf die Stoffgehalte und -vorräte des Bodens aus.

Veränderungen des Kohlenstoffvorrats des Bodens sind insbesondere im Zusammenhang mit der Diskussion der Folgen des Klimawandels und der Berichterstattung im Rahmen des Kyoto-Protokolls von Interesse. Zu- und Abnahmen des Stickstoffpools wirken sich auf die Nitratbelastung des Grundwassers aus. Bei den Nährstoffen sind im Hinblick auf eine nachhaltige Bodennutzung möglichst konstante Bodenvorräte anzustreben, während bei Schadstoffen eher abnehmende Entwicklungen gewünscht sind. Im Gegensatz zu den Schwermetallen können organische Schadstoffe biologisch abgebaut werden, so dass bei einer Reduzierung der Einträge eine Abnahme der Bodengehalte zu erwarten ist.

Letztendlich zeigt die Entwicklung der Stoffgehalte und -vorräte im Boden auch die Auswirkung politischer Entscheidungen und veränderter (land-/forst-)wirtschaftlicher Rahmenbedingungen auf, die auf das Verhältnis zwischen Stoffein- und -austrägen einwirken. Vor allem die Umsetzung, aber auch die Novellierung folgender Gesetze und Gesetzesbereiche wirkt sich mehr oder weniger direkt auf die Bodenqualität aus: das Bundesbodenschutzgesetz (BBodSCHG 1998), das Kreislaufwirtschaftsge-

setz (KrW-/ABFG 1994), das Bundesimmissionsschutzgesetz (BImSCHG 2002), die Düngeverordnung (DÜV 2007), die Futtermittelverordnung (FUTTMV 2007), das Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG 2008) sowie die EU-Agrarpolitik (DIREKTZAHLVERPFLV 2004), auch bekannt unter dem Stichwort „Cross Compliance“.

### 4.2 Forstwirtschaftlich genutzte BDF (BDF-F)

#### 4.2.1 Vorräte an organischem Kohlenstoff

Die Gesamtvorräte an organischem Kohlenstoff ( $C_{org}$ ) bis in 1 m Tiefe liegen in den Mineralböden zwischen 70 und 240 t C ha<sup>-1</sup> (Abb. 4.1). In einem organischen Boden (Anmoorgley) werden Vorräte von 1100 bis 1500 t C ha<sup>-1</sup> (F015DREI) beobachtet. Davon befindet sich zwischen 1 und 55 %, im Mittel 25 %, in der Humusaufgabe und damit der größere Teil im Mineralboden. Die höchsten  $C_{org}$ -Vorräte im Auflagehumus wurden in den Kammlagen des Hils und des Harzes gefunden (Fichte, Podsol-Braunerde), die niedrigsten auf den Flächen Göttinger Wald Buche (F009GWBU) (Rendzina) und Harste Buche (F008HABU) (Parabraunerde). Die hohen Auflagehumusmengen im Hils und Harz sind auf einen unvollständigen Abbau der sauren Nadelstreu zurückzuführen.

Vergleicht man die Gesamtvorräte von Erst- und Wiederholungsinventur, so sind auf neun Flächen geringere Werte zu finden, auf acht Flächen haben die Vorräte zugenommen und auf vier Flächen sind keine Veränderungen festzustellen (Abb. 4.1). Auf Nadelbaumflächen haben die  $C_{org}$ -Vorräte öfter zugenommen als auf Laubbaumflächen. Bei den Stickstoffvorräten sind die Verhältnisse ähnlich (nicht dargestellt).

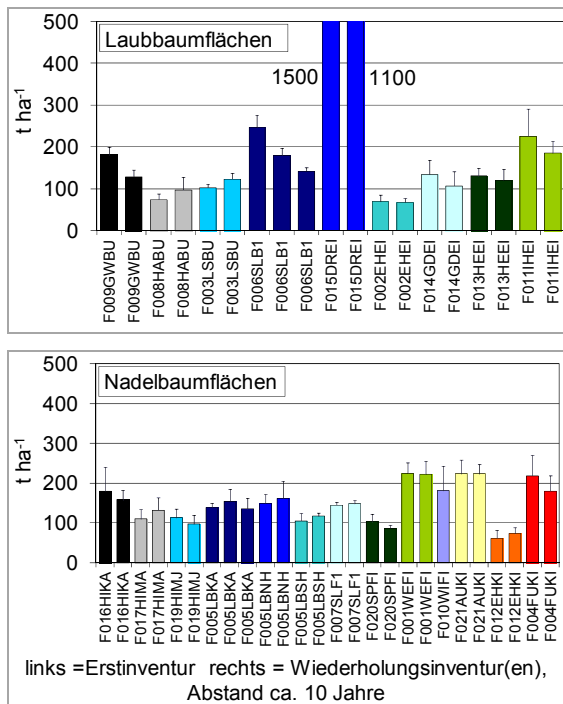


Abb. 4.1: Vorräte an organischem Kohlenstoff im Boden (Auflagehumus und Mineralboden bis 1 m) der BDF-F bei der Erst- und Wiederholungsinventur (linke bzw. rechte Säule gleicher Farbe) auf Flächen mit Laubbäumen (oben) oder Nadelbäumen (unten).

Abbildung 4.2 zeigt die Entwicklung der  $C_{org}$ -Vorräte in der Humusauflage und im Mineralboden der BDF-F Solling Buche (F005SLB1) und Solling Fichte (F006SLF1) zwischen 1966 und 2010. Im Boden der Fläche Solling Buche (F005SLB1) ist der überwiegende Teil des organischen Kohlenstoffs im Mineralboden gespeichert. Die Zunahme von  $C_{org}$  in der Humusauflage bis 1993 und anschließende Abnahme auf das gleiche Niveau wie in den 70er Jahren hat deshalb kaum Auswirkungen auf die  $C_{org}$ -Vorräte des Gesamtprofils. Im Mineralboden (bis 50 cm Tiefe) lässt sich ein Anstieg des  $C_{org}$ -Vorrats bis ins Jahr 2000 beobachten, danach nehmen die Vorräte ab. Betrachtet man die  $C_{org}$ -Vorräte des Gesamtprofils, so kann eine Zunahme bis 1993, eine Stagnation bis 2000 und eine Abnahme bis 2010 beobachtet werden.

Bei der Fläche Solling Fichte (F006SLF1) ist die Situation ähnlich. Allerdings wirken sich hier Veränderungen der  $C_{org}$ -Vorräte in der Humusauflage auf Grund ihrer größeren Mächtigkeit stärker aus. Auf dieser Fläche konnte eine Zunahme des  $C_{org}$ -Vorrats in der Humusauflage bis Ende der 80er Jahre, gefolgt von einem Zeitraum weitgehend gleich bleibender  $C_{org}$ -Vorräte bis zum Jahr 2000 und eine Abnahme bis 2010 gefunden werden. Diese Abnahme fiel zudem deutlich höher aus als im Boden der Fläche Solling Buche. Im Mineralboden blieb der  $C_{org}$ -Vorrat mehr oder weniger gleich. Die Veränderung der  $C_{org}$ -Vorräte im Gesamtprofil folgt somit im Wesentlichen den Veränderungen in der Humusauflage.

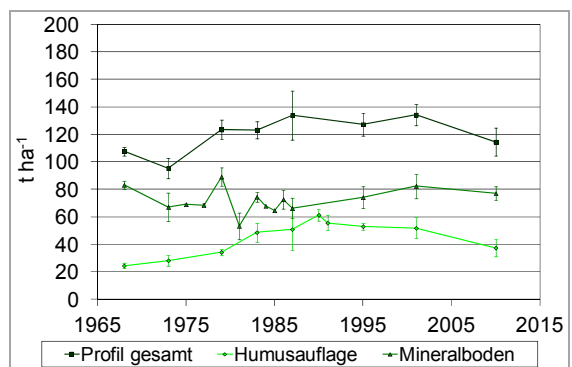
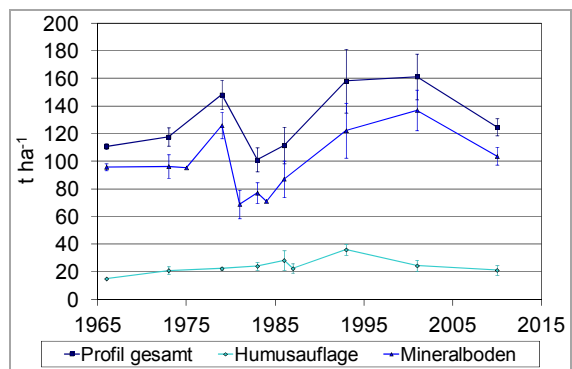


Abb. 4.2: Entwicklung der Vorräte an organischem Kohlenstoff im Auflagehumus, im Mineralboden und im gesamten Profil bis in 50 cm Tiefe auf den BDF-F Solling Buche (F005SLB1, oben) und Solling Fichte (F006SLF1, unten) zwischen 1966 und 2010.

#### 4.2.2 Säure-Base-Status

Nach BLOCK et al. (2000) lassen sich Böden aufgrund des Tiefenprofils ihrer Basensättigung (BS) in verschiedene Typen einteilen:

- Typ 1: Gleichmäßig hohe Basensättigung >90 % im gesamten Profil, extrem hoher Widerstand gegen Versauerung. Die Versorgung mit K, P, Fe, Mn kann problematisch sein.
- Typ 2: Leichte Versauerung des Oberbodens, im Unterboden >80 % Basensättigung, optimale Versorgung mit Nähr- und Spurenelementen.
- Typ 3: Stärkere Oberbodenversauerung, im Unterboden werden maximal 80 % Basensättigung erreicht. Für basenbedürftige und junge Bäume reicht die geringe Basensättigung im Oberboden nicht aus.
- Typ 4: Tief reichende Bodenversauerung, erst in über 1 m Tiefe steigt die Basensättigung auf über 20 %. Für anspruchslose tief wurzelnde Baumarten geeignet.
- Typ 5: Höhere Basensättigung im Oberboden, oft infolge einer Kalkung (bis 20 cm, 10–50 %), in größerer Tiefe geringe Basensättigung  $\leq 10$  %.
- Typ 6: Basensättigung im gesamten Profil unter 10 %.

Typ 1 wurde nur im Boden von zwei Flächen gefunden, einer Terra-fusca-Rendzina über Kalkstein im Göttinger Wald Buche (F009-GWBU) und einem Anmoorgley (F015DREI). Typ 2 kam nur im Boden einer Fläche (F008-HABU), in einer Parabraunerde vor, und auch Typ 3 wurde nur im Boden von zwei Flächen gefunden (F020SPFI, F014HEEI), wobei die höhere Basensättigung der Fläche Herrenholz Eiche im Jahre 2002 auf eine Kalkung mit je 3 t ha<sup>-1</sup> Dolomit in den Jahren 1990 und 1998 zurückzuführen ist (Abb. 4.3).

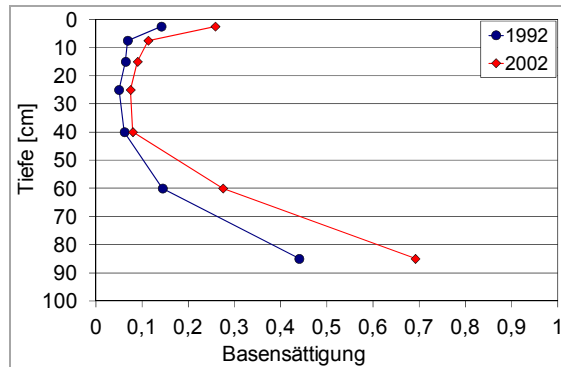


Abb. 4.3: Basensättigung der Fläche Herrenholz Eiche (F014HEEI, Typ 3).

Typ 4 wurde ebenfalls nur im Boden einer Fläche im Hils (Hils-Mulde alt, F017HIMA) bei der Erstinventur gefunden.

Im Boden aller anderen 17 Flächen konnten Basensättigungen von unter 10 % im ganzen Profil (F007SLF1) gefunden werden oder es wurden im Oberboden höhere Basensättigungen (F021AUKI, Abb. 4.4), oft infolge einer Kalkung (F021AUKI, F011IHEI), festgestellt, während der Unterboden mit Basensättigungen von unter 10 % stark versauert war.

Ein Vergleich von Erst- und Wiederholungsinventuren zeigt entweder gleichbleibend sehr niedrige Basensättigungen oder sogar einen Trend zu noch stärkerer Bodenversauerung (abnehmende Basensättigung). Bei den gut versorgten Standorten blieb die Basensättigung gleich oder verbesserte sich sogar geringfügig. Eine Restaurierung starker Bodenversauerung lässt sich nur durch Kalkung erreichen, wie die in Abbildung 4.5 dargestellten Beispiele zeigen. Beide Flächen wurden mit 3 t ha<sup>-1</sup> gekalkt.

