

Der Autor

Nach mehrjähriger kaufmännischer Berufstätigkeit studierte Peter Woloszczyk zwischen 2010 und 2015 Geowissenschaften an der Universität Hamburg. Im Rahmen der Bachelor- und Masterarbeiten am Institut für Bodenkunde befasste er sich mit anwendungsbezogenen Fragestellungen bodenschutzrechtlicher Bestimmungen. Zwischen 2016 und 2019 arbeitete er als wissenschaftlicher Mitarbeiter in Kooperation mit dem Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (LLUR) Schleswig-Holstein und weiteren Fachbehörden an bodenbiologischen und bodenchemischen Untersuchungen und Bewertungsverfahren der Boden-Dauerbeobachtung. In diesem Projekt wurde Peter Woloszczyk zum Doktor der Naturwissenschaften promoviert.

P. Woloszczyk

Peter Woloszczyk

Integrierte Verfahren zur ökologischen Bewertung schleswig-holsteinischer Boden-Dauerbeobachtungsflächen



Band 97

Band 97
2019

ISSN: 0724-6382

HBA

Verein zur Förderung der Bodenkunde Hamburg
c/o Institut für Bodenkunde - Universität Hamburg
<https://www.geo.uni-hamburg.de/de/bodenkunde.html>

Hamburger Bodenkundliche Arbeiten**Hamburger Bodenkundliche Arbeiten**

Integrierte Verfahren zur ökologischen Bewertung
schleswig-holsteinischer Boden-Dauerbeobachtungsflächen
unter besonderer Berücksichtigung mikrobiologischer Größen

Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades der Naturwissenschaften
an der Fakultät für Mathematik, Informatik und Naturwissenschaften
im Fachbereich Geowissenschaften der Universität Hamburg

vorgelegt von
Peter Woloszczyk
aus Lodz, Polen

Hamburg
2019

Als Dissertation angenommen am Fachbereich Geowissenschaften

Gutachterinnen: Prof. Dr. Eva-Maria Pfeiffer

Dr. Claudia Fiencke

Tag der Disputation: 28. Juni 2019

Vorsitzender des Fach-Promotionsausschusses

Geowissenschaften: Prof. Dr. Dirk Gajewski

Dekan der Fakultät MIN: Prof. Dr. Heinrich Graener

Erschienen als

Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, Band 97

Herausgeber: Verein zur Förderung der Bodenkunde Hamburg

Allende-Platz 2, 20146 Hamburg

<https://www.geo.uni-hamburg.de/bodenkunde/ueber-das-institut/hba.html>

Schriftleitung: Dr. Klaus Berger

DANKSAGUNG

Ich danke ganz herzlich **Prof. Dr. Eva-Maria Pfeiffer** (GD IfB) für ihre Unterstützung und Betreuung im Rahmen meines Studiums und der Doktorarbeit sowie für die Begutachtung der Dissertation. Ebenso herzlich danke ich **Dr. Claudia Fiencke** (IfB) für den fachlichen Austausch die Betreuung und die Begutachtung der Dissertation.

Prof. Dr. Jörn Peckmann (GPI) danke ich für den Vorsitz der Betreuungskommission und den fachlichen Austausch in den Panel-Meetings. Auch danke ich **Dr. Alexander Gröngröft** (IfB) für den fachlichen Austausch sowie **Prof. Dr. Udo Schickhoff** (GEO) für die Mitwirkung an der Prüfungskommission.

Den Kolleginnen und Kollegen des LLUR danke ich herzlich für die Möglichkeit zur Mitwirkung an der Boden-Dauerbeobachtung und für den stets sehr angenehmen Austausch sowie den freundlichen Empfang im Hause Flintbek. Insbesondere danke ich **Dr. Eckhard Cordsen**, **Dr. Dirk-Christian Elsner**, **Dr. Karen Klüver**, **Dr. Marek Filipinski**, und Herrn **Thomas Schröder**.

Auch **Dr. Anneke Beylich** und **Ulfert Graefe** (IFAB) danke ich sehr für den fachlichen Austausch und hilfreiche Anmerkungen innerhalb der Fachgespräche. Herrn **Frank Idler** und seinen Kollegen (LUNG) danke ich sehr für die angenehme Kooperation und Unterstützung bei den Probenahmen in der malerischen Landschaft Mecklenburg-Vorpommerns.

Den Kolleginnen und Kollegen am IfB danke ich herzlich für die gute Zusammenarbeit. Insbesondere **Birgit Grabellus** und **Elisa Toth** für die stets sehr gute und zuverlässige Laborarbeit, sowie **Tanja Döbler**, **Dr. Katja Oing**, **Wilfried Gläseker**, **Volker Kleinschmidt**, **Dr. Klaus Berger** und **Alexander Schütt**.

Herrn **Arthur Schröder** danke ich sehr für die Unterstützung während des Studiums und für den Naturstein-bezogenen, gutachterlichen Fachaustausch.

Dr. Cornelia Ruhland (IfB/ALS) danke ich sehr herzlich für ihre Unterstützung, Motivation und den angenehmen Austausch insbesondere in der anstrengenden Endphase.

Meinen Eltern, **Wanda** und **Dieter Suhrau**, danke ich sehr herzlich für ihre Unterstützung in der langjährigen Studienphase.

INHALT

Danksagung.....	3
Abbildungen	7
Tabellen	8
Abkürzungen.....	9
Zusammenfassung	11
Summary	12
1 Einleitung und Zielsetzung	13
2 Grundlagen.....	15
2.1 Boden-Dauerbeobachtungsprogramm Schleswig-Holsteins	15
2.2 Bodenökologische Indikatorfunktionen.....	19
2.3 Existierende Bewertungssysteme.....	27
3 Untersuchungsregion Schleswig-Holstein	29
3.1 Quartärgeologische und pedogenetische Entwicklung.....	29
3.2 Struktur der Landnutzung.....	32
3.3 BDF-Standorte.....	33
4 Material und Methoden	37
4.1 Untersuchungsmethodik im BDF-Programm	37
4.2 Datensatz der Boden-Dauerbeobachtung Schleswig-Holsteins.....	42
4.3 Datenauswertung und Statistik.....	45
5 Ergebnisse: Integrierte Bodenbewertung.....	49
5.1 Ergebnisse zu quantitativen Analysen der Datensätze.....	49
5.2 Ergebnisse zu qualitativen Analysen der Datensätze.....	96

6	Diskussion.....	123
6.1	Vorteile und Einschränkungen der quantitativen Bewertung	123
6.2	Beantwortung der Fragestellungen	125
7	Schlussfolgerungen und Ausblick.....	131
7.1	Schlussfolgerungen	131
7.2	Ausblick	132
	Literatur.....	133
	Anhang.....	143
	Untersuchungsmethodik im BDF-Programm.....	143

ABBILDUNGEN

Abbildung 3.1	Lage der BDF innerhalb der Hauptnaturräume Schleswig-Holsteins.	33
Abbildung 3.2	Nutzungs- und substratbezogene Charakterisierung der BDF-Standorte.	34
Abbildung 4.1	Schema einer BDF mit Probenentnahmepunkten für bodenbiologische Untersuchungen.	40
Abbildung 4.2	Abfrageschema zur quantitativen Einstufung von Messwerten.	47
Abbildung 5.1	Gehalte mikrobieller Biomassen (C_{mic} -CFE) im A-Horizont aller BDF-Standorte.	51
Abbildung 5.2	Mikrobielle Quotienten (Q_{mic} -CFE) im A-Horizont aller BDF-Standorte.	51
Abbildung 5.3	Häufigkeitsverteilungen der zeitlichen Variabilität des C_{mic} -CFE und des Q_{mic} -CFE.	54
Abbildung 5.4	Berechnete Perzentile für die Zeitreihen-Werte des C_{mic} -CFE und des Q_{mic} -CFE.	56
Abbildung 5.5	Gruppierung des C_{mic} -CFE und des Q_{mic} -CFE.	84
Abbildung 5.6	Gruppierung der C_{org} -Gehalte und der pH-Werte.	88
Abbildung 5.7	Gruppenspezifische Klasseneinteilung für C_{mic} und Q_{mic}	92
Abbildung 5.8	Gruppenspezifische Klasseneinteilung für Q_{met} , BR und ARG.	93
Abbildung 5.9	Standardabweichungen der Haupt-Korngrößenzusammensetzungen als Kennwerte der Lehmigkeit.	99
Abbildung 5.10	Kombination abiotischer Standortfaktoren.	100
Abbildung 5.11	Kombination bodenmikrobiologischer Parameter.	102
Abbildung 5.12	Kombination bodenzoologischer Parameter.	106
Abbildung 5.13	Kombination vegetationskundlicher Parameter.	108
Abbildung 5.14	Einteilung der Bewertungsklassen für die qualitativen Kennwerte.	111
Abbildung 5.15	Qualitative Gewichtung mittels relativer Kennwerte.	115

TABELLEN

Tabelle 2.1	Übersicht der Indikatorfunktionen für physikalisch-chemische Bodenparameter.....	20
Tabelle 3.1	Schleswig-Holsteins Hauptnaturräume nach Anteilen der Flächennutzung.	32
Tabelle 3.2	Übersicht der BDF-Standorte.....	36
Tabelle 5.1	Standortspezifische Referenzwerte zur quantitativen Einstufung mikrobiologischer Größen.	59
Tabelle 5.2	Standortspezifische, quantitative Einstufung mikrobiologischer Größen.	61
Tabelle 5.3	Standortspezifische Referenzwerte zur quantitativen Einstufung bodenchemischer Größen.	64
Tabelle 5.4	Standortspezifische Referenzwerte zur quantitativen Einstufung bodenzoologischer und vegetationskundlicher Größen.	66
Tabelle 5.5	Übersicht der Zersetzergesellschaftstypen nach Graefe (1993).	75
Tabelle 5.6	Übersicht der Lebensgemeinschaftstypen nach Beylich et al. (2005).	77
Tabelle 5.7	Gruppierungsmöglichkeiten der BDF-Standorte nach unterschiedlichen Kriterien.	80
Tabelle 5.8	Statistik der Varianzanalysen von BDF-Gruppen für mikrobiologische Größen.....	82
Tabelle 5.9	Kennwerte der Gruppenkriterien für bodenmikrobiologische Größen.....	83
Tabelle 5.10	Statistik der Varianzanalysen von BDF-Gruppen für abiotische Größen.....	86
Tabelle 5.11	Kennwerte der Gruppenkriterien für bodenchemische Größen.	87
Tabelle 5.12	Gruppenspezifische, quantitative Einstufung abiotischer Größen.	94
Tabelle 5.13	Gruppenspezifische, quantitative Einstufung bodenzoologischer und vegetationskundlicher Größen.....	95
Tabelle 5.14	Gruppenspezifische Mittelwerte für ausgewählte Parameter der qualitativen Bewertung.....	110
Tabelle 5.15	Klassengrenzen und Einstufungen für die berechneten relativen Kennwerte.	112
Tabelle 5.16	Miteinander verrechnete Kennwerte für die qualitative Bewertung.....	118

ABKÜRZUNGEN

BBodSchG	Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz)
BDF	Boden-Dauerbeobachtungsfläche
C _{mic}	Mikrobieller Biomasse-Kohlenstoff
CFE	Chloroform-Fumigationsextraktion
CV	Variationskoeffizient
<i>et al.</i>	<i>et alii</i>
<i>etc.</i>	<i>et cetera</i>
GVE	Großvieheinheit
HPLC	High-Performance-Liquid-Chromatography
IFAB	Institut für Angewandte Bodenbiologie GmbH (Hamburg)
IfB	Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg
IMAB	Interministerielle Arbeitsgruppe Bodenschutz
IRGA	Infrarot-Gasanalysator
lat.	lateinisch
LBodSchG	Gesetz zur Ausführung und Ergänzung des Bundes-Bodenschutzgesetzes (Landesbodenschutz- und Altlastengesetz)
LLUR	Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (Flintbek)
BR	Basalrespiration
STD	Standardabweichung
SIR	Substratinduzierte Respiration

ZUSAMMENFASSUNG

Diese Arbeit befasst sich mit der Entwicklung eines Bewertungssystems, welches abiotische, bodenmikrobiologische, bodenzoologische sowie vegetationskundliche Untersuchungsparameter in Bezug auf deren Indikatorfunktionen für das Bodenökosystem einstuft und übergreifend zusammenführt. Als Datengrundlage dienen dabei umfangreiche Datensätze aus dem Boden-Dauerbeobachtungsprogramm Schleswig-Holsteins, welche über einen Zeitraum von 1989 bis 2018 erhoben wurden. Ziel war es, aus den Datensätzen geeignete Parameter auszuwählen und diese für die Boden-Dauerbeobachtungsflächen quantitativ und qualitativ zu bewerten. Die quantitative Bewertung erfolgte durch die standortspezifische Betrachtung der zeitlichen Varianz aus den durchgeführten Untersuchungskampagnen. Anhand der zeitlichen Streuung wurden unter Berücksichtigung der Datenverteilung quantitative Bewertungsklassen für die Einstufung der Parameter festgelegt. Zusätzlich wurden verschiedene Möglichkeiten zur Standortgruppierung geprüft und gruppenspezifische Referenzwerte berechnet.

Für die qualitative Bewertung wurden aus jeder Untersuchungsdisziplin jeweils zwei Parameter verwendet und miteinander gewichtet. Diese waren Humusqualität und Lehmigkeit als abiotische Parameter, mikrobielle Abundanz und Effizienz als bodenmikrobiologische Parameter, Diversität und Abundanz von Lumbriciden und Enchyträen als bodenzoologische Parameter und Diversität und Oligotrophie als vegetationskundliche Parameter. Aus diesen Parameterkombinationen wurden disziplinspezifische Kennwerte berechnet, welche die ökologischen Indikatorfunktionen in Abstufungen kennzeichnen.

Die Datenauswertungen haben ergeben, dass die gewählten Parameter geeignet sind, als kurzfristige (Bodenmikrobiologie, Bodenzoologie) sowie als mittel- und langfristige (Bodenchemie, Vegetationskunde) Indikatoren zu dienen. Dieses deckt sich in großen Teilen mit der Konzeption der Boden-Dauerbeobachtung als Werkzeug für langfristige Überwachung der Bodenqualität. Daneben bieten sich Möglichkeiten, im zukünftigen Verlauf der Untersuchungen weitere Bestandteile in die ökologische Auswertung der Daten wie klimatische Faktoren und die Reaktion der biologischen Größen einfließen zu lassen.

SUMMARY

This thesis deals with the development of an assessment system, which classifies and merges abiotic, soil microbial, soil faunistic and vegetation-related parameters regarding their functions as indicators for soil ecology. Comprising datasets from the soil-monitoring programme of Schleswig-Holstein were used as data basis, which were collected over a period between 1989 and 2018. It was the objective, to select suitable parameters from the datasets and to assess these in a quantitative and qualitative way. The quantitative classification has been performed by the consideration of the site-specific temporal variation from the conducted survey campaigns. From the temporal variation quantitative classes have been determined by considering the data distribution for the parameter assessment. Additionally, diverse possibilities for site-grouping have been tested and group-specific reference values were calculated.

For the qualitative assessment two parameters were chosen from each scientific discipline and mutually weighted. These were the soil humus quality and loam content as abiotic parameters, microbial abundance and efficiency as soil microbial parameters, diversity and abundance of lumbricids and enchytraeids as soil faunistic parameters and diversity and oligotrophy as vegetation-related parameters. From these parameter combinations, discipline-specific values were calculated to characterise the ecological indicator functions in gradations.

The data analyses revealed that the chosen parameters are suitable to serve as short-term indicators (soil microbiology, soil fauna) and as mid-term and long-term indicators (soil chemistry, vegetation). This corresponds in a large part to the conception of the soil-monitoring programme as a tool for the long-term observation of soil quality. Additionally, possibilities exist to include further parts in the ecological assessment of the data such as climatic factors and the response of biological variables in the course of future survey campaigns.

1 EINLEITUNG UND ZIELSETZUNG

Diese Arbeit befasst sich mit bodenökologischen Indikatoren, welche durch Integrierung von bodenchemischen, bodenmikrobiologischen, bodenzoologischen und vegetationskundlichen Untersuchungen eine quantitative und qualitative Bewertung von Böden ermöglichen. Die Erhebung dieser Daten obliegt den Fachbehörden als Bestandteil bodenschutzrechtlicher Praxis. Um schädlichen Bodenveränderungen frühzeitig entgegensteuern zu können, werden unter anderem im Rahmen von landeseigenen Boden-Dauerbeobachtungsprogrammen repräsentative Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) seit Ende der 1980-er Jahre auf ihre abiotischen und biologischen Eigenschaften regelmäßig untersucht. Die über drei Dekaden laufende Boden-Dauerbeobachtung liefert somit eine umfangreiche Datenbasis, um die Entwicklung und den aktuellen ökologischen Zustand der Böden interdisziplinär zu bewerten.

Diese Arbeit befasst sich im Besonderen mit der Bewertung der Böden im norddeutschen Raum und nutzt dafür die Daten und Zeitreihen des Boden-Dauerbeobachtungsprogramms in Schleswig-Holstein, welche durch das schleswig-holsteinische Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (LLUR) und beteiligte Institutionen für bodenkundliche, bodenchemische, bodenmikrobiologische, bodenzoologische sowie für vegetationskundliche Größen erhoben wurden. Gegenwärtig erfolgt die Bewertung dieser unterschiedlich schnell reagierenden Ökosystem-Indikatoren im Rahmen der jeweiligen Disziplin mit disziplinspezifischen quantitativen und auch qualitativen Bewertungssystemen (z. B. Ad-Hoc-AG Boden, 2005; Ellenberg *et al.*, 1991; Graefe *et al.*, 1998; Quirin & Emmerling, 2004). Diese berücksichtigen zwar die Wechselwirkungen zwischen dem Untersuchungsobjekt und dem Bodenkörper, bilden für sich jedoch lediglich die Teilaspekte ab, für die sie konzipiert wurden. Durch eine übergeordnete und übergreifende Betrachtung kann ein zusätzlicher Informationsgewinn erreicht werden, wenn die Ergebnisse und Bewertungen aus den einzelnen Disziplinen zu einem integrierten bodenökologischen Bewertungssystem zusammengeführt werden. Ein solches, anwendungsorientiertes Bewertungssystem zu entwerfen ist das Ziel dieser Arbeit.

Zu diesem Zweck sollen die vorhandenen Datensätze aus der Boden-Dauerbeobachtung Schleswig-Holsteins für die untersuchten Teilbereiche aus Bodenkunde, Bodenchemie, Bodenmikrobiologie, Bodenzoologie und Vegetationskunde statistisch und inhaltlich ausgewertet werden. Dabei werden die 37 BDF-Standorte sowohl einzeln betrachtet als auch in Gruppen, welche die Standorte mit ähnlichen Merkmalsausprägungen der jeweiligen Kategorie vereinigen, eingeteilt und die Möglichkeiten zur Berechnung statistisch abgesicherter Referenzwerte dargestellt. Im

weiteren Schritt erfolgt für eine qualitative und funktionale Bewertung eine gegenseitige Gewichtung der Referenzwerte, um das Zusammenwirken der untersuchten Größen auf den einzelnen Standorten bzw. in den festgelegten Standortgruppen zu erfassen. Weiterhin wird eine Zusammenführung ausgewählter Größen der einzelnen Disziplinen zu einer übergeordneten Ökosystem-Bewertung durchgeführt. Dabei werden die Referenzwerte der unterschiedlichen Teilbereiche durch Standardisierungsverfahren auf vergleichbare Einheiten bezogen, um ebenfalls eine Verknüpfung und gegenseitige Gewichtung zwischen den Einzeldisziplinen zu erreichen. Darauf aufbauend folgt eine Ableitung von qualitativen Bewertungsklassen, welche auf der Grundlage von Literaturstudien hinsichtlich erforschter Indikatorfunktionen, eine Einstufung des bodenökologischen Ist-Zustands in Bezug auf dessen Potenzial ermöglichen.

Im Verlauf dieser Arbeit wird insbesondere auf die folgenden Fragestellungen eingegangen:

- Welche Größen aus den einzelnen Disziplinen sind am geeignetsten um als kurz-, mittel- und langfristige Ökosystem-Indikatoren zu dienen?
- Wie lassen sich diese Größen für eine übergeordnete Ökosystem-Bewertung zusammenführen?
- Stellt die Boden-Dauerbeobachtung ein geeignetes Werkzeug des vorsorgenden Bodenschutzes dar, um diese Größen repräsentativ zu erfassen?

Die zugrundeliegende Hypothese geht von der Annahme aus, dass durch die gegenseitige qualitative Gewichtung und Verknüpfung der disziplinspezifischen Indikatoren eine ganzheitliche Bewertung im Sinne der Bodenschutzvorsorge den bodenökologischen Zustand geeigneter ist als die rein quantitative Betrachtung einzelner Messwerte.

Das im Folgenden präsentierte Bewertungssystem stellt eine mögliche Vorgehensweise zur Bewertung der Bodenökologie, welche selbst ein sehr breites und komplexes Themenfeld ist, dar und stützt sich dabei auf vorhandene Datensätze. Somit lassen sich für die Bewertung ausschließlich die Schwerpunkte berücksichtigen, welche im Untersuchungsumfang enthalten sind. Andere gegebenenfalls wichtige Teilbereiche der Bodenökologie fließen nicht in diese Arbeit ein, können jedoch durch die offene und modulare Gestaltung des Bewertungssystems vom Anwender implementiert werden.

2 GRUNDLAGEN

2.1 Boden-Dauerbeobachtungsprogramm Schleswig-Holsteins

Die Grundlage dieser Arbeit bilden umfangreiche Datensätze aus dem langfristigen Boden-Dauerbeobachtungsprogramm Schleswig-Holsteins, welche über den Zeitraum von 1989 bis 2018 akkumuliert und erweitert wurden. Diese Datensätze wurden vom Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (LLUR) für interne Auswertungen und Bewertungen erhoben. Teile der Datensätze wurden dem Institut für Bodenkunde (IfB) für mikrobiologische Untersuchungen und jährliche Bewertungen (2010–2018) sowie für eine weitergehende, umfassende Auswertung im Rahmen dieser Dissertation zur Verfügung gestellt. Die wesentlichen Aspekte des Boden-Dauerbeobachtungsprogramms werden mit Schwerpunkt auf den bodenmikrobiologischen Untersuchungen am IfB in den nachfolgenden Abschnitten beschrieben. Da die Beschreibung an dieser Stelle nicht alle Gesichtspunkte und Einzelheiten aufführt, wird für einen umfassenden und detaillierten Überblick über die Boden-Dauerbeobachtung auf die zitierte Fachliteratur verwiesen.

2.1.1 Bundesgesetzliche Rahmen zum Bodenschutz

Die Einrichtung des schleswig-holsteinischen Boden-Dauerbeobachtungsprogramms begann im Jahr 1989 und basierte auf der Grundlage bundes- und landesgesetzlicher Bodenschutzbestimmungen. Vier Jahre zuvor legte die Bundesregierung dem Bundestag eine umfangreiche Bodenschutzkonzeption zur Unterrichtung vor, welche durch die im Jahr 1983 gebildete Interministerielle Arbeitsgruppe Bodenschutz (IMAB) unter Berücksichtigung interdisziplinärer Schwerpunkte ausgearbeitet wurde (Deutsche Bundesregierung, 1985). Bereits in dieser Bodenschutzkonzeption wurde die Bedeutung der „Leistungsfähigkeit der natürlichen Lebensgrundlagen für Menschen, Tiere und Pflanzen als notwendige Voraussetzung für die Erhaltung aller Bodenfunktionen“ hervorgehoben und das Vorsorgeprinzip als eine von sieben programmatischen Grundlagen der Bodenschutzpolitik festgelegt. Um den Schutz der Bodenfunktionen zu gewährleisten, wurde zudem die „ausreichende Erfassung der vorhandenen Belastungen des Bodens, einschließlich der zugehörigen Ökosysteme, die Beobachtung ihrer Veränderungen sowie die Dokumentation der jeweiligen Zustände in bestimmten Zeitabschnitten“ als grundlegende Voraussetzung definiert und die Einrichtung von „Dauerbeobachtungsflächen“ als Netz repräsentativer Gebiete vorgesehen. Insbesondere die chemisch-physikalischen und biologischen Langzeiteffekte sollten den Fokus der Stoffeintragsuntersuchungen als Bestandteil der

ökologischen Grundlagenforschung bilden. Mit dieser Bodenschutzkonzeption schuf die Bundesregierung eine detaillierte Grundlage für die späteren Bundes- und Landesbodenschutzgesetze und -Verordnungen und im Speziellen für die heutige Boden-Dauerbeobachtung. Für das Einrichten der Boden-Dauerbeobachtungsflächen wurde eine Koordination mit den Bundesländern vorgesehen.

