

6 Bodenbiologische Untersuchungen

MICHAEL MINDRUP & HEINRICH HÖPER

6.1 Einleitung

Bedeutung der Bodenorganismen für die Bodenfunktionen

Bodenorganismen, dazu zählen die Bodentiere (Bodenfauna) und die Bodenmikroorganismen (Bodenflora), sind verantwortlich für viele im Boden ablaufende Prozesse. Sie sind Träger wesentlicher natürlicher Bodenfunktionen (BBODSCHG 1998), darunter der des Bodens als Bestandteil von Nährstoffkreisläufen sowie als Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium für stoffliche Einwirkungen. Gleichzeitig ist der Boden der Lebensraum von Bodenorganismen und bestimmt wesentlich deren Masse bzw. Abundanz (Anzahl), Aktivität und Vielfalt. In bestimmten Landnutzungssystemen tragen Bodenorganismen wesentlich zur Produktionsfunktion des Bodens bei, so z. B. im ökologischen Landbau und in Forstflächen. Bakterien fixieren Stickstoff aus der Luft (symbiontisch lebende Rhizobien in Leguminosen und frei lebende Azotobakterien). Andere zersetzen organisch gebundenen Stickstoff aus Ernterückständen und organischer Düngung und machen ihn als mineralischen Stickstoff für die Pflanze verfügbar. Mykorrhiza-Pilze tragen wesentlich zur Phosphorversorgung von Bäumen bei. Über die Beteiligung an Nährstoffkreisläufen sind Bodenorganismen auch in den globalen Kohlendioxid-Zyklus eingebunden. Durch ihre Aktivität wird sowohl Kohlendioxid im Boden festgelegt (C-Assimilation, Humifikation) als auch wieder freigesetzt. Durch Denitrifikation, Stickstofffestlegung und -freisetzung können sie ebenfalls einen Beitrag zum Grundwasserschutz, aber auch zur Grundwasserbelastung mit Nitrat leisten.

Angesichts der Bedeutung der Bodenorganismen für die Bodenfunktionen muss eine Schädigung vermieden werden. Mit diesem Ziel wurden Vorsorgewerte für Schwermetalle und einige organische Schadstoffe in der BBODSCHV (1999) festgelegt. Offen ist allerdings, wie sich andere potenzielle Belastungen auf die Bodenorganismen langfristig auswirken

könnten, darunter die Landnutzung, der Einsatz von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln, aber auch das Brachfallen, die Versauerung und die Verdichtung von Böden. Auch könnten natürliche Ereignisse, wie kalte Winter oder trockene Sommer oder der prognostizierte Klimawandel, die Bodenorganismen in Artenzahl, Masse und Aktivität beeinflussen.

Indikatorfunktion von mikrobieller Biomasse und Basalatmung

Eine umfassende Beschreibung der Bodenorganismen müsste ein Arteninventar, Jahreszyklen der Abundanz (Anzahl oder Masse) sowie Kenngrößen einer Vielzahl von biologischen Bodenprozessen enthalten. Dieses wäre jedoch sehr aufwändig. Es hat sich daher in der Umweltbeobachtung das Konzept der Indikatoren etabliert (OBERHOLZER & HÖPER 2006).

Für die Bodenflora stellen der in der mikrobiellen Biomasse gebundene Kohlenstoff (C_{mik}) sowie die Basalatmung einen solchen Indikator dar. Die mikrobielle Biomasse ist die Gesamtheit aller Bakterien und Pilze im Boden (Bodenflora) und enthält, methodisch bedingt, auch einen Anteil (< 10 %) an kleineren Bodentieren. Es ist ein Summenparameter, der keinen Rückschluss auf einzelne Arten zulässt, aber als biologisch aktive Masse ein Maß für das „biotische Kompartiment“ im Boden darstellt. Sie ist eine unter Standardbedingungen ermittelte Potenzialgröße. In ihrer Gesamtheit, bzw. in repräsentativen Teilen, ist die mikrobielle Biomasse die treibende Kraft für die Umsetzung zugeführter oder bodenbürtiger organischer Substanz, u. a. für die Prozesse der Stickstoff- und Kohlenstoffmineralisation unter weitgehend aeroben Bedingungen. Ein wesentlicher Teil der mikrobiellen Biomasse kann in Gegenwart zeitweise anaerober Bedingungen zum Nitratabbau durch Denitrifikation beitragen. Andere, sehr spezifisch aktive Bodenorganismen, wie Rhizobien, Azotobakter, methanotrophe und methanogene Bakterien, können kaum durch eine Erfassung der mikrobiellen Biomasse indiziert werden. Allerdings spiegelt die mikrobielle Biomasse im Wesentlichen die Lebensbedingungen für aereob und fakultativ anaerob lebende Organismen im Boden wider.

Ein zweiter mikrobieller Parameter ist die Basalatmung. Die Bodenatmung beschreibt einen biologischen Prozess, der durch Abbau von

organischer Substanz in Gegenwart von Sauerstoff zur Freisetzung von CO₂ führt, und wird daher auch als Kohlenstoffmineralisation bezeichnet. Dieser Prozess ist stark von Menge, Qualität und Zeitpunkt zugeführter organischer Substanz wie auch von Menge und Qualität des Bodenumus abhängig. Führt man vor der Messung der Bodenatmung eine Vorinkubation durch, bei der die kürzlich vor der Probenahme dem Boden zugeführte organische Substanz abgebaut wird, erhält man die Basalatmung. Diese beruht im Wesentlichen auf dem Umsatz des Bodenumus. Die Basalatmung ist, bei standardisierter Bodenfeuchte und Bodentemperatur, zum einen von den Bodeneigenschaften abhängig, vor allem vom Humusgehalt, der Humusqualität, dem Tongehalt und dem pH-Wert des Bodens. Zum anderen kann sie durch Schadstoffe oder nicht stoffliche Bodenbelastungen beeinträchtigt sein. Dies könnte langfristig zu einer Akkumulation von Humus im Boden, in anderen Fällen aber auch zu einem verstärkten Humusverlust führen.

Aus der mikrobiellen Biomasse und der Basalatmung lassen sich der metabolische Quotient und die Kohlenstoffverfügbarkeit berechnen. Der metabolische Quotient gibt an, wie viel CO₂ pro Einheit mikrobiellem Kohlenstoff freigesetzt wird; er ist also ein Maß für die Effizienz der Mikroorganismen. Das Verhältnis von mikrobiellem Kohlenstoff zum organischen Kohlenstoff wird als Maß für die Kohlenstoffverfügbarkeit für die Mikroflora interpretiert.

Einsatz bodenbiologischer Verfahren in der Bodendauerbeobachtung

Im niedersächsischen Bodendauerbeobachtungsprogramm werden einmal jährlich die mikrobielle Biomasse und die Basalatmung im Oberboden bestimmt. Der Zeitpunkt im zeitigen Frühjahr ist so gewählt, dass das letzte Düngungsereignis und die letzte Bodenbearbeitung einige Monate zurückliegen und einen möglichst geringen Einfluss auf die Ergebnisse haben (KAISER et al. 1992). Somit ist es möglich, langjährige Trends für diese Parameter zu erhalten, ohne die innerhalb eines Jahres auftretende Variation berücksichtigen zu müssen. Es ist bekannt, dass z. B. die mikrobielle Biomasse in Ackerböden vom Frühjahr bis zur Getreideernte um etwa 30 % ansteigen kann (JÖRGENSEN et al. 1994, KAISER et al. 1992). Durch die gewählte Strategie der einmaligen Beprobung im Frühjahr werden geringe zwischen-

jährliche Variationskoeffizienten von ca. 10 % für die mikrobielle Biomasse und 15 % für die Basalatmung erreicht (HÖPER & KLEEFISCH 2001). Das bedeutet, dass langjährige Trends frühzeitig erkannt werden können.

Folgende Fragen stehen im Vordergrund:

- Welche typischen Vorräte mikrobieller Kennwerte sind in den Forst-, Acker- und Grünlandböden zu erwarten?
- Gibt es einen generellen, landesweiten Trend der bodenbiologischen Parameter über alle Bodendauerbeobachtungsflächen in Abhängigkeit der Nutzung?
- Welche Ursachen lassen sich für Trends auf BDF erkennen?

6.2 Untersuchungen auf forstwirtschaftlichen Flächen

6.2.1 Einleitung

In Wäldern als langlebigen Ökosystemen stellt die Bodenatmung einen wesentlichen Kohlenstofffluss zwischen der Biosphäre und der Atmosphäre dar. Zu einem erheblichen Anteil wird dieser Fluss von der Höhe und der Aktivität der mikrobiellen Biomasse bestimmt (KUZVAKOV 2006).

Die in der Bodendauerbeobachtung untersuchten Waldökosysteme unterscheiden sich erheblich hinsichtlich der Art der Bestockung (Baumart), Wuchsverhalten (Ertragsklasse), Vorgeschichte der Bestände und Standortigenschaften. In Bezug auf die erwarteten Umsetzungsraten des Kohlenstoffs spielen insbesondere die Faktoren Temperatur, Streuqualität, Bodenfruchtbarkeit, Bodenart und Bodenfeuchte eine große Rolle.

Durch die Berücksichtigung der wichtigsten Baumarten und der wichtigsten Standorte des niedersächsischen Berg- und Flachlandes sowie durch das Vorkommen unterschiedlich alter Bestände wird in der Dauerbeobachtung die Vielfalt der Einflussfaktoren auf die bodenbiologischen Kenngrößen abgedeckt. Die im Folgenden vorgestellten Muster und Raten der Kenngrößen bilden somit weitgehend die tatsächlich in Niedersachsen vorkommende Vielfalt der Standortbedingungen ab.