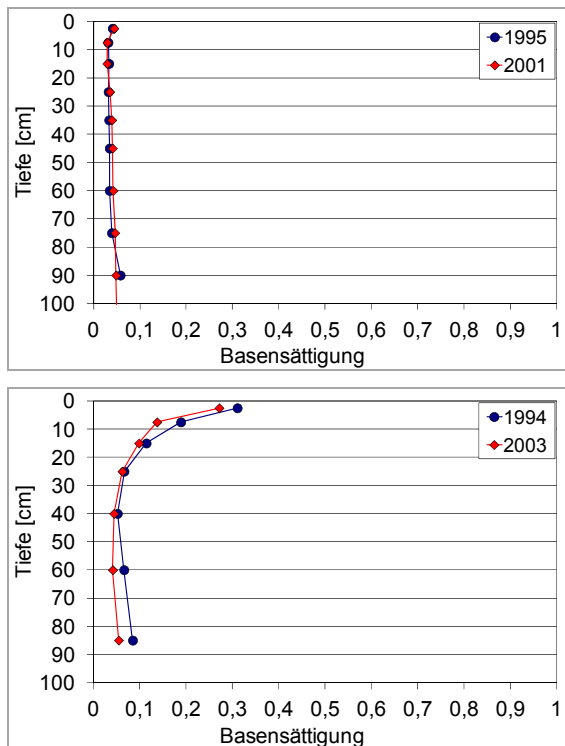
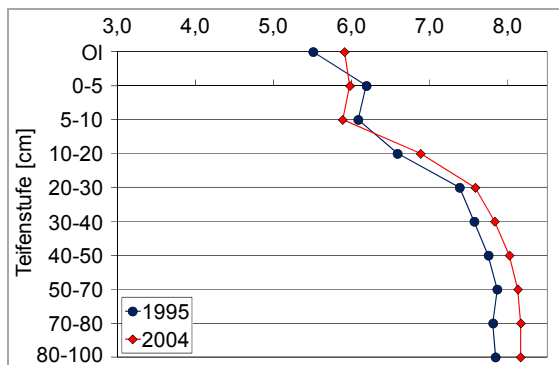


Abb. 4.4: Basensättigung der Flächen F007SLF1 (Typ 6, oben) und F021AUKI (Typ 5, unten).

Es wurden die pH-Werte im Mineralboden und in der Humusauflage in demineralisiertem Wasser, in 0,01 M  $\text{CaCl}_2$  und in 1 M KCl gemessen. Durch die Kationen  $\text{K}^+$  und  $\text{Ca}^{2+}$  werden austauschbar gebundene Kationsäuren, wie z. B. Aluminium, ausgetauscht und hydrolysiert, weshalb der pH-Wert in den Salzlösungen bei versauerten Böden niedriger ist als in Wasser. Die Differenz zwischen dem in Wasser gemessenen pH-Wert und den in Salzlösungen gemessenen pH-Werten ist ein zusätzlicher Hinweis auf den Grad der Bodenversauerung.

Mineralböden können aufgrund ihrer pH-Werte in Pufferbereiche eingeteilt werden. Die Pufferbereiche geben Hinweise auf die Verfügbarkeit von Nähr- und Schadstoffen für die auf ihnen wachsenden Pflanzen. So zeichnet sich der Kohlensäure-Carbonat-Pufferbereich ( $\text{pH-H}_2\text{O}$ : 6,2–8,6) durch eine hohe Verfügbarkeit von Nährstoffen aus. Von allen BDF-F kann nur eine Fläche im Göttinger Wald Buche (F009-GWBU) diesem Pufferbereich zugeordnet werden (Abb. 4.5).

#### Kohlensäure-Carbonat-Pufferbereich



#### Austauscher-Pufferbereich

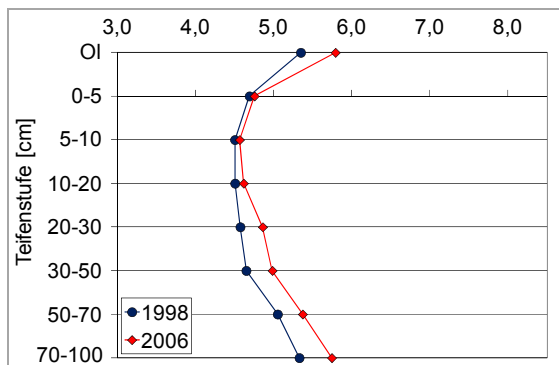


Abb. 4.5: pH-Tiefenprofile der Flächen F009GWBU (oben) und F008HABU (unten).

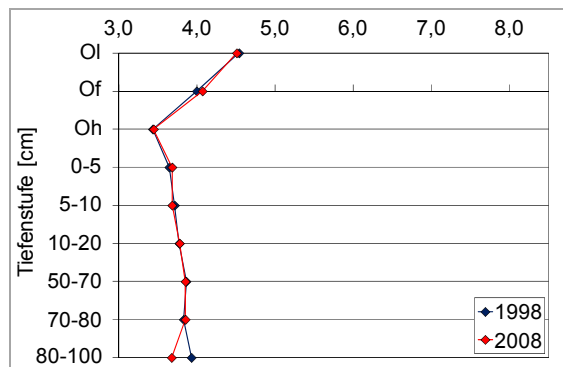
Dem mäßig sauren Austauscherpufferbereich ( $\text{pH-H}_2\text{O}$ : 4,2–5) können drei Flächen zugeordnet werden: F002EHEI, F012EHKI und F008HABU, wobei die pH-Werte im unteren Mineralboden der Fläche HABU sogar im Silikatpufferbereich ( $\text{pH-H}_2\text{O}$ : 5–6,2) liegen (Abb. 4.5).

Die pH-Werte aller weiteren Flächen (17) liegen im Aluminiumpufferbereich ( $\text{pH}$  3,0–4,2), der sich durch hohe wurzeltoxische Al-Konzentrationen in der Bodenlösung und eine geringe Pflanzenverfügbarkeit von Nährstoffen auszeichnet. Die meisten dieser Böden sind tiefgründig versauert, nur teilweise konnten in größerer Tiefe (>70 cm) höhere pH-Werte gemessen werden (Abb. 4.6).

In der Humusauflage liegen die pH-Werte ( $\text{H}_2\text{O}$ ) in der OI-Lage meist zwischen 4,5 und 5,0, können jedoch im Humus stark versauerter Böden (z. B. F007SLF1) auch wesentlich

niedriger sein. Von der Ol- zur Oh-Lage sinken die pH-Werte in der Regel um 1–1,5 pH-Einheiten ab und liegen in der Oh-Lage meist geringfügig unter dem Niveau der obersten Mineralbodentiefe (Abb. 4.6).

#### Aluminium-Pufferbereich



#### Aluminium-Pufferbereich

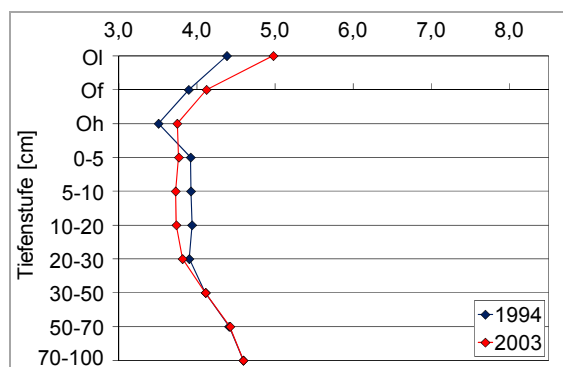


Abb. 4.6: pH-Tiefenprofile der Flächen F016HIKA (oben) und F021AUKI (unten).

Im Vergleich zur Erstinventur konnten bei der Zweitinventur im Mineralboden von fünf Flächen und in der Humusauflage von zehn Flächen höhere pH-Werte gemessen werden. Hierunter waren die mit  $3 \text{ t ha}^{-1}$  gekalkten Flächen F021AUKI, F011IHEI und F014HEEI. Auf allen anderen Flächen, worunter u. a. die sehr stark versauerten Flächen Solling Fichte (F007-SLF1) und Hils Kamm (F016HIKA) waren, konnte keine Veränderung beobachtet werden.

### 4.2.3 Schwefelvorräte

Die Schwefelvorräte in der Humusauflage und im Mineralboden liegen zwischen  $625$  und  $3430 \text{ kg ha}^{-1}$ , in einem organischen Boden bei über  $12000 \text{ kg ha}^{-1}$ . Sie haben auf fast allen Flächen als Folge der gesunkenen Schwefel-einträge abgenommen. Lediglich auf der stark belasteten Fichtenfläche im Solling (F007-SLF1) sowie einer weiteren Fläche (F008-HABU) kann eine Zunahme beobachtet werden.

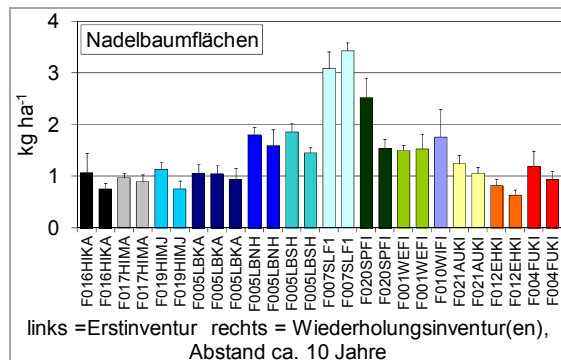
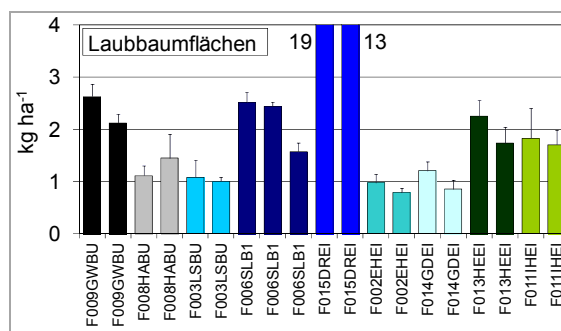


Abb. 4.7: Schwefelvorräte im Boden (Auflagehumus und Mineralboden bis 1 m Tiefe) auf BDF-F bei der Erst- und Wiederholungsinventur (linke bzw. rechte Säule gleicher Farbe) auf Flächen mit Laubbäumen (oben) oder Nadelbäumen (unten).

Sowohl bei den absoluten Vorräten im Profil als auch bei der Entwicklung zwischen Grund- und Wiederholungsinventur ist kein nennenswerter Unterschied zwischen den mit Nadelbäumen bestockten Flächen, die ganzjährig  $\text{SO}_2$  aus der Luft auskämten können, und den mit Laubbäumen bestockten Flächen ersichtlich (Abb. 4.7).

#### 4.2.4 Schwermetalle

An den Bodenproben aus der Grund- und den Wiederholungsinventuren werden die nach BBodSchV relevanten sieben Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kobalt, Kupfer, Nickel und Zink im Salpetersäuredruckaufschluss als Gesamtgehalte (Auflagehumus) bzw. im EDTA-Extrakt als pflanzenverfügbare Fraktion (Mineralboden) analysiert. Eine vollständige Darstellung der Ergebnisse ist an dieser Stelle nicht möglich.

Auf den BDF-F spielten bis zum Benzinbleigesetz (BzBIG 1971) die Bleieinträge über die Deposition eine besondere Rolle. Cadmium wird aufgrund der niedrigen Prüfwerte und der erhöhten Mobilität in den z. T. sehr sauren Waldböden besondere Aufmerksamkeit gewidmet.

Da die Schwermetalle in der Regel über die Luft eingetragen werden und keine Durchmischung durch Bodenbearbeitung stattfindet, akkumulieren wenig mobile Stoffe wie Blei in der Humusauflage.

In Abhängigkeit vom pH-Wert und von ihrer Löslichkeit werden vor allem die mobileren Schwermetalle in den oberen Mineralboden verlagert.

#### Schwermetallgehalte

Bei den Blei- (Pb)- und Cadmium- (Cd)- Gehalten der Humusauflage sowie im oberen Mineralboden (0–5 cm) werden große Standortunterschiede beobachtet:

Die höchsten Pb-Gesamtgehalte wurden mit Werten zwischen 0,5 und 1,5 mg g<sup>-1</sup> Pb in der Humusauflage der im Oberharz gelegenen Flächen in der Langen Bramke (F005LBKA, -LBNH, -LBSH) gemessen. Auch die übrigen Mittelgebirgsstandorte (F016HIKA, F017HIMA, F019HIMJ, F006SLB1, F007SLF1, F020SPFI) weisen mit 0,2–0,5 mg g<sup>-1</sup> Werte oberhalb der Gehalte der BDF-F im Tiefland auf. Dort werden in der Regel Gehalte unter 0,1 mg g<sup>-1</sup> festgestellt, gelegentlich sogar unter 0,010 mg g<sup>-1</sup>. Im Mineralboden sind die Verhältnisse ähnlich. Die Pb-Gehalte sind für die Lange Bramke-Standorte mit 0,25–0,55 mg g<sup>-1</sup> Pb (EDTA-Extrakt) am höchsten (Abb. 4.8). Die übrigen Standorte unterschreiten meist 0,1 mg g<sup>-1</sup>, eine Vielzahl sogar 0,035 mg g<sup>-1</sup>.