2.1.2 Standortauswahl und Einrichtung

In Schleswig-Holstein wurde die Einrichtung von Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) in der Bodenschutzkonzeption der Landesregierung von 1988 als Maßnahme zum Schutz der Bodenfunktionen festgelegt (Kuhnt, 1989). Das Geologische Landesamt Schleswig-Holstein (heute Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein, LLUR) war als zuständige Landesbehörde mit der Umsetzung der verordneten Maßnahmen betraut und wählte aus 194 vorgeschlagenen Standorten zunächst 33 Standorte nach festgelegten Kriterien als Boden-Dauerbeobachtungsflächen aus. Insbesondere sollten bei der Standortauswahl sowohl die Repräsentation der landesspezifischen Gegebenheiten als auch die Vergleichbarkeit mit anderen Bundesländern berücksichtigt werden. Die Auswahlkriterien setzten sich dabei aus drei Teilbereichen zusammen: die Bodenformen, die Nutzungsformen und die Belastungsgrade. Mit den Bodenformen wurden die pedogenetischen und die geologischen Gegebenheiten des jeweils repräsentierten Landschaftsraumes erfasst. Für die Nutzungsformen war eine Unterscheidung nach Freiräumen (Acker, Grünland, Wald/Forst, Sonderkulturen) und nach Verdichtungsräumen (Gewerbe, Industrie, Stadt) vorgesehen. Der Belastungsgrad differenzierte hingegen nach der Nutzungsintensität (intensive/extensive Bewirtschaftung) und dem Stoffeintragungspotenzial (Emittent-entfernte Standorte, immissionsbelastete Standorte). Diese Kriterien wurden vorab anhand der zur Verfügung stehenden Informationen sowie bei Geländebegehungen vor Ort überprüft. Zudem sollten bei der Standortauswahl auch die Flächenanteile der jeweiligen Bodengesellschaft und Nutzungsform in Relation zu der gesamten Landesfläche berücksichtigt werden, um eine repräsentative Verteilung sicherzustellen. Eine tabellarische und grafische Übersicht der 33 ursprünglich festgelegten BDF-Standorte Schleswig-Holsteins wurde in den Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft veröffentlicht (siehe Kuhnt, 1989; Cordsen, 1993). Die Einrichtung der ausgewählten Boden-Dauerbeobachtungsflächen wurde im Jahr 1992 nach pachtvertraglicher Einigung mit den Grundeigentümern und katasteramtlicher Einmessung und Vermarkung abgeschlossen (Cordsen, 1993). Hierbei wurde die Konzeption zur Einrichtung von Boden-Dauerbeobachtungsflächen der Sonderarbeitsgruppe Informationsgrundlagen Bodenschutz der Umweltministerkonferenz (SAG, 1991) als fachliche Grundlage herangezogen.

2.1.3 *Erstuntersuchung und Folgeplanung*

Die Erstbeschreibung der jeweils 1.000 m² großen Boden-Dauerbeobachtungsflächen erfolgte anhand einer umfassenden bodenkundlichen Inventur (Cordsen, 1993). Hierzu wurde nach dem Anlegen einer Profilgrube eine Bodenansprache durchgeführt und der Standort mit Hilfe des Leitprofils hinsichtlich seiner geogenen und pedogenen Entwicklung charakterisiert. Zur Ergänzung der geländeseitigen Untersuchungen und für die weitergehende Beschreibung wurden zudem Probenahmen für Laboranalysen vorgenommen. Diese erfolgten sowohl im Profil als auch mittels über die Fläche verteilten Bohrungen. Zusätzliche Proben des Oberbodens wurden gesondert entnommen. Zur Kennzeichnung des Bodens waren bodenphysikalische (u. a. Korngrößenverteilung, gesättigte Wasserleitfähigkeit, Porenvolumen und -größenverteilung) und bodenchemische Analysen (organische und anorganische Nähr- und Schadstoffe) vorgesehen. Ergänzend zu den genannten Analysen sollten biologische Untersuchungen weitere Aufschlüsse über die Bodenqualität ermöglichen, da von diesen erwartet wurde, dass sie „Veränderungen des Bodenzustandes und der Eintragssituation aus der Luft schneller, empfindlicher und leichter registrierbar abbilden“ als dies bei den abiotischen Bodeneigenschaften möglich wäre (Cordsen, 1993). Hierzu wurden an allen Standorten vegetationskundliche, lichenologische und bodenzoologische Grundinventuren festgelegt.

Mit der ersten Wiederholungsuntersuchung im Jahr 1994 sollte der Übergang der Boden-Dauerbeobachtung in die Betriebsphase eingeleitet werden. Die aus der Wiederholungsuntersuchung gewonnenen Ergebnisse sollten die Eignung der Untersuchungsparameter in Bezug auf deren Aussagekraft für Veränderungstendenzen der Böden reflektieren und gegebenenfalls eine Entscheidungsgrundlage für die Auswahl weniger Referenzparameter bieten. Die Anpassung des Untersuchungsintervalls sollte abhängig von den gewonnenen Erkenntnissen ebenso eine Option darstellen. Es wurde zudem die Notwendigkeit für die Ausarbeitung bundeseinheitlicher Richtlinien für den Betrieb von Boden-Dauerbeobachtungsflächen gesehen (Cordsen, 1993).

2.1.4 *Entwicklung und gegenwärtige Praxis*

Im Jahr 2002 wurde in Schleswig-Holstein das Landesbodenschutz- und Altlastengesetz (LBodSchG, 2002) erlassen, welches als Gesetz zur Ausführung und Ergänzung des Bundesbodenschutzgesetzes (BBodSchG, 1998) definiert ist. Darin ist der Betrieb von Boden-Dauerbeobachtungsflächen als Aufgabe der zuständigen Bodenschutzbehörde verankert (§ 5 Absatz 2 LBodSchG). Diese Aufgabe umfasst dabei die Erfassung und Bewertung der „Bodenentwicklung und -veränderung, insbesondere von Dauerbeobachtungsflächen“ als Bestandteil von Boden-Informationssystemen. Die Boden-Dauerbeobachtung basiert somit auf einer gesetzlichen und rechtsverbindlichen Grundlage, was über den rechtlichen Status der ursprünglichen Bodenschutzkonzeption hinausgeht. Die fachlichen Grundlagen zur Einrichtung und zum Betrieb von

Boden-Dauerbeobachtungsflächen wurden zudem im Jahr 2000 zur Vereinheitlichung der unterschiedlichen Länderprogramme von der Ad-hoc-AG Bodendauerbeobachtung der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz überarbeitet und veröffentlicht (Barth *et al.*, 2000).

Das schleswig-holsteinische Boden-Dauerbeobachtungsprogramm befindet sich aktuell im Jahr 2019 im 30. Jahr seiner Betriebsphase. Innerhalb dieser Laufzeit wurden im Rahmen des Untersuchungsprogramms „bodenkundliche Feldaufnahmen, bodenphysikalische und bodenchemische Untersuchungen, Wasserstandsmessungen und die Dokumentation betriebsbezogener Daten (Schlagkarteien) sowie bodenmikrobiologische, vegetationskundliche und flechtenkundliche Untersuchungen“ in unterschiedlichen zeitlichen Intervallen durchgeführt (LLUR, 2011). Das bestehende Konzept der Boden-Dauerbeobachtung wurde zudem durch externe Gutachter evaluiert (Nerger *et al.*, 2011) und dem Optimierungspotenzial entsprechend angepasst. Sechs neue Standorte wurden dabei in das BDF-Netzwerk aufgenommen, während zwei Standorte von weiteren Untersuchungen ausgenommen wurden. Durch diese Anpassung wurde die Anzahl der aktiven Boden-Dauerbeobachtungsflächen somit auf 37 Standorte ausgedehnt. Zudem wurden seit dem Jahr 2003 fünf Standorte zu Intensiv-Boden-Dauerbeobachtungsflächen (Intensiv-BDF) erweitert. Diese Intensiv-BDF wurden mit Saugkerzen für ganzjährige Sickerwasserentnahmen ausgerüstet, mit deren Hilfe die Gehalte der Hauptnährstoffe Stickstoff, Phosphor und Kalium erfasst und bilanziert werden. Mit diesen zusätzlichen Analysen werden Aussagen über Veränderungen im Wasser- und Stoffhaushalt der Böden gewonnen, was durch die kontinuierliche Fortführung eine Informationsgrundlage im Sinne eines Frühwarnsystems aufbaut (LLUR, 2011).

2.1.5 Boden-Dauerbeobachtung im bundesweiten Kontext

Die Boden-Dauerbeobachtung wurde in allen Bundesländern auf der Grundlage der jeweiligen Landesgesetze mit eigenen Programmen umgesetzt. Insgesamt wurden im Bundesgebiet 794 Boden-Dauerbeobachtungsflächen auf landwirtschaftlich genutzten Standorten sowie auf Wald- und auf Sonderstandorten eingerichtet, wovon 95 auf Intensiv-BDF entfallen (Schilli *et al.*, 2011). Mit dieser Anzahl von BDF-Standorten wurde ein dichtes Boden-Dauerbeobachtungsnetzwerk aufgebaut, welches neben den Bundesländern auch die geographischen Landschaftsräume Deutschlands abdeckt. Die Verteilung der Boden-Dauerbeobachtungsflächen unterscheidet sich jedoch regional, wobei im Süd-Westen und im Nord-Osten der Bundesrepublik im Verhältnis weniger BDF betrieben werden als in den übrigen Landesteilen, was mit den unterschiedlichen Konzeptionen und Zielsetzungen der Bundesländer im Zusammenhang steht (Schilli *et al.*, 2011). Übergeordnet definiert das Umweltbundesamt als Zielsetzung des Monitorings, „den aktuellen Zustand der Böden zu erfassen, ihre Veränderungen langfristig zu überwachen und Entwicklungstendenzen abzubilden“ (Umweltbundesamt, 2018a). Hierzu fließen

die von den Ländern erhobenen Daten der Boden-Dauerbeobachtung in ein Fachinformationssystem des Umweltbundesamtes ein, mit dessen Hilfe länderübergreifende Auswertungen der Bodenqualität vorgenommen werden (Huschek & Krengel, 2004).

2.2 Bodenökologische Indikatorfunktionen

Im Rahmen des Boden-Dauerbeobachtungsprogramms wird eine Vielzahl an Parametern erhoben, welche durch Zahlenwerte aus Feld- und Labormessungen quantitativ beschrieben werden. Für die Interpretation der Analyseergebnisse hinsichtlich ihrer Aussage in Bezug auf den bodenökologischen Zustand der untersuchten Standorte ist eine Kenntnis über die physikalisch-chemisch-biologischen Wechselwirkungen und über das Indikationsverhalten der betrachteten Parameter notwendig. Hierbei wird einem gemessenen Parameter, dem Indikator (von lat. *indicare*: anzeigen, hinweisen), auf der Grundlage von empirisch nachgewiesenen Zusammenhängen, eine Aussage (Indikation) bezüglich einer nicht direkt gemessenen Größe zugeordnet. Dieser Parameter erfüllt somit eine Indikatorfunktion, die desto spezifischer ist, je enger der Toleranzbereich des jeweiligen Indikators ausgeprägt ist. Als klassisches Beispiel von bodenökologischen Indikatoren dienen die Zeigerwerte nach Ellenberg *et al.* (1991), mit deren Hilfe ein Pflanzenstandort durch die Bestimmung der vorhandenen Arten hinsichtlich seiner klimatischen und chemischen Eigenschaften sehr genau charakterisiert werden kann. Im Folgenden werden die Zusammenhänge und Indikatorfunktionen aus den vier Teildisziplinen als Grundlage für die bodenökologische Bewertung anhand der vorhandenen wissenschaftlichen Erkenntnisse beschrieben.

2.2.1 Abiotische Faktoren

Die physikalischen und chemischen Eigenschaften des Bodens sind die zentralen Größen im System der bodenökologischen Prozesse. Diese Aussage basiert auf der allgemeinen Beobachtung, dass alle biologischen Ökosystembestandteile (Pflanzen, Bodentiere, Bodenmikroorganismen) auf die bodenphysikalischen und -chemischen Bedingungen reagieren, diese selbst beeinflussen und über diese auch miteinander interagieren. So setzen Pflanzen über ihre Wurzeln H^+ -Ionen frei, die den pH der Bodenlösung senken, um an physikalisch gebundene anorganische Nährstoffe zu gelangen, welche zuvor durch Mikroorganismen aus organischer Substanz gelöst wurden. Auch geogene und pedogene Prozesse entfalten ihre Wirkungen auf das Bodenleben erst über die physikalisch-chemische Zusammensetzung des Bodens. So äußert sich ein Podsol auf Flugsanden durch nährstoffarme, saure und trockene Bodenverhältnisse die von den Pflanzen, Bodentieren und Bodenmikroorganismen angepasste Lebensstrategien erfordern. Aus der Betrachtung dieser abiotischen Bodenparameter lassen sich bei Kenntnis der Wirkungen und Zusammenhänge somit Indikationen für die übrigen Bestandteile des Ökosystems ableiten.

Nachfolgend werden die Zusammenhänge zwischen den abiotischen Bodenparametern und den durch sie beeinflussten Größen dargestellt (Tabelle 2.1).

Tabelle 2.1 Übersicht der Indikatorfunktionen für physikalisch-chemische Bodenparameter.

Für die aufgeführten Parameter werden die ökologische Indikation und der jeweils beschreibende Autor angegeben.

Bodenparameter	Beeinflusste Größe	Zusammenhang/Indikation
Korngrößenverteilung/ Bodenart	Biomasseproduktion	Zunehmende Nettoprimärproduktion oberirdischer Biomasse bei höheren Tongehalten (Epstein <i>et al.</i> , 1997)
	Organische Substanz	Höhere Gehalte von organischem C in tonigen und lehmigen Böden (Burke <i>et al.</i> , 1989)
	Mikrobielle Biomasse	Höhere Anteile von mikrobiellem C und N sowie engere mikrobielle C:N-Verhältnisse in feinkörnigen Böden (Hassink, 1994)
Boden-pH	Mikrobielle Biomasse	Abnehmender pH hemmt bakterielles Wachstum und begünstigt Wachstum von Pilzen (Rousk <i>et al.</i> , 2009)
		Zunehmender pH fördert die Diversität der mikrobiellen Gesellschaften (Rousk <i>et al.</i> , 2010)
		Zunehmende phylogenetische Diversität der Mikroorganismen bis pH 6,5 (Lauber <i>et al.</i> , 2009)
	Bodenfauna	Zunahme endogäischer Lumbriciden mit zunehmendem Boden-pH (Lavelle <i>et al.</i> , 1995) Variierende faunistische Zersetzergesellschaften mit bei unterschiedlichen pH-Stufen (Graefe & Beylich, 2003)
	Organische Substanz	Mit zunehmendem pH Zunahme von gelöstem organischen Kohlenstoff in der Bodenlösung (You <i>et al.</i> , 1999) Abnehmende pH-Werte stabilisieren organische Biomoleküle und bewahren diese vor der Mineralisation (van Bergen <i>et al.</i> , 1998)

Die abiotischen Parameter stellen die unbelebten Eigenschaften des Bodens dar. Diese werden zum einen bereits durch geologische Prozesse im Zuge der Sedimentablagerung determiniert,

zum anderen durch die Prozesse der Bodenbildung gesteuert, womit eine kontinuierliche Umwandlung der Bodenmerkmale, auch verstärkt durch Einflüsse der Bewirtschaftung, im Verlauf der Zeit einhergeht. Obwohl diese Bodeneigenschaften an sich unbelebt sind, haben diese maßgeblichen Einfluss auf die biotische Fraktion der Pedosphäre und werden zum Teil auch durch biologische Auf- und Abbau- bzw. Umwandlungsprozesse beeinflusst.

Hierbei wird berücksichtigt, dass sowohl sehr sandige als auch sehr tonige Böden extremere Bedingungen für das Bodenleben aufweisen, was sich durch eine Verlangsamung der Umsetzungsprozesse im Boden äußert. Dies gilt sowohl für die sandigen Böden, welche durch eine hohe Luftkapazität und eine geringe Wasserhaltekapazität in Verbindung mit niedrigen pH-Werten und geringer Basensättigung gekennzeichnet sind, als auch für die tonigen Böden, welche durch eine geringe Luftkapazität und eine hohe Wasserhaltekapazität in Verbindung mit höheren pH-Werten und höherer Basensättigung charakterisiert sind. Eine ausgeglichene Zusammensetzung der Haupt-Korngrößenfraktionen mit jeweils ähnlich großen Anteilen kennzeichnet entsprechend der Bodenkundlichen Kartieranleitung ein zur Bodenarten-Hauptgruppe Lehm gehörendes Bodensubstrat.

Der Zahlenwert aus dem $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ -Verhältnis gibt Auskunft darüber, ob die organische Bodensubstanz arm an Stickstoff (weites $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ -Verhältnis, hoher Zahlenwert) oder reich an Stickstoff ist (enges $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ -Verhältnis, kleiner Zahlenwert). Anders als bei der Lehmigkeit sind die Grenzen des $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ -Verhältnisses nicht mathematisch definiert, sondern ergeben sich aus der Qualität der zugeführten Biomasse und aus der Physiologie der mikrobiellen Zersetzergesellschaft. Frisch zugeführte Organik ist bereits vor dem Einsetzen von bodenökologischen Abbauprozessen durch ein breites Spektrum von $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ -Verhältnissen gekennzeichnet. Dieses richtet sich maßgeblich nach der Herkunft der zugeführten organischen Substanz. Frische Kiefernadelstreu (*Pinus sylvestris*) ist durch ein weites $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ -Verhältnis von etwa 120 bis 160 (McEnroe & Helmisaari, 2001) gekennzeichnet, während frische Rotbuchenstreu (*Fagus sylvatica*) Werte von 60 (Berger *et al.*, 2015) aufweist. Naturbelassene Grünlandgesellschaften der Besenheide (*Calluna vulgaris*) produzieren Streu mit $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ -Verhältnissen von 46 (Van Meeteren *et al.*, 2007), während Arten des Wirtschaftsgrünlands wie das Deutsche Weidelgras (*Lolium perenne*) Werte von 17 und die Stickstoff-fixierende Leguminose Weißklee (*Trifolium repens*) Werte von 8 für die $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ -Verhältnisse aufweisen (Griffith *et al.*, 2000).

Auch Ackerstandorte werden mit organischer Substanz mit sehr unterschiedlichen Stickstoff-Anteilen versorgt. Gründüngung mit eingearbeiteten Weizenhalmen (*Triticum sp.*) liefert Organik mit $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ -Verhältnissen zwischen 41 und 55 (Gan *et al.*, 2011) während Wirtschaftsdünger wie Rindermist oder Schweinegülle durch Werte von 21 bzw. 6 gekennzeichnet sind (Ndayegamiye & Côté, 1989). Die dem Boden zugeführte, frische organische Substanz dient den

chemoorganoheterotrophen Organismen wie den wirbellosen Bodentieren (Invertebrata), Pilzen und einem Großteil der bakteriellen Mikroorganismen als Nahrungsquelle, wobei je nach Beschaffenheit der organischen Substanz und der Abbaubarkeit der Komponenten wie leicht abbaubare Cellulose bzw. schwer abbaubares Lignin (Berg, 2000) unterschiedliche Zersetzer-gesellschaften an den Abbauprozessen beteiligt sind. Dabei durchläuft die organische Substanz mehrere Trophieebenen, auf denen jeweils ein Teil der molekularen Komponenten umgesetzt und mineralisiert wird und der verbliebene Anteil für die Umsetzung durch die nachgeordneten Destruentengesellschaften bereitgestellt wird (Lavelle, 1996). Mit fortschreitender Zersetzung verändert sich die Qualität der organischen Substanz im Boden, indem durch die Mineralisation von Kohlenstoff und Stickstoff und die darauffolgende Freisetzung von Kohlenstoffdioxid und mobilem Nitrat mit unterschiedlichen Raten eine Verengung der C_{org}/N_t -Verhältnisse erfolgt (Chen *et al.*, 2003). Diese Verengung findet unter für die Mikroorganismen günstigen Bedingungen so lange statt, bis die C_{org}/N_t -Verhältnisse der Organik an die mikrobiellen C_{mic}/N_{mic} -Verhältnisse der mikrobiellen Zersetzer-gesellschaft von ca. 8 (Srivastava & Singh, 1991) angenähert haben. Dieser Prozess läuft je nach Standort- und Klimabedingungen unterschiedlich schnell ab, und kann durch vorzeitiges Erreichen eines Gleichgewichtszustands aus Abbau der organischen Bodensubstanz und Akkumulation frischer Biomasse auf einem höheren C_{org}/N_t -Niveau verbleiben. Die standörtlich gemessenen C_{org}/N_t -Verhältnisse geben somit Anhaltspunkte für die Bewertung der Stoffumwandlungsprozesse als Bestandteil eines funktionierenden Ökosystems.

2.2.2 Bodenmikroorganismen

Die Mikroorganismen im Boden sind ein wesentlicher Bestandteil der Stoffkreisläufe, indem sie durch mikrobielle Abbauprozesse die in der organischen Substanz gebundenen Nährstoffe aufnehmen und diese in pflanzenverfügbarer Form erneut zum Aufbau von Biomasse bereitstellen (Jacoby *et al.*, 2017). Die an diesen Prozessen beteiligten Mikroorganismen gehören zu unterschiedlichen Gruppen von Lebewesen wie prokaryotische Bakterien und Archaeen sowie eukaryotische Pilze und Protozoen, welche je nach vorliegenden Standortbedingungen in unterschiedlichen Vergesellschaftungen auftreten und damit die Biodiversität im Boden beeinflussen (Fierer & Jackson, 2006). Je nach Art, sind die jeweiligen Mikroorganismen durch unterschiedliche Lebens- und Ernährungsstrategien charakterisiert, welche sich nach der Beschaffenheit ihrer Lebensräume und der verfügbaren Nahrungsquellen richten. Dabei sind Pilze durch ihre Fähigkeit gekennzeichnet, schwer abbaubare organische Substanzen (z. B. Lignin) zu verwerten, während Bakterien weniger komplexe Verbindungen (Aminosäuren, Zuckerverbindungen, organische Säuren, Wurzelexsudate) für ihren Stoffwechsel nutzen (De Boer *et al.*, 2005). Die Dominanz von Pilzen oder Bakterien innerhalb der mikrobiellen Gesellschaft richtet sich nach den Eigenschaften des Lebensraums. Dabei dominieren Bakterien in stark gestörten Böden mit hoher Nährstoffverfügbarkeit, neutraler bis mäßig saurer Bodenreaktion und durch mikrobiellen

Abbau verringerten Humusgehalten. Pilze dagegen bevorzugen wenig gestörte, weit entwickelte Standorte mit überwiegend saurer Bodenreaktion und mit höheren Gehalten organischer Substanz von geringerer Qualität (Van Der Heijden *et al.*, 2008). Durch Änderung der Nährstoffverfügbarkeit, beispielsweise durch fortschreitende Sukzession oder durch Bewirtschaftungsmaßnahmen, ist eine Verschiebung der Dominanzverhältnisse zwischen Bakterien und Pilzen möglich.

Die im Rahmen der schleswig-holsteinischen Boden-Dauerbeobachtung erhobenen Daten zur Bodenmikrobiologie beinhalten keine qualitativen Angaben zur Zusammensetzung (Diversität) der mikrobiellen Gesellschaften in Bezug auf das Spektrum der Arten und der Bakterien-zu-Pilze-Verhältnisse. Die bodenmikrobiologischen Untersuchungen erfassen quantitative Größen für die Gesamtgehalte der mikrobiellen Biomassen mit CFE- und SIR-Verfahren sowie die Raten von potenziellen Stoffumsetzungsprozessen wie der Kohlenstoffmineralisation (Basalrespiration und substratinduzierte Respiration) und der Stickstoffmineralisation (Arginin-Ammonifikation). Rückschlüsse auf qualitative Merkmale lassen sich durch die Berechnung von Quotienten ziehen, wenn die bodenmikrobiologischen Größen auf eine einheitliche Basis bezogen werden. Da die Gehalte mikrobieller Biomasse stark von den Humusgehalten des Bodens abhängen (Schnürer *et al.*, 1985) und die Böden der BDF-Standorte ihrerseits durch sehr unterschiedliche Humusgehalte gekennzeichnet sind, ist ein direkter Vergleich der mikrobiellen Biomassegehalte zwischen Standorten mit unterschiedlichen Humusanteilen nicht aussagekräftig hinsichtlich der Ausschöpfung der potenziell möglichen mikrobiellen Siedlungsdichte. Durch die Umrechnung der C_{mic} -Gehalte auf die gleiche Basis organischen Kohlenstoffs ergibt sich der mikrobielle Quotient (Q_{mic}) als prozentualer Anteil mikrobieller Biomasse am C_{org} -Gehalt. Mittlere Q_{mic} -Werte für die untersuchten Böden liegen je nach Nutzung und Substrat zwischen 0,5 % und 4 % (Abbildung 5.5). Dieses breite Spektrum der mikrobiellen Quotienten deutet darauf hin, dass die organische Bodensubstanz den Mikroorganismen durch qualitative Unterschiede (unterschiedliche Abbaubarkeit) oder durch Mechanismen der Stabilisierung (Einschluss in Bodenaggregaten, anoxische Bedingungen) in unterschiedlicher Weise zugänglich ist. Weiterhin kann die unterschiedlich hohe Besiedelung der gleichen Einheit organischer Substanz durch Bodenmikroorganismen als ein sensibler Indikator für klimatische (Niederschlag/Evaporation-Verhältnis) und bewirtschaftungsbedingte Einflüsse (Nutzungswechsel) dienen (Sparling, 1992). Die so als mikrobieller Quotient ausgedrückte, relative Abundanz der Mikroorganismen bildet in dem qualitativen Bewertungssystem einen der beiden Bestandteile zum Vergleich der bodenmikrobiologischen Eigenschaften der BDF-Standorte.