6.2.2 Material und Methoden

Probenahme

Die Probenahme auf den forstlichen BDF erfolgte in der Regel in ca. zehnjährigem Abstand von 2000 bis 2010 jeweils im April oder Mai. Von den Intensiv-Flächen im Solling unter Buche und Fichte wurden jährlich Proben gewonnen. Die Beprobung erfolgte, nach zufälliger Auswahl der Punkte, mit einem Kammerbohrer (Durchmesser 8 cm), wobei die Bohrkernkerne jeweils im Auflagehumus morphologisch nach den L-Lagen, Of-Lagen und Oh-Lagen, im Mineralboden nach den Tiefenstufen 0–5, 5–10 und 10–15 cm getrennt wurden. Jeweils drei Einstiche wurden zu einer Mischprobe vereinigt. Pro Standort wurden vier Mischproben von den Auflagehumushorizonten bzw. Mineralbodentiefenstufen gewonnen und untersucht.

Analysen

Die mikrobielle Biomasse (C_{mik}) wurde mit der Chloroform-Fumigations-Extraktions-Methode bestimmt (VANCE et al. 1987). Der mikrobielle Kohlenstoff wurde als $2,22 \cdot E_c$ (WU et al., 1990) berechnet, wobei E_c die Differenz des extrahierten organischen C des begasten und des unbegasten Bodens ist. Die CO_2 -Basalatemperatur wurde mittels Bebrütung bei Jahresmitteltemperatur und gaschromatografischer Messung des CO_2 (Wärmeleitfähigkeitsdetektor) gemessen.

6.2.3 Bodenbiologische Kenngrößen von Forstböden

Vorrat an mikrobiellem Kohlenstoff

In der Summe aus Auflagehumus und dem oberen Mineralboden bis 15 cm Tiefe betrug der Vorrat an mikrobiellem Kohlenstoff im mehrjährigen Mittel zwischen $0,31 \text{ t } C_{\text{mik}} \text{ ha}^{-1}$ in Augustendorf unter Kiefer (F021AUKI) und $2,65 \text{ t } C_{\text{mik}} \text{ ha}^{-1}$ im Göttinger Wald unter Buche (F009GWBU). Der Mittelwert über alle Standorte beträgt $0,89 \text{ t } C_{\text{mik}} \text{ ha}^{-1}$.

Im Auflagehumus wurde eine Spannweite der Mittelwerte von $0,06 \text{ t } C_{\text{mik}} \text{ ha}^{-1}$ bei der Fläche im Göttinger Wald unter Buche (F009GWBU) bis $0,95 \text{ t } C_{\text{mik}} \text{ ha}^{-1}$ bei der Fläche der Hilsmulde im Jungbestand unter Fichte (F019HIMJ) gefunden.

Im Mineralboden bis 15 cm Tiefe lag die Spannweite der Mittelwerte zwischen $0,08 \text{ t } C_{\text{mik}} \text{ ha}^{-1}$ bei der Fläche in Ehrhorn unter Kiefer (F012EHKI) bis $0,79 \text{ t } C_{\text{mik}} \text{ ha}^{-1}$ bei der Fläche auf dem Hilskamm unter Fichte (F016HIKA) bei einem Mittelwert über alle untersuchten Standorte von $0,54 \text{ t } C_{\text{mik}} \text{ ha}^{-1}$.

Mittels Varianzanalyse und Scheffé-Test wurden bei C_{mik} in der Summe aus Auflagehumus und Mineralboden signifikante Unterschiede zwischen den Flächen festgestellt. Es bilden sich drei Gruppen heraus: „Göttinger Wald, Buche“ (F009GWBU) mit den signifikant höchsten C_{mik} -Vorräten, „Westerberg, Douglasie“ (F001WEFI) und die drei Flächen im Hils (F016HIKA, F017HIMA, F019HIMJ) mit mittleren Vorräten sowie alle anderen Flächen mit niedrigen Vorräten.

Tab. 6.1: Bodenmikrobiologische Kenngrößen im Vorrat in der Summe der Auflagehumushorizonte und der Mineralbodentiefenstufen bis 15 cm Tiefe.

| BDF-F | C _{mik} * | | BA* | | MQ* | | CV* | |
|------------------------------|--|-------|--|-----|--|------|----------|------|
| | [t C _{mik} ha ⁻¹] | | [t CO ₂ -C ha ⁻¹ a ⁻¹] | | [t CO ₂ -C t ⁻¹ C _{mik} a ⁻¹] | | [%] | |
| | Mw** | Std** | Mw | Std | Mw | Std | Mw | Std |
| Solling Fichte | 0,72 b | 0,32 | 11,0 abc | 3,8 | 17,2 ab | 6,4 | 0,80 b | 0,51 |
| Solling Buche | 0,74 b | 0,31 | 10,6 bc | 4,5 | 15,9 ab | 6,8 | 0,77 b | 0,36 |
| Harste Buche | 0,96 b | 0,89 | 5,1 bd | 1,8 | 6,6 a | 4,0 | 3,05 ac | 2,96 |
| Göttinger Wald Buche | 2,65 a | 2,05 | 11,3 abcd | 3,6 | 8,1 a | 6,3 | 4,95 a | 4,11 |
| Lange Bramke Nordhang Fichte | 0,73 b | 0,53 | 8,8 bcd | 5,0 | 14,1 ab | 4,0 | 0,62 bc | 0,35 |
| Fuhrberg Kiefer | 0,35 b | 0,05 | 10,6 abcd | 2,5 | 30,9 b | 9,3 | 0,41 bc | 0,1 |
| Augustendorf Kiefer | 0,32 b | 0,13 | 5,7 bd | 2,0 | 20,6 ab | 11,7 | 0,42 b | 0,12 |
| Lüss Buche | 0,42 b | 0,07 | 7,1 abcd | 0,9 | 17,6 ab | 5,4 | 0,65 bc | 0,11 |
| Ehrhorn Eiche | 0,31 b | 0,05 | 3,9 d | 0,9 | 12,6 a | 2,7 | 0,88 bc | 0,15 |
| Herrenholz Eiche | 0,45 b | 0,09 | 6,1 bcd | 2,2 | 13,8 ab | 5,8 | 0,79 bc | 0,16 |
| Ehrhorn Kiefer | 0,38 b | 0,11 | 4,8 bcd | 0,7 | 13,3 ab | 2,0 | 0,91 bc | 0,26 |
| Westerberg Douglasie | 1,06 ab | 0,41 | 13,6 abcd | 3,9 | 13,2 ab | 2,5 | 0,73 bc | 0,28 |
| Wingst Fichte | 0,71 b | 0,16 | 9,9 abcd | 4,0 | 13,7 ab | 2,9 | 0,59 bc | 0,13 |
| Hilsmulde Jungbestand Fichte | 1,72 ab | 0,29 | 21,1 a | 3,8 | 12,4 ab | 2,7 | 2,11 abc | 0,36 |
| Hilsmulde Altbestand Fichte | 1,31 ab | 0,65 | 12,8 abcd | 2,3 | 10,9 ab | 3,3 | 1,37 bc | 0,68 |
| Hilskamm Fichte | 1,41 ab | 0,33 | 16,9 ac | 2,3 | 12,3 ab | 2,1 | 0,82 bc | 0,19 |

* C_{mik}: Kohlenstoff in der mikrobiellen Biomasse, BA: Basalatmung, MQ: Metabolischer Quotient, CV: Kohlenstoff-Verfügbarkeit.

** Mittelwerte (Mw) und Standardabweichungen (Std); unterschiedliche Buchstaben bedeuten auf dem 5 %-Niveau signifikante Mittelwertdifferenzen (Varianzanalyse, Scheffé-Test).

Basalatmung

In der Summe aus Auflagehumus und dem oberen Mineralboden bis 15 cm Tiefe betrug die Spannweite der Mittelwerte 3,9 t CO₂-C ha⁻¹ a⁻¹ bei der Fläche in Ehrhorn unter Eiche (F002EHEI) bis 21,1 t CO₂-C ha⁻¹ a⁻¹ bei der Fläche in der Hilsmulde im Jungbestand unter Fichte (F019HIMJ). Der Mittelwert aller Standorte beträgt 10 t CO₂-C ha⁻¹ a⁻¹.

Metabolischer Quotient

In der Summe aus Auflagehumus und dem oberen Mineralboden bis 15 cm Tiefe betrug die Spannweite der Mittelwerte 6,6 t CO₂-C t⁻¹ C_{mik} a⁻¹ bei der Fläche in Harste unter Buche (F008HABU) bis 30,9 t CO₂-C t⁻¹ C_{mik} a⁻¹ bei der Fläche in Fuhrberg unter Kiefer (F004FUKI). Der Mittelwert über alle Standorte beträgt 15 t CO₂-C t⁻¹ C_{mik} a⁻¹. Der multiple Mittelwertvergleich zeigt, dass die metabolischen Quotienten der Flächen Harste unter Buche (F008HABU) mit 6,6 t CO₂-C t⁻¹ C_{mik} a⁻¹, Göttinger Wald Buche (F009GWBU) mit 8,1 t

CO₂-C t⁻¹ C_{mik} a⁻¹ und Ehrhorn Eiche (F002-EHEI) mit 12,6 t CO₂-C t⁻¹ C_{mik} a⁻¹ signifikant niedriger lagen als der höchste Wert in Fuhrberg unter Kiefer (F004FUKI) mit 30,9 t CO₂-C t⁻¹ C_{mik} a⁻¹. Die anderen Flächen liegen auf nicht unterscheidbarem Niveau dazwischen.