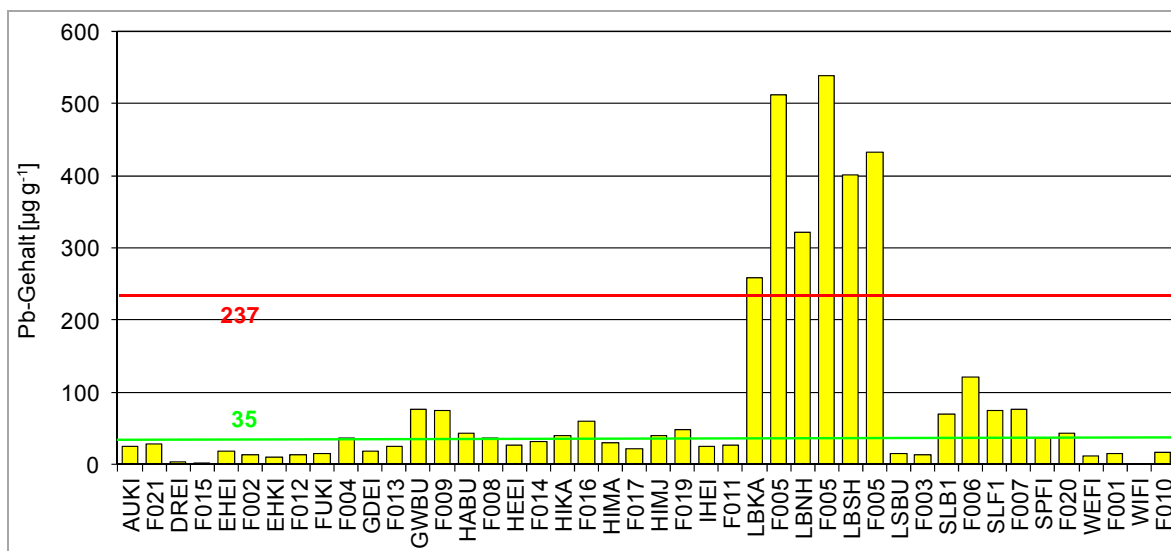


Abb. 4.8: Mittlere Pb-Gehalte in der obersten Mineralbodentiefe 0–5 cm (Ausnahmen: DREI 1992: 50–70 cm) niedersächsischer BDF-F zur Grundinventur 1992 bis 2000 (linke Säule der Datenpaare) sowie zur 1. Wiederholungsinventur 2001 bis 2010 (rechte Säule). Grüne Linie: niedrigste bzw. rote Linie: höchste länderspezifische Hintergrundwerte (NAGEL et al. 2007; LABO 1995, 2003).

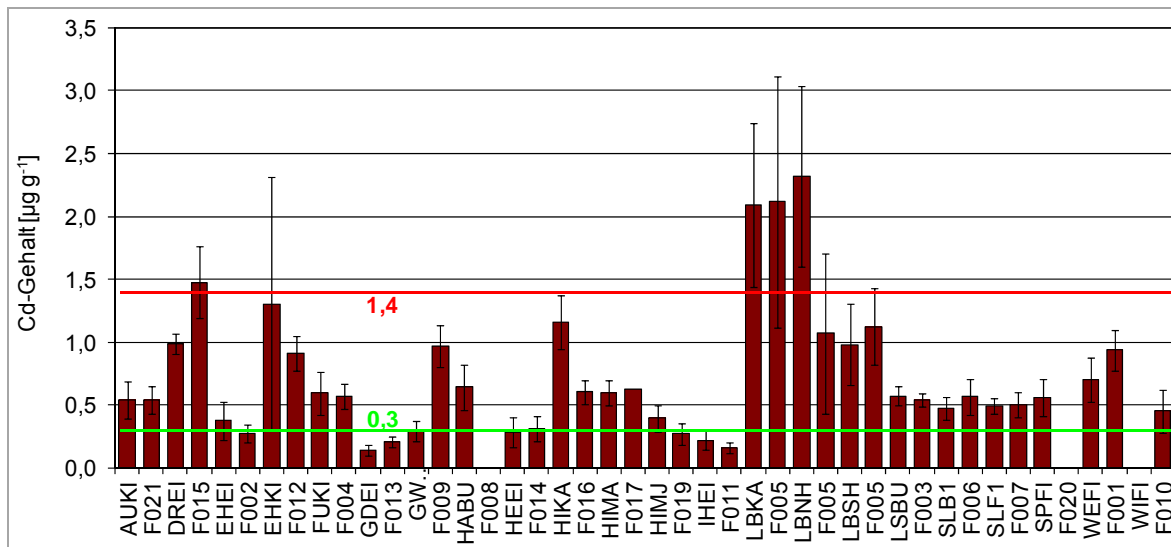


Abb. 4.9: Mittlere Cd-Gehalte in der organischen Auflage niedersächsischer BDF-F zur Grundinventur 1992 bis 2000 (linke Säule der Datenpaare) sowie zur 1. Wiederholungsinventur 2001 bis 2010 (rechte Säule). Grüne Linie: niedrigste bzw. rote Linie: höchste länderspezifische Hintergrundwerte (NAGEL et al. 2007; LABO 1995, 2003).

Bei den Cd-Gehalten werden ebenfalls Maximalwerte in der Humusaufgabe der BDF-F in der Langen Bramke, im Hils (F016HIKA, F017HIMA, F019HIMJ) und auch im Humus der Fläche Harste Buche (F008HABU) gefunden ( $1,0\text{--}2,3 \mu\text{g g}^{-1}$ ); allerdings erreichen auch einige Tiefland-BDF-F (F015DREI, F012EHKI, F001WEFI) Gehalte zwischen  $1,0\text{--}1,5 \mu\text{g g}^{-1}$  (Abb. 4.9). Bei der Mehrzahl der BDF-F werden niedrigere Werte von ca.  $0,5 \mu\text{g g}^{-1}$  Cd festgestellt. Im Mineralboden wurden mit Werten zwischen  $0,3\text{--}1,7 \mu\text{g g}^{-1}$  hohe Gehalte für die Lange-Bramke-Flächen gefunden. Durch ähnlich hohe Werte fielen die Solling-Flächen und die BDF-F Göttinger Wald Buche (F009GWBU) und Drömling (F015DREI) auf. Die meisten BDF-F unterschreiten jedoch Cd-Gehalte von  $0,2 \mu\text{g g}^{-1}$ .

In Abbildung 4.8 und 4.9 wurden zur Bewertung der dargestellten Schwermetallgehalte die niedrigsten (grüne Linie) sowie höchsten (rote Linie) Hintergrundwerte deutscher Waldstandorte angegeben. Es wird deutlich, dass es bei Cd in der Humusaufgabe fast immer und bei Pb im obersten Mineralboden gelegentlich zu einer Überschreitung der niedrigsten Hintergrundwerte kommt. Die höchsten Hintergrundwerte werden dagegen nur auf den Lange-Bramke-Flächen überschritten. Diese Hintergrundwerte basieren im Gegensatz zu den

niedersächsischen Messwerten (Humusaufgabe: Druckaufschluss, Mineralboden: EDTA-Extrakt) auf Königswasseraufschlüssen. Druckaufschluss und Königswasseraufschluss ergeben vergleichbare Werte beim Aufschluss der Humusaufgabe. Bei Betrachtung des Mineralbodens muss berücksichtigt werden, dass im Königswasseraufschluss ca. 10 % mehr Blei und 20 % mehr Cadmium gefunden werden als im EDTA-Extrakt. Dies ändert an der grundsätzlichen Aussage jedoch kaum etwas.

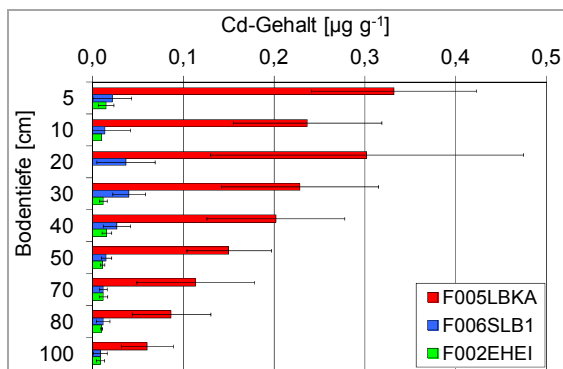
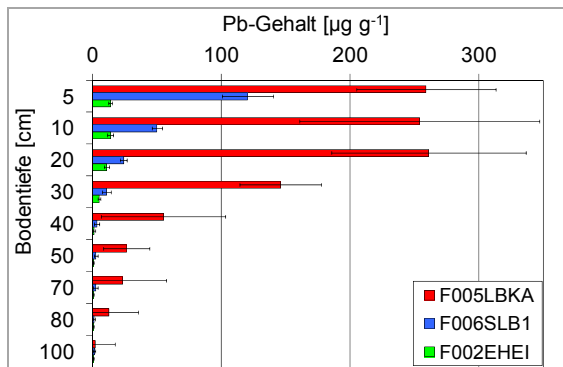


Abb. 4.10: Pb- (oben) und Cd- (unten) Gehalte in Abhängigkeit der Bodentiefe von drei BDF-F.

Auf den BDF-F nimmt Pb in der Regel mit der Bodentiefe stark ab (Abb. 4.10). Beim deutlich mobileren Cadmium ist diese Tendenz nur auf der stark belasteten Fläche F005LBKA zu bemerken, und es kommt hier infolge einer pH- und substratabhängigen Tiefenverlagerung auch im Unterboden zu erhöhten Gehalten.

### Schwermetallvorräte

Die Pb- und Cd-Vorräte im gesamten Profil bis 1 m Tiefe folgen weitgehend der Reihung der Gehalte. Die Lange-Bramke-Standorte nehmen mit 500–750 kg ha<sup>-1</sup> Pb eine Maximalstellung ein, gefolgt von den sonstigen Mittelgebirgsstandorten sowie dem Moorstandort Drömling (F015DREI) (100–250 kg). Die übrigen BDF-F liegen mit Werten zwischen 20–100 kg ha<sup>-1</sup> Pb deutlich darunter (Abb. 4.11). Bei den Cd-Vorräten sticht BDF-F Drömling mit bindungsstarken Torfen mit 4,5 kg ha<sup>-1</sup> Cd hervor (nicht dargestellt). Sie zeigt damit ca. fünf- bis zwanzigfach höhere Vorräte als die übrigen BDF-F, von denen die Mittelgebirgsstandorte meist höhere Vorräte als die Geest- und Tieflandstandorte aufweisen.

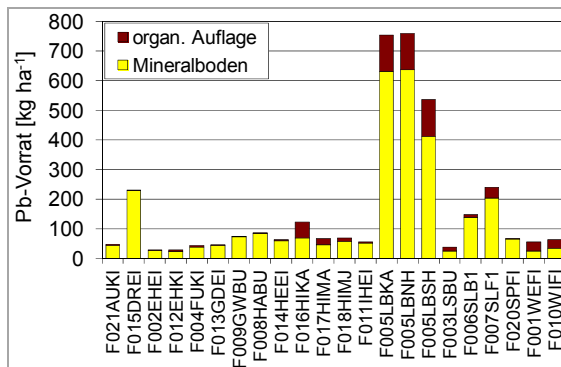


Abb. 4.11: Bleivorräte in der organischen Auflage sowie im Mineralboden bis 100 cm Tiefe (F016HIKA 0–70 cm) zur 1. Wiederholungsinventur (2000–2008).

Im Vergleich zur Erstinventur zwischen 1992 bis 2000 lieferte die Wiederholungsinventur (2001–2010) sowohl höhere als auch niedrigere Schwermetallvorräte (Abb. 4.12, z. B. Kupfervorräte im Mineralboden), wobei oft eine Verschiebung zwischen Auflagehumus und Mineralboden beobachtet wird. Für eine Feststellung signifikanter Veränderungen müssen die Ergebnisse weiterer Wiederholungsinventuren abgewartet werden.

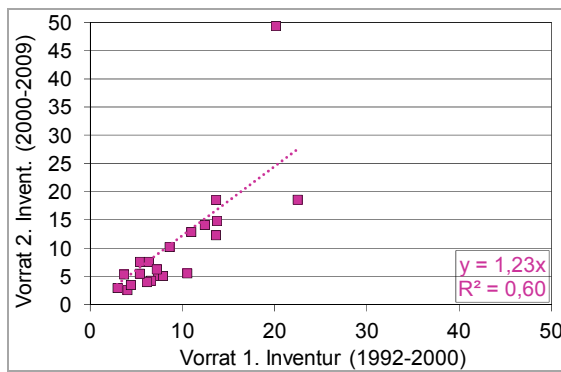


Abb. 4.12: Kupfervorräte zur 1. Wiederholungsinventur (2001–2008) im Vergleich zur Grundinventur (1992–2000) im Mineralboden (0–100 cm, F015DREI 1992 und 2003: 50–100 cm, F016HIKA 2008: 0–70 cm).