Den zweiten Bestandteil der bodenmikrobiologischen Bewertung bildet die Basalrespiration. Die Basalrespiration spiegelt die Umsetzung und Mineralisation der organischen Substanz durch

heterotrophe Mikroorganismen (Bakterien, Pilze, Protozoen, Algen) unter Gleichgewichtsbedingungen wider, welche durch die Aufnahme von Sauerstoff (O_2) und durch die Freisetzung von Kohlenstoffdioxid (CO_2) pro Zeiteinheit quantifizierbar ist (Pell *et al.*, 2006). Die bei der Mineralisation aufgenommene Energie dient den Mikroorganismen lediglich zur Aufrechterhaltung der Stoffwechselfunktionen, ohne dass ein Wachstum der mikrobiellen Biomasse stattfindet. Dieses ist der Fall, wenn die Zufuhr und der Abbau von organischer Substanz ausgeglichen sind (Ottow, 2011). Die Basalrespiration ist korreliert stark mit den Gehalten mikrobieller Biomasse (Insam, 1990), so dass auch in diesem Fall der Vergleich von Basalrespirationsraten zwischen Standorten mit unterschiedlichen mikrobiellen Biomassegehalten wenig Aufschluss über die Aktivität der Mikroorganismen erlaubt. Aus diesem Grund erfolgt die Bewertung der Basalrespiration auf der Grundlage einer einheitlichen Bezugsgröße der mikrobiellen Biomasse. Hierzu wird die spezifische Respiration herangezogen, welche durch den metabolischen Quotienten (Q_{met} , auch qCO_2) ausgedrückt wird und die Respirationsraten für jeweils ein Milligramm mikrobieller Biomasse angibt. Die Höhe des metabolischen Quotienten ist ein Maß für die Effizienz des Stoffwechsels von Mikroorganismen. Dabei zeigen hohe Werte eine niedrige Stoffwechseleffizienz an, da das aufgenommene Substrat überwiegend veratmet wird, während niedrige metabolische Quotienten dafür sprechen, dass der größte Teil des aufgenommenen Substrats zur Aufrechterhaltung der Lebensfunktionen im Organismus verwertet wird (Jørgensen, 1995). Die Effizienz der Mikroorganismen wird unter Einfluss von Stressfaktoren gemindert. Beispielsweise ist die mikrobielle Effizienz in stark sauren Böden herabgesetzt und durch hohe metabolische Quotienten gekennzeichnet, was als Stresseinwirkung auf die mikrobielle Gesellschaft gedeutet wird (Anderson & Domsch, 1993). Stresseinwirkungen auf die Bodenmikroorganismen wirken sich zudem in vielfältiger Weise auf die Leistungsfähigkeit des gesamten Ökosystems aus. Gemäß Odum (1985) äußert sich Stress unter anderem durch folgende Effekte: Zunahme der Respiration und des metabolischen Quotienten (erste Anzeichen von Stress), erhöhter Nährstoffumsatz, zunehmender Verlust von Nährstoffen, Zunahme von *r*-Strategen, Verkleinerung von Organismen und verkürzte Lebensspanne, Abnahme der Biodiversität und funktionaler Redundanz, Zunahme von Dominanzen, Öffnung von Stoffkreisläufen, Abnahme der Stoffumsetzeffizienz. Für die Effizienz der Substratverwertung durch die Mikroorganismen existiert ein weiterer Kennwert, welcher in englischsprachiger Fachliteratur als „carbon-use efficiency“ (CUE) bezeichnet wird. Dieser Parameter ist definiert als das Verhältnis zwischen in Biomasse eingebautem Kohlenstoff (growth) und aufgenommenem Kohlenstoff (uptake) als prozentualer Anteil (Manzoni *et al.*, 2012). Demnach nimmt die Effizienz der Kohlenstoffverwertung zu, wenn vom aufgenommenen Kohlenstoff ein hoher Anteil in die Biomasse eingebaut wird und somit ein geringer Anteil als CO_2 freigesetzt wird. Da diese Differenzierung aus dem schleswig-holsteinischen Datensatz zu den mikrobiellen Biomassegehalten und Respirationsraten nicht durchzuführen ist, wird die so definierte CUE nicht als Bestandteil des

Bewertungssystem berücksichtigt. Die Effizienz der Mikroorganismen hinsichtlich der Substratverwertung wird nachfolgend am metabolischen Quotienten bemessen.

Der metabolische Quotient kann zudem als Indikator für die mikrobielle Biodiversität herangezogen werden, da niedrige Q_{met} -Werte ein Kennzeichen artenreicher mikrobieller Gesellschaften sind (Fließbach *et al.*, 2007), bei denen durch Synergieeffekte der verschiedenen Arten bei der Umsetzung der organischen Substanz die Effizienz der Stoffwechselprozesse zunimmt. Auch das Verhältnis von Bakterien zu Pilzen äußert sich in den metabolischen Quotienten, wobei mit zunehmender Präsenz von Pilzen der metabolische Quotient abnimmt (Blagodatskaya & Anderson, 1998). Da im Untersuchungsumfang der Boden-Dauerbeobachtung keine Diversitätsanalysen der mikrobiellen Gesellschaften durchgeführt werden, dient für das Bewertungssystem der metabolische Quotient in ergänzender Weise als Kennwert der mikrobiellen Diversität und Effizienz.

2.2.3 Lumbriciden und Enchyträen

Die faunistische Zersetzergesellschaft im Boden ist durch eine ausgeprägte Vernetzung vielfältiger Tiergruppen der Meso- und Makrofauna gekennzeichnet, welche auf hierarchisch gegliederten Ebenen als Primärzersetzer (darunter einige Regenwurmartenspezies wie *Lumbricus terrestris*, *Lumbricus castaneus*), Sekundärzersetzer (darunter Enchyträen und Regenwurmartenspezies wie *Octolasion tyrtaeum*) und Prädatoren (diverse Spinnen, Hundertfüßer, Raubmilben) eine Verwertungskette für die organische Substanz bilden (Scheu, 2002). Die organische Substanz durchläuft dabei von der frischen, intakten Streu ausgehend die Kette der Verwertungsstufen bis diese als amorpher Bodenumus zur weiteren Verwertung durch Bodenmikroorganismen vorliegt, wobei die Trophieebenen nicht fest abgegrenzt sind, sondern auch fließende Übergänge haben, so dass die Primär- und Sekundärzersetzer auch mit Mikroorganismen um Nahrung konkurrieren bzw. diese als Nahrungsquelle nutzen (Scheu, 2002). Die ökologische Bedeutung von Lumbriciden (Regenwürmer) und Enchyträen (Kleinringelwürmer), als zwei Vertretergruppen einer sehr diversen Zersetzergesellschaft wirbelloser Bodentiere, ist in deren Lebensweise begründet, als saprophage (von toter organischer Materie ernährend) Organismen die biologischen und chemischen Prozesse durch die initiale Zerkleinerung von organischer Substanz sowie durch Untermischen der nährstoffreichen Ausscheidungen maßgeblich zu steuern (Scheu, 1987). Als wichtige Vertreter der bodenzoologischen Zersetzergesellschaft werden diese beiden Tiergruppen im schleswig-holsteinischen Boden-Dauerbeobachtungsprogramm quantitativ (Siedlungsdichte, Biomasse) und qualitativ (Artenspektrum, Strategietypen) erfasst.

Die Lumbriciden bilden eine Gruppe von Destruenten, welche im Boden unterschiedliche ökologische Nischen bewohnen. Dabei werden die Lumbriciden nach drei Lebensräumen eingeteilt (Bouché, 1977 zitiert in Chan, 2001): 1. Epigäische Lumbriciden als Streu-bewohnende Arten mit hohen Reproduktionsraten und schnellem Wachstum (z. B. *Lumbricus castaneus*); 2. Anecische

Lumbriciden als tiefgrabende, Mineralboden-bewohnende Arten, welche die Streu von der Oberfläche in die Wohnröhren ziehen (z. B. *Lumbricus terrestris*); 3. Endogäische Lumbriciden als Mineralboden-bewohnende Arten, welche die mit Organik angereicherte Mineralbodenfraktion aufnehmen (z. B. *Octolasion cyaneum*). Aufgrund der unterschiedlichen Lebensräume im Boden wirken sich die verschiedenen Landnutzungsformen und Bewirtschaftungsmaßnahmen in unterschiedlicher Weise auf die jeweiligen Spezies der Lumbriciden aus und beeinflussen damit deren Abundanz und Diversität. Nach Smith *et al.* (2008) hat die Intensität der Bewirtschaftung einen wesentlichen Einfluss auf die Größe und Zusammensetzung der Lumbriciden-Gesellschaft, wobei insbesondere durch eine konventionelle Ackerbewirtschaftung mit regelmäßigem Pflugeinsatz die Siedlungsdichte und die Diversität der Lumbriciden durch Fehlen von epigäischen und anecischen Arten am deutlichsten beschränkt werden. Nicht gepflügte Ackerstandorte sowie Sukzessionsstandorte sind dagegen sowohl bei der Siedlungsdichte als auch bei der Artenvielfalt durch deutlich höhere Werte gekennzeichnet. Die am meisten diversen Lumbriciden-Gesellschaften mit hohen Artenzahlen finden sich nach Smith *et al.* (2008) unter Waldnutzung, wobei Laubwälder die mit Abstand arten- und individuenreichsten Regenwurm-Gesellschaften beherbergen. Anhand der Lumbriciden-Abundanz und insbesondere deren Diversität lassen sich somit Rückschlüsse auf die Intensität der bewirtschaftungsbedingten Einflüsse ziehen, welche sich auf eine unter natürlichen Bedingungen potenziell mögliche Regenwurm-Gesellschaft störend und limitierend auswirken. Zu berücksichtigen ist jedoch auch, dass die Zusammensetzung der Lumbriciden-Gesellschaft sowohl unter landwirtschaftlicher Nutzung als auch unter naturnahen Bedingungen deutlich variieren kann, wenn die abiotischen Standortfaktoren wie die Bodentextur, Bodenfeuchte und die Bodenreaktion von den für die Lumbriciden-Gesellschaft optimalen Voraussetzungen abweichen (Singh *et al.*, 2016). Auch klimatische Bedingungen wie Temperatur und Niederschläge nehmen Einfluss auf die Regenwurm-Gesellschaft (Lavelle, 1988), so dass bei gleichen Nutzungsformen dennoch regionale Unterschiede der Lumbriciden-Diversität auftreten können. Aus den genannten Einflussfaktoren geht hervor, dass für die Bewertung der Arten- und Individuenzahlen die Standort- und Bewirtschaftungseinflüsse bei der Bildung von Referenzgruppen zu berücksichtigen sind. Dieses wird durch die Gruppierung nach den substratdifferenzierten Nutzungsformen zum Teil erreicht.

2.3 Existierende Bewertungssysteme

2.3.1 Bodenmikrobiologische Einstufungen nach Quirin und Emmerling (2004)

Die bei den bodenmikrobiologischen Untersuchungskampagnen des Boden-Dauerbeobachtungsprogramms Schleswig-Holsteins erhobenen Daten wurden am Anfang über die ersten drei Kampagnen aggregiert um einen initialen Datensatz für eine umfassende Auswertung zu generieren. Die Ergebnisse der bodenmikrobiologischen Untersuchungen dieses Zeitraums (1995 bis 2002) wurden im Rahmen eines Gesamtgutachtens (Quirin & Emmerling, 2004) für alle bis dahin eingerichteten BDF-Standorte ganzheitlich ausgewertet und dafür genutzt, landnutzungsspezifische Referenzwerte zur quantitativen Einstufung der Messwerte bodenmikrobiologischer Größen abzuleiten. Hierzu wurden die BDF-Standorte in drei Kollektive unterteilt, welche der Nutzung entsprechend jeweils die Acker-, Grünland- und Wald-Standorte zusammenfassen. Für jede der drei Gruppen wurden die Varianzen der bodenmikrobiologischen Untersuchungsparameter quantitativ in fünf Bewertungsklassen „sehr niedrig (1)“, „niedrig (2)“, „mittel (3)“, „hoch (4)“ und „sehr hoch (5)“ eingeteilt, für die jeweils die unteren und oberen Grenzwerte angegeben wurden. Das Bewertungssystem nach Quirin & Emmerling (2004) wurde für die folgenden bodenmikrobiologischen Größen konzipiert: Gehalte gesamter und glukoseaktivierter mikrobieller Biomasse (C_{mic} -CFE und C_{mic} -SIR), mikrobielle Quotienten gesamter und glukoseaktivierter mikrobieller Biomasse (Q_{mic} -CFE und Q_{mic} -SIR), metabolische Quotienten gesamter und glukoseaktivierter mikrobieller Biomasse (Q_{met} -CFE und Q_{met} -SIR), Arginin-Ammonifikation (ARG), sowie die Enzymaktivitäten alkalische Phosphataseaktivität (APA) und Arylsulfataseaktivität (ARYL), deren Analytik im weiteren Verlauf der Untersuchungskampagnen nicht fortgeführt wurde.

Die festgelegten Referenzwerte und Einstufungen wurden im weiteren Verlauf der Untersuchungskampagnen dafür verwendet, die neu erhobenen Daten der Bodenmikrobiologie einzuordnen und zu bewerten. Diese Bewertungen flossen in die späteren Untersuchungsberichte der jährlich stattfindenden bodenmikrobiologischen Untersuchungen ein, um die Standorte hinsichtlich der untersuchten Größen mit Bezug zur Bewirtschaftung zu charakterisieren. Mit weiterem Verlauf der Untersuchungen zeigten die nach Quirin & Emmerling (2004) vorgenommenen Einstufungen neuer Daten eine zunehmende Anzahl an Extremwerten, welche dem Bewertungssystem entsprechend als „sehr niedrig“ bzw. als „sehr hoch“ einzustufen waren. Daraus war abzuleiten, dass die Daten der ersten drei Untersuchungskampagnen nicht ausreichend waren, um Referenzwerte abzuleiten, welche die potenziell mögliche Varianz der bodenmikrobiologischen Größen vollständig abdecken. Zudem wurde das Bewertungssystem entwickelt, um die reine Höhe der Werte einzustufen, was eine Einschränkung darstellt, wenn eine qualitative Betrachtung in Bezug auf das Zusammenwirken von Parametern erwünscht ist. Beide Aspekte sprechen für eine Weiterentwicklung der bodenmikrobiologischen Bewertung.

2.3.2 Weitere bodenökologische Bewertungssysteme

Die Bewertung von Böden und der Bodenökologie wird je nach Anwender mit unterschiedlichen Verfahren der Datenerhebung und der Datenauswertung vorgenommen, die sich nach den methodischen Möglichkeiten und den Fragestellungen richten, welche die durchführenden Institutionen anzuwenden und zu beantworten beabsichtigen. Daraus ergeben sich sehr unterschiedliche methodische Ansätze und Bewertungssysteme, welche nicht vorbehaltlos auf andere Datensätze übertragbar sind. Eine Möglichkeit zur Bewertung bodenmikrobiologischer Größen wird in Höper & Kleefisch (2001) für das niedersächsische Boden-Dauerbeobachtungsprogramm dargestellt. Hierbei wurden für die bodenmikrobiologischen Parameter Referenzwerte durch multiple Regressionsmodelle mit abiotischen Prädiktoren (z. B. Tongehalt, pH, Gesamtstickstoff) berechnet und die Residuen zwischen den im Modell vorhergesagten und den tatsächlichen Werten zum Quantifizieren der Abweichung von standorttypischen mikrobiologischen Eigenschaften verwendet. Dieses System bildet somit die Abhängigkeit der Bodenmikrobiologie von den abiotischen Bodenbedingungen ab, wobei jedoch jeder bodenmikrobiologische Parameter einzeln betrachtet und bewertet wird. Ein Vergleich von Standorten erfolgt damit auf der Basis von Einzelvergleichen der unterschiedlichen Parameter, so dass eine übergeordnete Aussage zum bodenmikrobiologischen Zustand unberücksichtigt bleibt.

Eine weitere Möglichkeit zur Bewertung von Standorten wurde in der Veröffentlichung von Sommer *et al.* (2002) dargestellt, in der Waldböden Baden-Württembergs als Lebensräume für Organismen (Regenwürmer, Gehäuselandschnecken und Bodenmikroorganismen) anhand von Ökogrammen charakterisiert werden. Hierbei wurden die Biomassen der drei Organismengruppen in Abhängigkeit von standörtlichen pH-Werten und bodenkundlichen Feuchtestufen (BKF) gesetzt, um auf diese Weise die abiotischen Bedingungen zu ermitteln, welche durch ähnliche Biomassen gekennzeichnet sind und sich von anderen pH-BKF-Bedingungen mit anderen Biomassen unterscheiden. Die fünf ausgewiesenen Bereiche des Ökogramms wurden mit einer fünfstufigen Bewertungsskala versehen, welche die „Leistungsfähigkeit als Lebensraum“ kennzeichnen. Diese Lebensraumbewertung zeichnet sich vorteilhaft durch die Integration mehrerer Tiergruppen aus, beschränkt sich jedoch auf Biomassegehalte, ohne die Aktivität der bodenzoologischen und mikrobiologischen Untersuchungsobjekte und damit die stofflichen Umwandlungsprozesse im Boden zu berücksichtigen. Hinzu kommt, dass Bodenorganismen bei der räumlichen Betrachtung über die Fläche sehr heterogene Strukturen bilden (Ettema & Wardle, 2002), so dass die im Ökogramm ausgewiesenen Bereiche eventuell nur kleinräumige Strukturen wiedergeben und die „Leistungsfähigkeit als Lebensraum“ nicht vollständig erfasst wurde. Dies verdeutlicht, dass die unterschiedlichen Bewertungskonzepte stets an den spezifischen Fragestellungen der jeweiligen Anwender und deren methodischen Möglichkeiten ausgerichtet sind, so dass eine allgemeingültige bodenökologische Bewertung nicht möglich ist.

3 UNTERSUCHUNGSREGION SCHLESWIG-HOLSTEIN

Das Bundesland Schleswig-Holstein bildet den nördlichsten Teil der Großregion Norddeutsches Tiefland und erstreckt sich über eine Fläche von 15.804 km² (Statistikamt Nord, 2018) zwischen der deutsch-dänischen Grenze im Norden und dem Verlauf der Elbe im Südwesten. Im Süden und im Südosten wird Schleswig-Holstein zudem durch die Bundesländer Hamburg und Mecklenburg-Vorpommern begrenzt. Charakteristisch und einzigartig ist die Lage Schleswig-Holsteins zwischen der Nordsee und der Ostsee, woraus sich zu beiden Seiten Küstenlinien mit Längen von jeweils über 600 km ergeben (Statistikamt Nord, 2018), was insbesondere an der gezeitenbeeinflussten Westküste einen prägenden Einfluss auf die Landschafts- und Bodenentwicklung ausübt. In den nachfolgenden Abschnitten werden die landschaftsprägenden Prozesse und Merkmale sowohl für die kaltzeitliche und warmzeitliche Ab- und Umlagerungsphasen als auch für die gegenwärtige Landnutzungsphase beschrieben.

3.1 *Quartärgeologische und pedogenetische Entwicklung*

Sowohl die Morphologie der unterschiedlichen landschaftsbildenden Reliefformen Schleswig-Holsteins als auch deren stoffliche Beschaffenheit sind auf die Abfolge wechselnder quartärgeologischer Ablagerungs- und Umlagerungsprozesse zurückzuführen. Maßgeblich für die heutige Geländebeschaffenheit waren dabei die Vorgänge, welche im Zuge der letzten beiden pleistozänen Kaltzeiten (Saale-Kaltzeit und Weichsel-Kaltzeit) sowie der jeweils darauffolgenden Warmzeiten (Eem-Warmzeit und Holozän) stattgefunden haben. Frühere kaltzeitliche Prozesse und Sedimente (Elster-Kaltzeit) wurden durch die darauffolgenden Sedimentationszyklen überlagert und treten in Schleswig-Holstein daher oberflächlich nicht in Erscheinung (LLUR, 2012). Altpleistozäne und präquartäre Ablagerungen sind hingegen lediglich vereinzelt als geologische Fenster als Folge aufsteigender Salzstöcke an der Oberfläche anstehend, jedoch nicht landschaftsbildend im größeren Maßstab. Ein Beispiel hierfür ist die Liether Kalkgrube bei Elmshorn mit anstehendem Rotliegend-Ton und Zechsteinkalk (Grube & Grube, 2002). Die wesentlichen landschaftsbildenden Charakteristika Schleswig-Holsteins werden im Folgenden kurz beschrieben. Eine detaillierte Abhandlung der Böden und Bodenentwicklungen befindet sich in der vom Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (LLUR) herausgegebenen Veröffentlichung „Die Böden Schleswig-Holsteins“ (Burbaum & Filipinski, 2012) sowie in der Übersichtskarte der Bodentypen (Burbaum, 2016).

Hohe Geest: Die Sedimente der Saale-Kaltzeit bilden als die ältesten regional anstehenden Ablagerungen die Basis der schleswig-holsteinischen Bodensubstrate, welche in dem Vereisungszeitraum zwischen 300.000 und 126.000 Jahren vor heute (Marines Isotopenstadium MIS6–MIS8) abgelagert wurden (Deutsche Stratigraphische Kommission, 2016). Die als Grund- und Endmoränen abgelagerten, zunächst mergeligen Geschiebesedimente formten ein welliges Landschaftsrelief, welches nach Rückgang des Gletschereises durch periglaziale und warmzeitliche Umlagerungsprozesse fortschreitend egalisiert wurde (Burbaum & Filipinski, 2012). Ebenso erfolgte eine tiefgründige Entkalkung des ursprünglichen Mergels, so dass das heutige Altmoränenmaterial der Hohen Geest als Geschiebelehm unter Fließberdedecklagen und Flugsanddecken mit abgeschwächter Reliefmorphologie ansteht. Die Böden in diesem Landschaftsraum sind je nach lokaler Lage im Relief durch unterschiedliche Bodentypen gekennzeichnet. Überwiegend finden sich Braunerden in der Hohen Geest, unter Stauwassereinfluss auch Pseudogley-Braunerden sowie Braunerde-Parabraunerden an Standorten mit Tonverlagerung. Sandige Standorte in der Hohen Geest weisen zudem Podsole, Braunerde-Podsole sowie unter Stau- und Grundwassereinfluss auch Pseudogley-Podsole und Gley-Podsole auf (Burbaum, 2016).

Östliches Hügelland: Die Ablagerungen des Östlichen Hügellands gehen auf die Vereisungsphasen der Weichsel-Kaltzeit zurück. Die Hauptvergletscherung erfolgte dabei im Zeitraum zwischen 114.000 und 11.700 Jahren vor heute (Marines Isotopenstadium MIS2), in dem die maximalen Eisvorstöße der Ober-Weichsel (Deutsche Stratigraphische Kommission, 2016) stattgefunden haben. Hierzu zählt das Brandenburg-Stadium (20.000 Jahre vor heute), bei dem die Ausdehnung des Inlandeises in Schleswig-Holstein in etwa das östliche Drittel der Landesfläche bedeckte (Liedtke, 2003). In diesem Bereich befindet sich die als Östliches Hügelland bezeichnete Jungmoränenlandschaft, welche durch ein ausgeprägtes Relief mit Kuppen, Senken und steilen Hängen charakterisiert ist (Burbaum & Filipinski, 2012). Dieses wurde überwiegend zu Endmoränen durch Stauchungen bei sich abwechselnden Eisvorstoß- und Abschmelzphasen des Gletschereises geformt. Die Sedimente im Östlichen Hügelland sind im Wesentlichen Geschiebemergel und Geschiebelehme, welche zudem durch periglaziale Prozesse mit Decken aus Fließerde überlagert sind. Die Böden des Östlichen Hügellandes sind durch Tonverlagerung und Stauwassereinflüsse geprägt, so dass als flächenanteilig häufigste Bodentypen Parabraunerden, Pseudogley-Parabraunerden sowie Pseudogleye vorherrschend sind (Burbaum, 2016).

Vorgeest: Die Landschaft der Vorgeest befindet sich zwischen der Altmoränen- und der Jungmoränenlandschaft und ist überwiegend durch eine flache, nach Westen schwach abfallende Geländemorphologie gekennzeichnet (Burbaum & Filipinski, 2012). Die Entstehung der Vorgeest-Ebene geht auf das Abschmelzen der Weichsel-Gletscher zurück, wobei das dabei entstandene Schmelzwasser das aus dem Eis freigesetzte Sediment aufnahm und im Periglazialgebiet als Sanderflächen ablagerte. Die Schmelzwassersedimente der Vorgeest überlagern somit Teile

der zuvor abgelagerten Glazialsedimente, insbesondere die flacheren, saalekaltzeitlichen Moränen. Die sauren, sandigen Böden der Vorgeest sind vorherrschend durch Podsolierung gekennzeichnet, wobei auch verbrauchte und grundwasserbeeinflusste Braunerde-Podsole und Gley-Podsole auftreten (Burbaum, 2016).