Kohlenstoffverfügbarkeit

Für die Summe aus Auflagehumus und Mineralboden bis 15 cm Tiefe betrug die Spannweite der Mittelwerte 0,41 % bei Fuhrberg unter Kiefer (F004FUKI) bis 4,95 % im Göttinger Wald unter Buche (F009GWBU) bei einem Mittelwert über alle untersuchten Standorte von 1,12 %.

Tiefenprofil der bodenbiologischen Kenngrößen

Beispielhaft für die Spannweiten bodenbiologischer Kenngrößen in Waldböden sind die beiden Standorte Göttinger Wald Buche (F009GWBU) und Augustendorf Kiefer (F021AUKI) dargestellt.

Abbildung 6.1 und 6.2 zeigen die von der Ausprägung der Auflagehumushorizonte bzw. der Tiefenstufe im Mineralboden abhängigen Verteilungsmuster des Kohlenstoffs in der mikrobiellen Biomasse sowie der Basalatmung.

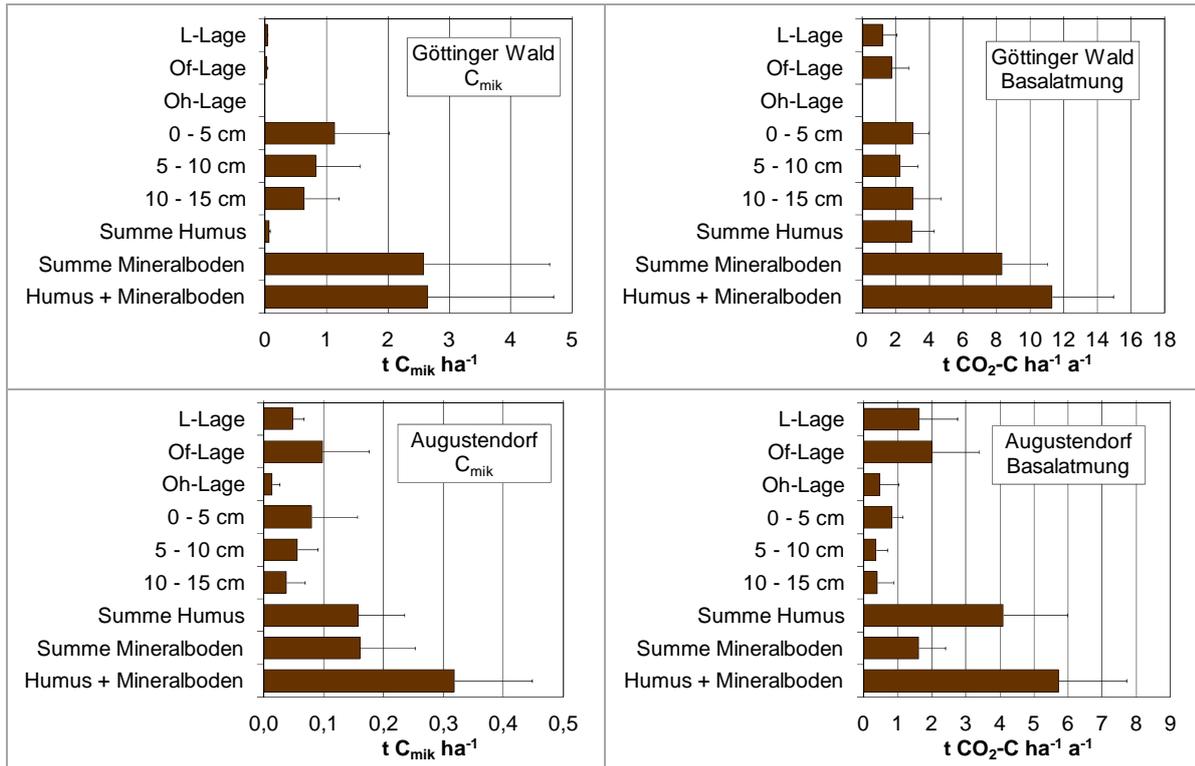


Abb. 6.1: Tiefenprofil der Vorräte an mikrobieller Biomasse für Göttinger Wald Buche (F009GWBU, oben) und Augustendorf Kiefer (F021AUKI, unten) in den Lagen des Auflagehumus und der oberen Schichten des Mineralbodens (Mittelwerte und Standardabweichungen).

Abb. 6.2: Tiefenprofil der Basalatmung für Göttinger Wald Buche (F009GWBU, oben) und Augustendorf Kiefer (F021AUKI, unten) in den Lagen des Auflagehumus und der oberen Schichten des Mineralbodens (Mittelwerte und Standardabweichungen).

Auf dem eutrophen Standort im Göttinger Wald unter Buche (F009GWBU), bei dem 5 % des organischen Kohlenstoffs durch die mikrobielle Biomasse gebildet wird und bei dem aufgrund der hohen Kohlenstoffumsätze ein Auflagehumus praktisch fehlt, erfolgt der C-Umsatz fast komplett im oberen Mineralboden. Entsprechend hoch ist auch der Vorrat an mikrobieller Biomasse. Demgegenüber wird auf dem nährstoffarmen Geeststandort in Augustendorf (F021AUKI) mit 0,4 % Anteil des mikrobiellen

Kohlenstoffs am organischen Kohlenstoff und einem geringeren Vorrat an mikrobieller Biomasse deutlich, dass die C-Umsätze wesentlich langsamer mit geringeren Raten ablaufen. Zugleich zeigt sich bei der Betrachtung der Basalatmung, dass im Göttinger Wald die Umsetzungen bedeutend effizienter ablaufen, was aus der höheren Basalatmung einerseits und dem Verhältnis von Basalatmung zu mikrobieller Biomasse abgeleitet werden kann.

Aus den bodenbiologischen Untersuchungen der Waldböden des niedersächsischen Bodendauerbeobachtungsprogramms lassen sich einige allgemeinen Schlüsse bezüglich der Beteiligung verschiedener Faktoren für die Unterschiede zwischen den Standorten ziehen.

Als wesentliche Steuergrößen für die Kohlenstoff-Umsatzleistungen lässt sich ableiten, dass, neben der Baumart, dem Bestandesalter und den Klimabedingungen, die Nährstoffausstattung des Mineralbodens und der Grad seiner Versauerung eine große Rolle spielen. Die hohe Bedeutung dieser Faktoren wird auch in neueren Arbeiten zum Kohlenstoffhaushalt hervorgehoben (KIRSCHBAUM 1995, OLSSON et al. 2009, ZIRLEWAGEN & WILPERT 2010). Unter ähnlichen Klimabedingungen für dieselbe Baumart spielt in hohem Maße neben der Nährstoffausstattung der Grad der Versauerung eine besondere Rolle für die Kohlenstoffakkumulation im Oberboden (WALSE, BERG & SVERDRUP 1998).

Unterschiede der Kenngrößen zwischen den Flächen mit unterschiedlichen Baumarten

Um den Einfluss der Streu einer bestimmten Baumart auf die mikrobiologischen Kennwerte herauszustellen, wurden die Untersuchungsflächen nach Baumarten zusammengefasst und varianzanalytisch untersucht. In Tabelle 6.2 sind die Ergebnisse dargestellt.

Zwar lagen die C_{mik} -Vorräte unter Douglasie mit $1,06 \text{ t } C_{\text{mik}} \text{ ha}^{-1}$ unter allen betrachteten Baumarten am höchsten, dies konnte statistisch aber nicht abgesichert werden. Dagegen war der zweithöchste Vorrat an C_{mik} unter Buche mit $0,97 \text{ t } C_{\text{mik}} \text{ ha}^{-1}$ signifikant höher als der unter Kiefer und Eiche, die in der Summe aus Auflagehumus und oberem Mineralboden C_{mik} -Vorräte von $0,34 \text{ t } C_{\text{mik}} \text{ ha}^{-1}$ bzw. $0,38 \text{ t } C_{\text{mik}} \text{ ha}^{-1}$ aufwiesen. Der C_{mik} -Vorrat auf den Fichtenflächen mit $0,8 \text{ t } C_{\text{mik}} \text{ ha}^{-1}$ lag zudem signifikant höher als der auf den Kieferflächen; zwischen den Fichten- und Buchenflächen gab es dagegen keine Unterschiede.

Bei der Höhe der Basalatmung ergaben sich die folgenden Unterschiede: Die Douglasienfläche wies mit $13,5 \text{ t } \text{CO}_2\text{-C } \text{ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ den höchsten Wert auf, der signifikant höher lag als bei den Eichenflächen mit $5 \text{ t } \text{CO}_2\text{-C } \text{ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Der zweithöchste Wert unter Fichte mit $11,6 \text{ t } \text{CO}_2\text{-C } \text{ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$

konnte als signifikant höher als die Basalatmung unter Buche, Kiefer und Eiche mit $9,4 \text{ t } \text{CO}_2\text{-C } \text{t}^{-1} C_{\text{mik}} \text{ a}^{-1}$, $6,7 \text{ t } \text{CO}_2\text{-C } \text{t}^{-1} C_{\text{mik}} \text{ a}^{-1}$ und $5 \text{ t } \text{CO}_2\text{-C } \text{t}^{-1} C_{\text{mik}} \text{ a}^{-1}$ lokalisiert werden. Zudem zeigten auch die Buchenflächen im Vergleich mit den Eichenflächen eine signifikant höhere Basalatmung.