Für Pb werden Gehalte oberhalb von  $100 \mu\text{g g}^{-1}$  im Mineralboden bzw. oberhalb von  $500 \mu\text{g g}^{-1}$  in der organischen Auflage als kritisch für Mikroorganismen betrachtet (MÜLLER-EDZARDS, DE VRIES & ERISMAN 1997). Schädigungen von Mikroorganismen lassen eine Reduktion der Streuzersetzung erwarten (INMAN & PARKER 1978, TYLER & WESTMANN 1979, MAYER 1984, BÄÄTH 1989). Beeinträchtigungen durch Cd werden ab  $3,0$  bzw.  $3,5 \mu\text{g g}^{-1}$  angenommen. Für Zn liegen diese Grenzwerte bei  $170$  bzw.  $300 \mu\text{g g}^{-1}$  und für Cu bei  $60 \mu\text{g g}^{-1}$  im Mineralboden und aufgrund der höheren Cu-Mobilität in organischen Substraten bereits bei  $20 \mu\text{g g}^{-1}$  in der Humusaufgabe. Demnach kommt es für Pb an vier, für Cd an zwei und für Cu an sechs der 22 BDF-F zu Überschreitungen dieser Grenzwerte. An den Standorten der ersten bundesdeutschen Bodenzustandserhebung im Wald kommt es für Pb, Cd und Zn in 1–3 % der Proben zu Überschreitungen dieser kritischen Werte im Boden, für Cu liegen 32 % der Auflagehumusproben oberhalb der Grenzkonzentration (BARTENS & BÜTTNER 1997).

An den rund 200 in Niedersachsen untersuchten Punkten der BZE I besteht für Pb, Zn und Cu ein signifikanter Zusammenhang zwischen dem Schwermetallgehalt in der organischen Auflage und der Menge an Auflagehumus, nicht jedoch für Cd (BARTENS & BÜTTNER 1997). Auch auf den niedersächsischen BDF-F besteht eine Tendenz zu höheren Humusaufgaben mit steigendem Pb-Gehalt der organischen Auflage.

#### 4.3 Landwirtschaftlich genutzte BDF (BDF-L)

##### 4.3.1 Vorräte an organischem Kohlenstoff und Gesamtstickstoff

Die Vorräte an organischem Kohlenstoff ( $C_{\text{org}}$ ) in 0–1 m Bodentiefe liegen in Ackerböden zwischen  $50$  und  $781 \text{ t C ha}^{-1}$  (Abb. 4.13). Die höchsten Werte werden in einem Moorboden (L053HUED), einem Marschboden mit zwischengelagerten Niedermoortorfen (L063MEYE) und einer Sandmischkultur aus Hochmoor (L024DALU) gefunden. Im Median liegen die Vorräte bei  $92 \text{ t C ha}^{-1}$ .

In Grünland- und Bracheböden liegen die  $C_{\text{org}}$ -Vorräte im Median bei  $188 \text{ t C ha}^{-1}$  (ohne Moorböden bei  $170 \text{ t C ha}^{-1}$ ) und sind damit doppelt so hoch wie in Ackerböden (Abb. 4.14). Besonders hoch sind erwartungsgemäß auch hier die Werte in den Moorböden. Niedrige Vorräte findet man in flachgründigen Böden aus Tonstein (L011WEGE) und in einem jung entwickelten Dünenboden (L038BALT).

Zwischen 1997 und 2010 haben die  $C_{\text{org}}$ -Gehalte auf vier (8 %) ackerbaulich genutzten BDF ab- und auf fünf (10 %) zugenommen (Abb. 4.15). Auf 39 BDF (81 %) sind die Werte konstant geblieben. Abnehmende Gehalte findet man z. T. auf Flächen, die in den 1980er Jahren eine Nutzungsänderung oder einen Ausbau der Entwässerung erfahren haben (L031VINN und L033DINK). Auf diesen beiden Flächen wurden zwischen 1997 und 2010 im Mittel ca.  $600 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  freigesetzt. Die Zunahme auf L051REIH ist vermutlich auf die Umstellung auf pfluglose Bodenbearbeitung zurückzuführen. Unter der Annahme unveränderter Krumentiefe geben die Gehaltsveränderungen auch einen direkten Hinweis auf Vorratsveränderungen. Dieses ist für die meisten BDF der Fall. Auf L033DINK haben jedoch eine Krumentiefening und eine Untergrundlockerung bis in ca.  $50 \text{ cm}$  stattgefunden, so dass die Vorratsveränderung prozentual etwas geringer ausgefallen ist als die Gehaltsveränderung.

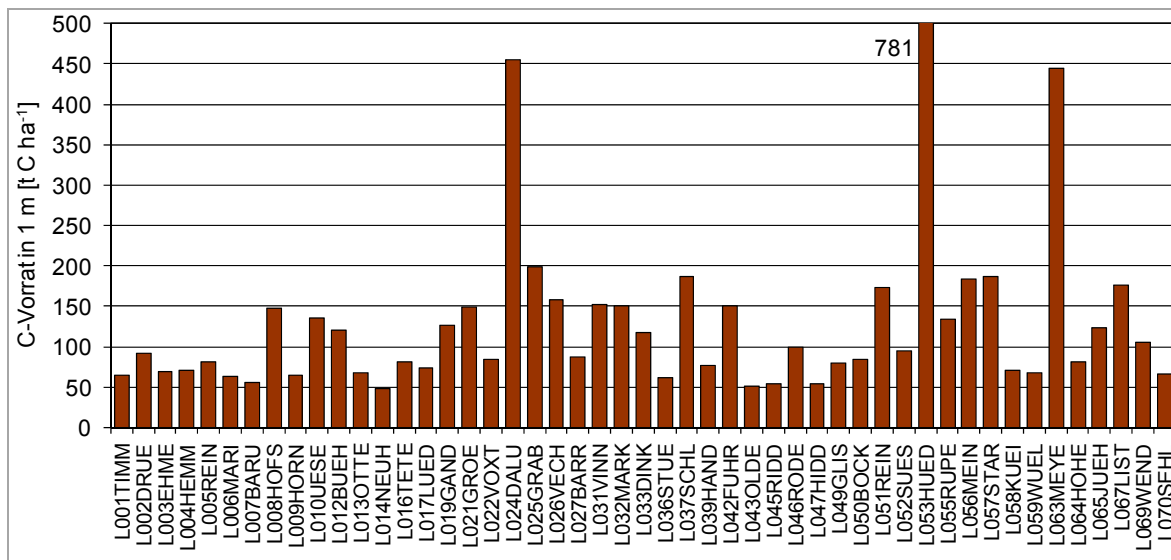


Abb. 4.13: Vorräte an organischem Kohlenstoff in Ackerböden in 1 m Tiefe.

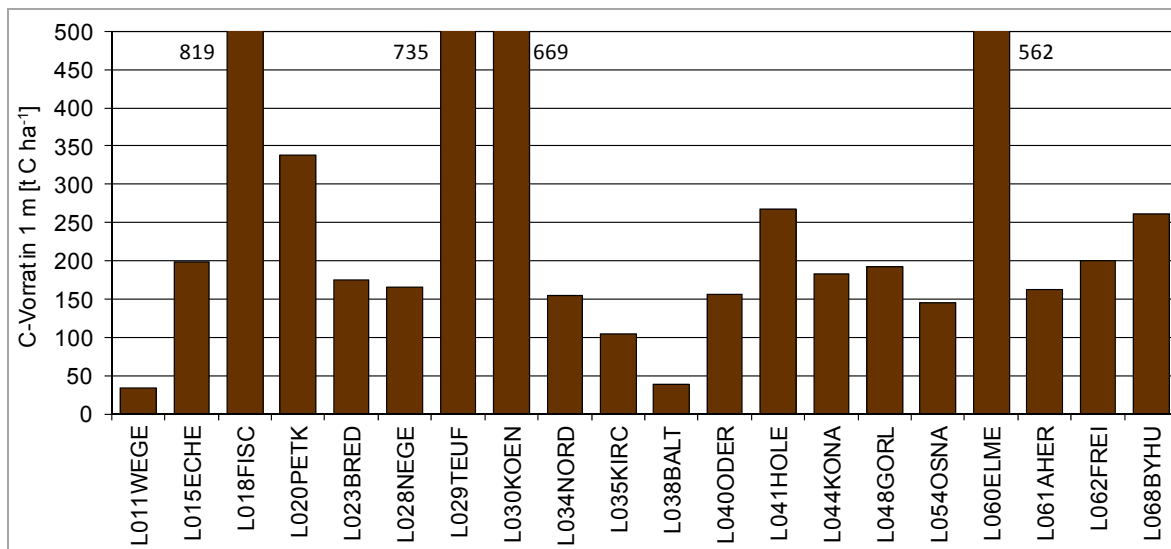


Abb. 4.14: Vorräte an organischem Kohlenstoff in Grünlandböden und Böden von Brachflächen in 1 m Tiefe.

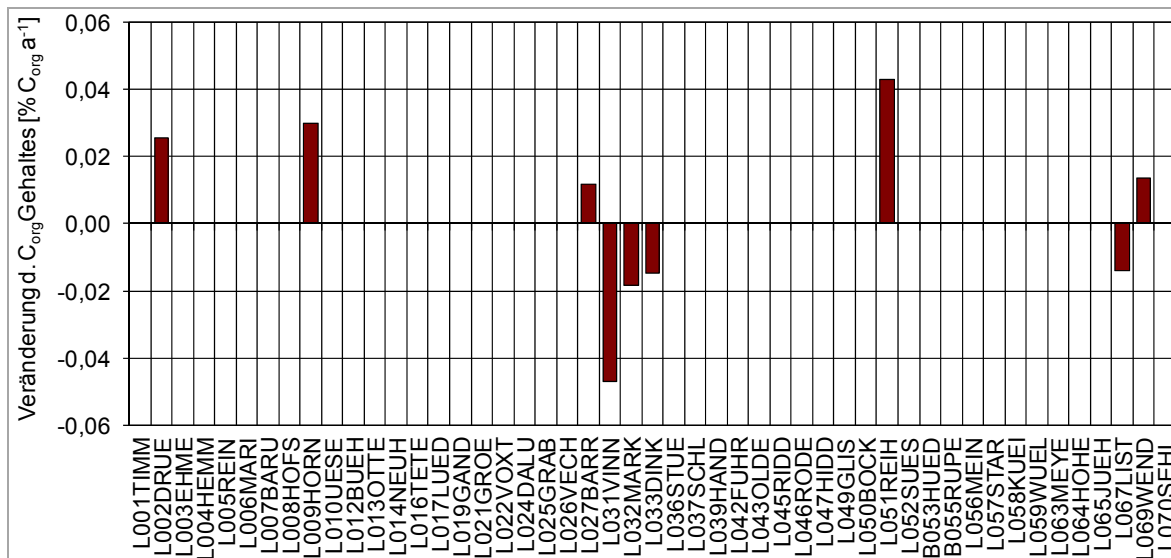


Abb. 4.15: Mittlere jährliche Veränderung der C<sub>org</sub>-Gehalte auf ackerbaulich genutzten BDF-L in 0–20 cm zwischen 1997 und 2010. Dargestellt sind nur signifikante Veränderungen ( $p < 0,05$ ).

Auf den BDF-L unter Grünlandnutzung treten auf jeweils zwei BDF in jeweils einer Schicht (0–10 bzw. 10–20 cm) zu- bzw. abnehmende C<sub>org</sub>-Gehalte auf (Abb. 4.16). Die Ursachen dafür sind derzeit nicht bekannt. In L020PETK hat eine deutliche pH-Erhöhung stattgefunden, die sich möglicherweise positiv auf das Pflanzenwachstum und den C<sub>org</sub>-Gehalt im Oberboden ausgewirkt hat. In L068BYHU dagegen ist die Abnahme des C-Gehaltes gekoppelt mit einer Abnahme des pH-Wertes.

Die Gesamtstickstoffgehalte (N<sub>t</sub>) in den ackerbaulich genutzten Böden haben sich zwischen 1997 und 2010 auf einigen Standorten erwartungsgemäß analog zu den C<sub>org</sub>-Gehalten entwickelt (L031VINN, L032MARK, L033DINK, L051REIH, L067LIST; Abb. 4.17). Allerdings

zeigen beim Stickstoff mehr Standorte eine abnehmende Entwicklung als eine zunehmende. Wichtig ist hier festzustellen, dass die überschüssigen Bilanzsalden (Kap. 3) nicht zu einer Erhöhung der N<sub>t</sub>-Vorräte im Boden geführt haben

Diese Überschüsse unterlagen zu einem hohen Anteil der Auswaschung, zu kleineren Anteilen dem Nitratabbau durch Denitrifikation. Auf den Standorten L031VINN und L033DINK wurden zwischen 1997 und 2010 im Schnitt 200 bzw. 100 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> freigesetzt. Am Standort L051REIH hat Minimalbodenbearbeitung in der Schicht 0–20 cm (Probenahmetiefe) zu einer N<sub>t</sub>-Festlegung geführt.

Die Entwicklung der pflanzenverfügbaren Nährstoffe wird im Kapitel 8 behandelt.