Marsch: Die Marsch erstreckt sich über den Nordwesten bis zum Südwesten Schleswig-Holsteins und wird dort durch die Küsten der Nordsee und des Elbe-Ästuars in ihrer Ausdehnung begrenzt. Mit einem Anteil von 14 % ist die Marsch der flächenmäßig kleinste Hauptnaturraum (Tabelle 3.1), welcher durch die jüngsten geologischen Ablagerungsprozesse und ebenso durch menschliche Eingriffe im Zuge von Landgewinnungsmaßnahmen (Eindeichung) maßgeblich geformt wurde. Die Marsch wird durch überwiegend feinkörnige, holozäne Sedimente gebildet, welche seit Beginn des Holozäns vor 11.700 Jahren (Deutsche Stratigraphische Kommission, 2016) durch glazialeustatischen Meeresspiegelanstieg und die damit verbundenen Transgressionen (Müller, 1962) im westlichen Küstenbereich abgelagert wurden. In Abhängigkeit von den vorherrschenden Strömungsbedingungen werden die Sedimente unterschiedlicher Korngrößen transportiert und abgelagert, welche in den Marschenböden durch Fraktionen der Schluffe und Tone, mit zum Teil sturmflutbedingten Sandeinlagerungen charakterisiert sind (Burbaum & Filipinski, 2012). Die Böden der schleswig-holsteinischen Marsch spiegeln je nach ihrer Lage das gesamte Spektrum der holozänen Bodenentwicklung in ihren unterschiedlichen Stadien wider. Die pedogenetisch jüngsten Marschböden befinden sich dabei in Bereichen des Deichvorlandes, welche durch regelmäßige Überflutungsereignisse weiterhin unter dem Einfluss des Meerwassers stehen und dort als salz- und kalkhaltige Rohmarschen Standorte für angepasste Salzwiesengesellschaften bilden (Behre, 1991). Eingedeichte Flächenstreifen im unmittelbaren Küstenbereich sind überwiegend durch entsalzte Kalkmarschen gekennzeichnet, welche sich entlang der Eider auch tiefer in das Landesinnere hineinziehen (Burbaum, 2016). Im Anschluss an die Kalkmarschen, und insbesondere im Bereich des Elbästuars, befinden sich größere Flächen mit weit entwickelten Böden wie den tiefgründig entkalkten Kleimarschen und Dwogmarschen. Knick- und Organomarschen sind inselartig verteilt und bilden größere zusammenhängende Flächen lediglich im Nordwesten Schleswig-Holsteins als flaches Sietland (Burbaum, 2016).

Moore: Neben der beschriebenen mineralischen Sedimente ist die Landschaft Schleswig-Holsteins in weiten Teilen ebenso durch organische Böden aus Hoch- und Niedermoortorfen gekennzeichnet. Diese sind über die grundwassernahen Niederungen aller Hauptnaturräume verteilt, größere zusammenhängende Moorflächen befinden sich jedoch im Übergang zwischen Marsch und Hoher Geest (Burbaum & Filipinski, 2012). Die Niedermoore entstanden durch Prozesse der Verlandung, bei denen Seen und andere Gewässer von den Rändern aus von Wasserpflanzen besiedelt wurden, deren Biomasse unterhalb des Wasserspiegels konserviert wurde. Die Ausbreitung von z. B. Torfmoosen führte zur Genese eines Niedermoores.

3.2 Struktur der Landnutzung

Schleswig-Holstein ist ein landwirtschaftlich geprägtes Bundesland, dessen Landfläche zu 70 % der landwirtschaftlichen Nutzung unterliegt (Statistikamt Nord, 2016). Dieser Anteil befindet sich deutlich über dem Bundesdurchschnitt von 52 % (Umweltbundesamt, 2018b) und verdeutlicht damit die besondere Bedeutung der landwirtschaftlichen Einflüsse auf den Großteil der schleswig-holsteinischen Böden und deren Ökologie. Etwa 43 % der Landesfläche werden in Schleswig-Holstein als Ackerflächen bewirtschaftet, während der Anteil des Grünlands bei 20 % und der Anteil der Waldfläche bei 11 % liegt. Unterschiede ergeben sich jedoch bei der Betrachtung der Hauptnaturräume, welche für die drei Landnutzungsformen durch unterschiedlich hohe Anteile gekennzeichnet sind. Dabei weist die Nutzungscharakteristik des Östlichen Hügellandes mit 52 % den höchsten Ackerflächenanteil auf, während dieser in der Hohen Geest mit 31 % am niedrigsten ist. Dagegen ist der Anteil der Grünlandfläche im Östlichen Hügelland mit lediglich 11 % der insgesamt niedrigste. Die Böden der Marsch weisen mit 29 % die höchste anteilige Grünlandnutzung im Vergleich aller Hauptnaturräume auf. Am deutlichsten tritt der Unterschied in der Landnutzung jedoch bei den Anteilen der Waldflächen in Erscheinung. Während diese in der Vorgeest, Hohen Geest und im Östlichen Hügelland mit Werten zwischen 12 % und 14 % auf etwa einem Niveau liegen, beträgt der Anteil der Waldfläche in der Marsch lediglich 1 %. Diese sehr unterschiedlichen, räumlich differenzierten Nutzungscharakteristika begründen die sorgsame Konzeption bei der Auswahl der Boden-Dauerbeobachtungsflächen, um sowohl die einzelnen Hauptnaturräume als auch die Landesfläche als Ganzes repräsentativ zu erfassen. Detaillierte Angaben zu den Bodenflächen der Hauptnaturräume und deren Aufschlüsselung nach den Nutzungsformen befinden sich nachfolgend in der Tabelle 3.1.

Tabelle 3.1 Schleswig-Holsteins Hauptnaturräume nach Anteilen der Flächennutzung.

Die Angaben beziehen sich auf statistische Erhebungen des Jahres 2015 (Statistikamt Nord, 2016) bzw. des Jahres 2010 für die Aufschlüsselung nach Acker- und Grünlandanteilen (MELUND, 2019).

Hauptnaturraum	Bodenfläche		Landwirtschaft *	Anteile der Nutzung		
	km ²	%		%	Acker %	Grünland %
Marsch	2.187	13,8	78,4	43,3	28,5	0,9
Hohe Geest	4.396	27,8	67,7	30,7	27,7	11,9
Vorgeest	2.586	16,4	70,3	39,9	22,6	13,9
Östl. Hügelland	6.635	42,0	67,9	51,5	10,7	11,6
Schleswig-Holstein	15.804	100,0	69,7	42,7	19,9	10,6

* Unbebaute Flächen, die dem Ackerbau, der Wiesen- und Weidewirtschaft, dem Gartenbau, dem Obstbau oder den Baumschulen dienen. Einbezogen werden neben dem Ackerland, Grünland und Gartenland auch Moor, Heide, Brachland sowie unbebaute Flächen (landwirtschaftliche Betriebsflächen), die vorwiegend dem landwirtschaftlichen Betrieb dienen.

3.3 BDF-Standorte

Die in Schleswig-Holstein eingerichteten Boden-Dauerbeobachtungsflächen verteilen sich weitgehend gleichmäßig über die Landesfläche und somit über die verschiedenen Groß-Landschaftsräume (Abbildung 3.1). Damit werden die für jeden Hauptnaturraum spezifischen geologischen und bodenkundlichen Merkmale durch jeweils mehrere BDF-Standorte repräsentativ erfasst. Diese Standortverteilung ermöglicht somit nicht nur das Monitoring der Einzelflächen, sondern auch einen landschaftsübergreifenden Vergleich der Ist-Zustände und der Entwicklungstendenzen. Die Marschenlandschaft wird durch insgesamt sieben BDF-Standorte repräsentiert während 13 Boden-Dauerbeobachtungsflächen in der Geest (Vorgeest und Hohe Geest) eingerichtet wurden. Die höchste Anzahl an BDF-Standorten befindet sich im flächenanteilig größten Hauptnaturraum, dem Östlichen Hügelland mit 17 BDF.

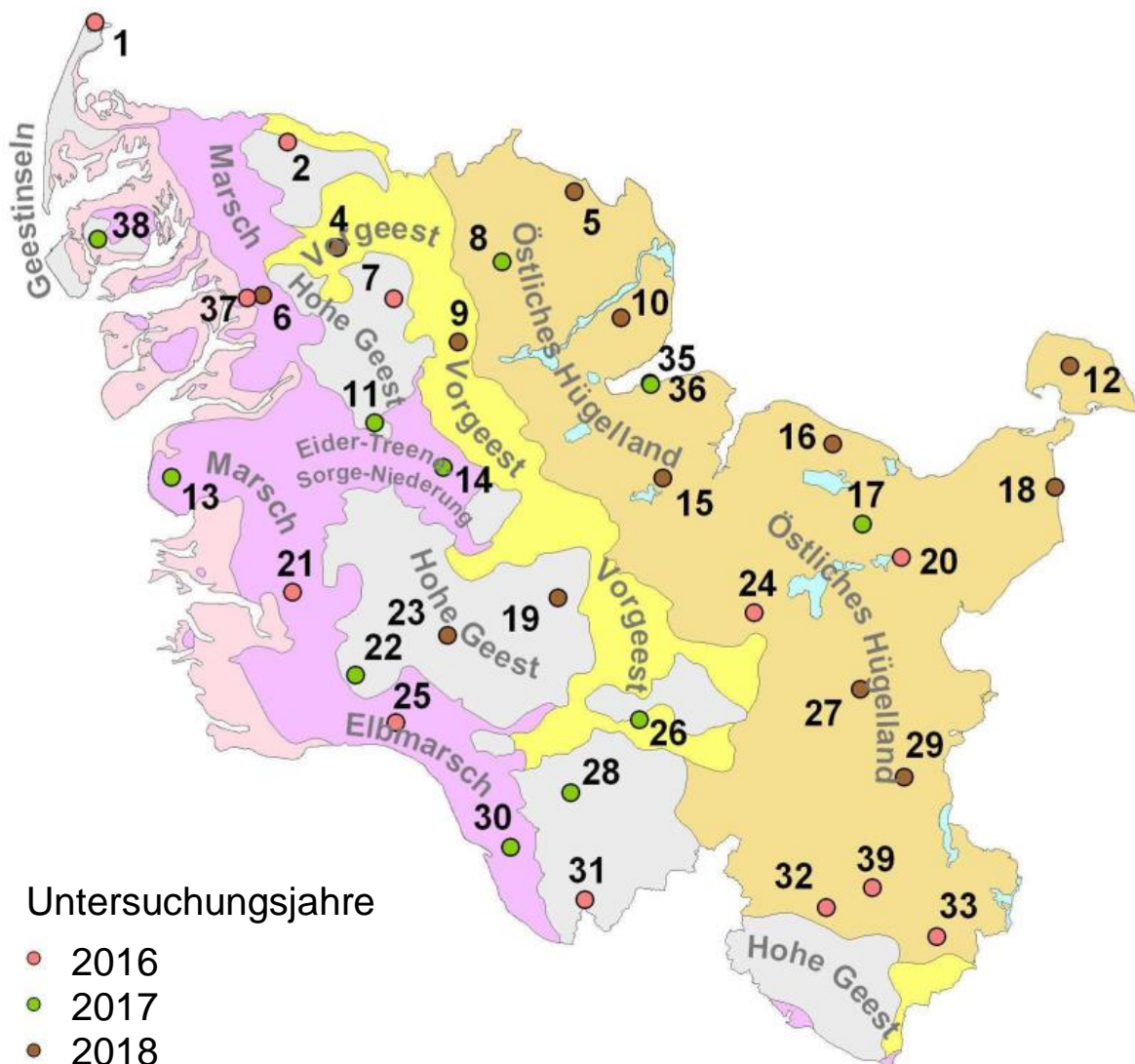


Abbildung 3.1 Lage der BDF innerhalb der Hauptnaturräume Schleswig-Holsteins.

Die farblich markierten Zuordnungen der Untersuchungsjahre beziehen sich auf die siebte bodenmikrobiologische Untersuchungskampagne (Quelle: LLUR).

Zu der naturräumlichen Differenzierung weisen die Boden-Dauerbeobachtungsflächen ebenso Unterschiede hinsichtlich der Substratbeschaffenheit sowie der Form der Bodennutzung auf (Abbildung 3.2). Eine grobe Einteilung der Standorte ist durch die Wald-, Grünland- und Ackernutzungen gegeben. Die Wald-BDF unterteilen sich dabei in einen Nadelwald-Standort (BDF02 Süderlügum) sowie in vier Laubwald-BDF. Eine forstwirtschaftliche Nutzung der Waldstandorte durch Baumstammentnahmen liegt in unterschiedlichen Intensitäten an allen fünf Wald-BDF vor. Differenziert nach Substraten, befindet sich lediglich ein Waldstandort (BDF20 Wüstenfelde) auf einem lehmigen Boden während die übrigen vier Wald-BDF sandige Böden repräsentieren.

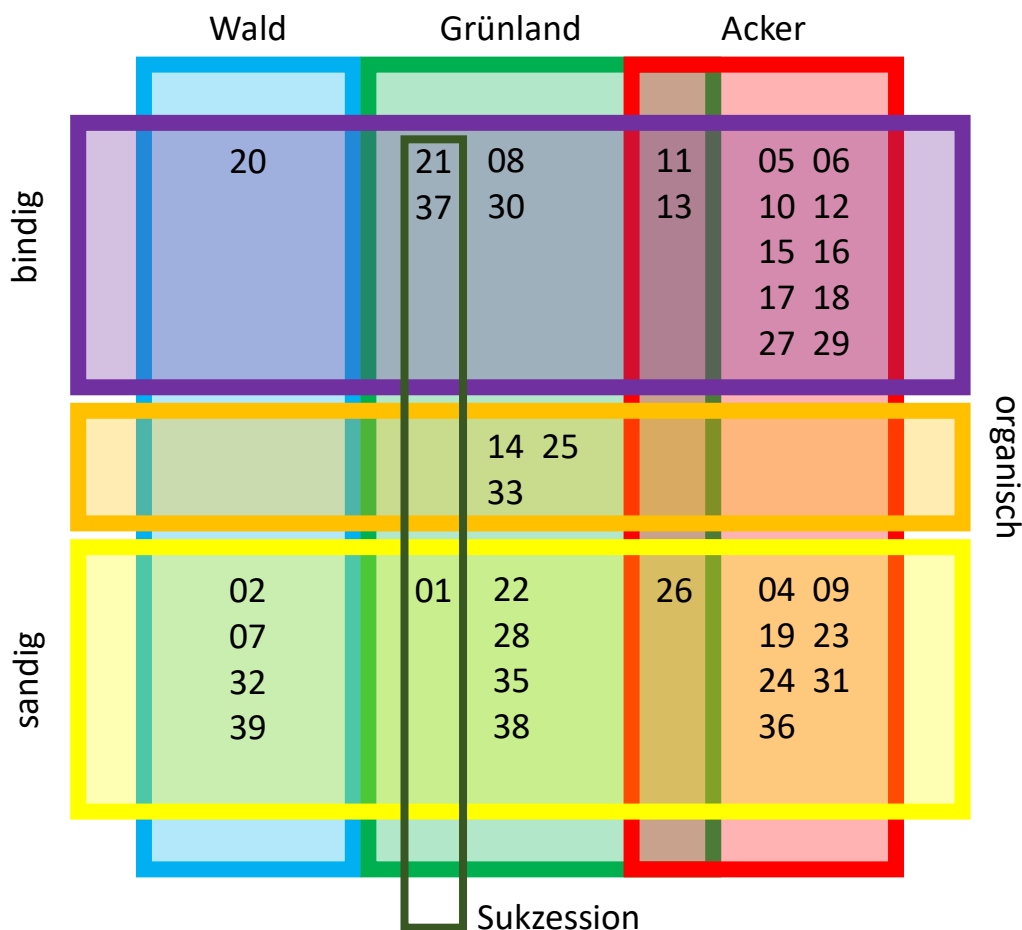


Abbildung 3.2 Nutzungs- und substratbezogene Charakterisierung der BDF-Standorte.

Zuordnung der BDF-Standorte zu den drei Nutzungsklassen Acker, Grünland und Wald sowie zu den Substratgruppen sandig (Reinsande, Lehmsande, Schluffe), bindig (Lehme, Schluffe, Tone) und organisch (Niedermoortorfe mit mineralischen Anteilen).

Unter langjährig durchgehender Grünlandnutzung befinden sich zwölf Standorte, von denen drei unbewirtschaftete Sukzessionsflächen mit lediglich extensiver Schafbeweidung darstellen. Diese naturnahen BDF-Standorte befinden sich auf sandigen (BDF01 List) sowie auf schluffigen und tonigen Böden (BDF21 Speicherkoog, BDF37 Hamburger Hallig) aus holozänen Sedimenten.

Zwei weitere Grünlandstandorte auf feinkörnigen Bodensubstraten unterliegen einer intensiven Bewirtschaftung als Weide bzw. Mähweide (BDF08 Havetoftloit, BDF30 Altendeich), während vier weitere Grünland-BDF auf sandigen Böden gelegen sind. Hierunter fällt auch eine ökologisch bewirtschaftete Mähweide bzw. Wiese (BDF35 Lindhöft 1). Grünlandflächen auf organischen Substraten aus Niedermoortorfen mit mineralischen Anteilen werden durch drei BDF-Standorte repräsentiert, von denen zwei einer extensiven Nutzung als Weide bzw. Mähweide (BDF25 Landscheide, BDF33 Hellbachtal) unterliegen. Ackerbaulich genutzte Standorte werden durch 17 BDF vertreten. Davon befinden sich zehn auf lehmigen bzw. auf feinkörnigen Bodensubstraten und werden sowohl konventionell als auch ökologisch (BDF17 Dannau) zum Anbau von Getreide, Marktfrüchten und Feldfutter bewirtschaftet. Weitere sieben ackerbauliche Boden-Dauerbeobachtungsflächen befinden sich auf sandigen Substraten. Auf diesen Standorten findet neben dem Anbau von Getreide auch ein zum Teil vorherrschender Anbau von Körner- und Silomais statt. Jeweils ein weiterer sandiger Ackerstandort dient dem ökologischen Landbau (BDF36 Lindhöft 2) sowie einer Nutzung als Baumschule (BDF31 Pinneberg). Drei BDF-Standorte wurden im Zeitraum der Boden-Dauerbeobachtung in Wechselbewirtschaftung genutzt. Dabei wurde die langjährige Mähweidenutzung auf den Standorten BDF11 Lehmsiek und BDF13 St. Peter-Ording durch eine fünf- bis achtjährige Periode des Mais- und Getreideanbaus unterbrochen. Am Standort BDF26 Karkendamm wurde die langjährige Weide- bzw. Mähweidenutzung lediglich vereinzelt (2011 und 2016) durch Umbruch und Getreideanbau unterbrochen.

Eine Übersicht der Boden-Dauerbeobachtungsflächen mit deren bodenkundlichen Eigenschaften hinsichtlich des Bodentyps und der Bodenart sowie den Angaben zur vorherrschenden Nutzung befindet sich nachfolgend in der Tabelle 3.2. Detaillierte geographische und bodenkundliche Beschreibungen für die einzelnen Standorte sowie der standortspezifischen Bewirtschaftungsmaßnahmen befinden sich in den jährlichen Fachberichten zu den bodenmikrobiologischen Untersuchungen Fiencke *et al.* (2018), Woloszczyk *et al.* (2018) und Woloszczyk *et al.* (2019).

Tabelle 3.2 Übersicht der BDF-Standorte.

BDF-Standorte mit Angaben zum Bodentyp, gemittelter Bodenart sowie gegenwärtiger Nutzungsform zur jeweils letzten bodenmikrobiologischen Untersuchungskampagne.

BDF	Name	Bodentyp	Bodenart	Nutzung	
1	List	Podsoliger Regosol	Ss	Grünland	Sukzession ext.
2	Süderlügum	Podsol	Ss	Wald	Nadelforst
4	Goldelund	Gley-Podsol	Ss	Acker	
5	Gintoft	Pseudogley-Parabraunerde	Sl ₄	Acker	
6	Sönke-Nissen-Koog	Kalkmarsch	Lu	Acker	
7	Pobüller Bauernholz	Pseudogley-Podsol	Su ₂	Wald	Laubforst
8	Havetoftloit	Parabraunerde	Sl ₄	Grünland	
9	Schuby	Gley-Podsol	Ss	Acker	
10	Maasleben	Parabraunerde-Pseudogley	Ls ₃	Acker	
11	Lehmsiek	Pseudogley	Sl ₄	Grünland	Wechselwirtschaft
12	Vadersdorf	Pseudogley	Ls ₄	Acker	
13	St. Peter-Ording	Knickmarsch	Lt ₃	Acker	Wechselwirtschaft
14	Meggerdorf	Erdniedermoor	Hn (Ls ₄)	Grünland	
15	Achterwehr	Pseudogley-Kolluvisol	Sl ₄	Acker	
16	Schwartbuck	Pseudogley-Parabraunerde	Ls ₃	Acker	
17	Dannau	Pseudogley-Parabraunerde	Ls ₃	Acker	ökologisch
18	Heringsdorf	Pseudogley-Parabraunerde	Ls ₃	Acker	
19	Mörel	Pseudogley-Parabraunerde	Sl ₃	Acker	
20	Wüstenfelde	Parabraunerde-Pseudogley	Ls ₃	Wald	Laubforst
21	Speicherkoog	Kalkmarsch	Lu	Grünland	Sukzession
22	Hindorf	Pseudogley-Podsol	Su ₂	Grünland	
23	Bokhorst	Braunerde	Sl ₂	Acker	
24	Bornhöved	Braunerde	Ss	Acker	
25	Landscheide	Erdniedermoor	Hn (Lt ₃)	Grünland	extensiv
26	Karkendamm	Gley-Podsol	Ss	Acker	Wechselwirtschaft
27	Tankenrade	Pseudogley-Parabraunerde	Ls ₃	Acker	
28	Gr. Offenseth-Asp.	Pseudogley	Sl ₃	Grünland	
29	Niederbüssau	Braunerde-Pseudogley	Ls ₂	Acker	
30	Altendeich	Kleimarsch	Tu ₃	Grünland	
31	Pinneberg	Braunerde	Sl ₂	Acker	Baumschule
32	Hahnheide	Podsol-Braunerde	Sl ₂	Wald	Laubforst
33	Hellbachtal	Erdniedermoor (Anmoorgley)	Hn (Sl ₂)	Grünland	extensiv
35	Lindhöft 1	Parabraunerde	Sl ₃	Grünland	ökologisch
36	Lindhöft 2	Parabraunerde	Sl ₃	Acker	ökologisch
37	Hamburger Hallig	Rohmarsch	Tu ₃	Grünland	Sukzession ext.
38	Witsum	Podsol	Sl ₂	Grünland	
39	Hevenbruch	Pseudogley-Braunerde	Sl ₃	Wald	Laubforst

4 MATERIAL UND METHODEN

4.1 Untersuchungsmethodik im BDF-Programm

4.1.1 Bodenphysikalische und -chemische Untersuchungen

Ein grundlegender Bestandteil der Boden-Dauerbeobachtung ist die Erfassung der abiotischen Bodenparameter. Dies umfasst sowohl bodenphysikalische als auch bodenchemische Analysen, welche in unterschiedlichem Umfang innerhalb unterschiedlicher Untersuchungskampagnen und zum Teil durch unterschiedliche Labore durchgeführt werden. Eine Übersicht über die verschiedenen Untersuchungskampagnen und über den gesamten Untersuchungsumfang (Organik, Anorganik, Hauptelemente, Schadstoffe, Schwermetalle etc.) befindet sich in Nerger *et al.* (2011). Nachfolgend werden die Untersuchungsmethoden der abiotischen Bodenparameter mit Bezug auf standardisierte Bestimmungsverfahren sowie mit dem Schwerpunkt auf den für diese Arbeit relevanten Größen beschrieben. Die wesentlichen bodenphysikalischen Größen sind hierbei die Korngrößenverteilung und die Lagerungsdichte. Die relevanten bodenchemischen Parameter sind Wassergehalt, Boden-pH, organischer Kohlenstoff, Gesamt-Stickstoff und anorganische Stickstoff-Verbindungen. Die hier beschriebenen Methoden der bodenchemischen Parameter beziehen sich auf die Untersuchungen am Institut für Bodenkunde Hamburg, welche seit 2011 an den Proben der bodenmikrobiologischen Untersuchungskampagnen und dem dazugehörigen Probenentnahmeschema (beschrieben in Abschnitt 4.1.2) durchgeführt werden.

Korngrößenverteilung: Die Analyse der Korngrößenverteilung und die daraus resultierende Bestimmung der Bodenart ist das ergänzende Pendant zur feldbodenkundlichen Fingerprobe. Die Analytik erfolgte mittels (Nass-)Siebung und Sedimentation nach Köhn (DIN 19683-1:1973-04, DIN 19683-2:1973-04). Nach Absiebung des Grobbodens (> 2 mm) wurde bei Bedarf eine Humus- und Carbonatbefreiung (in der Regel ab 2 %) mittels 30 %-iger Wasserstoffperoxid-Lösung (H₂O₂) und 0,001 M Salzsäure-Lösung (HCl) durchgeführt. Zur Dispergierung der Tonminerale wurde das Probenmaterial mit 0,4 M Natriumpyrophosphat-Lösung (Na₄P₂O₇) behandelt. Das so vorbehandelte Probenmaterial wurde zunächst nass gesiebt und die abgesiebte Fraktion < 0,063 mm wurde mittels Sedimentation und Pipettierung nach Köhn in die jeweiligen Korngrößenklassen aufgetrennt und nach Eintrocknung ausgewogen. Die Sandfraktionen (> 0,063 mm) wurden trocken ausgesiebt und gewogen. Aus den prozentualen Gewichtsanteilen wurde die Feinbodenart nach den Vorgaben der Bodenkundlichen Kartieranleitung (Ad-Hoc-AG Boden, 2005) ermittelt.

Lagerungsdichte (LD): Die Lagerungsdichte des Bodens wurde im Labor anhand von ungestörten Stechringproben mit einem Volumen von 100 cm³ ermittelt (DIN ISO 11272:1994-01). Hierbei wurde das Probenmaterial im Trockenschrank bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz (in der Regel 24 h) getrocknet. Das Nettogewicht der wasserfreien Bodenprobe wurde durch das Probenvolumen geteilt.