Für den Metabolischen Quotienten wiesen die Kieferflächen mit $21,9 \text{ t } \text{CO}_2\text{-C } \text{t}^{-1} C_{\text{mik}} \text{ a}^{-1}$ ein signifikant höheres Niveau auf, als die Fichten-, Buchen- und Eichenflächen mit $16,7 \text{ t } \text{CO}_2\text{-C } \text{t}^{-1} C_{\text{mik}} \text{ a}^{-1}$, $13,5 \text{ t } \text{CO}_2\text{-C } \text{t}^{-1} C_{\text{mik}} \text{ a}^{-1}$ bzw. $13,2 \text{ t } \text{CO}_2\text{-C } \text{t}^{-1} C_{\text{mik}} \text{ a}^{-1}$, während der Wert der Douglasienfläche mit ebenfalls $13,2 \text{ t } \text{CO}_2\text{-C } \text{t}^{-1} C_{\text{mik}} \text{ a}^{-1}$ keine signifikanten Unterschiede zu anderen Baumarten zeigte.

Die höchste Kohlenstoffverfügbarkeit wurde auf den Buchenflächen mit einem Prozentanteil von $1,52 \% C_{\text{mik}} \text{ an } C_{\text{org}}$ im Vorrat festgestellt, wobei dieser Wert gegenüber denen der Fichtenflächen mit $0,83 \%$ bzw. Kieferflächen mit $0,49 \%$ signifikant höher war. Demgegenüber zeigte die C-Verfügbarkeit der Eichenflächen mit $0,84 \%$ bzw. der Douglasienfläche mit $0,73 \%$ keine signifikanten Mittelwertdifferenzen zu den Flächen der anderen Baumarten.

Literaturvergleich

BORKEN et al. (2002) führten in den Jahren 1997–1999 im Felde kontinuierliche Messungen der Basalatmung an den Standorten Solling und Lüss jeweils unter den Baumarten Buche, Fichte und Kiefer durch. Sie ermittelten eine Basalatmung zwischen $4,2\text{--}5,9 \text{ t } \text{CO}_2\text{-C } \text{ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Von den von BORKEN et al. (2002) untersuchten Flächen wurden die Standorte im Solling unter Buche und Fichte (F006SLB1, F007SLF1) und in Lüss unter Buche (F003LSBU) in das Niedersächsische Bodendauerbeobachtungsprogramm übernommen. Die mit eigenen Messungen im Rahmen der Bodendauerbeobachtung im Labor ermittelten Raten der Basalatmung für diese Standorte fallen mit Werten von 11 bzw. $10,6 \text{ t } \text{CO}_2\text{-C } \text{ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Solling unter Fichte und Buche bzw. $7,1 \text{ t } \text{CO}_2\text{-C } \text{ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in Lüss unter Buche etwas höher aus. Diese höheren Werte sind vermutlich auf die Bestimmungsmethode mit der Einstellung eines optimalen Wassergehaltes und idealer Bebrütungsbedingungen zurückzuführen. Sie geben jedoch gut die relativen Unterschiede in den Standortbedingungen wieder.

Tab. 6.2: Nach Baumarten gegliederte Kenngrößen in der Summe der Auflagehumushorizonte und der Tiefenstufen des Mineralbodens bis 15 cm Tiefe.

| mik | C _{mik} * | | | BA* | | | MQ* | | | CV* | | |
|-----------|--|-----|-------|--|-----|-----|--|----|------|------|----|------|
| | [t C _{mik} ha ⁻¹] | | | [t CO ₂ -C ha ⁻¹ a ⁻¹] | | | [t CO ₂ -C t ⁻¹ C _{mik} a ⁻¹] | | | [%] | | |
| | Mw** | | Std** | Mw | | Std | Mw | | Std | Mw | | Std |
| Fichte | 0,80 | ac | 0,43 | 11,6 | a | 4,7 | 16,7 | b | 6,1 | 0,83 | b | 0,52 |
| Buche | 0,97 | a | 0,99 | 9,4 | b | 4,3 | 13,5 | b | 7,0 | 1,52 | a | 2,20 |
| Kiefer | 0,34 | b | 0,11 | 6,7 | cd | 2,9 | 21,9 | a | 11,5 | 0,49 | b | 0,23 |
| Eiche | 0,38 | bc | 0,10 | 5,0 | c | 2,0 | 13,2 | b | 4,5 | 0,84 | ab | 0,16 |
| Douglasie | 1,06 | abc | 0,41 | 13,5 | abd | 3,9 | 13,2 | ab | 2,5 | 0,73 | ab | 0,28 |

* C_{mik}: Kohlenstoff in der mikrobiellen Biomasse, BA: Basalatmung, MQ: Metabolischer Quotient, CV: Kohlenstoff-Verfügbarkeit.

** Mittelwerte (Mw) und Standardabweichungen (Std); unterschiedliche Buchstaben bedeuten auf dem 5 %-Niveau signifikante Mittelwertdifferenzen (Varianzanalyse, Scheffé-Test).

Entlang eines mehr oder weniger scharf ausgeprägten Gradienten nahmen die Gehalte an mikrobiellem Kohlenstoff auf allen untersuchten Forststandorten vom oberen Auflagehumushorizont zum tiefer gelegenen Mineralboden stark ab. Dies Muster gilt für alle untersuchten Standorte, bis auf den Standort im Göttinger Wald, bei dem ein ausgeprägter Auflagehumus fehlt.

Über alle Standorte betrachtet, wurden im Auflagehumus Mittelwerte von ca. 13 000 in der L-Lage über 4960 in der Of-Lage bis 3230 mg C_{mik} kg⁻¹ in der Oh-Lage gemessen. Im Mineralboden zeigte sich ein ausgeprägter Tiefengradient von 468 in 0–5 cm über 227 in 5–10 cm bis zu 144 mg C_{mik} kg⁻¹ in 10–15 cm Tiefe.

Schätzrahmen

Von MACHULLA, BLUME & JAHN (2001) wurde anhand eigener Messwerte und Literaturangaben ein Rahmen für die Schätzung des Vorrates des Kohlenstoffs in der mikrobiellen Biomasse bis 30 cm Mineralbodentiefe mit einer sechsstufigen Klassenbildung erarbeitet (Tab. 6.3). Die Klasseneinteilung ist im Wesentlichen deckungsgleich mit der bereits von JÖRGENSEN (1997) vorgenommenen Einstufung, wobei von MACHULLA, BLUME & JAHN (2001) zusätzlich im unteren Bereich der Einstufung eine weitere Klasse gebildet wurde.

Tab. 6.3: C_{mik}-Klassen für Böden verschiedener Ökosystemtypen (MACHULLA, BLUME & JAHN 2001).

| Klasse | Bezeichnung | C _{mik} [kg ha ⁻¹] |
|--------|-------------|---|
| 1 | sehr gering | < 200 |
| 2 | gering | 200–400 |
| 3 | mäßig | 400–800 |
| 4 | mittel | 800–1600 |
| 5 | hoch | 1600–3200 |
| 6 | sehr hoch | > 3200 |

Eine Klassifizierung der in den forstlichen Bodendauerbeobachtungsflächen im Mineralboden bis 15 cm Tiefe ermittelten Vorräte an C_{mik} ergibt die in Tabelle 6.4 zusammengefassten Ergebnisse.

Danach liegen knapp zwei Drittel der forstlich genutzten Standorte (61 %) in einem geringen bis sehr geringen Bereich des Vorrates an C_{mik}, ein Drittel der Standorte (34 %) weisen einen mäßigen bis mittleren Vorrat auf, und auf 6 % wird ein hoher Vorrat erreicht. Hierin spiegelt sich zum einen wider, dass ein Großteil der Flächen auf Sandstandorten mit naturgemäß niedriger mikrobieller Besiedlung liegt. Zum anderen neigen Forststandorte aufgrund meist ungünstiger Standortbedingungen und nicht erfolgter Düngung eher zu niedrigeren mikrobiellen Biomassen als landwirtschaftlich genutzte Standorte.

Tab. 6.4: Häufigkeiten des Vorrates an C_{mik} im mineralischen Oberboden der Forststandorte aus der Bodendauerbeobachtung anhand des Bewertungsrahmens von MACHULLA, BLUME & JAHN (2001).

| Klasse | Beurteilung | Anteil [%] |
|--------|-------------|------------|
| 1 | sehr gering | 22 |
| 2 | gering | 39 |
| 3 | mäßig | 28 |
| 4 | mittel | 6 |
| 5 | hoch | 6 |
| 6 | sehr hoch | – |

Bei der Interpretation ist zu berücksichtigen, dass sich die Klasseneinteilung von MACHULLA, BLUME & JAHN (2001) auf eine Bodentiefe bis 30 cm bezieht, auf den Waldstandorten aber eine Beprobung bis 15 cm vorgenommen wurde; allerdings sind die unterhalb dieser Tiefe liegenden C_{mik} -Vorräte nur noch gering, so dass ihre Berücksichtigung nur eine geringe Verschiebung zu höheren Vorräten erwarten lässt.