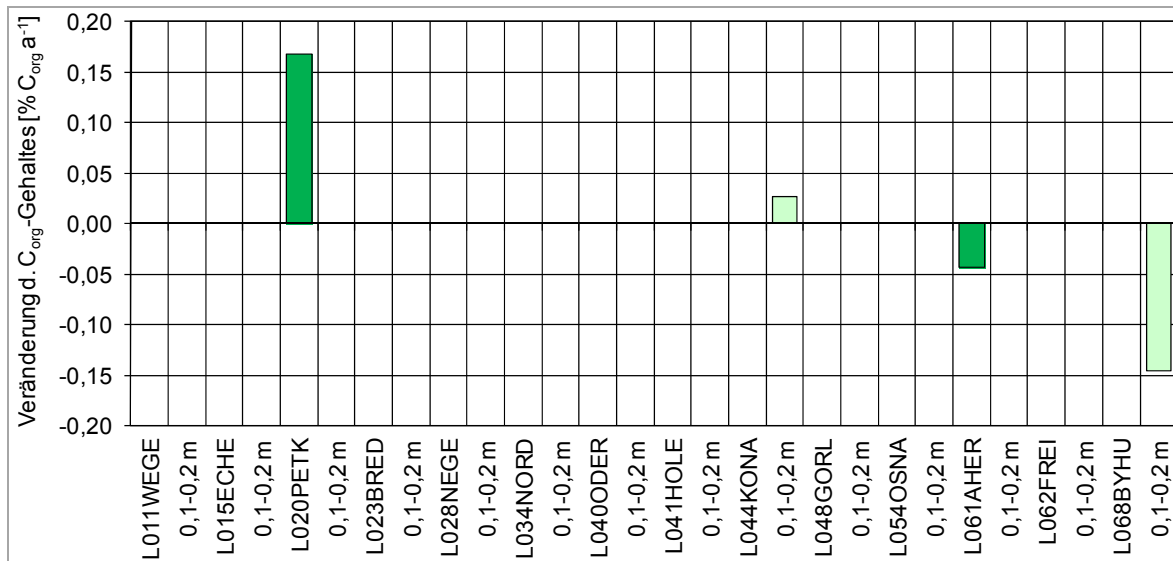


Abb. 4.16: Mittlere jährliche Veränderung der  $C_{org}$ -Gehalte auf BDF-L unter Grünland oder Brache in 0–10 (dunkelgrün) und 0–20 cm (hellgrün) zwischen 1997 und 2010. Dargestellt sind nur signifikante Veränderungen ( $p < 0,05$ ).

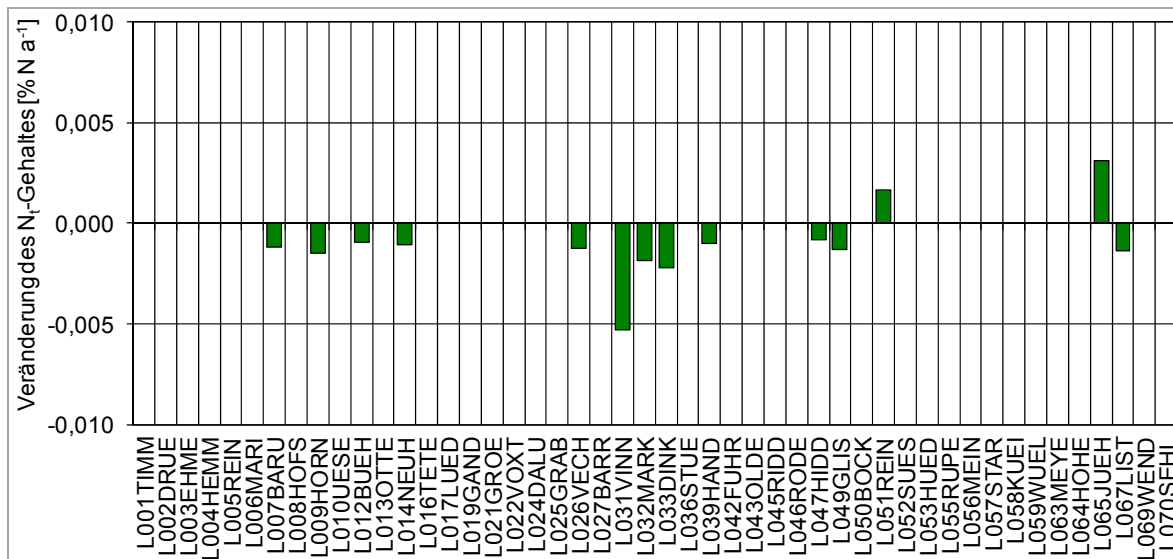


Abb. 4.17: Mittlere jährliche Veränderung der  $N_r$ -Gehalte auf ackerbaulich genutzten BDF-L in 0–20 cm zwischen 1997 und 2010. Dargestellt sind nur signifikante Veränderungen ( $p < 0,05$ ).

#### 4.3.2 Säure-/Basen-Status des Bodens – pH-Wert

Auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen wird der pH-Wert mit 0,01 m CaCl<sub>2</sub>-Lösung bestimmt. Dies dient der Beurteilung des Säurestatus des Bodens im Hinblick auf optimale Bedingungen für das Pflanzenwachstum und die Nährstoffverfügbarkeit. Dieser Aspekt wird

in Kapitel 8 behandelt. Aus Sicht des Boden- und Gewässerschutzes sind vor allem niedrige pH-Werte kritisch zu betrachten. Bei pH-Werten im Aluminium-Pufferbereich (pH<sub>(CaCl<sub>2</sub>)</sub> ca. 3,3–3,7) löst sich Aluminium, wird phytotoxisch und kann ins Grundwasser eingewaschen werden. Allgemein erhöhen niedrige pH-Werte die Mobilität von Schwermetallen.

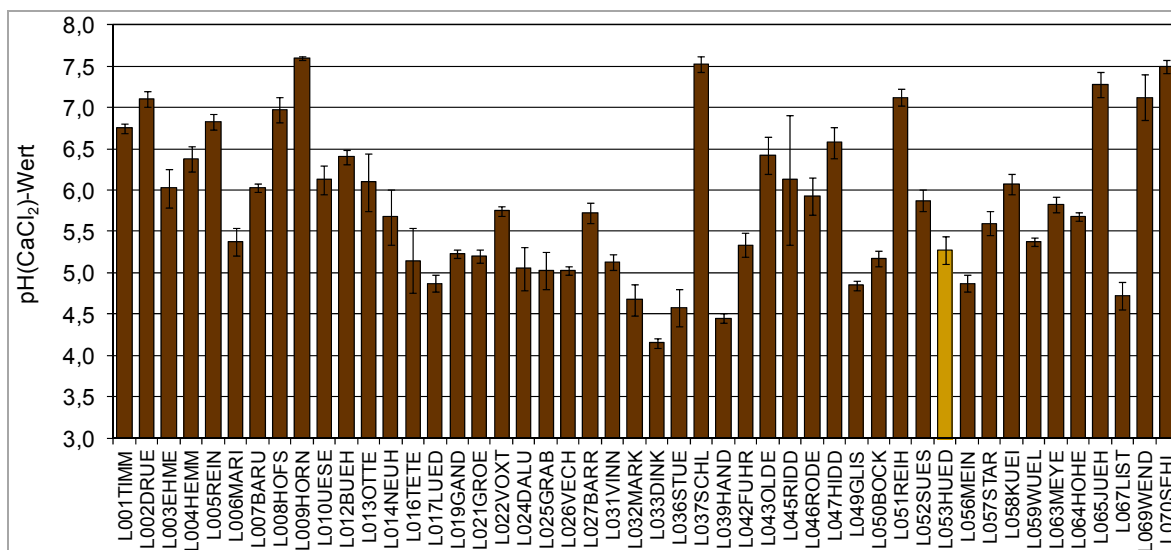


Abb. 4.18: pH<sub>(CaCl<sub>2</sub>)</sub>-Wert der ackerbaulich genutzten Flächen im Jahr 2010 und Aluminiumpufferbereich (pH<sub>(H<sub>2</sub>O)</sub> 3,8–4,2 entspricht pH<sub>(CaCl<sub>2</sub>)</sub> 3,3–3,7; REUTER et al. 2008). Beige = Niedermoorfläche.

Weder auf den ackerbaulich noch auf den als Grünland genutzten bzw. brach gefallenen Mineralböden treten pH-Werte im Aluminium-Pufferbereich auf (Abb. 4.19). Auf den potenziell sauren Standorten ist dies auf aktuelle und z. T. vergangene häufig regelmäßig durchgeführte Kalkungsmaßnahmen der Landwirte zurückzuführen. Die Fläche L066STAP (Abb. 4.17) ist ein abgetorfte Hochmoor, das naturgemäß sehr sauer ist. Aufgrund der fehlenden Tonminerale ist hier allerdings eine Aluminium-Toxizität nicht zu befürchten. Acht Ackerstandorte, das entspricht etwa 15 % der Acker-BDF,

weisen pH-Werte unter 5 auf, so dass hier eine Kalkung erforderlich wäre, um eine potenzielle Schwermetallmobilisierung zu vermindern. Bei den Grünland- und Bracheflächen treten pH-Werte unter 5 auch in Mineralböden relativ häufig auf. Vier Grünlandstandorte (L023-BRED, L028NEGE, L035KIRC, und L068-BYHU) und zwei Brachen (L038BALT, L040-ODER) zeigen eine entsprechende Versauerung auf, was knapp 40 % der betrachteten Mineralböden unter Grünland oder Brache entspricht. Auf den Moorböden werden eher standorttypisch niedrige Werte gefunden.

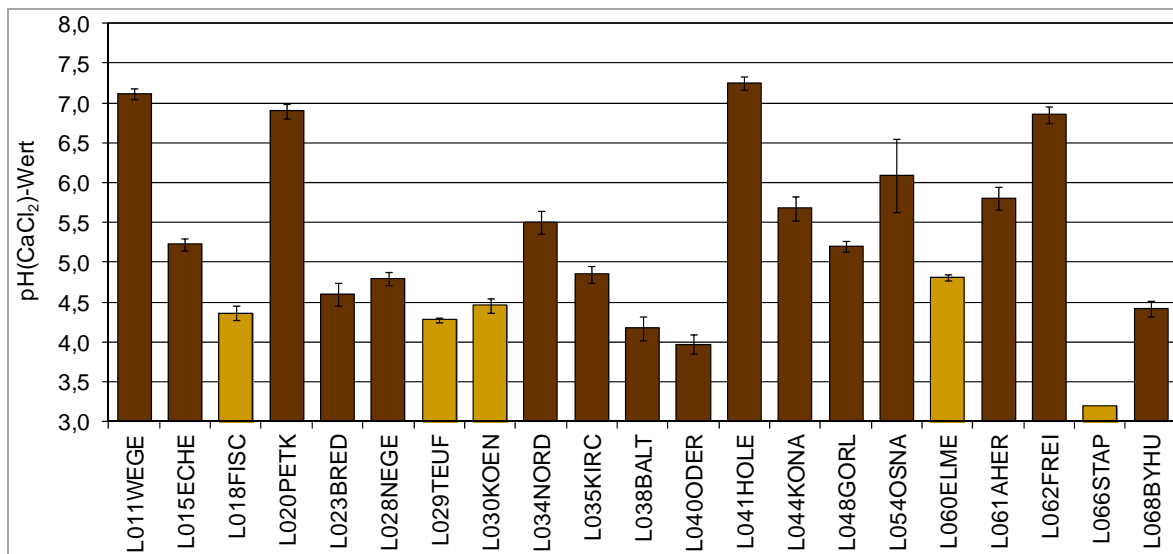


Abb. 4.19: pH<sub>(CaCl<sub>2</sub>)</sub>-Wert der Grünland- und Bracheflächen in den Jahren 2006–2010 und Aluminiumpufferbereich (pH<sub>(H<sub>2</sub>O)</sub> 3,8–4,2 entspricht pH<sub>(CaCl<sub>2</sub>)</sub> 3,3–3,7). Beige = Moorböden.

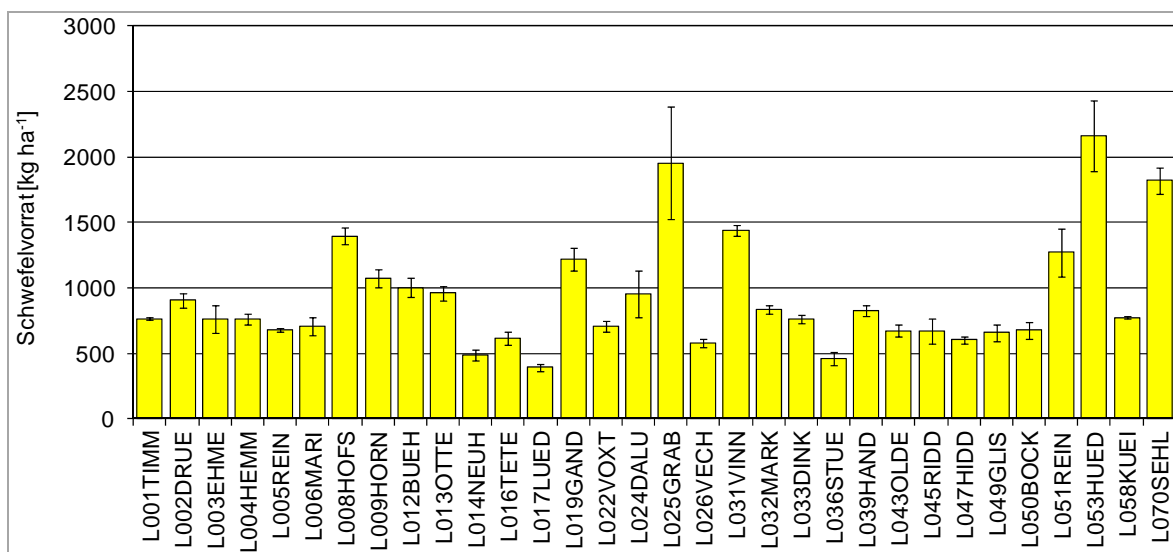


Abb. 4.20: Schwefelvorrat in der Krume von Ackerböden bei der Grundinventur (L070SEHL) oder bei der Wiederholungsinventur (alle anderen). Mittelwerte und Standardabweichung der vier Kernflächen.