Wassergehalt (H₂O): Die Wassergehalte der Bodenproben wurden durch Wiegen einer definierten Menge an Probenmaterial (ca. 10–20 g) im feldfeuchten Zustand und nach Trocknung anhand der Gewichts Differenz bestimmt (DIN ISO 11465:1996-12). Die Trocknung erfolgte dabei in einem Trockenschrank bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz (in der Regel 24 h). Die Masse des verdampften Wassers wurde auf das Trockengewicht des Probenmaterials bezogen.

Boden-pH (pH): Für die Messung der pH-Werte wurde eine Suspension aus 10 g feldfeuchtem Probenmaterial und 25 ml 0,01 M CaCl₂-Lösung durch einstündiges Schütteln auf einem Horizontalschüttler hergestellt (DIN ISO 10390:2005-12). Nach anschließender einstündiger Sedimentationsphase wurde der pH mit zuvor kalibriertem pH-Meter mit Glaselektrode gemessen.

Gesamt-Kohlenstoff (C_t) und Stickstoff (N_t): Zur Bestimmung der Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte wurde jeweils 0,3–1,0 g ofengetrocknetes (105 °C) und gemahlene Probenmaterial verwendet. Die Analytik erfolgte durch trockene Verbrennung bei 900 °C in einem Elementaranalysator mit anschließender Gaschromatographie (Vario MAX CNS, Elementar Analysensysteme GmbH, Langenselbold; DIN ISO 10694:1996-08, DIN ISO 13878:1998-11). Bei Böden mit pH-Werten unterhalb des Carbonat-Pufferbereichs (pH < 6,2) wurde der Gehalt des Gesamt-Kohlenstoffs als organischer Kohlenstoff (C_{org}) festgelegt.

Anorganischer Kohlenstoff (C_{anorg}): Bei carbonathaltigen Böden (pH > 6,2) wurde der Gehalt des anorganischen Kohlenstoffs in einem Elementaranalysator (Vario MAX Cube, Elementar Analysensysteme GmbH, Langenselbold) bestimmt. Die gemessene Konzentration wurde vom Gehalt des Gesamt-Kohlenstoffs subtrahiert, um den Gehalt des organischen Kohlenstoffs zu erhalten.

Ammonium-Stickstoff (NH₄⁺-N): Für die Bestimmung der NH₄⁺-N-Gehalte erfolgte zunächst eine Extraktion mit 20 ml 0,0125 M CaCl₂-Lösung auf 5 g feldfeuchtes Probenmaterial (VDLUFA, 1991). Das extrahierte Ammonium wurde im alkalischen Milieu einer NaOH-Lösung (pH bei 12,6) mit Hypochlorit- und Salicylat-Ionen durch Katalyse mit Natriumpentacyanonitrosylferrat zum blaugefärbten Indophenol komplexiert. Die NH₄⁺-N-Gehalte wurden nach photometrischer Messung der Extinktion bei 655 nm anhand der zuvor bestimmten Regressionsgleichung der Verdünnungsreihe (0–1 mg · l⁻¹) berechnet.

Nitrit- (NO_2^- -N) und Nitrat-Stickstoff (NO_3^- -N): Für die Bestimmung des Nitrit- und Nitrat-Stickstoffs wurde die Extraktion aus der Ammoniumbestimmung nach VDLUFA (1991) angewendet. Die Quantifizierung erfolgte unter Anwendung der Hochleistungsflüssigkeitschromatographie (HPLC, Agilent Binary Technologies 1200 Series). Durch Addition von NH_4^+ -N, NO_2^- -N und NO_3^- -N wurde die Summe der anorganischen, gelösten Stickstoffverbindungen N_{min} berechnet.

4.1.2 Bodenmikrobiologische Untersuchungen

Bodenmikrobiologische Untersuchungen sind ein bedeutender Bestandteil des Boden-Dauerbeobachtungsprogramms in Schleswig-Holstein. Diese dienen als sensitive Indikatoren für Veränderungen im Boden und sind daher geeignet, Bodenveränderungen schneller anzuzeigen als die bodenchemischen Parameter. Die erste bodenmikrobiologische Untersuchungskampagne erfolgte in den Jahren 1995 und 1996. Für Wiederholungsuntersuchungen wurde ein Dreijahreszyklus festgelegt, wobei jedes Jahr jeweils ein Drittel der BDF-Standorte, gruppiert nach Nutzung, beprobt wird. Im Jahr 2018 wurde die siebte bodenmikrobiologische Messkampagne abgeschlossen. Die bodenmikrobiologischen Analysen wurden seit 2010 am Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg durchgeführt.

Probenentnahme für bodenmikrobiologische Untersuchungen: Die Beprobung der BDF-Standorte für bodenmikrobiologische Untersuchungen bedarf aufgrund der zeitlich und räumlich schnell und stark variierenden mikrobiellen Aktivität ein besonders fundiertes Probenentnahmekonzept. Insbesondere im Hinblick auf die Reproduzierbarkeit und Vergleichbarkeit der Analyseergebnisse über mehrere Messkampagnen hinweg ist eine gleichbleibende Probenentnahme von großer Bedeutung. Die Probenentnahme wird daher von erfahrenen Mitarbeitern des LLUR durchgeführt, was eine Kontinuität der Verfahrensabläufe gewährleistet.

Für die Probenentnahmen wurde als Zeitpunkt das Frühjahr nach Ende des Bodenfrostes ausgewählt, was in der Regel auf den Monat März entfällt. Grund dafür ist die geringe mikrobielle Aktivität nach der winterlichen Ruhephase mit niedrigen Bodentemperaturen vor dem Beginn der Vegetationsperiode. Zum anderen stellt dieser frühe Zeitpunkt sicher, dass noch keine Bewirtschaftungsmaßnahmen an den landwirtschaftlich genutzten Standorten vorgenommen wurden. Beides sorgt somit für weitgehend gleichbleibende Bedingungen während der Probenentnahme, was für die Vergleichbarkeit und Aussagekraft der Ergebnisse von großer Bedeutung ist. Die klimatischen und standörtlichen Bedingungen zum Zeitpunkt der Beprobung werden stets in Probenentnahmeprotokollen dokumentiert.

Die Probenentnahme wird nach dem in der Abbildung 4.1 dargestellten Schema durchgeführt. Nach dem Einmessen der Fläche und der Beprobungspunkte, werden am Außenrand jeder BDF-Kante mittels Bohrstock jeweils 15 Proben des Oberbodens entnommen und vor Ort in einer

Schüssel zu vier Mischproben vereinigt. Die Einstichtiefe beträgt dabei 30 cm auf Acker und 10 cm auf Grünland, wobei nur humoses Material innerhalb dieser Tiefe entnommen wird. Auf Waldstandorten wird entsprechend der Mächtigkeit der Ah-Horizonte beprobt sowie eine, teils differenzierte, Probe der organischen Auflage entnommen (O bzw. Of & Oh). Die so hergestellten Mischproben werden vor Ort portioniert (je ein Beutel 500 g und zwei Beutel 400 g) und am gleichen Tag im Landesamt (LLUR) eingefroren.

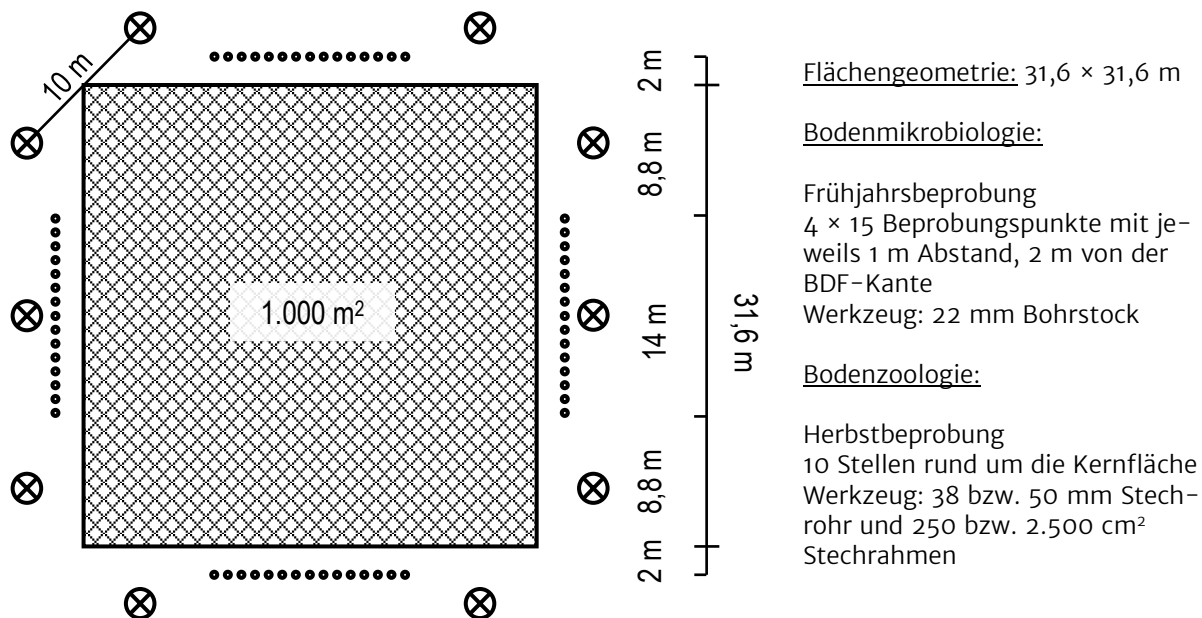


Abbildung 4.1 Schema einer BDF mit Probenentnahmepunkten für bodenbiologische Untersuchungen.

Parallel zu den BDF-Kanten befinden sich vier Probenentnahmestrecken mit jeweils 15 Einstichpunkten für bodenmikrobiologische Untersuchungen. Beprobungspunkte der Bodenzoologie befinden sich an zehn Stellen rund um die Kernfläche (Schema gemäß LLUR-Entnahmeplan).

Vorbehandlung der Proben für bodenmikrobiologische Untersuchungen: Für bodenmikrobiologische Laboranalysen ist zunächst eine spezifische Vorbehandlung der Proben notwendig. Die gefrorenen Proben werden bei einer Temperatur von etwa 4 °C über Nacht im Kühlschrank aufgetaut und zur Abtrennung des Grobbodens durch ein Laborsieb (2 mm Gitterweite) gesiebt. Eine Vorinkubation wird über fünf Tage bei 20 °C in verschlossenen Gefäßen in abgedunkelter Umgebung durchgeführt. Eine Anpassung des Wassergehaltes wird nicht vorgenommen.

Mikrobieller Kohlenstoff (C_{mic}-CFE) und Stickstoff (N_{mic}-CFE) aus Chloroform-Fumigation-Extraktion: Die Bestimmung des in mikrobieller Biomasse gebundenen Kohlenstoffs und Stickstoffs basiert auf dem von Vance *et al.* (1987) beschriebenen Extraktionsverfahren sowie auf der DIN ISO 14240-2:1999-10. Das vorinkubierte Probenmaterial wird dabei über 24 h mit Chloroform (CHCl₃) begast und anschließend mit einer 0,5 M Kaliumsulfat-Lösung (K₂SO₄) im Verhältnis von 25 g Boden auf 100 ml K₂SO₄-Lösung extrahiert. Die Extraktion wird in gleicher Weise mit einer nicht-fumigierten Kontrollprobe durchgeführt. In beiden Extrakten werden die

Gehalte des gelösten organischen Kohlenstoffs und Stickstoffs gaschromatographisch bestimmt und die C- bzw. N-Differenz zwischen der fumigierten und der nicht-fumigierten Probe berechnet. Die berechnete Differenz entspricht dem extrahierbaren Kohlenstoff bzw. Stickstoff und wird durch Division durch einen Konversionsfaktor in den mikrobiellen Kohlenstoff und Stickstoff umgerechnet. Es werden entsprechend der DIN die Konversionsfaktoren 0,38 für C_{mic} -CFE und 0,54 für N_{mic} -CFE verwendet.

Mikrobielle Basalrespiration (BR) und substratinduzierte Respiration (SIR): Die Bestimmung der mikrobiellen Basalrespiration und der substratinduzierten Respiration beruht auf direkten Messungen der mikrobiellen Atmungsaktivität anhand des pro Zeiteinheit freigesetzten CO_2 . Die Messungen werden mit einer computergesteuerten und automatisierten Anlage nach Heinemeyer *et al.* (1989) durchgeführt. Die Probenbehälter der Anlage werden dazu mit jeweils 50 g (Trockenmasse) des vorinkubierten Probenmaterials bestückt und eine Durchflussrate des Trägergases (akklimateisierte Außenluft, 20 °C, ca. 400 ppm CO_2) von $200 \text{ ml} \cdot \text{min}^{-1}$ an den Membranpumpen eingestellt. Die Detektion der CO_2 -Konzentration erfolgt durch einen Infrarot-Gasanalysator (IRGA, Typ CIRAS-3 DC), welcher mit zwei Messkammern für die simultane Messung von Analysegas und Referenzgas ausgestattet ist. Das Analysegas ist hierbei das durch die Probe geleitete und damit CO_2 -angereicherte Trägergas, während das Referenzgas separat angesaugt wird und die CO_2 -Konzentration des reinen Trägergases (Außenluft) aufweist. Das produzierte CO_2 wird zunächst als Konzentration (ppm) aus der CO_2 -Differenz zwischen Analyse- und Referenzgas ermittelt. Über die gemessene Durchflussrate (kalorimetrischer Durchfluss-Sensor) und die allgemeine Gasgleichung wird die CO_2 -Konzentration in die stündliche Produktionsrate auf der Basis der Probeneinwaage umgerechnet. Ein Messdurchgang aller 24 Probenbehälter (inkl. vier bis sechs Blindwerte) umfasst einen Zeitrahmen von einer Stunde, so dass nach 150 Sekunden das Analysegas des jeweils nächsten Probenbehälters über eine Ventilsteuerung dem IRGA zugeführt wird. Die Anlage führt diesen Messzyklus in Schleife fort.

Für die Bestimmung der mikrobiellen Basalrespiration werden die stündlichen CO_2 -Produktionsraten über einen Zeitraum von 24 h gemessen. Die BR wird gemäß DIN ISO 17155:2003-06 als Mittelwert der stündlichen Atmungsraten während eines stabilen Zeitabschnitts berechnet. In der Regel wird hierfür das letzte Drittel des Messzeitraums ausgewertet. Zur Bestimmung der SIR wird das Probenmaterial aus den Probenbehältern entnommen und mit 0,5 g eines Glucose ($C_6H_{12}O_6$) -Talkum-Gemischs unter Benutzung eines Handrührgerätes vermengt. Die Messung wird mit den Glucose-angereicherten Proben erneut aufgenommen und die stündlichen Respirationen aufgezeichnet. Die Berechnung der SIR ergibt sich ebenfalls aus der DIN ISO 17155:2003-06 als Mittelwert von mindestens drei Werten kurz nach der Substratzugabe, wenn die Atmung annähernd konstant ist. Hierzu wird in der Regel ein entsprechender Zeitraum innerhalb der ersten fünf Stunden nach Substratzugabe ausgewertet.

Mikrobieller Kohlenstoff aus substratinduzierter Respiration (C_{mic} -SIR): Die Bestimmung des mikrobiellen Kohlenstoffs mit der SIR-Methode beruht auf der Studie von Anderson & Domsch (1978) und umfasst die glucoseverwertenden (chemoorganoheterotrophen und chemolithoheterotrophen) Bodenmikroorganismen. Hierzu werden die Respirationsraten aus der SIR direkt in C_{mic} -SIR umgerechnet. Für die entsprechende Umrechnung wird laut der DIN ISO 14240-1:1999-10 die niedrigste Rate der CO_2 -Entwicklung verwendet, welche nach Beginn der SIR-Messung erzielt wurde, gemäß der Gleichung: $C_{mic}\text{-SIR} = 40 \cdot \text{SIR} + 0,37$

Potentielle Arginin-Ammonifikation (ARG): Die Bestimmung der potentiellen Arginin-Ammonifikation basiert auf der Methode von Alef & Kleiner (1986). Für die Quantifizierung der ARG wird der Ammoniumgehalt der Probe nach einer dreistündigen Inkubation bei 30 °C mit Zugabe von 0,5 ml 9,5 mM L-Arginin-Lösung ($C_6H_{14}N_4O_2$) bestimmt und mit dem Ammoniumgehalt einer nichtinkubierten, zuvor gefrorenen Kontrollprobe verglichen. Aus der Differenz der NH_4^+ -N-Gehalte wird die stündliche Ammonifikationsrate berechnet.

4.2 Datensatz der Boden-Dauerbeobachtung Schleswig-Holsteins

Seit Beginn der Boden-Dauerbeobachtung werden die BDF-Standorte in regelmäßigen Intervallen beprobt und die Merkmale der zuvor beschriebenen wissenschaftlichen Disziplinen (abiotisch, bodenmikrobiologisch, bodenzoologisch und vegetationskundlich) untersucht, ausgewertet und dokumentiert. An diesen Arbeiten ist sowohl das Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (LLUR) als ausführende Fachbehörde beteiligt, als auch beauftragte Fachinstitute für die Durchführung bodenmikrobiologischer, bodenzoologischer und vegetationskundlicher Analysen engagiert. Die jeweils erhobenen Daten und Auswertungen werden von den Fachinstituten dem LLUR übermittelt, wo diese in Datenbanken archiviert werden. Für den fachlichen Austausch und die interdisziplinäre Verknüpfung der beteiligten Einrichtungen, werden die Daten den jeweils anderen Institutionen von dem LLUR zur Verfügung gestellt. Die Ergebnisse dieser Arbeit beruhen somit auf Fremddaten, wobei ein Teil dieser Daten am Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg (IfB) unter Beteiligung des Verfassers dieser Arbeit entstanden ist. In den nachfolgenden Abschnitten werden die verwendeten Datensätze kurz charakterisiert.

4.2.1 Abiotische Parameter (am IfB erhobene Daten)

Die in dieser Arbeit ausgewerteten abiotischen Parameter umfassen die bodenkundlichen Standardanalysen, welche im Zuge der bodenmikrobiologischen Untersuchungskampagnen mit durchgeführt werden. Zu diesen zählen die Gehalte des organischen Kohlenstoffs (C_{org}), des mineralischen (N_{min}) und des Gesamtstickstoffs (N_t), das C_{org}/N_t -Verhältnis, der pH-Wert sowie

die Trockenrohichte. Der Datensatz beinhaltet diese Parameter für jeden BDF-Standort zu jeder Untersuchungskampagne. Zusätzlich zu den Werten der Oberböden (A-Horizonte) sind für Wald-BDF ebenso Analyseergebnisse für die Humusaufgaben (O-Horizonte; für BDF07 Pobüller Bauernholz auch getrennt nach Of und Oh) im Datensatz enthalten. Die verwendeten Werte sind die Mittelwerte jeder Fläche aus vier Werten jeder BDF-Kante. Die Länge des Datensatzes umfasst über alle BDF-Standorte und Untersuchungskampagnen 248 Einträge für die A-Horizonte aller BDF und 35 Einträge für die O-Horizonte der Wald-BDF, darunter jeweils zwei Mal die organische Auflage der Sukzessionsstandorte BDF01 List und BDF21 Speicherkoog. Weitere wesentlichen abiotischen Parameter sind die Daten der Körnungsanalysen. Diese wurden im Rahmen der Untersuchungsintervalle des Boden-Dauerbeobachtungsprogramms erhoben und lagen bei dieser Auswertung für jeweils eine bis drei Untersuchungen des Zeitraums 2011–2016 für jeden BDF-Standort vor. Diese Angaben umfassen für jede der vier BDF-Kanten jedes Standorts die prozentualen Gewichtsanteile der Hauptkornfraktionen Sand, Schluff und Ton (sowie zusätzlich der Grob-, Mittel- und Feinfraktionen für Sand und Schluff). Die so vorliegenden 272 Einträge jeder Korngrößenfraktion wurden für diese Auswertung für jeden Standort über eine bis drei Untersuchungskampagnen zeitlich und räumlich gemittelt. Die gemittelten Anteile der Schluff- und Tonfraktionen ergeben durch Anwendung des Körnungsdreiecks der Bodenkundlichen Kartieranleitung (Ad-hoc-AG Boden, 2005) eine gemittelte Bodenart.

4.2.2 Bodenmikrobiologische Parameter (am IfB erhobene Daten)

Die bodenmikrobiologischen Größen bilden den Kern dieser Arbeit und basieren auf dem Datensatz der bodenmikrobiologischen Untersuchungen, welche seit 1995 in bislang sieben abgeschlossenen Untersuchungskampagnen Analyseergebnisse zum vorliegenden Datensatz lieferten. Die bodenmikrobiologischen Hauptparameter, welche über den gesamten Untersuchungszeitraum nahezu durchgehend bestimmt wurden, sind die Gehalte der mikrobiellen Biomasse (C_{mic}), die mikrobiellen Quotienten (Q_{mic} , auch als C_{mic}/C_{org} -Verhältnisse bezeichnet) sowie die metabolischen Quotienten (Q_{met} , auch als spezifische Respiration bezeichnet). Diese Parameter liegen im Datensatz sowohl für die CFE-bestimmte als auch für die SIR-bestimmte (CO_2 -Freisetzung gemessen an Heinemeyer-Anlage) mikrobielle Biomasse vor. Während die CFE-bezogenen Parameter, wie die zuvor genannten abiotischen Größen, insgesamt 283 Einträge für die Mittelwerte der Mineraloberböden und organischen Auflagen aufweisen, fehlen die SIR-bezogenen mikrobiologischen Größen in der ersten Untersuchungskampagne gänzlich sowie in den sechsten und siebten Untersuchungskampagnen für die organischen Auflagen der Waldstandorte. Weitere bodenmikrobiologische Größen sind die Aktivitätsparameter Basalrespiration (BR, ab der zweiten Untersuchungskampagne) und Arginin-Ammonifikation (ARG). Ebenso beinhaltet der Datensatz SIR-bestimmte Gehalte und Quotienten mikrobieller Biomasse, welche durch O_2 -Verbrauch am Respirometer sowie durch nasschemische CO_2 -Fixierung und Rücktitration

(Isermeyer, 1952) bestimmt wurden. Diese Daten fließen in die Auswertungen dieser Arbeit nicht ein. Die Werte der bodenmikrobiologischen Parameter, welche in dieser Arbeit dargestellt werden, beziehen sich im Wesentlichen auf Gramm trockenen Bodens. Der Datensatz beinhaltet zudem jedoch auch Umrechnungen der Gehalte und Aktivitäten auf Kubikzentimeter Boden und auf Flächeneinheiten der entsprechenden Horizonttiefen. Auch dieser Teil des Datensatzes wird für die bodenmikrobiologische Auswertung nicht berücksichtigt.

4.2.3 Bodenzoologische Parameter (extern erhobene Daten)

Der in dieser Arbeit ausgewertete Datensatz der bodenzoologischen Parameter umfasst die Untersuchungsergebnisse der faunistischen Erhebungen von Lumbriciden (Regenwürmer) und Enchyträen (Kleinringelwürmer) der bislang vier erfolgten bodenzoologischen Untersuchungskampagnen seit dem Jahr 1992. Die quantitativ erfassten Größen beinhalten die Abundanz (Siedlungsdichten) der Lumbriciden und Enchyträen sowie zusätzlich die Biomassen der Lumbriciden bezogen auf eine Fläche von einem Quadratmeter. Durch die Bestimmung der Arten der vorgefundenen Individuen wird die Diversität der Regen- und Kleinringelwürmer mit der Anzahl der Arten quantifiziert. Die Artenbestimmung dient gleichzeitig zur qualitativen Bestimmung der bodenzoologischen Zersetzergesellschaften nach Graefe (1993) sowie der Zeigerwerte für die Bodenfeuchte (Feuchtezahl) und für die Bodenacidität (Reaktionszahl). Die in dieser Arbeit verwendeten Daten stellen die Mittelwerte der jeweiligen Größen dar, berechnet aus den jeweils zehn Beprobungspunkten pro BDF-Standort (Abbildung 4.1). Die einzelnen Parameter des bodenzoologischen Datensatzes umfassen über alle BDF-Standorte und Untersuchungskampagnen jeweils bis zu 132 Einträge. Die zum Teil vorliegenden Artenlisten werden in dieser Arbeit nicht ausgewertet.