6.2.4 Zeitliche Entwicklung bodenbiologischer Kenngrößen im Solling

Für einen zehnjährigen Untersuchungszeitraum wurden im Solling jährlich die bodenbiologischen Kenngrößen des mikrobiellen Kohlenstoffs und der Basalatmung ermittelt, und zwar unter Buche und Fichte (F006SLB1, F007SLF1). Ziel war es, die zeitliche Dynamik abzubilden und mögliche Veränderungen zu erfassen.

Zeitliche Entwicklung der Vorräte

Im Mittel lagen über den Betrachtungszeitraum von zehn Jahren die Vorräte an mikrobiellem Kohlenstoff in der Summe der Auflagehumus-horizonte und der Mineralboden-Tiefenstufen bis 15 cm sowohl auf der Fichten- als auch auf der Buchenfläche bei etwa $0,6 \text{ t } C_{\text{mik}} \text{ ha}^{-1}$; die entsprechenden Basalatumungen betragen auf der Fichtenfläche etwa 10 und auf der Buchenfläche etwa $11 \text{ t CO}_2\text{-C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Sowohl auf der Fichtenfläche als auch auf der Buchenfläche war im Zeitverlauf etwa eine Verdopplung sowohl der Vorräte an mikrobiel-

lem Kohlenstoff als auch der Basalatmung zu beobachten.

Quantitativ betrachtet leistete hierzu die Erhöhung in der Of- und Oh-Lage des Auflagehumus sowie in der Tiefenstufe 0–5 cm des Mineralbodens den stärksten Beitrag, und zwar auf beiden Flächen, unter Fichte und Buche.

Zeitliche Entwicklung der Gehalte

Wegen der hohen Variabilität der Auflagehumusvorräte auf den Probeflächen und den damit stark variierenden Kohlenstoffvorräten wurden zur Beschreibung der Veränderungen in der biologischen Aktivität im Zeitverlauf die Befunde der Gehaltsbestimmungen an C_{mik} und der Basalatmung herangezogen.

Beispielhaft für die Entwicklung im Solling zeigt die Abbildung 6.3 den zeitlichen Verlauf der Gehalte an mikrobiellem Kohlenstoff am Standort Solling Fichte.

Am Standort Solling Fichte (F007SLF1) nahm der Gehalt an mikrobieller Biomasse im Auflagehorizont L und in allen drei Schichten des Mineralbodens signifikant zu ($p < 0,05$). Zudem erhöhte sich die Basalatmung signifikant in den Auflagehorizonten Of und Oh sowie in den beiden oberen Mineralbodenhorizonten (0–5 und 5–10 cm).

Als Ursachen für die Zunahme mikrobieller Kenngrößen kommen u. a. Veränderungen der Temperaturen im Zeitverlauf sowie bestandesdynamische Ursachen in Frage. Aus der Literatur (KIRSCHBAUM 1995) ist bekannt, dass die Temperatur eine der wesentlichen Steuergrößen der mikrobiellen Kenngrößen ist. Für den Solling liegen hierzu Informationen für die letzten 35 Jahre vor. Danach hat sich in den letzten 35 Jahren die Wintermitteltemperatur durchschnittlich von $1,8 \text{ °C}$ auf 3 °C und die Sommermitteltemperatur von $11,4 \text{ °C}$ auf $13,3 \text{ °C}$ erhöht (FLECK 2011).

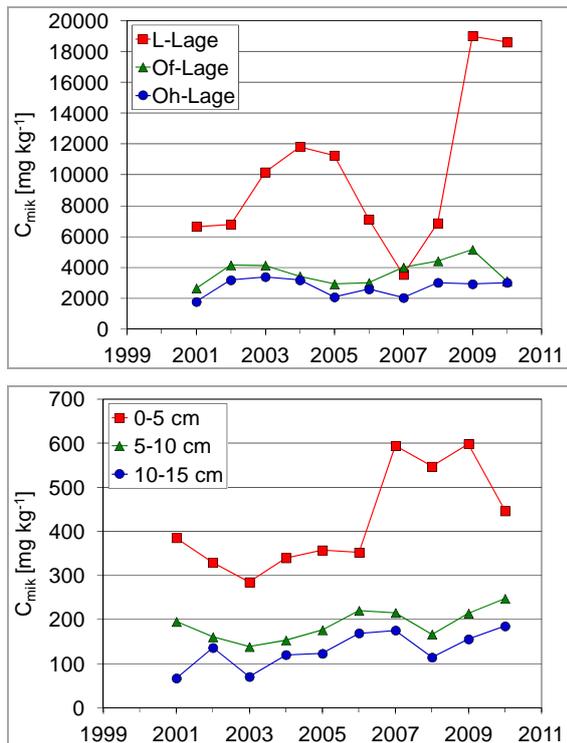


Abb. 6.3: Zeitlicher Verlauf der Gehalte an mikrobieller Biomasse auf dem Standort Solling Fichte (F007SLF1) für die Lagen des Auflagehumus (oben) und für die oberen Schichten des Mineralbodens (unten).

Sowohl im Fichten- als auch im Buchenbestand wurden im Untersuchungszeitraum aufgrund von Kalamitäten (Borkenkäferbefall, pilzliche Erkrankungen, Sturmwurf) Bäume von den Versuchsflächen entnommen. Es ist anzunehmen, dass sich dadurch das Bestandesklima verändert hat. Zusätzlich wurde im Untersuchungszeitraum eine deutliche Verminderung der atmosphärischen Schadstoffdeposition, insbesondere der Säurebelastung und der Schwefeleinträge, gemessen. Die Kombination dieser Faktoren könnte die Veränderungen in der biologischen Aktivität auf diesen Standorten verursacht haben.

6.3 Untersuchungen auf landwirtschaftlichen Flächen

6.3.1 Zielsetzung, Fragestellung

HÖPER & KLEEFISCH (2001) haben eine ausführliche Analyse des Ist-Zustandes der niedersächsischen Bodendauerbeobachtungsflächen hinsichtlich der bodenbiologischen Parameter vorgenommen. Es wurden die Gehalte für alle Bodendauerbeobachtungsflächen dargestellt. Darüber hinaus wurden standorttypische Werte in Abhängigkeit von Nutzung, Bodenart, Humusgehalt und pH-Wert angegeben. Außerdem wurde ein Referenzsystem entwickelt, das es erlaubt, auf weiteren Standorten ermittelte Werte zu bewerten, um ggf. Abweichungen von den Sollwerten als Hinweis auf mögliche Bodenbelastungen zu identifizieren. OBERHOLZER & HÖPER (2006) haben gezeigt, wie dieses eingesetzt werden kann, z. B. zur Bewertung von TNT-belasteten Böden.

Im vorliegenden Beitrag soll daher zum einen auf die Vorräte eingegangen werden, um einen Vergleich mit den forstlichen Flächen zu erlauben. Zum anderen wird vor allem die zeitliche Entwicklung der bodenbiologischen Parameter dargestellt.

6.3.2 Material und Methoden

Probenahme und Probenvorbehandlung

Die Beprobung erfolgte unter Ackerland jährlich und unter Grünland jährlich bis 2003 und ab 2004 alle drei Jahre, im Zeitraum zwischen dem 15. Februar und dem 15. April. Auf jährlich gepflügten Ackerstandorten wird die Schicht 0–20 cm, auf Ackerstandorten, die nicht jährlich gepflügt werden, auf mehrjährigen Brachen und unter Grünland werden die Schichten 0–10 und 10–20 cm beprobt. Von jeder Bodendauerbeobachtungsfläche werden vier Kernflächen von jeweils 256 m² getrennt beprobt. Es wird pro Kernfläche und Schicht eine Mischprobe aus 16 (Acker, gepflügt) oder 24 Einstichen (Grünland und sonstige) mit einem N_{min}-Bohrer (Nutdurchmesser 30 mm) gebildet. Die Proben werden bei 4 °C gelagert. Seit 2007 werden die Proben so bald wie möglich eingefroren (-18 °C). Die Bodenproben werden zunächst feucht grob (8 mm) unter Entfernung deutlich erkennbarer Pflanzenteile

gesiebt und ggf. für weitere Analysen aufgeteilt. Eine Unterprobe wird auf ca. 50 % der maximalen Wasserhaltkapazität (Zielfeuchte) bei 25–30 °C angetrocknet. Eine genaue Zielfeuchte für diesen Prozess wurde in den Jahren 1996–1998 festgelegt, wobei auch die Siebfähigkeit der Böden eine Rolle spielte. Die Proben werden anschließend auf 2 mm gesiebt und kühl gelagert.

Probenvorbereitung und Analytik

Vor der Analytik wird die Zielfeuchte (s. o.) eingestellt, und die Bodenproben werden sieben Tage bei 20–22 °C in PE-Dosen vorinkubiert.

Die Analytik erfolgte mit einer SIR-Anlage (SIR = substratinduzierte Respiration) nach HEINEMEYER et al. (1989) bis 2007 im Labor des LBEG und ab 2008 im Labor der Martin-Luther Universität Halle, Institut für Agrar- und Ernährungswissenschaften durch Frau Dr. Tischer. Es werden jeweils drei Wiederholungen pro Probe gemessen.

Der in der mikrobiellen Biomasse enthaltene Kohlenstoff (C_{mik}) wird nach ISO 14240-1 (ISO 1997), unter Verwendung des Konversionsfaktors $30 \text{ mg } C_{\text{mik}} \text{ h ml}^{-1} \text{ CO}_2$ (KAISER et al. 1992), bestimmt.