### 4.3.3 Schwefelvorräte

Die Schwefelvorräte für die landwirtschaftlich genutzten BDF liegen im Wesentlichen nur für die Ackerkrume vor. Sie variieren zwischen 400 und 2200 kg ha<sup>-1</sup>, wobei der höchste Wert auf dem Niedermoorstandort (L053HUED) beobachtet wurde. Im Median liegen sie bei 760 kg ha<sup>-1</sup>.

### 4.3.4 Schwermetalle (Kupfer und Zink)

Auf den landwirtschaftlich genutzten BDF spielen die Kupfer- und Zinkeinträge über organische Düngemittel, vor allem Schweinegülle, eine besondere Rolle. Dagegen ist der Schwermetalleintrag über Klärschlamm von untergeordneter Bedeutung (KAMERMANN, GROH & HÖPER).

#### Kupfer

Die Gesamt-Kupfergehalte in Ackerböden liegen zwischen 2 und 440 mg kg<sup>-1</sup> Boden. Die hohen Werte findet man in einem Auenboden (L037SCHL), der mit schwermetallhaltigen Auesedimenten aus der früheren bergbaulichen Aktivität im Harz belastet ist. Der Standort L053HUED ist ein ackerbaulich genutztes Nie-

dermoor. Niedermooere weisen bei gleichem Eintrag aufgrund der geringeren Bodendichte in der Regel etwa vier- bis fünffach höhere Gehalte auf als Mineralböden. Weitere Standorte zeigen Gehalte, die über dem in Abbildung 4.21 als rosa Balken dargestellten Hintergrundbereich für Böden auf Sand, Sandlöss, Löss und Geschiebelehm in Niedersachsen liegen (LABO 2003). Dies hat in der Regel geogene Gründe (andere Substrate: L008HOFS, L013OTTE, L051REIH, L065JUEH oder L070SEHL), kann aber auch auf siedlungsbedingte Einträge zurückzuführen sein (L031VINN).

Zwischen der Grund- und der 1. Wiederholungsinventur lassen sich häufig keine signifikanten Unterschiede erkennen (Abb. 4.21). In Einzelfällen (z. B. mittels Varianzanalyse) belegbare signifikante Unterschiede müssen sehr vorsichtig interpretiert werden. Trends der Veränderung können erst nach mehreren Wiederholungsuntersuchungen bestätigt werden, um Fehlinterpretationen zu vermeiden. Aus Abbildung 4.21 lässt sich dagegen gut ablesen, dass die Werte beider Inventuren in einer ähnlichen Größenordnung liegen. Auch zeigen sich zu beiden Terminen standorttypische Standardabweichungen zwischen den vier Kernflächen, die z. B. im Tonboden L051REIN oder im Niedermoor L053HUED hoch, im Lössboden L001TIMM oder im Sandboden L017LUED dagegen sehr niedrig ausfallen.

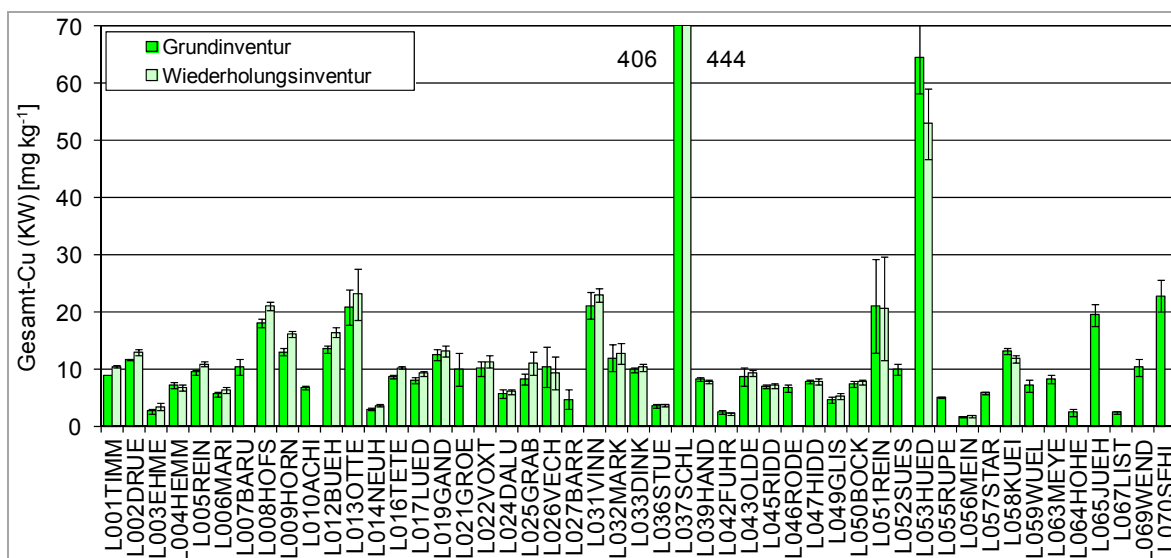


Abb. 4.21: Kupfer-Gehalte<sup>1</sup> im Oberboden (Ap-Horizont) der ackerbaulich genutzten BDF-L. Der rot umgrenzte Bereich markiert die 90. Perzentile (Hintergrundbereich) für Böden auf Sand, Sandlöss, Löss und Geschiebelehm in Niedersachsen (LABO 2003).

<sup>1</sup> Gesamtgehalte im Königswasserextrakt nach BBodSCHV (1999).

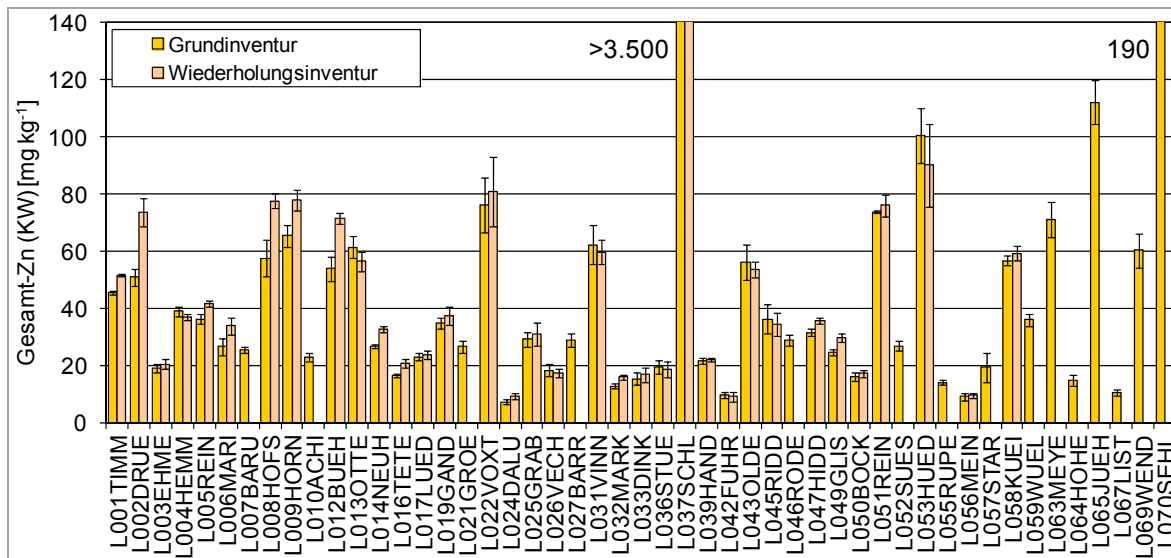


Abb. 4.22: Zink-Gehalte im Oberboden (Ap-Horizont) der ackerbaulich genutzten BDF-L. Der rot umgrenzte Bereich markiert die 90. Perzentile (Hintergrundbereich) für Böden auf Sand, Sandlöss, Löss und Geschiebelehm in Niedersachsen (LABO 2003).

## Zink

Die Zinkgehalte im Ap-Horizont der ackerbaulich genutzten BDF liegen zwischen 6 und über 3500 mg kg<sup>-1</sup> Boden. Hohe Werte findet man wieder in dem historisch belasteten Auenboden (L037SCHL) sowie bei L070SEHL. Weitere Standorte überschreiten, meist aufgrund geogener Ursachen, die Hintergrundwerte für Böden auf Sand, Sandlöss, Löss und Geschiebelehm in Niedersachsen (LABO 2003). Bei den Standorten L002DRUE, L009HORN, L012BUEH, L031VINN, L043OLDE, L058KUEI und L069WEND kann eine siedlungsbedingte leichte Belastung nicht ausgeschlossen werden.

Auch bei Zink liegen die Werte der Grund- und der ersten Wiederholungsinventur relativ dicht zusammen. Einige Standorte weisen jedoch erhöhte Differenzen auf, vor allem L002DRUE. Ob sich hier tatsächlich eine Anreicherung andeutet, lässt sich erst im Rahmen mindestens einer weiteren Wiederholungsinventur klären.

Auf allen BDF werden eine Reihe organischer Schadstoffe untersucht, darunter die Polyaromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK), die Polychlorierten Biphenyle (PCB), Chlorkohlenwasserstoffe (CKW), Dioxine und Furane sowie dioxinähnliche PCB (dl-PCB). Auf einem

Teil der Flächen wurden außerdem Tierarzneimittelwirkstoffe gemessen. Aufgrund ihrer Toxizität wird im Folgenden vor allem auf die Dioxine und Furane, die dioxinähnlichen PCB und auf Tierarzneimittelwirkstoffe im Boden eingegangen. Für die forstlich genutzten BDF-F liegt eine umfassende Auswertung vor (FORTMANN & MEESENBURG 2007), so dass sich die Darstellung im Folgenden auf die BDF-L bezieht.

## Dioxine und Furane

Dioxine und Furane entstehen bei unvollständigen Verbrennungsprozessen und werden meist über den Luftpfad in die Böden eingetragen. Sie sind sehr toxisch. Die Gruppe setzt sich allerdings aus Wirkstoffen unterschiedlicher Toxizität zusammen. Um eine zusammenfassende Darstellung zu ermöglichen, werden die einzelnen Wirkstoffe über Toxizitätsäquivalente (TE) gewichtet zusammengefasst.

Die Dioxin- und Furangehalte in der Ackerkrume liegen in der Regel im Hintergrundbereich, d. h. unterhalb von 2,6–3,7 ng TE kg<sup>-1</sup> Boden. Allerdings lassen sich diese Stoffe in allen Böden nachweisen, was auf ihre ubiquitäre Bedeutung hinweist. Auf einem Standort, L002DRUE, werden zu beiden Inventuren die Hin-



tergrundwerte deutlich überschritten. Zwei Standorte, L009HORN und L012BUEH, weisen lediglich bei der Wiederholungsinventur erhöhte Werte auf. Wieso auf diesen beiden Standorten die Gehalte zwischen der Grund- und der Wiederholungsinventur so deutlich ansteigen, ist unklar. Hier ist eine Nachanalytik geplant, da der Anstieg unplausibel erscheint. Auf den

meisten Standorten liegen die Werte der Grund- und der 1. Wiederholungsinventur etwa auf gleicher Höhe, in einigen Fällen haben sie auch abgenommen. Insgesamt zeichnet sich ein Trend zu konstanten bzw. leicht abnehmenden Werten ab. Für gesicherte Trendbetrachtungen sind weitere Wiederholungsinventuren erforderlich.