4.2.4 Vegetationskundliche Parameter (extern erhobene Daten)

Für die Einbeziehung der Vegetation in die ökologische Standortbewertung wird ein Datensatz der vegetationskundlichen Größen verwendet, welcher die Ergebnisse der pflanzensoziologischen Aufnahmen seit der Erstuntersuchung im Jahr 1990 und der nachfolgenden Untersuchungskampagnen beinhaltet. Dieser Datensatz umfasst die wesentlichen vegetationskundlichen Parameter, welche für die Charakterisierung der BDF-Standorte hinsichtlich deren pflanzensoziologischen Einheiten sowie für die Erfassung der Entwicklungstendenzen über die Zeit geeignet sind. Hierzu zählen sowohl quantitative als auch qualitative Größen, welche die Eigenschaften und den Zustand der standörtlichen Vegetationsdecke zum Zeitpunkt der Aufnahme kennzeichnen. Für die einzelnen BDF-Standorte befinden sich im Datensatz Angaben zu den ausgewiesenen Pflanzengesellschaften, welche mit den unterschiedlichen hierarchischen Ebenen angegeben sind. Dazu gehören in absteigender Reihenfolge die zur Vegetationseinheit zugehörigen Klassen (-*etea*), Ordnungen (-*etalia*), Verbände (-*ion*) und Assoziationen (-*etum*). Die vegetationseinheitlichen Verbände und Assoziationen sind jedoch nicht für alle BDF-Standorte

bestimmt worden, so dass zum Teil keine Daten für diese untergeordneten Ebenen vorliegen, während im umgekehrten Fall eine nachträgliche Zuordnung einer Assoziation bzw. eines Verbandes zu einer übergeordneten Einheit möglich ist. Weitere Aspekte zu den Pflanzengesellschaften betreffen in Einzelfällen gänzlich fehlende Zuordnungen zu definierten Vegetationseinheiten, welche durch intensive Bewirtschaftungsmaßnahmen und starke Unkrautbekämpfung an der natürlichen Entwicklung (z. B. zu einer Ackerunkrautflora) gehindert werden (z. B. BDF05 Gintoft). Gegenteiliges liegt für einzelne BDF-Standorte mit stark ausgeprägter Flächenheterogenität vor, wie dies beispielsweise an den Sukzessionsstandorten (BDF01 List, BDF21 Speicherkoog) der Fall ist. Die durchgeführten Belegaufnahmen weisen an diesen BDF-Standorten mehrere, unterschiedliche Assoziationen und Verbände der pflanzensoziologischen Einheiten auf. Zum Teil lässt sich die flächenmäßig dominierende Pflanzengesellschaft (Brandt, 2016) zur Kennzeichnung der Fläche heranziehen. Die quantitativen Kennwerte der vegetationskundlichen Untersuchungen umfassen die für die Fläche gemittelten, artenspezifischen Zeigerzahlen, welche die abiotischen Bodenmerkmale hinsichtlich Bodenfeuchte (Feuchtezahl), Bodenacidität (Reaktionszahl) und der Nährstoffversorgung (Stickstoffzahl) in jeweils neun Abstufungen nach Ellenberg *et al.* (1991) widerspiegeln. Über alle Standorte und Untersuchungskampagnen liefert der Datensatz für die einzelnen Parameter jeweils 158 Einträge, wobei einzelne Standorte auch durch Datenlücken gekennzeichnet sind. Die zum Teil vorliegenden Artenlisten werden in dieser Arbeit nicht ausgewertet.

4.3 Datenauswertung und Statistik

4.3.1 Statistische Verfahren

Die oben beschriebenen Datensätze der verschiedenen Untersuchungsdisziplinen wurden mit Tabellenkalkulationsprogrammen (MS Excel 2016) sowie mit Statistikprogrammen (IBM SPSS, R) aufbereitet, organisiert und ausgewertet. Die Auswertung und Präsentation der Ergebnisse beinhaltet die graphische Darstellung von Boxplots und Streudiagrammen, welche ebenso mit den genannten Programmen erstellt wurden. Die für die Auswertung verwendeten statistischen Verfahren umfassen die Berechnungen von Mittelwerten (MW), Standardabweichungen (SD) sowie Variationskoeffizienten (CV) als relatives Maß der Standardabweichung. Statistische Vergleiche von Mittelwerten erfolgten mittels standardisierter t-Tests für unabhängige Stichproben bzw. durch einfaktorielle Varianzanalysen bei mehr als zwei Gruppen (ANOVA, Welch-ANOVA). Hierfür wurden die F-Werte als Maß für die Varianzunterschiede sowie die P-Werte als Maß für die Signifikanz berechnet und angegeben. Bei Korrelationsanalysen wurden die Korrelationskoeffizienten nach Pearson (R) berechnet und deren Signifikanz mit den berechneten P-Werten angegeben. Als Signifikanzniveau wurde ein P-Wert von $< 0,05$ entsprechend dem wis-

senschaftlichen Usus verwendet. Bei Regressionsanalysen wurde zusätzlich die Funktionsgleichung ermittelt und die Bestimmtheitsmaße (R^2) als Anteile der durch das Regressionsmodell erklärten Varianz bestimmt.

Da in der vorliegenden Arbeit keine vollumfängliche Auswertung der gesamten Datensätze und keine Darstellung aller Referenzwerte möglich sind, liegt das Hauptaugenmerk darauf, die verschiedenen Auswertemöglichkeiten unter Verwendung computergestützter Datenverarbeitung nach dem Ermessen und Fragestellung des Anwenders aufzuzeigen. Nicht dargestellte Referenzwerte sind im Bedarfsfall aus den vorhandenen Datensätzen nach den vorgestellten, gegebenenfalls auch modifizierten, Verfahrensweisen zu berechnen.

4.3.2 Zuordnung quantitativer Bewertungsklassen

Die Anwendung der dargestellten Referenzwerte zur standortspezifischen, quantitativen Bewertung erfordert einen Abgleich von Messwerten mit den definierten Grenzwerten der fünf Bewertungsklassen. Während die Zuordnung von wenigen Messwerten durch den Anwender anhand der Referenzwerttabelle visuell und weitgehend intuitiv erfolgen kann, führt bei größerer Anzahl von Messwerten und Standorten eine computergestützte Vorgehensweise zu einer schnelleren und bei entsprechender Programmierung fehlerfreien Verarbeitung der Daten. Im Grundsatz muss für den automatisierten Messwertabgleich eine Befehlskette definiert werden, welche für die zu verarbeitenden Messwerte die Bedingungen der Bewertungsklassen überprüft. Ein entsprechendes Abfrageschema befindet sich in der Abbildung 4.2. Hierbei erfolgt die Zuordnung zu den Bewertungsklassen, indem die sequenzielle Abfrage der Bedingungen in einer aufsteigenden Abfolge der Klassen so lange durchgeführt wird, bis für den Wert eine passende Zuordnung gefunden wurde. Da die berechneten Referenzwerte als Untergrenzen der „niedrig“- , „mittel“- , „hoch“- und „sehr hoch“-Klassen festgelegt wurden, startet die Abfrage mit der Überprüfung der Bedingung 1: ‚Messwert $\geq P_{10}$ ‘. Ist die Bedingung 1 nicht erfüllt (übliche Ausgabe: *false*) erfolgt damit die Zuweisung zur untersten Bewertungsklasse „sehr niedrig“. Bei Erfüllung der Bedingung 1 (übliche Ausgabe: *true*) erfolgt die zweite Abfragestufe mit Überprüfung der Bedingung 2: ‚Messwert $\geq P_{10} + \Delta/3$ ‘. Erweist sich die Bedingung 3 als nicht erfüllt, wird der Messwert der Klasse „niedrig“ zugeordnet, andernfalls erfolgt die dritte Abfragestufe. Diese beinhaltet Bedingung 3: ‚Messwert $\geq P_{10} + 2\Delta/3$ ‘. Bei Verneinung der Bedingung 3 erfolgt eine Zuordnung zur Klasse „mittel“, während die Bestätigung zur letzten Abfragestufe führt. Darin wird Bedingung 4 überprüft: ‚Messwert $\geq P_{90}$ ‘. Der Messwert wird bei nicht erfüllter Bedingung 4 der „hoch“-Klasse zugeordnet während bei erfüllter Bedingung eine Einstufung als „sehr hoch“ erfolgt und die Sequenz der Abfragen beendet wird.

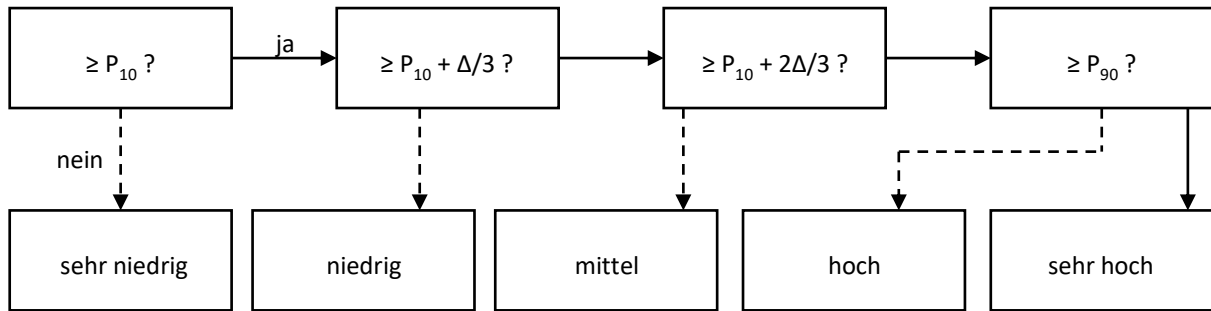


Abbildung 4.2 Abfrageschema zur quantitativen Einstufung von Messwerten.

Sequenzieller Abgleich von Messwerten mit den Bedingungen der fünf quantitativen Bewertungsklassen. Durchgezogene Pfeile symbolisieren erfüllte Bedingungen, gestrichelte Pfeile zeigen nicht erfüllte Bedingungen.

Das oben beschriebene Schema zur Zuordnung von Messwerten zu den gewählten standortspezifischen Bewertungsklassen stellt eine einfache Möglichkeit für die computergestützte Anwendung dar, welche sich mit gängigen Programmen wie R oder MS Excel durchführen lässt. Durch die Verwendung des „größer gleich“-Operators kommt die Zuordnung der Messwerte mit den vier berechneten, unteren Klassengrenzwerten aus. Im Gegensatz dazu, bedarf eine alternativ mögliche „von-bis“-Einteilung der Klassen die doppelte Anzahl an Referenzwerten, um eine saubere Abgrenzung der Klassen zu gewährleisten (zum Beispiel „niedrig“: 100–199, „mittel“: 200–299, etc.), was mit einem entsprechenden Aufwand bei der Eingabe der Befehlskette verbunden ist. Zu beachten ist jedoch, dass das dargestellte Abfrageschema als Sequenz vollständig durchlaufen werden muss, um die korrekte Zuordnung zu treffen, da eine einfache Verwendung des „größer gleich“-Operators gegebenenfalls zu einer falschen Zuordnung führt. Dies ist möglich, wenn der Messwert aufgrund seiner Höhe mehrere der definierten Bedingungen erfüllt und somit oberhalb mehrerer Untergrenzen liegt. Daher ist bei der Eingabe der einzelnen Abfragen die korrekte Abfolge der Abfragestufen unabdingbar. Ein weiterer zu berücksichtigender Punkt betrifft die Rundung der Messwerte. Diese sollten beim Abgleich mit den Referenzwerten die gleiche Anzahl an Nachkommastellen aufweisen, wie die entsprechenden Grenzwerte. Dies kommt in den Fällen zum Tragen, in denen der ungerundete Messwert geringfügig kleiner ist als die definierte Klassenuntergrenze (Bedingung nicht erfüllt bei: $99,5 < 100$; Bedingung erfüllt bei: $100 \geq 100$). Insbesondere bei der Basalrespiration mit den zum Teil sehr niedrigen Werten spielt dieser Aspekt aufgrund des häufigeren Auftretens eine größere Rolle.

5 ERGEBNISSE: INTEGRIERTE BODENBEWERTUNG

5.1 Ergebnisse zu quantitativen Analysen der Datensätze

Zum Zweck einer zunächst rein quantitativen Einstufung von Messwerten hinsichtlich ihrer Höhe eignet sich eine Einteilung der Messwerte in mehrere Bewertungsklassen. Ein solches System wurde in Quirin & Emmerling (2004) für BDF-Daten aus Schleswig-Holstein für verschiedene bodenmikrobiologische Abundanz- und Aktivitätsparameter entwickelt, wobei für diese Parameter jeweils fünf Abstufungen („sehr niedrig“, „niedrig“, „mittel“, „hoch“, „sehr hoch“) gruppiert nach Landnutzung (Acker, Grünland, Wald) in absoluten Zahlen definiert wurden. Während ein solches Bewertungssystem in der Anwendung durch eine hohe Praktikabilität gekennzeichnet ist, hängt dessen Aussagekraft jedoch im Wesentlichen von den festgelegten Klassengrenzen ab. Diese basierten im System von Quirin & Emmerling (2004) auf dem Datensatz der ersten drei Untersuchungskampagnen (1995 – 2002) und können aufgrund der später festgestellten Entwicklungen (2003 – 2018) nicht weiter beibehalten werden. Im Folgenden werden für die quantitative Einstufung der bodenmikrobiologischen Parameter neue standortspezifische und gruppenspezifische Referenzwerte dargestellt und das System auf die übrigen Teilbereiche der Bodenökologie ausgeweitet.

5.1.1 Standortspezifische Referenzwerte für bodenmikrobiologische Parameter

Aufgrund der großen zeitlichen und räumlichen Variabilität in den bodenmikrobiologischen Parametern der Boden-Dauerbeobachtungsflächen Schleswig-Holsteins erfolgt zunächst eine standortspezifische Betrachtung. Da jeder BDF-Standort durch seine Lage, Bodenbeschaffenheit und Bewirtschaftung eine weitgehend einzigartige Kombination von Standortfaktoren aufweist, ist das Entwicklungspotenzial für bodenmikrobiologische Größen im Sinne eines standortspezifischen Rahmens vorgegeben, innerhalb dessen Grenzen (Minimum, Maximum) Veränderungen der Bodenmikrobiologie stattfinden können. Mit Kenntnis dieser Grenzen lassen sich anschließend die Grenzen für die quantitativen Bewertungsklassen und Einstufungen festlegen. Die Betrachtung der vorhandenen Messwerte, welche innerhalb der bisherigen sieben Untersuchungskampagnen erhoben wurden, zeigt eine teils stark ausgeprägte Varianz an den untersuchten BDF-Standorten. Die bisherigen Extremwerte lassen sich somit als mögliche Minimum- und Maximum-Werte für das bodenmikrobiologische Entwicklungspotenzial jedes BDF-Standorts deuten. Unter der Annahme einer Fehlerwahrscheinlichkeit, erfolgt auch die künftige bodenmikrobiologische Entwicklung voraussichtlich innerhalb dieser Grenzen. Im gegenteiligen Fall werden die Grenzwerte durch die künftige Messung neu definiert.

In den nachfolgenden zwei Abbildungen (Abbildung 5.1 und Abbildung 5.2) sind für alle BDF-Standorte zunächst die Gehalte mikrobieller Biomasse ($C_{\text{mic-CFE}}$) und die mikrobiellen Quotienten ($Q_{\text{mic-CFE}}$) als Untersuchungsergebnisse der bisherigen sieben Untersuchungskampagnen dargestellt. Aus der Boxplot-Darstellung ergeben sich für jeden BDF-Standort die Lagemaße (Quartile, Median, Mittelwert) der Messwertverteilung sowie die einzelnen Messwerte in Punkt-Darstellung mit farblicher Zuordnung zu der jeweiligen Nutzungsform. Dabei zeigt die Betrachtung der Absolutwerte, dass die $C_{\text{mic-CFE}}$ -Gehalte an allen Standorten deutliche Änderungen im Verlauf der Untersuchungskampagnen erfahren haben und zudem große Unterschiede zwischen den Nutzungsformen sowie den Bodensubstraten bestehen.

Unter den 17 überwiegend ackerbaulich genutzten Standorten bewegen sich die mittleren $C_{\text{mic-CFE}}$ -Gehalte zwischen $158 \mu\text{g g}^{-1}$ (BDF31 Pinneberg) und $416 \mu\text{g g}^{-1}$ (BDF12 Vadersdorf). Die Streuung der Messwerte zwischen den Untersuchungskampagnen ist anhand der Standardabweichungen (SD) zu beziffern und liegt zwischen $\pm 97 \mu\text{g g}^{-1}$ (BDF04 Goldelund) und $\pm 247 \mu\text{g g}^{-1}$ (BDF06 Sönke-Nissen-Koog). Die Variationskoeffizienten (CV) als prozentuale Verhältnisse der Standardabweichungen zu den Mittelwerten liegen auf den Ackerflächen zwischen $\pm 42 \%$ (BDF29 Niederbüssau) und $\pm 104 \%$ (BDF24 Bornhöved). Da die aufgeführten Minimum- und Maximum-Werte jeweils unterschiedliche BDF-Standorte kennzeichnen, wird ersichtlich, dass das Ausmaß der absoluten (SD) und relativen (CV) Zeitreihen-Streuung nicht allein anhand der Mittelwerte abzuschätzen ist. Die langjährig als Grünland genutzten Standorte sind durch $C_{\text{mic-CFE}}$ -Gehalte wesentlich höherer Größenordnung als die Ackerflächen gekennzeichnet. Abgesehen von dem einzelnen sandigen Sukzessionsstandort (BDF01 List) mit dem niedrigsten Wert und den drei Niedermoorstandorten (BDF14 Meggerdorf, BDF25 Landscheide, BDF33 Hellbach-tal) mit den Höchstwerten, liegen die mittleren $C_{\text{mic-CFE}}$ -Gehalte zwischen $483 \mu\text{g g}^{-1}$ (BDF26 Karkendamm) und $1.502 \mu\text{g g}^{-1}$ (BDF30 Altendeich). Die Standardabweichungen betragen dabei $\pm 182 \mu\text{g g}^{-1}$ (BDF38 Witsum) bis $\pm 815 \mu\text{g g}^{-1}$ (BDF13 St. Peter-Ording), während die Variationskoeffizienten zwischen $\pm 26 \%$ (BDF38 Witsum) und $\pm 65 \%$ (BDF28 Gr. Offenseth-Aspern) liegen. Es zeigt sich somit auch bei den Grünlandstandorten eine standortbedingte Varianz innerhalb der Zeitreihen, deren Größe nicht lediglich durch die Mittelwertunterschiede zu erklären ist. Die fünf Waldstandorte weisen unterschiedliche $C_{\text{mic-CFE}}$ -Gehalte auf, welche sowohl in der Größenordnung der Ackerflächen als auch der Grünlandstandorte zu verzeichnen sind. Der niedrigste Wert der Nadelwald-BDF (BDF02 Süderlügum) liegt hierbei auf dem Niveau der $C_{\text{mic-CFE}}$ -ärmsten Acker-BDF (BDF31 Pinneberg). Von diesem Waldstandort abgesehen, liegen die $C_{\text{mic-CFE}}$ -Gehalte der übrigen Wald-BDF zwischen $429 \mu\text{g g}^{-1}$ (BDF07 Pobüller Bauernholz) und $872 \mu\text{g g}^{-1}$ (BDF20 Wüstenfelde). Die Varianz innerhalb der Zeitreihe beläuft sich dabei auf $\pm 179 \mu\text{g g}^{-1}$ (BDF02 Süderlügum) bis $\pm 670 \mu\text{g g}^{-1}$ (BDF20 Wüstenfelde) in absoluten Zahlen der Standardabweichung bzw. auf $\pm 39 \%$ (BDF39 Hevenbruch) bis $\pm 108 \%$ (BDF02 Süderlügum) als prozentuale Variationskoeffizienten.

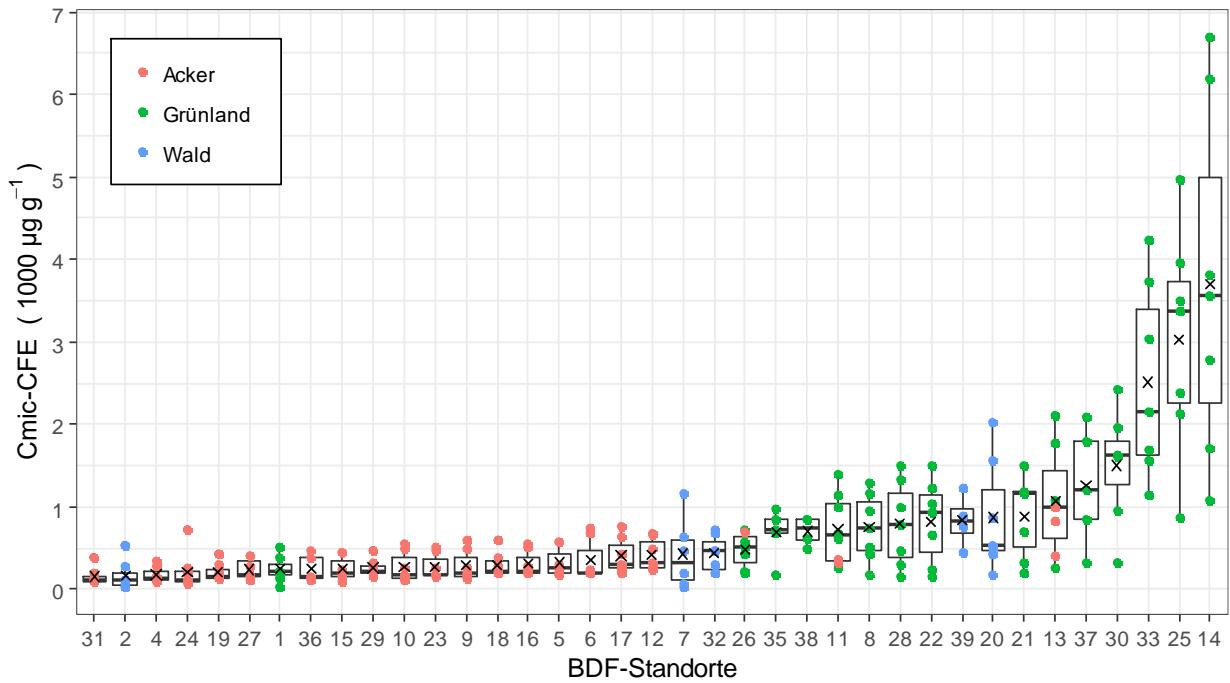


Abbildung 5.1 Gehalte mikrobieller Biomassen (C_{mic} -CFE) im A-Horizont aller BDF-Standorte.

Die Punkte repräsentieren die Werte der einzelnen Untersuchungskampagnen, die Boxplots zeigen die Lagemaße (Quartile und Median). Geordnet aufsteigend nach dem Mittelwert (\times -Symbol).

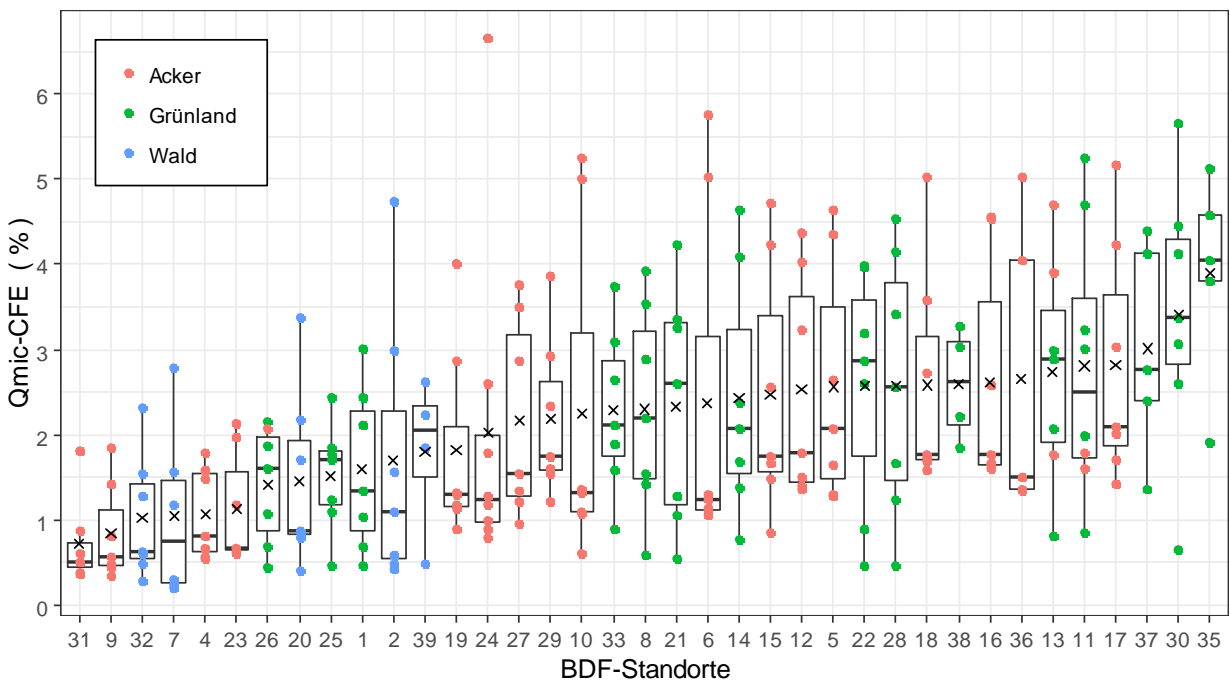


Abbildung 5.2 Mikrobielle Quotienten (Q_{mic} -CFE) im A-Horizont aller BDF-Standorte.

Die Punkte repräsentieren die Werte der einzelnen Untersuchungskampagnen, die Boxplots zeigen die Lagemaße (Quartile und Median). Geordnet aufsteigend nach dem Mittelwert (\times -Symbol).