Die Basalatmung wird nach ISO 16072 bei 22 °C bestimmt (ISO 2001). Es wird der Mittelwert der CO_2 -Freisetzungsraten im Zeitraum zwischen der 10. und 20. Stunde nach Beginn der Messung ermittelt. Für kalkhaltige und organische Böden wird der Mittelwert für den Zeitraum zwischen der 30. und 40. Stunde nach Beginn der Messung gebildet.

Auswertung

Für die Vorratsbetrachtungen wurden die mikrobielle Biomasse unter Berücksichtigung der Lagerungsdichte, der Horizontmächtigkeit und des Skelettgehaltes in Vorräte für die Krume (Ackerland) bzw. für die Schicht 0–20 cm (Grünland) umgerechnet. Die Basalatmung wurde, um die Vergleichbarkeit mit den Forststandorten herzustellen, zu Jahreswerten hochgerechnet und auf die mittlere Jahrestemperatur am Standort (1961–1990) mit folgender Formel umgerechnet (DAISY-Modell nach HANSEN et al. 1993):

$$BA_{TJ} = BA_{22} * TJ / 22,5 \quad (1)$$

TJ = mittlere Jahrestemperatur am Standort (1961–1990, Rasterdaten des LBEG),

BATJ = Basalatmung bei mittlerer Jahrestemperatur,

BA22 = Basalatmung, bei 22 °C gemessen.

Der metabolische Quotient wurde als Jahreswert der Basalatmung pro Vorrat an mikrobieller Biomasse ermittelt. Die Kohlenstoffverfügbarkeit ergibt sich als Quotient aus den Vorräten an mikrobiell gebundenem und organischem Kohlenstoff.

Für die Trendberechnungen wurde der Mittelwert aus den Einzelwerten der vier Kernflächen ermittelt. Der Trend ergibt sich aus der Regression der jährlichen Mittelwerte über die Zeit. Die Steigung der Regressionsgeraden wurde einem Signifikanztest unterzogen. Für die Auswertung landesweiter Trends wurden für die mikrobielle Biomasse und die Basalatmung jährliche Relativwerte gebildet. Hierzu wurde für jede Bodendauerbeobachtungsfläche (BDF) der jährliche Mittelwert in Prozent zum Mittelwert der Jahre 1998–2002 (Referenzjahre) berechnet. Die jährlichen Relativwerte der einzelnen BDF wurden über alle BDF gemittelt, und es wurde ebenfalls die Standardabweichung der Relativwerte berechnet.

6.3.3 Bodenbiologische Kennwerte – Vorräte

Die bodenbiologischen Kennwerte von landwirtschaftlich genutzten Flächen werden innerhalb der Landnutzungsgruppe stark von der Bodenart bestimmt (HÖPER & KLEEFISCH 2001). Deshalb wird im Folgenden eine Klassifizierung nach der Bodenartenhauptgruppe vorgenommen. Der Vorrat an mikrobiell gebundenem Kohlenstoff in der Krume von Ackerböden liegt zwischen 0,46 und 1,77 t $C_{\text{mik}} \text{ ha}^{-1}$ und nimmt mit steigendem Tongehalt zu.

Die Vorräte liegen unter Grünland, außer in Tonböden, etwa in gleicher Größenordnung wie unter Acker. In den Tonböden sind die Werte im Grünland niedriger, was möglicherweise auf die deutlich erschwerte Inkorporation von organischer Substanz in den schweren Boden zurückzuführen ist. Der metabolische Quotient nimmt mit steigendem Tongehalt ab. In Moorböden ist der Wert wieder vermindert,

da die organische Substanz im Torf nicht in ähnlicher Weise genutzt werden kann, wie die organische Substanz der Mineralböden.

Tab. 6.5: Vorräte mikrobieller Kenngrößen in der Krume von Ackerböden nach Hauptbodenart, 2000–2009 (C_{mik} : Kohlenstoff in der mikrobiellen Biomasse, BA: Basalatmung, MQ: Metabolischer Quotient, CV: Kohlenstoff-Verfügbarkeit, Mittelwerte (Mw) und Standardabweichungen (Std)).

| Hauptbodenart | C_{mik} | | BA | | MQ | | CV | |
|------------------------|--|------|--|------|--|------|------|------|
| | [t C_{mik} ha ⁻¹] | | [t CO ₂ -C ha ⁻¹ a ⁻¹] | | [t CO ₂ -C t ⁻¹ C_{mik} a ⁻¹] | | [%] | |
| | Mw | Std | Mw | Std | Mw | Std | Mw | Std |
| Sand (n = 20) | 0,46 | 0,13 | 2,95 | 0,86 | 6,87 | 1,81 | 0,74 | 0,34 |
| Lehm (n = 5) | 0,80 | 0,13 | 2,98 | 0,53 | 3,79 | 0,48 | 1,58 | 0,50 |
| Schluff (n = 16) | 1,03 | 0,50 | 3,75 | 1,11 | 4,09 | 1,22 | 2,10 | 0,51 |
| Ton (n = 4) | 1,77 | 0,64 | 4,69 | 1,16 | 2,95 | 0,43 | 2,25 | 0,78 |
| Niedermoortorf (n = 1) | 0,69 | | 5,53 | | 8,24 | | 0,27 | |

Tab. 6.6: Vorräte mikrobieller Kenngrößen im Oberboden (0–20 cm) von Grünlandböden, 2000–2009. (Abkürzungen s. o.).

| Hauptbodenart | C_{mik} | | BA | | MQ | | CV | |
|------------------------|--|------|--|------|--|------|------|------|
| | [t C_{mik} ha ⁻¹] | | [t CO ₂ -C ha ⁻¹ a ⁻¹] | | [t CO ₂ -C t ⁻¹ C_{mik} a ⁻¹] | | [%] | |
| | Mw | Std | Mw | Std | Mw | Std | Mw | Std |
| Sand (n = 3) | 0,47 | 0,11 | 2,95 | 0,73 | 6,44 | 1,30 | 0,54 | 0,16 |
| Schluff (n = 1) | 1,24 | | 3,83 | | 3,12 | | 1,54 | |
| Ton (n = 9) | 1,21 | 0,51 | 3,73 | 1,13 | 3,45 | 1,09 | 1,57 | 0,55 |
| Niedermoortorf (n = 4) | 0,83 | 0,26 | 6,18 | 2,82 | 7,28 | 1,06 | 0,35 | 0,06 |

Moorböden weisen besonders hohe metabolische Quotienten auf, was vor allem auf die hohe Menge an organischer Substanz als Substrat für die mikrobielle Aktivität zurückzuführen ist.

Bewertet man die Bodenvorräte an mikrobiell gebundenem Kohlenstoff anhand des Bewertungsrahmens von MACHULLA, BLUME & JAHN (2001), ergibt sich folgendes Bild:

Weder unter Ackernutzung noch unter Grünlandnutzung gibt es Standorte in den Klassen 1 „sehr gering“ oder 6 „sehr hoch“. Die meisten Standorte sind den Klassen 3 „mäßig“ und 4 „mittel“ zuzuordnen, wobei die Grünlandstandorte tendenziell eher in die Klasse „mittel“ fallen. Dies hängt aber vor allem mit dem hohen Anteil an Tonböden im Grünland zusammen (9 von 17 Standorten).

Tab. 6.7: Häufigkeiten (in %) des Vorrates an C_{mik} im mineralischen Oberboden der landwirtschaftlich genutzten Standorte aus der Bodendauerbeobachtung anhand des Bewertungsrahmens von MACHULLA, BLUME & JAHN (2001, Tab. 6.4).

| Klasse | Beurteilung | Acker (n = 46) | Grünland (n = 17) |
|--------|-------------|----------------|-------------------|
| 1 | sehr gering | – | – |
| 2 | gering | 17 | 12 |
| 3 | mäßig | 41 | 24 |
| 4 | mittel | 30 | 47 |
| 5 | hoch | 11 | 18 |
| 6 | sehr hoch | – | – |

6.3.4 Landesweite Trends

In Grünlandböden variieren die mittleren jährlichen Relativwerte der mikrobiellen Biomasse in den Jahren 1998–2009 zwischen 90 und 112 %, wobei 2008 die höchsten und 2005 die niedrigsten Werte beobachtet werden (Abb. 6.4). Die Standardabweichung liegt etwa bei 15–20 % des Mittelwertes. Die Relativwerte weisen keinen Trend auf. Dies ist ein Hinweis darauf, dass es keine landesweiten Einflüsse auf die mikrobielle Biomasse im Grünland gab. Es zeigt aber auch, dass das Analyseverfahren über die Jahre eine hohe methodische Konstanz aufwies.

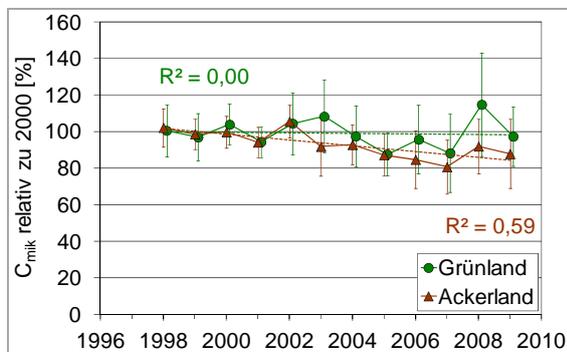


Abb. 6.4: Mittlere jährliche Relativwerte und Standardabweichung für die mikrobielle Biomasse, bezogen auf den Referenzzeitraum 1998–2002, differenziert nach Ackerland oder Grünland und linearer Trend.