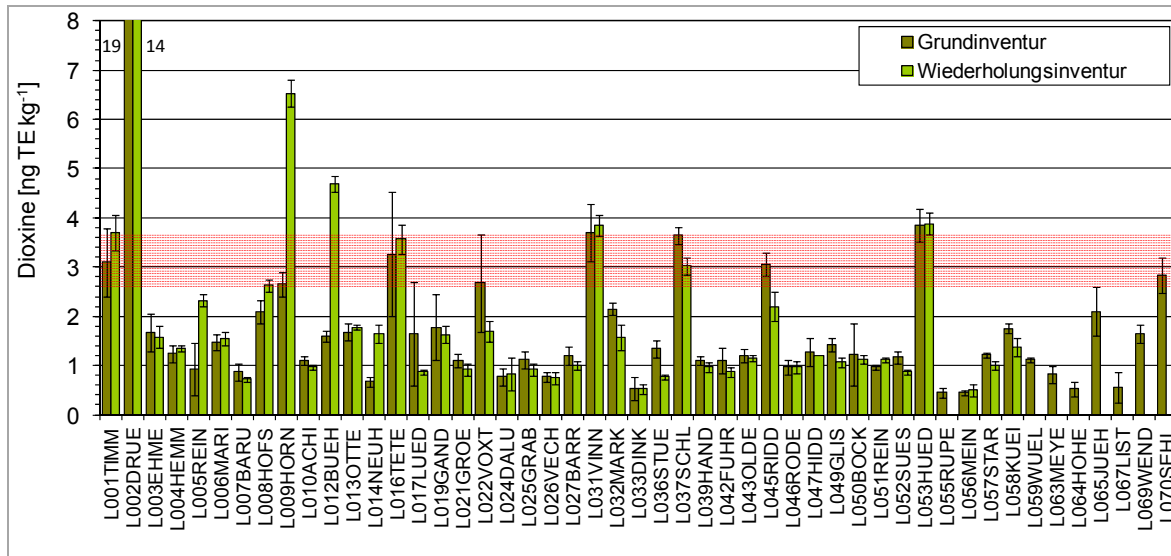


Abb. 4.23: Dioxin- und Furangelhalte in Toxizitätsäquivalenten im Oberboden (Ap-Horizont) der ackerbaulich genutzten BDF-L. Der rot umgrenzte Bereich markiert die 90. Perzentile (Hintergrundbereich) für ländliche (unterer Wert) und urban geprägte Gebiete in Niedersachsen (LABO 2003, Summenbildung für TE unter Berücksichtigung der Bestimmungsgrenze).

Im Oberboden von Grünland- und Bracheböden (0–5 cm Tiefe) liegen die Dioxin- und Furangelhalte in der Regel deutlich höher. Dies ist vor allem auf den Eintrag über die Luft und die fehlende Einarbeitung im Vergleich zu Acker zurückzuführen. Die Wirkstoffe bleiben, bis auf eine geringfügige Einwaschung, im Bereich der Bodenoberfläche liegen. Daher sind die Hintergrundwerte in der Regel höher, mit  $7,6 \text{ ng TE kg}^{-1}$  Boden. Auch hier weisen die meisten Grünlandstandorte Gehalte in Höhe oder unterhalb des 90. Perzentils (Hintergrundwerte) auf. Die höchsten Werte findet man auf Standorten in der Elbaue (L048GORL, L062FREI) sowie auf einem Standort in der Nähe eines Industrieemittenten (L034NORD). Auf letzterem Standort scheinen die Werte aber deutlich rückläufig zu sein. Leicht über dem Hintergrundbereich liegen die Flächen L018TEUF (Moorboden), L040HOLE (histori-

sche Holzkohlegewinnung im Harz) und L054-OSNA (Stadtspark in Osnabrück). Zwischen Grund- und Wiederholungsinventur sind die Werte meist konstant oder nehmen ab. Lediglich auf L015ECHE deutet sich ein Anstieg an, der aber durch eine Nachanalytik bestätigt werden muss. Insgesamt ist die Zeitreihe mit zwei Inventuren auch hier für Trendbetrachtungen noch nicht ausreichend.

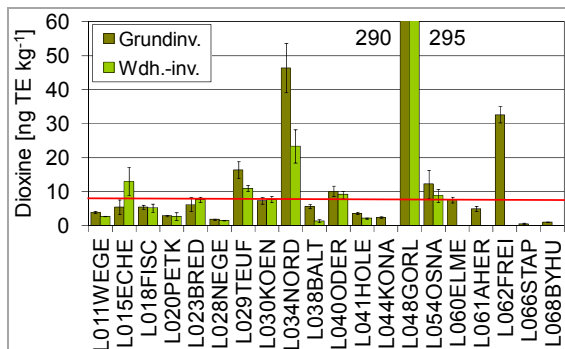


Abb. 4.24: Dioxin- und Furangelhalte in Toxizitätsäquivalenten im Oberboden (0–5 cm, L015ECHE: 0–10 cm) der Grünlandflächen. Die rote Linie zeigt das 90. Perzentil (Hintergrundbereich) für Grünlandböden (0–5 cm) in Niedersachsen (LABO 2003, Summenbildung für TE unter Berücksichtigung der Bestimmungsgrenze).

### Dioxinähnliche PCB (dl-PCB)

Bei den dl-PCB wurden zunächst nur vier Stoffe, ab 2006 zwölf Stoffe analysiert. Den Stoffen werden nach WHO Toxizitätsäquivalente (TE) zugewiesen, um sie vergleichbar zu machen und eine zusammenfassende Darstellung zu ermöglichen. Die zunächst untersuchten vier Stoffe sind diejenigen mit der höchsten Toxizität. Im Schnitt aller BDF machen sie bereits 95 % der Gesamtoxizität aus, die sich bei einer Analytik aller zwölf dl-PCB ergeben würde. Deshalb wird im Folgenden auch nur die aufsummierte Toxizität der vier dl-PCB dargestellt, um möglichst viele Standorte darstellen zu können. In der Krume der Ackerstandorte liegen die Werte zwischen 0,1 und 1,3 ng TE kg<sup>-1</sup> Boden, auf über 80 % der Flächen unter 0,4 ng TE kg<sup>-1</sup> Boden. Die höchsten Gehalte wurden in einem Moorboden, L053HUED (Thematik der geringen Bodendichte, s. o.), sowie u. a. in den siedlungsnahen Standorten L001TIMM und L002DRUE, L031VINN, auch in L006MARI, L008HOFS, L019GAND und L070SEHL gefunden.

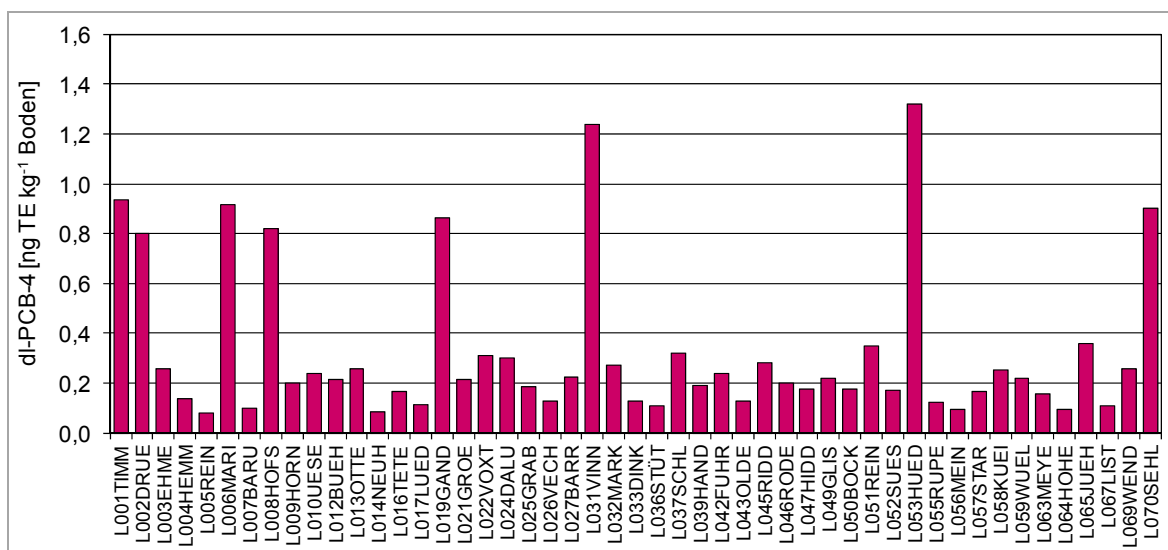


Abb. 4.25: Gehalte an dioxinähnlichen PCB in Toxizitätsäquivalenten im Oberboden (Ap-Horizont) der ackerbaulich genutzten BDF-L (Summenbildung für TE unter Berücksichtigung der Bestimmungsgrenze).

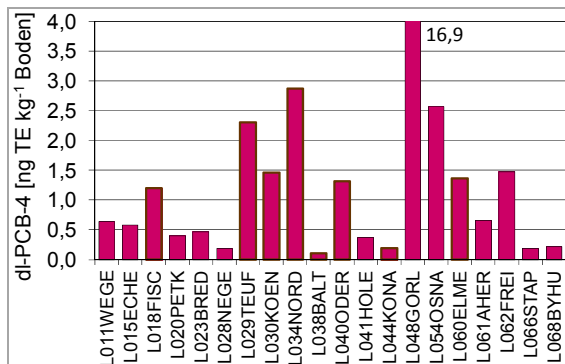


Abb. 4.26: Gehalte an dioxinähnlichen PCB in Toxizitäts-äquivalenten im Oberboden (0–5 cm, L015ECHE und L038BALT: 0–10 cm) der Grünland- und Bracheflächen und 90. Perzentil der Werte aus den unbelasteten Mineralböden (0,84, Summenbildung für TE unter Berücksichtigung der Bestimmungsgrenze). Braun umrandet = Moorböden.

Bei den Grünlandböden sind drei Gruppen zu erkennen: Mineralböden mit einer Hintergrundbelastung zwischen 0,2 und 0,6 ng TE kg<sup>-1</sup> Boden, Moorböden mit Werten zwischen 1,2 und 2,3 ng TE kg<sup>-1</sup> Boden, sowie ein schwerindustrieller Standort (L034NORD) und zwei Flächen im Bereich der Elbaue (L062FREI, L048GORL).

### Tierarzneimittelwirkstoffe

Tierarzneimittelwirkstoffe gelangen nach Applikation und Ausscheidung durch die Tiere in die organischen Düngemittel. Mengenmäßig von Bedeutung sind hier vor allem die Tetracycline und die Sulfonamide (WINCKLER & GRAFE 2001). In einer ersten Übersichtsuntersuchung wurden von vier regelmäßig mit organischen Düngemitteln beaufschlagten Grünlandstandorten und zehn Acker-BDF Oberbodenproben auf Tetracycline und Sulfonamide untersucht. Die Wirkstoffe wurden vor allem auf mit Schweine- oder Kälbergülle gedüngten Ackerflächen wiedergefunden (KUES et al. 2004). Die höchsten Werte wurden auf der Fläche L033DINK gefunden. Dieser Standort wurde seit 1999 zweimal jährlich, im Mai und im November, untersucht. Es wurden drei Wirkstoffe nachgewiesen: Tetracyclin (ca. 100–500 µg kg<sup>-1</sup> Boden), Chlortetracyclin (1–10 µg kg<sup>-1</sup> Boden) und das Sulfonamid Sulfamethazin (<1 µg kg<sup>-1</sup> Boden, Abb. 4.27).

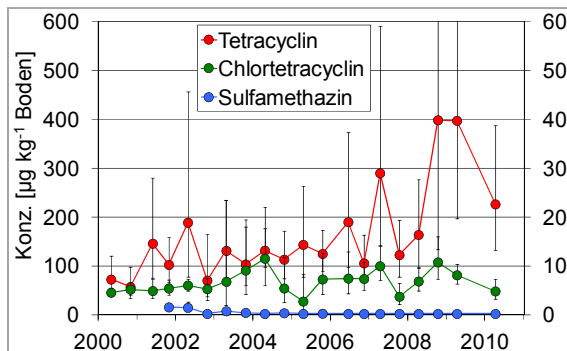


Abb. 4.27: Entwicklung der Gehalte an Tierarzneimittelwirkstoffen in der Ackerkrume der BDF L033-DINK zwischen 2000 und 2010. Tetracyclin (linke Ordinate) und Chlortetracyclin, Sulfamethazin (rechte Ordinate). Mittelwerte und Standardabweichung der logarithmierten Werte.

Während die Gehalte an Sulfamethazin bis 2010 deutlich abgenommen haben und inzwischen unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,1 µg kg<sup>-1</sup> Boden liegen, haben die Gehalte an Tetracyclin deutlich zugenommen, und die Gehalte an Chlortetracyclin sind konstant geblieben. Dies weist auf die Persistenz der Tetracycline im Boden hin, deren Gehalte somit bei weiteren Einträgen zunehmen können. Tetracycline und Sulfonamide sind zugelassene Tierarzneimittel, die nur nach veterinärmedizinischer Verordnung appliziert werden dürfen. Ihr Einsatz als Leistungsförderer ist nicht erlaubt.

## 4.4 Diskussion und Zusammenfassung

### Hauptelemente

Die Vorräte an organischer Substanz im Auflagehumus und im Boden nehmen in der Reihenfolge Mineralböden unter Ackernutzung < Mineralböden unter Grünland- oder Forstnutzung < organische Böden (bzw. Böden mit torfhaltigen Schichten im Unterboden) zu. Flachgründige oder junge Böden weisen naturgemäß besonders geringe Vorräte auf.