Die mikrobiellen Quotienten (Q_{mic} -CFE) zeigen ein deutlich anderes Bild als die C_{mic} -CFE-Gehalte unter den einzelnen Standorten. Insbesondere ist dabei ersichtlich, dass die Unterschiede in den Mittelwerten der mikrobiellen Quotienten durch eine wesentlich geringere Spannweite gekennzeichnet sind. Zwischen dem höchsten und dem niedrigsten Q_{mic} -CFE-Mittelwert liegt ein Faktor 6, während dieser für die C_{mic} -CFE-Mittelwerte 23 beträgt. Daraus ergibt sich für die Vergleichbarkeit der Standorte eine bessere Eignung des Q_{mic} -CFE, da die mikrobiellen Biomasseanteile auch über die Nutzungsarten hinweg, auf der Basis einheitlicher Kohlenstoffgehalte, verglichen werden können. Wie die Abbildung 5.2 zeigt, ergibt sich bei der nach Mittelwerten aufsteigenden Anordnung aller Standorte keine erkennbare Abgrenzung der drei Nutzungsarten, sondern eine gemischte Verteilung über das gesamte Spektrum. Lediglich bei den niedrigsten und höchsten Werten zeigt sich, dass diese durch zwei Acker- (BDF31 Pinneberg, BDF09 Schuby) und drei Grünland-BDF (BDF37 Hamburger Hallig, BDF30 Altendeich, BDF35 Lindhöft-1) repräsentiert werden. Zudem ist erkennbar, dass alle fünf Waldstandorte im unteren Drittel des Q_{mic} -CFE-Spektrums akkumuliert sind. Auch bei den Organik- und C_{mic} -CFE-reichen Niedermoorstandorten ist keine gesonderte Lage innerhalb der Verteilung zu erkennen, wie dies bei den C_{mic} -CFE-Gehalten der Fall ist. Zahlenmäßig bewegen sich die mittleren mikrobiellen Quotienten zwischen 0,7 % (BDF31 Pinneberg) und 3,9 % (BDF35 Lindhöft-1) mit einem Durchschnittswert von 2,1 % (BDF24 Bornhöved). Die Standardabweichung aus den BDF-Zeitreihen liegt dabei zwischen $\pm 0,5$ % (BDF31 Pinneberg) und $\pm 2,1$ % (BDF06 Sönke-Nissen-Koog), während die mittelwertbezogenen, relativen Variationskoeffizienten Werte von ± 26 % (BDF38 Witsum) bis ± 98 % (BDF07 Pobüller Bauernholz) aufweisen. Im Durchschnitt beträgt der CV des mikrobiellen Quotienten aller Standorte ± 59 %, was auch dem durchschnittlichen CV der mikrobiellen Biomasse-Gehalte (C_{mic} -CFE) des gesamten Standortkollektivs entspricht.

Da die zeitliche Streuung der Messwerte den zentralen Bestandteil der standortspezifischen Referenzwertberechnung darstellt, wird nachfolgend die Häufigkeitsverteilung der Standardabweichungen und Variationskoeffizienten für die Gehalte und Anteile der mikrobiellen Biomassen (C_{mic} -CFE und Q_{mic} -CFE) dargestellt. Eine graphische Übersicht der Histogramme befindet sich in der Abbildung 5.3 A–D. Die wesentlichsten Unterschiede ergeben sich dabei aus der Betrachtung der Standardabweichungen für beide Parameter (Abbildung 5.3 A und B). Diese zeigen bei dem C_{mic} -CFE eine deutlich rechtsschiefe, steilgipflige Verteilung (Schiefekoeffizient = 2,6), wobei die Mehrheit der Standorte (51 %) eine Standardabweichung im Bereich von ± 250 – $375 \mu\text{g g}^{-1}$ aufweisen. Dieser Gipfel repräsentiert 19 Standorte, von denen zwölf auf ackerbaulich genutzte Flächen sowie auf vier Grünland- und drei Wald-BDF entfallen. Während die übrigen Acker-BDF nahezu vollständig (fünf von sechs) im niedrigsten SD-Bereich bis $\pm 125 \mu\text{g g}^{-1}$ konzentriert sind, befindet sich die größte Ansammlung an Grünland-BDF (fünf) in dem SD-Bereich von ± 375 – $625 \mu\text{g g}^{-1}$. Mit abnehmender Anzahl der Standorte geht die Gruppe der Grünland-BDF in Bereiche der zeitlich bedingten Standardabweichung von mehr als $\pm 2.000 \mu\text{g g}^{-1}$

über, was ursächlich für die rechtsschiefe Häufigkeitsverteilung ist. Eine solche liegt bei den Standardabweichungen der mikrobiellen Quotienten Q_{mic} -CFE lediglich geringfügig vor (Schiefekoeffizient = 0,1) und zeigt eine flachgipflige Ausprägung. Die meisten Standorte (51 %) sind dabei in dem SD-Bereich zwischen $\pm 1,1$ – $1,6$ % akkumuliert, wobei auf den Bereich von $\pm 1,1$ – $1,4$ % sechs Acker- und drei Grünland-BDF und auf den Bereich von $\pm 1,4$ – $1,6$ % sechs Grünland- und drei Acker-BDF sowie ein Waldstandort entfallen. Die übrigen ackerbaulich genutzten Standorte verteilen sich auf die restlichen Bereichsklassen, wobei jeweils zwei Acker-BDF den Anfangs- und den Endbereich der Verteilung bilden. Damit weisen die Ackerstandorte ein breiteres Spektrum in der Standardabweichung auf als die Grünlandstandorte, welche sich lediglich über vier Klassenbereiche des Histogramms erstrecken.

Die Darstellung der zeitlichen Streuung in relativer Form als Variationskoeffizienten zeigt für beide Parameter hingegen vergleichbare Häufigkeitsverteilungen (Abbildung 5.3 C und D), welche sich von den Verteilungen der Standardabweichungen deutlich unterscheiden. In beiden Fällen zeigt sich, dass mehr als die Hälfte der BDF-Standorte in den CV-Bereich zwischen ± 45 – 65 % fallen mit einem deutlichen Gipfel bei ± 50 %. Insgesamt befinden sich in diesem CV-Bereich für C_{mic} -CFE 25 Standorte (13 Acker, 11 Grünland, 1 Wald) und für Q_{mic} -CFE 21 Standorte (11 Acker, 9 Grünland, 1 Wald). Die übrigen Acker- und Waldstandorte sind durch Variationskoeffizienten zwischen ± 65 – 115 % gekennzeichnet, was die bis etwa ± 80 % weitgehend symmetrische Verteilung in eine rechtsschiefe Verteilung übergehen lässt (Schiefekoeffizient C_{mic} -CFE = 1,4; Q_{mic} -CFE = 0,76). In den niedrigsten Bereichen der Histogramme (CV = ± 25 – 35 %) sind sowohl bei C_{mic} -CFE als auch bei Q_{mic} -CFE ausschließlich Grünland-BDF zu finden.

Zusammenfassend lassen sich anhand der beschriebenen Streuungsmaße und deren Häufigkeitsverteilungen in Bezug auf die quantitative Bewertung der bodenmikrobiologischen Größen folgende Aussagen treffen: Die Klasseneinteilung der C_{mic} -CFE-Gehalte wird für die Hälfte der Standorte trotz unterschiedlicher Nutzungsarten Klassengrenzen in vergleichbarer Größenordnung liefern. Die Klassengrenzen für die übrigen BDF-Standorte werden sich in ihrer Größenordnung deutlich voneinander unterscheiden, wobei sowohl die absolute Lage der Grenzen als auch die Spannweite der einzelnen Klassen Werte aufweisen werden, die um ein Vielfaches höher zu erwarten sind als bei den Standorten, deren SD-Werte um den Modalwert (häufigster Wert) verteilt sind. Bei der Klasseneinteilung des Q_{mic} -CFE werden die einzelnen Standorte erwartungsgemäß mehrere Gruppen mit in sich ähnlichen Klassengrenzen bilden, jedoch werden auch die Unterschiede zwischen den Gruppen geringer ausfallen und somit eine relativ fließende Klasseneinteilung im Vergleich aller Standorte ermöglichen. In relativen Maßstäben werden etwa die Hälfte bis zwei Drittel der BDF-Standorte sowohl für C_{mic} -CFE als auch für Q_{mic} -CFE eine Klasseneinteilung um ± 45 – 65 % vom jeweiligen Mittelwert aufweisen, während extrem

enge ($\pm 30\%$) und extrem weite ($\pm 100\%$) Klasseneinteilungen lediglich für einzelne Standorte resultieren werden.

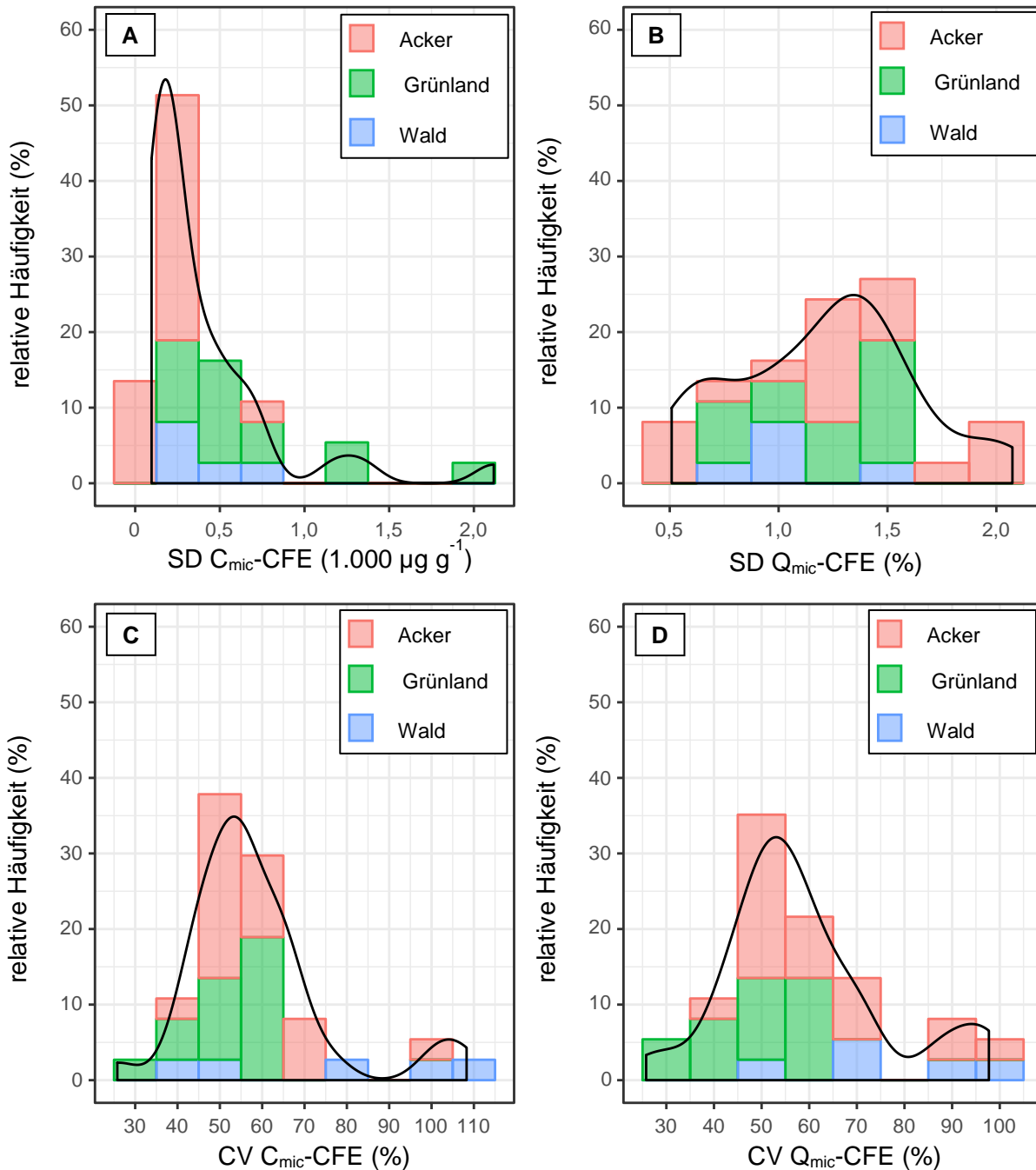


Abbildung 5.3 Häufigkeitsverteilungen der zeitlichen Variabilität des C_{mic} -CFE und des Q_{mic} -CFE.

Dargestellt ist die Verteilung der zeitlichen Variabilität des gesamten Standortkollektivs oben (A, B) als Standardabweichung (SD) in absoluten Zahlen und unten (C, D) als Variationskoeffizienten (CV) in Prozent. Die Variabilität ergibt sich für jeden BDF-Standort aus den Messwerten der in der Regel sieben Untersuchungskampagnen. Balken stellen die prozentuale Häufigkeit aufgeschlüsselt nach Nutzungsform der dargestellten Intervalle der x-Achse dar, während die Kurven geglättete Anpassungen zeigen.

Die standortspezifischen Referenzwerte für die quantitative Bewertung sind aufgrund der beschriebenen, unterschiedlich ausgeprägten und zum Teil starken zeitlichen Streuung der Messwerte direkt an der standortspezifischen Messwertverteilung zu bemessen. Hierfür eignet sich die Betrachtung der Perzentile (allgemein als Quantile bezeichnet), welche die Messwerte angeben, die die Datenreihe bei aufsteigender Anordnung mit dem gewählten Prozentsatz teilen. Standardmäßig werden in der Boxplot-Darstellung (Abbildung 5.1 und Abbildung 5.2) die Perzentile bei 25 %, 50 % und 75 % (auch als unteres, mittleres und oberes Quartil bezeichnet) als Querstriche des Kastens abgebildet. Für Datenreihen mit geringem Stichprobenumfang wie im vorliegenden Fall ($n = 4-7$) können nicht alle einhundert Perzentile dem Datensatz direkt entnommen werden, sondern sind rechnerisch zu ermitteln. Die erforderlichen Berechnungsfunktionen stehen in gängigen Programmen wie MS Excel (=QUANTIL.INKL(Datenreihe; Quantilwert zwischen 0 und 1)) oder R (*quantile* (Datenreihe, *probs* = *c* (Quantilwert zwischen 0 und 1))) zur Verfügung. Die errechneten Werte lassen sich in Abhängigkeit von den dazugehörigen Prozentwerten graphisch darstellen. In der Abbildung 5.4 sind die berechneten Perzentile für die beiden bodenmikrobiologischen Parameter C_{mic} -CFE (A) und Q_{mic} -CFE (B) in 10-%-Intervallen als Übersicht für alle Standorte abgebildet. Da die Verteilung der Messwerte in die Perzentilberechnung einfließt, ergibt sich für die meisten Standorte keine gleichförmige Funktion, sondern eine unregelmäßig ausgeprägte Abhängigkeit des berechneten Wertes von den entsprechenden Perzentilstufen.

Es zeigt sich, dass die berechneten Perzentile der C_{mic} -CFE-Gehalte (Abbildung 5.4 A) in ihrem Verlauf weitgehend geringe Änderungen der Steigung aufweisen, was sich insbesondere bei einem Großteil der Ackerflächen und der Grünlandstandorte bemerkbar macht. Im Wesentlichen ergibt sich für die flach verlaufenden Perzentilfunktionen dieser BDF-Standorte ein jeweils eng gefasstes Wertekollektiv, so dass eine geringe Unterscheidbarkeit benachbarter Perzentilwerte gegeben ist. Dies zeigt sich anders bei den drei Grünland-BDF mit organischen Bodensubstraten. Insbesondere die BDF14 Meggerdorf sticht heraus, da diese sowohl sehr geringe Unterschiede (ca. $100 \mu\text{g g}^{-1}$ zwischen 50. und 60. Perzentil) als auch sehr hohe Unterschiede (ca. $1500 \mu\text{g g}^{-1}$ zwischen 70. und 80. Perzentil) zwischen den Perzentilwerten aufweist. Die Perzentilfunktionen der mikrobiellen Quotienten Q_{mic} -CFE (Abbildung 5.4 B) zeigen deutlich andere Verläufe als bei der mikrobiellen Biomassen. Zum einen ist im Verlauf der Perzentilfunktionen keine klare Differenzierung der Nutzungsarten bezogen auf die niedrigsten und höchsten Perzentilwerte erkennbar, zum anderen zeigen die Verläufe deutlich ungleichmäßigere Steigungsraten. Dieses äußert sich darin, dass die zunächst überwiegend flach verlaufenden Q_{mic} -CFE-Perzentile ab etwa dem Medianwert (50. Perzentil) in ihrem Verlauf eine deutlich größere Steigung einnehmen. Daraus resultiert, dass die standortspezifischen Q_{mic} -CFE-Werte erst oberhalb des Medians eine ausgeprägtere Streuung aufweisen.

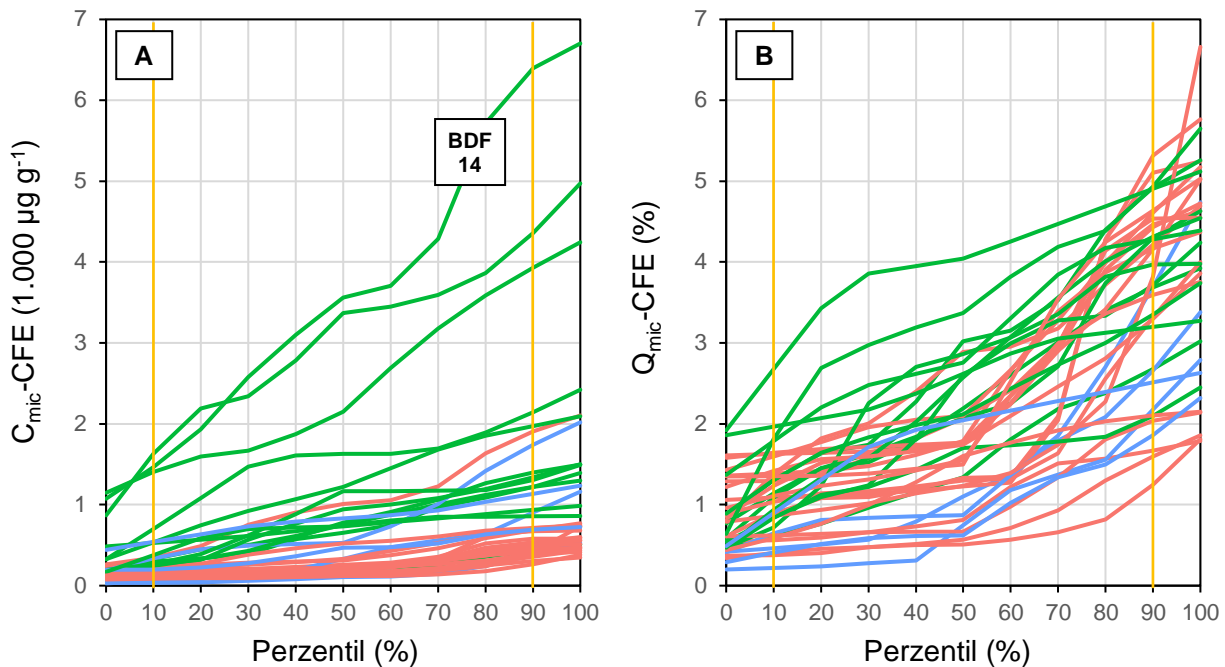


Abbildung 5.4 Berechnete Perzentile für die Zeitreihen-Werte des C_{mic} -CFE und des Q_{mic} -CFE.

Dargestellt ist für die einzelnen BDF-Standorte der jeweils berechnete Wert des C_{mic} -CFE (A) und des Q_{mic} -CFE (B) für die angegebenen Perzentile. Das 0-%-Perzentil entspricht dabei dem Minimum-Wert der Zeitreihe, das 50-%-Perzentil dem Median und das 100-%-Perzentil dem Maximum-Wert. Die Nutzungsformen sind farblich dargestellt (Acker: rot, Grünland: grün, Wald: blau). Orangefarbene senkrechte Linien kennzeichnen die jeweils niedrigsten und höchsten 10 % der Werte.

Als standortspezifische Referenzwerte werden somit die 10-%- und die 90-%-Perzentile (P_{10} und P_{90}) herangezogen, welche die jeweils niedrigsten und höchsten 10 % der Werte aus der jeweiligen BDF-Datenreihe abtrennen. In diese Bereiche fallen die bisherigen und künftigen Extremwerte, welche auf Untersuchungsjahre mit außergewöhnlichen klimatischen oder bewirtschaftungsbedingten Standortbedingungen entfielen oder entsprechend zukünftig zu erwarten sind. Übertragen auf die Bewertungsklassen zur quantitativen Einstufung der Messwerte lassen sich für die beiden 10-%-Bereiche die niedrigsten und höchsten Klassen festlegen, wobei Werte, die unterhalb des P_{10} liegen, als „sehr niedrig“ und Werte, die gleich und oberhalb des P_{90} liegen, als „sehr hoch“ eingestuft werden. Diese beiden Klassen beinhalten damit zum einen seltener vorkommende Ausprägungen der bodenmikrobiologischen Größen in den Extrembereichen, zum anderen aber auch geringere Anteile der Datenreihen, da ausgehend von einem fünfstufigen Bewertungssystem die verbliebenen 80 % der Daten auf die übrigen drei Bewertungsklassen in entsprechend höheren Anteilen entfallen. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass es sich bei den „sehr niedrig“- und „sehr hoch“-Klassen um offene Klassen handelt, welche durch lediglich eine fest definierte Begrenzung (P_{10} bzw. P_{90}) gekennzeichnet sind. Für die „sehr niedrig“-Klasse besteht zudem eine natürliche untere Grenze durch die null bzw. durch die analytische Nachweisgrenze, welche sich je nach Standort unterschiedlich weit entfernt von dem jeweiligen P_{10} -Wert befindet. Mit zunehmender Annäherung an null ist jedoch auch mit

zunehmender Unschärfe der Messwerte zu rechnen, da die methodischen und verfahrensbedingten Bestimmungsgrenzen in diesen Bereichen stärker ins Gewicht fallen. Daraus können Werte resultieren, die eine unrealistisch niedrige mikrobielle Abundanz oder Aktivität widerspiegeln als sie natürlicherweise im Oberboden zu erwarten ist. Daher ist davon auszugehen, dass die tatsächliche untere Begrenzung der „sehr niedrig“-Klasse im Bereich zwischen 0 und P_{10} liegt, bei einem Grenzwert, der unter natürlichen Bedingungen in Anwesenheit von Feuchtigkeit und organischer Substanz nicht unterschritten werden kann.

In ähnlicher Weise lässt sich dieses auch auf die „sehr hoch“-Klasse des Bewertungssystems übertragen. Diese Klasse ist durch ihre Festlegung nach oben hin offen ($\geq P_{90}$) und auch mathematisch nicht durch einen Grenzwert eingeschränkt. Allerdings liegt es nahe, dass auch hier ein natürlicher und gegebenenfalls auch ein standortbedingter Grenzwert existiert, der nicht überschritten werden kann. Mikrobielle Biomasse unterliegt selbst den Abbau- und Umsetzungsprozessen innerhalb der Stoffkreisläufe und kann daher auch unter mikrobiell günstigen Wachstumsbedingungen nicht beliebig hoch akkumuliert werden. Auch die Aktivität von Mikroorganismen unterliegt den mikrophysiologischen Gegebenheiten und ist somit durch eine Höchstleistung determiniert. Der Bereich, in dem die potenziellen Höchstwerte in Relation zum P_{90} liegen, ist vorerst nicht abschätzbar, aufgrund der rechtsschiefen Verteilung der dargestellten Streuungsmaße ist jedoch anzunehmen, dass die Differenz zwischen dem potenziellen Höchstwert und dem P_{90} deutlich größer ist als zwischen dem P_{10} und dem potenziellen Minimumwert.

Mit der Festlegung der untersten und obersten Bewertungsklassen ist der Rahmen für die verbliebenen Klassen definiert. Für die Klassen „niedrig“, „mittel“ und „hoch“ müssen zwei weitere Werte für die Klassengrenzen festgelegt werden, welche die mittlere Klasse von den übrigen beiden abtrennt. Hierfür kommen unterschiedliche Varianten in Betracht. Eine Möglichkeit besteht darin, die Referenzwerte der mittleren Klasse nach weiteren Perzentilen festzulegen, beispielsweise durch die 40- und 60-%-Perzentile oder durch die 30- und 70-%-Perzentile. Damit wird bei der Klassenbreite die direkte Verteilung der Messwerte berücksichtigt. Nachteilig bei dieser Einteilung ist jedoch, dass durch die aktuell vorliegende inhomogene Messwertverteilung an den meisten Standorten daraus eine entweder sehr enge oder sehr weite „mittel“-Klasse resultieren würde, was ebenso deutlich unterschiedliche Klassenbreiten für die beiden angrenzenden Klassen bedingen würde. Wie aus der Abbildung 5.4 ersichtlich ist, zeigen sich in vielen Fällen sehr flache Perzentilfunktionen, welche in den genannten Perzentilbereichen nur geringfügige Differenzen zwischen dem unteren und dem oberen Grenzwert aufweisen. Eine Anwendung solcher eng gesetzten Grenzen für die Einstufung der Messwerte erscheint daher nicht praktikabel, zumal aufgrund der geringen Stichprobengröße pro Standort ($n = 4-7$) nicht

davon ausgegangen werden kann, dass die vorhandene Messwertverteilung die potenziell mögliche Streuung bereits repräsentativ widerspiegelt. Es ist anzunehmen, dass bei Messwiederholungen im Rahmen künftiger Untersuchungskampagnen die Lücken zwischen den vorhandenen Messwerten weiter gefüllt werden und sich damit insbesondere die mittleren Perzentile zu einer homogeneren Verteilung hin verschieben. Zum jetzigen Zeitpunkt nach vier bis sieben Untersuchungskampagnen würde eine Einteilung der mittleren Klasse nach Perzentilen zwar ein richtiges Bild der vergangenen Untersuchungen liefern, jedoch das Bild von dem bodenmikrobiologischen Entwicklungspotenzial gegebenenfalls verzerren.