In Ackerböden (jährlich gepflügt) variieren die mittleren jährlichen Relativwerte der mikrobiellen Biomasse zwischen 103 und 81 %. Nach 2002 wurden nur noch mittlere Relativwerte unter 100 % beobachtet. Es ergibt sich ein signifikanter Trend zu abnehmenden Werten der mikrobiellen Biomasse mit einer relativen Abnahme von 10–15 % in zehn Jahren.

Bei der Basalatmung liegen die mittleren jährlichen Relativwerte für Grünlandböden zwischen 90 und 140 % (Abb. 6.5). Das Jahr 2008 fällt mit dem hohen Wert besonders auf, der mit dem ersten Jahr des Laborwechsels zusammenfällt. Eine signifikante Veränderung der Basalatmung über den Zeitraum ist nicht auszumachen.

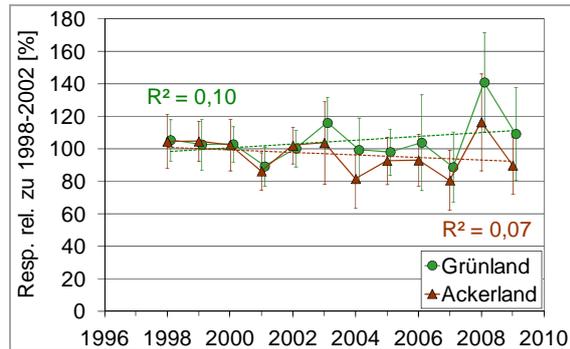


Abb. 6.5: Mittlere jährliche Relativwerte und Standardabweichung für die Basalatmung, bezogen auf den Referenzzeitraum 1998–2002, differenziert nach Ackerland oder Grünland und linearer Trend.

Ackerböden weisen bei der Basalatmung im betrachteten Zeitraum mittlere jährliche Relativwerte zwischen 81 und 115 % auf. Ein signifikanter Trend ist hier nicht auszumachen. Die Mittelwerte für Grünland und Acker haben sich allerdings um etwa 15 % auseinander entwickelt, mit niedrigeren Werten im Ackerland.

63 % der BDF unter Ackernutzung weisen im Zeitraum 1998–2009 konstante Werte für die mikrobielle Biomasse auf, auf 37 % der Flächen nehmen die Werte ab (Tab. 6.8). Beim Grünland ist der Anteil der Flächen mit konstanten Werten höher und liegt zwischen 83 (10–20 cm Tiefe) und 89 % (0–10 cm Tiefe).

Bei der Basalatmung liegt der Anteil der Flächen mit konstanten Werten insgesamt höher als bei der mikrobiellen Biomasse mit ca. 78 bis 89 %. Flächen mit nicht konstanten Werten tendieren beim Acker eher zu einer Abnahme (15 %) und beim Grünland eher zu einer Zunahme, vor allem in der Schicht 0–10 cm (22 %).

Tab. 6.8: Relative Häufigkeit (%) von Bodendauerbeobachtungsflächen mit abnehmender, konstanter oder zunehmender mikrobieller Biomasse oder Basalatmung im Zeitraum 1998–2009, nach Nutzung und Schicht.

| Nutzung | Schicht [cm] | Abnahme [%] | Konstanz [%] | Zunahme [%] |
|-----------------------------|--------------|-------------|--------------|-------------|
| mikrobielle Biomasse | | | | |
| Acker | 0–20 | 37 | 63 | 0 |
| Grünland | 0–10 | 6 | 89 | 6 |
| | 10–20 | 17 | 83 | 0 |
| Basalatmung | | | | |
| Acker | 0–20 | 15 | 83 | 2 |
| Grünland | 0–10 | 0 | 78 | 22 |
| | 10–20 | 6 | 89 | 6 |

Die Ursachen für die abnehmenden Gehalte an mikrobieller Biomasse in den Ackerböden sind schwer auszumachen. Es ergibt sich kein signifikanter Zusammenhang zum pH-Wert, Tongehalt und Gehalt an organischer Substanz der Böden. Tendenziell betroffen von abnehmenden Gehalten sind saure Sandböden und (strukturlabile) Lössböden. Auf L031VINN hat auch die Landnutzungsänderung und Umwandlung von Grünland in Acker im Jahre 1981 nicht nur zu abnehmenden Humusgehalten, sondern auch zu einer abnehmenden mikrobiellen Biomasse geführt.

Die Gehalte an organischem Kohlenstoff nehmen in deutlich weniger Böden signifikant ab (Kap. 4.3.1) als die Gehalte an mikrobiellem Kohlenstoff, die Humusbilanzen der meisten Standorte sind eher deutlich positiv (Kap. 8.2). Dennoch könnte die abnehmende mikrobielle Biomasse ein Frühindikator für eine negative Beeinflussung des Gehaltes an organischer Substanz im Boden sein. Theoretisch wirken sich Veränderungen im Humushaushalt des Bodens besonders stark auf die leicht umsetzbare und damit mikrobiell gut verfügbare Humusfraktion aus. Die mikrobielle Biomasse könnte abnehmen, bevor der Humusgehalt des Bodens sich verändert. Auf Dauer müsste aber auch der Humusgehalt eine Reaktion zeigen. Es bleibt abzuwarten, ob sich diese Hypothese bewahrheitet.

6.3.5 Trends auf einzelnen BDF

Konversion Acker – Grünland und Brache – Acker

Auf einigen BDF hat eine Nutzungsänderung stattgefunden, die sich in typischer Art und Weise auf die Gehalte an mikrobiell gebundenem Kohlenstoff ausgewirkt hat.

L042FUHR, Gley aus fluviatilen Sanden, wurde 2006 nach langjähriger Brache erstmals wieder ackerbaulich bearbeitet, danach weitere zwei Jahre nicht bewirtschaftet und 2009 erneut unter Pflug genommen. Unter Brache hat die mikrobielle Biomasse in der Schicht 0,1–0,2 m bis 2005 deutlich abgenommen, tendenziell ebenso im Oberboden (Abb. 6.6). Mit dem Pflügen glichen sich die Werte beider Horizonte 2006 an, um dann in den beiden folgenden Brachejahren 2007 und 2008 wieder auseinanderzulaufen.

L035KIRC, Pseudogley-Eschboden aus periglaziären Sanden, wurde bis 1998 ackerbaulich bewirtschaftet und ist seitdem Extensivgrünland mit Schafbeweidung. Seit 1998 ist die mikrobielle Biomasse in der Schicht 0,1–0,2 m deutlich abgesunken und hat etwa einen Wert von 50 % des Ausgangsniveaus erreicht (Abb. 6.6). In der Schicht 0–0,1 m sind die Gehalte dagegen signifikant auf etwa das Doppelte des Ausgangswertes angestiegen.

Es zeigt sich, dass es unter Brache zu einer deutlichen Differenzierung der mikrobiellen Besiedlung im Profil kommt. Diese passt sich im Tiefenprofil dem Kohlenstoffeintrag durch die Pflanze an, da ja wegen der unterlassenen Bodenbearbeitung auf diesem Wege kein Kohlenstoff in den Unterboden gelangt. Deshalb nimmt im Unterboden auch, in Reaktion auf den reduzierten Kohlenstoffeintrag, die mikrobielle Biomasse ab. Die Brache, und damit die Unterlassung pflanzenbaulicher Maßnahmen wie Bodenbearbeitung, Düngung und häufig auch Pflanzenschutz, führt offensichtlich nicht zu einer „Verbesserung“ der Lebensbedingungen der Mikroorganismen, sondern zu einem typischen, an die Intensität des Substrateintrags angepassten Tiefengradienten.

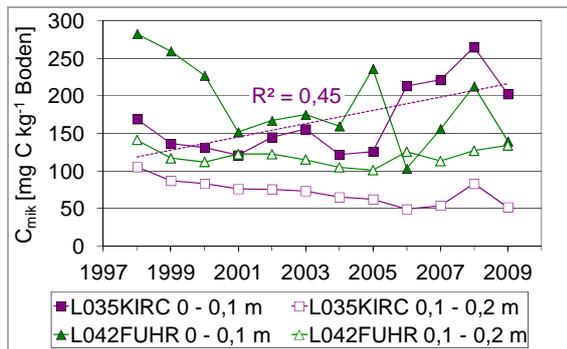


Abb. 6.6: Gehalte an mikrobieller Biomasse im Oberboden (0–0,1 und 0,1–0,2 m) der Flächen L042-FUHR (Konversion Brache – Acker 2006 bzw. 2009) und L035KIRC (Konversion Acker – Grünland 1999).

Minimalbodenbearbeitung

Auf dem Standort L037SCHL, Gley-Auenboden aus Auenlehm, wird seit Jahren Minimalbodenbearbeitung praktiziert, i. d. R. der Einsatz von Scheibenegge und Drillkombination. Gepflügt wurde jeweils im Herbst 2000 und 2004, im Herbst 2008 wurde 15 cm tief gebubbert. Die beiden Schichten 0–0,1 und 0,1–0,2 m unterscheiden sich in der Regel deutlich in der mikrobiellen Biomasse (Abb. 6.7). Mit der tiefen Bodenbearbeitung gleichen sich die Gehalte an, um in Jahren ohne wendende Bodenbearbeitung wieder auseinanderzulaufen. Die Variation der mikrobiellen Biomasse in der oberen Schicht wird stark durch die Art der Bodenbearbeitung geprägt und wenig durch die wechselnden Kulturen beeinflusst.