Die Gehalte an organischem Kohlenstoff sind in den ackerbaulich oder als Grünland genutzten Böden in Niedersachsen weitgehend konstant. Ausnahme bilden Standorte mit Grünlandumbruch oder Grundwasserabsenkung in

den vergangenen 25 Jahren, auf denen die C- und N-Gehalte abnehmen. Für Bayern haben CAPRIEL & SEIFFERT (2009) höhere Anteile an Flächen mit ab-, aber auch zunehmenden Kohlenstoffgehalten gefunden.

Auf den meisten forstwirtschaftlich genutzten Flächen wurde ein Trend zu abnehmenden  $C_{org}$ -Vorräten im Auflagehumus beobachtet. Dieser steht im Einklang mit anderen Untersuchungen (BARITZ 1998). Da sich jedoch der überwiegende Teil des Kohlenstoffs (im Mittel 75 %) im Mineralboden befindet, zeigt sich bei der Betrachtung des Gesamtkohlenstoffvorrats des Bodens ein anderes Bild. So konnte auf gleich vielen Flächen eine Abnahme wie eine Zunahme der  $C_{org}$ -Vorräte gefunden werden. Ähnliche Verhältnisse herrschen bei den Stickstoffvorräten.

Dass sich zur Veränderung des Bodenzustands durch langfristige Bodenuntersuchungen äußerst interessante Informationen gewinnen lassen, zeigen die über 40 Jahre langen Untersuchungsreihen der Versuchsflächen im Solling. So deutet sich auf diesen Flächen nach einer längeren Phase der Kohlenstoffakkumulation jetzt eine Phase abnehmender  $C_{org}$ -Vorräte an. Ob sich dieser Trend, der auch im Boden anderer BDF-F gefunden wurde, fortsetzt, bleibt abzuwarten.

Die Basensättigung ist im Mineralboden des überwiegenden Teils der BDF-F (17) mit unter 10 % im ganzen Profil, oder zumindest in mehr als 20 cm Tiefe, sehr gering. Ist die Basensättigung im Oberboden höher, so ist dies oft die Folge einer Kalkung. Bei derart niedrigen Basensättigungen muss mit hohen Konzentrationen an toxischem Aluminium und geringen Konzentrationen an Nährstoffen wie Calcium, Kalium und Magnesium gerechnet werden. Die Situation verbesserte sich nicht zwischen den Inventuren, sondern verschlechterte sich eher noch.

Besser versorgt sind lediglich fünf Standorte, bei denen meist ein basenreiches Ausgangsgestein vorliegt. Bei diesen besser versorgten Standorten wurden gleiche oder leicht höhere Basensättigungen bei den Wiederholungsinventuren gefunden.

Die starke Versauerung der meisten BDF-F zeigt sich auch in niedrigen pH-Werten. Die pH-Werte aller 17 Flächen mit Basensättigungen unter 10 % liegen im Aluminiumpufferbereich (pH 3,0–4,2). Auf den landwirtschaftlich

genutzten BDF werden derart niedrige pH-Werte dagegen nicht beobachtet. Aluminium-Toxizität ist damit hier nicht zu befürchten. Jedoch weisen einige Flächen mit pH-Werten unter 5 Kalkbedarf auf, um eine optimale landwirtschaftliche Nutzung sicherzustellen.

Der Rückgang der Schwefelemissionen im Wald spiegelt sich im Rückgang der Schwefelvorräte im Boden fast aller BDF-F wieder.

## Schwermetalle

Die Schwermetallgehalte in der organischen Auflage und dem obersten Mineralbodenbereich der BDF-F wurden mit den länderspezifischen Hintergrundwerten verglichen (NAGEL et al. 2007; LABO 1995, 2003). Überschreitungen der höchsten Hintergrundwerte traten für Pb und Cd vor allem auf den Standorten der Langen Bramke auf (im Mineralboden nur für Pb); die unteren Hintergrundwerte wurden dagegen an zahlreichen BDF-F überschritten. Einige BDF-F lagen dagegen deutlich unter den niedrigsten Hintergrundwerten.

Bei Pb, Cd und Cu werden an einem Teil der BDF-F ökotoxikologisch begründete Schwellenwerte überschritten. Für Pb und Cu gibt es einen Zusammenhang zwischen dem Gehalt im Auflagehumus und dem Vorrat an Auflagehumus, was auf eine abbauhemmende Wirkung der Schadstoffe bei den beobachteten Gehalten hinweist.

Signifikante Trends bezüglich der Schwermetallgehalte im Boden lassen sich aufgrund des kurzen Zeitraums weder für forstlich noch für landwirtschaftlich genutzte BDF festmachen. Hierzu sind weitere Inventuren, die in etwa zehnjährigen Abständen durchgeführt werden, erforderlich.

## Organische Schadstoffe

Auf allen Standorten werden Dioxine und Furane oder dioxinähnliche PCB (dl-PCB) nachwiesen. Diese Schadstoffe müssen damit als ubiquitär eingestuft werden. Die Gehalte sind jedoch, bis auf wenige Ausnahmen mit bekannten, meist weitgehend historischen Eintragspfaden (Elbsediment, Industriegebiet), gering. Beim Tierarzneimittelwirkstoff Tetracyclin lässt sich auf einer BDF ein Konzentrationsanstieg feststellen, der die Persistenz dieser Verbindung im Boden unterstreicht.

Die Bodendauerbeobachtung hat zum Ziel, durch wiederholte Beprobung die zeitliche Veränderung der Stoffgehalte und -vorräte zu dokumentieren. Die Veränderungen laufen häufig langsam ab und lassen sich nur durch langjährige Untersuchungen erkennen. Für Niedersachsen lassen sich derzeit bereits vor allem für den Kohlenstoff und für Nährstoffe Konstanz bzw. Trends nachweisen. Als kritisch erweisen sich derzeit Trends zur Versauerung und abnehmender Basensättigung, denen durch angepasste Kalkungsmaßnahmen entgegengewirkt werden sollte.

#### 4.5 Danksagung

Die Daten wurde teilweise im Rahmen des Projekts FutMon „Further Development and Implementation of an EU-level Forest Monitoring System“, welches durch das EU-LIFE+-Programm kofinanziert wurde, erhoben.

#### 4.6 Quellen

BAATH, E. (1989): Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations (a review). – *Water, Air and Soil Pollution* **47**: 335–379.

BARTENS, H. & BÜTTNER, G. (1997): Bodenzustand in Niedersachsen 1990/1991 - Datendokumentation. – *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe C* **5**; Göttingen.

BARITZ, R. (1998): Kohlenstoffvorräte der Waldböden Deutschlands. – Abschlußbericht zum BML-Forschungsprojekt „UNCED follow-up CO<sub>2</sub>-Bindung in Waldböden - Sonderauswertung“ BML 614-0224-A3-5/2, Arbeitsbericht des Instituts für Forstökologie und Walderfassung 98/1: 57 S., <<http://www.bfafh.de/bibl/pdf/c-bericht.pdf>>, Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft; Eberswalde.

BBODSCHG (1998): Bundesbodenschutzgesetz vom 17. März 1998. – BGBl. I/1998: 502, i. d. F. vom 9. Dezember 2004, BGBl. I/2004: 3214.

BBODSCHV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung in der Fassung vom 12. Juli 1999. – BGBl. I/1999: 1554.

BIMSCHG (2002) Bundes-Immissionsschutzgesetz vom 26. September 2002 – BGBl. I/2002: 3830, geändert durch Artikel 1 des Gesetzes vom 20. Juli 2011 – BGBl. I/2011: 1474.

BLOCK, J., EICHHORN, J., GEHRMANN, J., KÖLLING, C., MATZNER, E., MEIWES, K. J., WILPERT, K. v. & WOLFF, B. (2000): Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenzustandes und des Gefährdungspotentials durch Bodenversauerung und Stickstoffsättigung an Level-II-Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen. Arbeitskreis C der Bund-Länder-Arbeitsgruppe „Level II“. – Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BML): 1–167.

BzBIG (1971): Benzinbleigesetz vom 5. August 1971. – BGBl. I/1971: 1234, geändert durch Artikel 58 der Verordnung vom 31. Oktober 2006. – BGBl. I/2006: 2407.

CAPRIEL P. & SEIFFERT, D. (2009): 20 Jahre Boden-Dauerbeobachtung in Bayern. Teil 3: Entwicklung der Humusgehalte zwischen 1986 und 2007. – *Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft* **10**: 1–47, <[http://www.Lfl.bayern.de/publikationen/daten/schriftenreihe/p\\_36603.pdf](http://www.Lfl.bayern.de/publikationen/daten/schriftenreihe/p_36603.pdf)>.

DIREKTZAHLVERPFLV (2004). Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung vom 4. November 2004. – BGBl. I/2004: 2778, geändert durch Artikel 1 der Verordnung vom 15. April 2011. – eBA<sub>n</sub>z 2011 AT49 V1.

DÜV (2007): Düngeverordnung vom 27. Februar 2007. – BGBl. I/2007: 221, geändert durch Artikel 18 des Gesetzes vom 31. Juli 2009. – BGBl. I/2009: 2585.

EEG (2008). Erneuerbare-Energien-Gesetz vom 25. Oktober 2008. – BGBl. I/2008: 2074; geändert durch Artikel 6 des Gesetzes vom 21. Juli 2011. – BGBl. I/2011: 1475.

FORTMANN, H. & MEESENBURG, H. (2007): Organische Schadstoffe in Waldböden Niedersachsens - Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen. – *GeoBerichte* **4**: 91 S., 53 Abb., 29 Tab.; Hannover (LBEG).

FUTTMV (2007): Futtermittelverordnung vom 24. Mai 2007. – BGBl. I/2007: 770, geändert durch Artikel 1 der Verordnung vom 19. Juli 2011. – BGBl. I/2011: 1401.

INMAN, J. C. & PARKER, G. R. (1978): Decomposition and heavy metal dynamics of forest

- litter in northwestern Indiana. – *Environmental Pollution* **17**: 39–51.
- KABATA-PENDIAS, A. & PENDIAS, H. (1984). Trace elements in soils and plants. – 315 S.; Boca Raton (CRC Press).
- KAMERMANN, D., GROH, H. & HÖPER, H.: Schwermetallein- und -austräge niedersächsischer Bodendauerbeobachtungsflächen. – Geoberichte, Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG); Hannover [in Vorbereitung].
- KRW-/ABFG (1994). Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz vom 27. September 1994. – BGBl. I/1994: 2705, geändert durch Artikel 8 des Gesetzes vom 11. August 2010. – BGBl. I/2010: 1163.
- KUES J. W., HÖPER, H., PAWELZICK, H. T., PLUQUET, E. & HAMSCHER, G. (2004): Einträge potenzieller Schadstoffe in den Boden über Wirtschaftsdünger. Wirkung auf Bodenorganismen und Verlagerung. – In: MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN UND BUNDESVERBAND BODEN (Hrsg.). Bodenschutz - europäisch und lokal. – Publikation zur gemeinsamen Fachtagung in Berlin am 1. April 2004: 55–62 (Düsseldorf und St. Augustin).
- LABO – BUND-/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ (1995): Hintergrund- und Referenzwerte für Böden. – *Bodenschutz* **4**: 1–146; Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen.
- LABO – BUND/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ (2003): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. – In: ROSENKRANZ, D. et al. (Hrsg.): *Bodenschutz* **3**; Berlin (Erich Schmidt).
- MAYER, R. (1984): Schwermetallanreicherungen im Wurzelraum von Waldbeständen. Wald und Wasser. – *Nationalpark Bayerischer Wald, Tagungsbericht* **5**: 343–351.
- MÜLLER-EDZARDS, C., DE VRIES, W. & ERISMAN, J. W. (Hrsg.). (1997): Ten Years of Monitoring Forest Condition in Europe. Studies on Temporal Development, Spatial Distribution and Impacts of Natural and Anthropogenic Stress Factors – Technical Background Report, UN/ECE; Brüssel/Genf.
- NAGEL, H.-D., BECKER, R., KRAFT, P., SCHLUTOW, A., SCHÜTZE, G. & WEIGELT-KIRCHNER, R. (2007): Nationale Umsetzung der EU-NEC-Richtlinie/CAFE-Strategie und UNECE Luftreinhaltekonvention. – *Umweltbundesamt/ÖKO-Data*: 142 S.; Straußberg.
- REUTER, H. I., LADO, L. R., HENGL, T. & MONTANARELLA, L. (2008). Continental-scale digital Soil Mapping using European soil profile data: Soil pH. – *Hamburger Beiträge zur Physischen Geographie und Landschaftsökologie* **19**: 91–102.
- TYLER, G. (1992): Critical concentrations of heavy metals in the mor horizon of Swedish soils. – *Swedish Environmental Protection Agency* **4078**: 1–38.
- TYLER, G. & WESTMAN, L. (1979): Effects of heavy metal pollution on decomposition in forest soils. VI: Metals and sulfuric acid. – *Swedish Environmental Protection Agency* **1203**.
- WINCKLER C. & GRAFE A. (2001): Use of veterinary drugs in intensive animal production: Evidence for persistence of tetracycline in pig slurry. – *Journal of Soil and Sediments* **1**: 66–70.