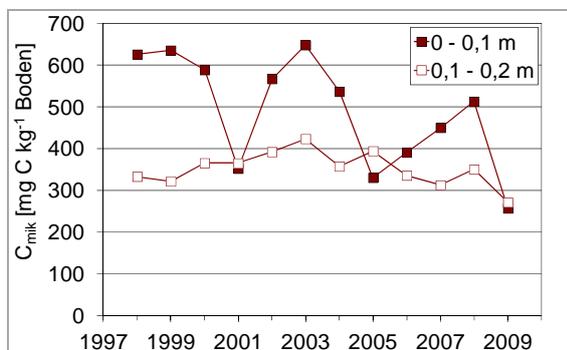


Abb. 6.7: Gehalte an mikrobieller Biomasse im Oberboden (0–0,1 und 0,1–0,2 m) der Fläche L037SCHL (Minimalbodenbearbeitung).

6.4 Zusammenfassung und Vergleich der Befunde in land- und forstwirtschaftlich genutzten Böden

Die mikrobielle Biomasse in Böden befindet sich vor allem im Auflagehumus und im gut durchwurzelten und mit organischer Substanz angereicherten mineralischen Oberboden von wenigen Dezimetern Mächtigkeit.

In Forstböden werden die bodenbiologischen Kenngrößen neben Bodeneigenschaften vor allem durch die Baumart, das Baumalter, die Nutzungsgeschichte der Bestände und das meteorologische und chemische Klima bestimmt.

In landwirtschaftlich genutzten Böden spielen die Bodenart sowie die Hauptnutzung der Standorte (Acker, Grünland oder Brache) und die Art der Bodenbearbeitung eine bedeutende Rolle für die Vorräte und deren Verteilung im Profil.

In der absoluten Höhe liegen die Vorräte an mikrobiell gebundenem Kohlenstoff in forst- oder landwirtschaftlich genutzten Oberböden in einer ähnlichen Größenordnung: Leichte und saure Sandböden liegen im Bereich 300 bis 500, etwas schwerere schluffige, lehmige und anlehmige Böden bei 600 bis z. T. über 1000 und Tonböden bei 1000–2000 kg C_{mik} ha^{-1} . Der höchste Wert wurde auf der BDF-F Göttinger Wald mit gut 2600 kg C_{mik} ha^{-1} festgestellt.

Unter den BDF-F befinden sich Standorte mit sehr geringen Vorräten an mikrobieller Biomasse (22 % < 200 kg C_{mik} ha^{-1}). Dies hängt mit den z. T. ungünstigen Standortbedingungen der Forstflächen zusammen. Forstflächen sind u. a. dort eingerichtet worden, wo die Standortbedingungen eine landwirtschaftliche Nutzung nicht zuließen.

Die aufs Jahr kumulierte Basalatmung im Oberboden liegt in den Forstböden deutlich höher als in den landwirtschaftlich genutzten Böden. Dies ist zumindest teilweise auf methodische Unterschiede bei der Ermittlung der Basalatmung zurückzuführen. Andererseits herrschen naturgemäß in den rein organischen Auflagehorizonten der Forstböden deutlich unterschiedlichere Abbaubedingungen als im Mineralboden der landwirtschaftlich genutzten Flächen. Im Mineralboden tragen Tonminerale bzw. Fe- und Mn-Oxide oder Hydroxide zur Stabilisierung der organischen Substanz bei. Auch führt das Einpflügen von organischer

Substanz auf Ackerstandorten zu einer gewissen Abbauhemmung, wenn das Material im unteren Bereich der Ackerkrume zum Liegen kommt.

Für die BDF-F im Solling unter Fichte und Buche wurden für einen Zehnjahreszeitraum Veränderungen im Kohlenstoffumsatz des Oberbodens nachgewiesen, die sich in der Erhöhung des mikrobiellen Kohlenstoffs und der Erhöhung der Basalatumung ausdrücken. Dies kann als Folge der Veränderungen des meteorologischen und chemischen Klimas interpretiert werden.

Auf 37 % der ackerbaulich genutzten BDF wurde eine signifikante Abnahme der Gehalte an mikrobieller Biomasse zwischen 1998 und 2009 festgestellt. Betroffen sind vor allem saure Sandböden und „strukturelabile“ Lössböden. Allerdings lassen sich derzeit keine quantitativen Erklärungen, z. B. anhand von Korrelations- und Regressionsberechnung, ableiten. Auch wenn auf den meisten Flächen die Humusgehalte in diesem Zeitraum konstant geblieben sind, deutet sich hier an, dass die Humusgehalte schleichend, d. h. bisher noch knapp unter der Signifikanzschwelle, abnehmen könnten. Längere Zeitreihen müssen zeigen, ob diese Hypothese bestätigt werden kann.

In den Grünlandböden sind die Gehalte an mikrobieller Biomasse im Mittel der Flächen konstant geblieben, so dass methodische Gründe für die Abnahme der Gehalte in den Ackerböden weitgehend ausgeschlossen werden können.

6.5 Quellen

- BBODSCHG (1998): Bundesbodenschutzgesetz vom 17. März 1998. – BGBl. I/1998: 502, in der Fassung vom 9. Dezember 2004, BGBl. I/2004: 14.
- BBODSCHV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung in der Fassung vom 12. Juli 1999. – BGBl. I/1999: 554.
- BORKEN, W., XU, Y., DAVIDSON, E. A. & BEESE, F. (2002): Site and temporal variation of soil respiration in European beech, Norway spruce, and Scots pine forests. – *Global Change Biology* **8**: 1205–1216.
- FLECK, S. (2011): Entwicklung der Temperaturen auf den BDF-F-Probeflächen im Solling. – Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt [Unveröff.].
- HANSEN, S., JENSEN, H. E. NIELSEN, N. E. & SVENDSEN, H. (1993) The Soil Plant System Model DAISY. – Copenhagen (Jordbrugsforlaget).
- HÖPER, H. & KLEEFISCH, B. (2001): Untersuchung bodenbiologischer Parameter im Rahmen der Boden-Dauerbeobachtung in Niedersachsen. Bodenbiologische Referenzwerte und Zeitreihen. – *Arb.-H. Boden* 2001/4: 94 S., 46 Abb., 28 Tab.; Hannover (NLFb).
- ISO 14240–1 (1997) Soil quality - Determination of soil microbial biomass - Part 1: Substrate-induced respiration method. – http://www.iso.org/iso/iso_catalogue/catalogue_tc/catalogue_detail.htm?csnumber=21530.
- ISO 16072 (2001). Soil quality - Laboratory methods for determination of microbial soil respiration. – http://www.iso.org/iso/iso_catalogue/catalogue_tc/catalogue_detail.htm?csnumber=32096.
- JÖRGENSEN, R. G. (1997): Die Beurteilung von Böden mit mikrobiologischen Parametern. – *VDLUFA-Schriftenreihe* **46**: 767–770.
- JOERGENSEN R. G, MEYER B. & MUELLER T. (1994): Time course of the soil microbial biomass under wheat: A one year field study. – *Soil Biol. Biochem.* **26**: 987–994.
- KAISER, E.-A., MUELLER, T., JOERGENSEN, R. G., INSAM, H. & HEINEMEYER, O. (1992) Evaluation of methods to estimate the soil microbial

- biomass and the relationship with soil texture and organic matter. – *Soil Biology and Biochemistry* **24**: 675–683.
- KIRSCHBAUM, M. U. F. (1995): The temperature dependence of soil organic matter decomposition and the effect of global warming on soil organic C storage. – *Soil Biology and Biochemistry* **27**: 753–760.
- KUZYAKOV, Y. (2006): Sources of CO₂ efflux from soil and review of partitioning methods. – *Soil Biology and Biochemistry* **38**: 425–448.
- MACHULLA, G., BLUME, H. P. & JAHN, R. (2001): Schätzung der mikrobiellen Biomasse von Böden aus antropogenen und natürlichen Substraten - ein Beitrag zur Standortbewertung. – *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* **164**: 547–554.
- OBERHOLZER, H.-R. & HÖPER, H. (2006). Soil Quality Assessment and Long-Term Field Observation with Emphasis on Biological Soil Characteristics. – In: BENCKISER, G. & SCHNELL, S. (Hrsg.) (2006): *Biodiversity in Agricultural Production Systems*: 397–421 (CRC Press).
- OLSSON, M. T., ERLANDSSON, M., LUNDIN, L., NILSSON, T., NILSSON, A. & STENDAHL, J. (2009): Organic carbon stocks in Swedish Podzol soils in relation to soil hydrology and other site characteristics. – *Silva Fennica* **43**: 209–222.
- VANCE, E. D., BROOKES, P. C. & JENKINSON, D. S. (1987): An extraction method for measuring soil microbial C. – *Soil Biology and Biochemistry* **19**: 703–708.
- WALSE, C., BERG, B. & SVERDRUP, H. (1998): Review and synthesis of experimental data on organic matter decomposition with respect to the effect of temperature, moisture, and acidity. – *Environmental Review* **6**: 25–40.
- WU, J. (1990): Measurement of soil microbial biomass-C by fumigation-extraction - an automated procedure. – *Soil Biology and Biochemistry* **22**: 1167–1169.
- ZIRLEWAGEN, D. & WILPERT, K. (2010): Upscaling of Environmental Information: Support of Land-Use Management Decisions by Spatio-Temporal Regionalization Approaches. – *Environmental Management* **46**: 878–893.