Sinnvoller und praktikabler erscheint es zum gegenwärtigen Zeitpunkt mit beschränkter Stichprobengröße pro Standort die Differenz (Δ) der Werte zwischen dem P_{90} und dem P_{10} zu berechnen und diese auf die verbliebenen drei Klassen aufzuteilen. Dabei ist zu erwägen, ob die Klassenbreiten gleichmäßig oder unterschiedlich festgelegt werden sollen. Durch Letzteres lässt sich im Rahmen des Bewertungssystems die Differenzierung der Messwerte weiter anpassen. Mit der Festlegung einer überproportional breiten „mittel“-Klasse wird in diesem Bereich eine höhere Anzahl an Messwerten erfasst, so dass im Vergleich der Standorte oder der Zeitreihen die Einstufung als „mittel“ häufiger auftritt und damit ein ausgeglicheneres Gesamtbild entsteht. Im Gegensatz dazu ist es möglich, durch die Festlegung einer engen „mittel“-Klasse eine stärkere Differenzierung der Messwerte zu erzielen. Dabei teilen sich die Werte verstärkt zwischen „niedrig“ und „hoch“ auf während die mittlere Klasse lediglich wenige Werte erfasst, welche eng um den Mittelwert streuen. Die Wahl der Vorgehensweise ist hierbei nicht allgemeingültig, sondern hängt von der Fragestellung und von der Zielsetzung ab. Für die im Folgenden dargestellte quantitative Bewertung wurde eine gleichmäßige Einteilung dieser drei Klassen mit gleichen Klassenbreiten festgelegt. Damit sollen die Klassen „mittel“ wie auch „niedrig“ und „hoch“ mit der gleichen Wahrscheinlichkeit für die Einstufung künftiger Messwerte zum Tragen kommen, insbesondere, wenn sich mit zunehmender Anzahl an Messwiederholungen die Messwertverteilung einer Normalverteilung annähert. Die festgelegte Klassenbreite dieser Klassen ergibt sich somit aus:

$$\text{Klassenbreite}_{\text{niedrig, mittel, hoch}} = (P_{90} - P_{10}) / 3$$

Diese entspricht einem Drittel der Differenz zwischen dem 90-%-Perzentil und dem 10-%-Perzentil und wird nachfolgend als $\Delta/3$ bezeichnet. Für die Berechnung des $\Delta/3$ wurden gerundete Werte der beiden Perzentile verwendet (ohne bzw. mit einer Nachkommastelle) um für die Referenzwerte ebenso ganzzahlige Werte bzw. Werte mit einer Nachkommastelle zu erhalten. Diese Referenzwerte sind in der Tabelle 5.1 beispielhaft für die Parameter mikrobielle Biomasse ($C_{\text{mic}}\text{-CFE}$), mikrobieller Quotient ($Q_{\text{mic}}\text{-CFE}$), Basalrespiration (BR) und metabolischer Quotient ($Q_{\text{met}}\text{-CFE}$) für alle Standorte dargestellt.

Tabelle 5.1 Standortspezifische Referenzwerte zur quantitativen Einstufung mikrobiologischer Größen.

Für jeden Standort sind für den angegebenen bodenmikrobiologischen Parameter das 10-%-Perzentil (P_{10}), das 90-%-Perzentil (P_{90}) sowie die gedriittelte Differenz ($\Delta/3$) angegeben.

BDF	C_{mic} -CFE $\mu\text{g g}^{-1}$			Q_{mic} -CFE %			BR $\mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$			Q_{met} -CFE $\mu\text{g mg}^{-1} \text{h}^{-1}$		
	P_{10}	$\Delta/3$	P_{90}	P_{10}	$\Delta/3$	P_{90}	P_{10}	$\Delta/3$	P_{90}	P_{10}	$\Delta/3$	P_{90}
1	95	113	434	0,6	0,7	2,7	0,3	0,3	1,2	1,2	1,2	4,8
2	35	114	377	0,5	1,1	3,8	0,2	0,3	1,1	1,4	1,2	5,0
4	103	67	304	0,6	0,4	1,8	0,3	0,1	0,6	1,1	1,2	4,7
5	182	132	578	1,3	1,1	4,6	0,4	0,1	0,7	1,0	0,9	3,7
6	204	169	711	1,1	1,4	5,3	0,4	0,2	1,0	0,8	1,1	4,1
7	53	283	902	0,2	0,7	2,3	0,2	0,3	1,1	0,5	3,0	9,5
8	332	296	1.220	1,1	0,9	3,8	0,9	0,3	1,8	1,1	0,8	3,5
9	147	130	537	0,4	0,4	1,6	0,4	0,1	0,7	0,9	0,6	2,7
10	121	135	526	0,9	1,4	5,1	0,3	0,1	0,6	0,6	0,7	2,7
11	301	307	1.222	1,3	1,2	4,9	0,6	0,3	1,5	1,0	0,4	2,2
12	241	144	673	1,4	0,9	4,1	0,2	0,1	0,5	0,5	0,4	1,7
13	345	520	1.905	1,4	0,9	4,1	0,5	0,5	2,0	0,6	0,6	2,4
14	1.462	1.645	6.397	1,1	1,1	4,4	2,3	1,3	6,2	0,5	0,7	2,6
15	127	109	454	1,2	1,1	4,5	0,4	0,0	0,5	0,9	0,7	3,0
16	198	111	531	1,6	1,0	4,6	0,3	0,1	0,6	0,7	0,7	2,8
17	228	153	687	1,6	1,0	4,6	0,5	0,1	0,8	0,9	0,4	2,1
18	194	94	476	1,6	0,8	4,0	0,3	0,1	0,6	0,8	0,5	2,3
19	133	74	355	1,0	0,8	3,4	0,2	0,1	0,5	0,7	0,7	2,8
20	338	468	1.742	0,6	0,7	2,7	1,0	0,8	3,4	1,3	1,9	7,0
21	267	347	1.308	0,8	1,0	3,8	1,0	0,7	3,1	1,3	1,0	4,3
22	201	379	1.338	0,7	1,1	4,0	0,7	0,4	1,9	1,1	0,9	3,8
23	167	107	488	0,6	0,5	2,1	0,3	0,1	0,6	0,8	0,4	2,0
24	88	106	406	0,9	1,0	3,9	0,2	0,1	0,5	0,9	1,1	4,2
25	1.629	911	4.362	0,8	0,4	2,0	2,0	2,0	8,0	0,8	0,6	2,6
26	213	168	717	0,6	0,5	2,1	0,5	0,2	1,1	1,0	0,6	2,8
27	134	91	407	1,1	0,8	3,5	0,3	0,1	0,6	0,6	0,8	3,0
28	245	386	1.403	0,9	1,1	4,2	0,7	0,2	1,3	0,8	0,8	3,2
29	182	68	386	1,4	0,6	3,2	0,3	0,0	0,4	0,8	0,6	2,6
30	700	481	2.143	1,8	1,0	4,8	0,8	0,3	1,7	0,5	0,4	1,7
31	91	59	268	0,4	0,3	1,3	0,2	0,1	0,5	1,1	1,3	5,0
32	200	165	695	0,4	0,5	1,9	0,5	0,1	0,8	1,0	1,1	4,3
33	1.404	842	3.930	1,3	0,7	3,4	2,5	1,4	6,7	1,2	0,5	2,7
35	379	185	934	2,7	0,7	4,8	0,6	0,6	2,4	1,0	1,0	4,0
36	131	101	434	1,4	1,1	4,7	0,3	0,1	0,6	1,2	0,7	3,3
37	537	479	1.974	1,8	0,8	4,2	2,1	2,2	8,7	2,5	1,4	6,7
38	528	110	858	2,0	0,4	3,2	0,8	0,3	1,7	1,0	0,7	3,1
39	539	199	1.136	0,9	0,5	2,4	1,0	0,2	1,6	1,0	0,3	1,9

Das in der Tabelle angegebene 90-%-Perzentil wurde durch dreimalige Addition des gerundeten $\Delta/3$ zum 10-%-Perzentil ermittelt, um die Gleichheit der Klassenbreiten zu bewahren. Durch die Rundung und Vernachlässigung der Nachkommastellen liegt daher eine geringfügige Abweichung zum tatsächlich berechneten 90-%-Perzentil vor.

Für die Gehalte der mikrobiellen Biomasse (C_{mic} -CFE) zeigen die $\Delta/3$ -Werte eine große Spannweite, wie diese entsprechend der absoluten C_{mic} -CFE-Gehalte zu erwarten ist. Die Klassenbreiten bewegen sich an den Mineralbodenstandorten zwischen $59 \mu\text{g g}^{-1}$ (BDF31 Pinneberg) und $520 \mu\text{g g}^{-1}$ (BDF13 St. Peter-Ording) während die Werte für die organikreichen Niedermoorstandorte zwischen $842 \mu\text{g g}^{-1}$ (BDF33 Hellbachtal) und $1.645 \mu\text{g g}^{-1}$ (BDF14 Meggerdorf) deutlich darüber liegen. Dabei weisen 18 BDF-Standorte $\Delta/3$ -Werte im Bereich von $100\text{--}200 \mu\text{g g}^{-1}$ auf. Eine deutlich engere Spannweite zeigt sich bei den $\Delta/3$ -Werten der mikrobiellen Quotienten (Q_{mic} -CFE). Diese liegen zwischen $0,3 \%$ (BDF31 Pinneberg) und $1,4 \%$ (BDF06 Sönke-Nissen-Koog, BDF10 Maasleben), wobei der häufigste Wert bei $1,1 \%$ liegt (sieben Standorte). Bei der Basalrespiration (BR) beträgt der häufigste $\Delta/3$ -Wert $0,1 \mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$, welcher 15 BDF-Standorte repräsentiert. Nach oben hin steigen die Klassenbreiten bis $2,2 \mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$ (BDF37 Hamburger Hallig) an. Zudem sind zwei Standorte (BDF15 Achterwehr, BDF29 Niederbüssau) durch Nullwerte für $\Delta/3$ gekennzeichnet, was sich daraus ergibt, dass die Differenz zwischen dem 90-%-Perzentil und dem 10-%-Perzentil von $0,1 \mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$ nicht sinnvoll durch drei teilbar ist, da das Hinzufügen einer weiteren Nachkommastelle die Anwendung der Bewertungsklassen nicht erleichtert und zudem eine Messgenauigkeit voraussetzen würde, die bei der Basalrespiration mit den angewendeten Methoden nicht zu erreichen ist. Unter den metabolischen Quotienten (Q_{met} -CFE) bewegen sich die $\Delta/3$ -Werte zwischen $0,3 \mu\text{g mg}^{-1} \text{h}^{-1}$ (BDF39 Hevenbruch) und $3 \mu\text{g mg}^{-1} \text{h}^{-1}$ (BDF07 Pobüller Bauernholz), wobei der häufigste Wert mit $0,7 \mu\text{g mg}^{-1} \text{h}^{-1}$ sieben Standorte repräsentiert.

Nach Berechnung der Referenz-Perzentile und der gewählten Klassenbreiten lassen sich die einzelnen Bestandteile zu einem fünfstufigen Bewertungssystem zusammenfügen. Der Ausgangspunkt liegt dabei bei dem berechneten Wert des 10-%-Perzentils (P_{10}). Dieser bildet die untere Grenze der „niedrig“-Klasse und ordnet darunterliegende Werte der „sehr niedrig“-Klasse zu. Durch einfache Addition der Klassenbreite ($\Delta/3$) zum P_{10} wird der untere Grenzwert der „mittel“-Klasse generiert, welcher darunterliegende Werte der „niedrig“-Klasse zuweist. Durch zweifache Addition des $\Delta/3$ zum P_{10} wird die untere Grenze der „hoch“-Klasse berechnet, welche ihrerseits darunterliegende Werte der „mittel“-Klasse zuordnet. Mit dreifacher Addition des $\Delta/3$ zum P_{10} wird der jeweils höchste Referenzwert (P_{90}) berechnet, ab dem eine Zuweisung zur „sehr hoch“-Klasse erfolgt während darunterliegende Werte der „hoch“-Klasse zugewiesen werden. Nachfolgend sind in der Tabelle 5.2 die standortspezifischen Referenzwerte aller Klassen beispielhaft für ausgewählte Standorte und bodenmikrobiologische Größen dargestellt.

Tabelle 5.2 Standortspezifische, quantitative Einstufung mikrobiologischer Größen.

Darstellung des fünfstufigen Bewertungssystems, zusammengesetzt aus den Referenz-Perzentilen und der Addition der Klassenbreiten für ausgewählte Standorte. Bei kleinen $\Delta/3$ -Werten ($\leq 0,3$) ist eine Zusammenlegung der Klassen „niedrig“, „mittel“ und „hoch“ zu erwägen (siehe Basalrespiration BR und BR*).

	BDF	P ₁₀	$\Delta/3$	sehr niedrig < P ₁₀	niedrig $\geq P_{10}$	mittel $\geq P_{10} + \Delta/3$	hoch $\geq P_{10} + 2\Delta/3$	sehr hoch $\geq P_{90}$
C_{mic}-CFE	1	95	113	< 95	≥ 95	≥ 208	≥ 321	≥ 434
$\mu\text{g g}^{-1}$	2	35	114	< 35	≥ 35	≥ 149	≥ 263	≥ 377
	4	103	67	< 103	≥ 103	≥ 170	≥ 237	≥ 304
	5	182	132	< 182	≥ 182	≥ 314	≥ 446	≥ 578
	6	1,1	1,4	< 1,1	$\geq 1,1$	$\geq 2,5$	$\geq 3,9$	$\geq 5,3$
Q_{mic}-CFE	7	0,2	0,7	< 0,2	$\geq 0,2$	$\geq 0,9$	$\geq 1,6$	$\geq 2,3$
%	8	1,1	0,9	< 1,1	$\geq 1,1$	$\geq 2,0$	$\geq 2,9$	$\geq 3,8$
	9	0,4	0,4	< 0,4	$\geq 0,4$	$\geq 0,8$	$\geq 1,2$	$\geq 1,6$
	11	0,6	0,3	< 0,6	$\geq 0,6$	$\geq 0,9$	$\geq 1,2$	$\geq 1,5$
BR	26	0,5	0,2	< 0,5	$\geq 0,5$	$\geq 0,7$	$\geq 0,9$	$\geq 1,1$
$\mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$	27	0,3	0,1	< 0,3	$\geq 0,3$	$\geq 0,4$	$\geq 0,5$	$\geq 0,6$
	29	0,3	0,0	< 0,3	$\geq 0,3$	$\geq 0,3$	$\geq 0,3$	$\geq 0,4$
	30	0,5	0,4	< 0,5	$\geq 0,5$	$\geq 0,9$	$\geq 1,3$	$\geq 1,7$
Q_{met}-CFE	32	1,0	1,1	< 1,0	$\geq 1,0$	$\geq 2,1$	$\geq 3,2$	$\geq 4,3$
$\mu\text{g mg}^{-1} \text{h}^{-1}$	35	1,0	1,0	< 1,0	$\geq 1,0$	$\geq 2,0$	$\geq 3,0$	$\geq 4,0$
	37	2,5	1,4	< 2,5	$\geq 2,5$	$\geq 3,9$	$\geq 5,3$	$\geq 6,7$
	11	0,6	0,3	< 0,6	--	$\geq 0,6$	--	$\geq 1,5$
BR*	26	0,5	0,2	< 0,5	--	$\geq 0,5$	--	$\geq 1,1$
$\mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$	27	0,3	0,1	< 0,3	--	$\geq 0,3$	--	$\geq 0,6$
	29	0,3	0,0	< 0,3	--	$\geq 0,3$	--	$\geq 0,4$

Für jeden Standort lassen sich mit der beschriebenen Methode die für die Einstufung der bodenmikrobiologischen Größen benötigten Referenzwerte berechnen. Bei fünf Bewertungsklassen werden vier Grenzwerte benötigt, die auf der Berechnung der beiden Referenz-Perzentile basieren. Es zeigt sich, dass bei Werten im zwei- bis vierstelligen Bereich, wie diese bei der mikrobiellen Biomasse in $\mu\text{g g}^{-1}$ für gewöhnlich auftreten, die berechneten $\Delta/3$ -Klassenbreiten eine ausreichende Trennschärfe für die Einstufung von Messwerten ermöglichen. Bei niedrigeren Werten, welche im einstelligen Bereich mit einer gerundeten Nachkommastelle vorliegen (Basalrespiration, mikrobielle und metabolische Quotienten, Arginin-Ammonifikation), befinden sich auch die berechneten Klassenbreiten in entsprechend niedrigen Bereichen von größtenteils < 1 bis hin zu $0,1$ der jeweiligen Messeinheit. Da eine stärkere Differenzierung der Grenzwerte durch Hinzufügen weiterer Nachkommastellen weder aus Praktikabilitätsgründen noch aus messtechnischen Gründen zweckmäßig ist, ist zu erwägen, ob bei der am jeweiligen Standort geringen zeitlichen Messwertstreuung eine Reduzierung der Bewertungsklassen in Be-

tracht kommt. Bewegen sich beispielsweise die Messwerte der Basalrespiration über sieben Untersuchungskampagnen hinweg zwischen $0,3 \mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$ und $0,5 \mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$ (Mittel- und Modalwert $0,4 \mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$) wie an dem Standort BDF29 Niederbüßsau, so liegt es nahe, dass eine Unterteilung dieser Spannweite in fünf Bewertungsklassen nicht sinnvoll möglich ist. Eine mehrstellige Angabe der Messwerte in Nanogramm scheidet ebenso aus Gründen der in diesem Bereich nicht vorhandenen Messgenauigkeit aus. Daher ist eine Zusammenlegung der drei Klassen „niedrig“, „mittel“ und „hoch“ zu einer „mittel“-Klasse als möglicher Kompromiss zu sehen. Der Modalwert wird bei dieser Vorgehensweise als häufigster Wert entsprechend der „mittel“-Klasse zugewiesen, während niedrigere und höhere Werte als „sehr niedrig“ und als „sehr hoch“ bewertet werden, sofern solche künftig auftreten. Ab welchem $\Delta/3$ -Wert die Vereinigung dieser drei Klassen zu erwägen ist, kann vom Einzelfall und von der zu erwartenden Entwicklung abhängen. Bei der Betrachtung der zuvor dargestellten Klassenbreiten ist diese Option für $\Delta/3$ -Werte $\leq 0,3$ anwendbar. Bei der Basalrespiration werden mit diesem Grenzwert 76 % der Standorte von der Klassenzusammenlegung erfasst, 57 % bei $\Delta/3$ -Werten $\leq 0,2$ und 46 % bei $\Delta/3$ -Werten $\leq 0,1$. Für die übrigen bodenmikrobiologischen Größen treten derart enge Klassenbreiten nur vereinzelt auf.

5.1.2 *Standortspezifische Referenzwerte für die abiotischen, bodenzoologischen und vegetationskundlichen Teilbereiche*

Das beschriebene System zur Berechnung von standortspezifischen Referenzwerten zur quantitativen Einstufung lässt sich durch die Berücksichtigung der Messwertverteilung ebenso auf die übrigen Teilbereiche der Bodenökologie anwenden, sofern pro Standort eine ausreichend hohe Anzahl an Messwerten vorliegt. Die ursprüngliche quantitative Bewertung nach Quirin & Emmerling (2004) war lediglich für bodenmikrobiologische Größen konzipiert. In diesem Abschnitt werden analog zu der Bodenmikrobiologie standortspezifische Referenzwerte für ausgewählte abiotische, bodenzoologische sowie für vegetationskundliche Parameter berechnet. Mit deren Hilfe soll eine Bewertung von erzielten Messwerten der unterschiedlich schnell reagierenden Größen für jeden Standort anhand seiner spezifischen Entwicklung möglich sein.

In der Tabelle 5.3 sind die Referenzwerte für den Gehalt des organischen Kohlenstoffs (C_{org}), für das Verhältnis zwischen dem organischen Kohlenstoff und dem Gesamt-Stickstoff (C/N), für die Bodenreaktion (pH) und für die Gehalte löslicher Stickstoffverbindungen (N_{min} , Summe aus Ammonium-Stickstoff, Nitrit-Stickstoff und Nitrat-Stickstoff) aufgeführt. Die Berechnung erfolgte entsprechend der 10- und 90-%-Perzentile sowie der gedrittelten Differenz mit gerundeten Werten. Dabei ist zu erkennen, dass, mit Ausnahme der N_{min} -Gehalte, die übrigen abiotischen Parameter an den meisten BDF-Standorten durch vergleichsweise geringe Unterschiede

zwischen P_{10} und P_{90} gekennzeichnet sind, was in der Folge auch in sehr engen Klassenbreiten ($\Delta/3$) resultiert. Dieses spiegelt die Stabilität dieser bodenchemischen Größen wider, welche im Laufe der über zwei Jahrzehnte überwiegend geringe Veränderungen erfahren haben. Für die quantitative Bewertung bedeutet dies, dass eine Veränderung innerhalb dieser Parameter, die im Vergleich mit einem Standortkollektiv geringfügig erscheint, für den einzelnen Standort bereits eine größere Abweichung von dessen vergangener Entwicklung darstellt und damit eine Änderung der Einstufung beispielsweise von „mittel“ zu „sehr hoch“ rechtfertigt. Für die C_{org} -Gehalte zeigen sich an 14 Standorten sehr enge Klassenbreiten von $\leq 0,1\%$. Weitere zehn Standorte sind durch $\Delta/3$ -Werte zwischen $0,2\%$ und $0,3\%$ gekennzeichnet während lediglich sieben BDF Klassenbreiten von größer oder gleich 1% aufweisen. Darunter befinden sich drei Waldstandorte mit dem höchsten $\Delta/3$ -Wert von $1,9\%$ auf BDF32 Hahnheide, die drei organikreichen Niedermoorstandorte, sowie die BDF13 St. Peter-Ording, deren Nutzung durch eine Grünland-Acker-Wechselbewirtschaftung gekennzeichnet ist. Auch bei den C/N-Verhältnissen weisen die berechneten Klassenbreiten überwiegend sehr niedrige Werte auf. Die Klassenbreiten zeigen an 24 Standorten $\Delta/3$ -Werte von ≤ 1 , was etwa zwei Drittel der BDF abdeckt. Lediglich sechs BDF-Standorte weisen für das C/N-Verhältnis breitere Klassen im Bereich zwischen 3 (BDF21 Speicherkoog, BDF39 Hevenbruch) und 5 (BDF01 List) als $\Delta/3$ -Werte auf.

Tabelle 5.3 Standortspezifische Referenzwerte zur quantitativen Einstufung bodenchemischer Größen.

Für jeden Standort sind für den angegebenen bodenchemischen Parameter das 10-%-Perzentil (P_{10}), das 90-%-Perzentil (P_{90}) sowie die gedrittete Differenz ($\Delta/3$) angegeben.

BDF	C_{org} %			C/N			pH			N_{min} $\mu g\ g^{-1}$		
	P_{10}	$\Delta/3$	P_{90}	P_{10}	$\Delta/3$	P_{90}	P_{10}	$\Delta/3$	P_{90}	P_{10}	$\Delta/3$	P_{90}
1	0,9	0,5	2,4	11	5	26	3,8	0,0	3,9	1	6	19
2	0,7	0,2	1,3	17	4	29	3,0	0,1	3,3	1	6	19
4	1,1	0,3	2,0	7	2	13	4,3	0,1	4,6	2	4	14
5	1,2	0,1	1,5	7	1	10	6,4	0,2	7,0	9	9	36
6	1,3	0,2	1,9	10	1	13	6,9	0,1	7,2	5	7	26
7	2,0	1,3	5,9	23	4	35	2,8	0,2	3,4	2	2	8
8	3,1	0,1	3,4	10	0	11	4,5	0,1	4,8	11	13	50
9	3,3	0,1	3,6	16	2	22	4,6	0,3	5,5	3	10	33
10	1,1	0,3	2,0	8	4	20	6,1	0,2	6,7	8	6	26
11	2,0	0,4	3,2	10	0	11	4,9	0,1	5,2	7	13	46
12	1,5	0,1	1,8	9	1	12	6,2	0,3	7,1	22	16	70
13	2,2	1,4	6,4	9	1	12	5,3	0,1	5,6	3	10	33
14	13,3	1,2	16,9	10	0	11	4,8	0,1	5,1	21	21	84
15	1,0	0,0	1,1	8	1	11	6,5	0,2	7,1	9	7	30
16	1,1	0,0	1,2	8	1	11	6,2	0,2	6,8	6	6	24
17	1,4	0,0	1,5	9	1	12	5,9	0,2	6,5	5	2	11
18	1,1	0,0	1,2	8	1	11	6,5	0,2	7,1	21	17	72
19	1,0	0,2	1,6	9	2	15	5,5	0,1	5,8	2	5	17
20	4,9	0,5	6,4	14	2	20	3,3	0,2	3,9	3	7	24
21	3,3	0,5	4,8	10	3	19	6,4	0,4	7,6	13	13	52
22	2,6	0,3	3,5	12	0	13	4,5	0,1	4,8	19	5	34
23	2,4	0,1	2,7	12	1	15	5,8	0,1	6,1	5	9	32
24	0,9	0,1	1,2	10	2	16	4,5	0,2	5,1	3	2	9
25	18,2	1,1	21,5	12	1	15	4,7	0,2	5,3	31	15	76
26	3,2	0,3	4,1	13	1	16	5,0	0,2	5,6	11	26	89
27	1,0	0,1	1,3	8	1	11	5,8	0,2	6,4	4	12	40
28	2,6	0,3	3,5	8	1	11	5,0	0,1	5,3	11	9	38
29	1,1	0,1	1,4	8	1	11	6,0	0,1	6,3	4	3	13
30	3,8	0,4	5,0	9	1	12	5,4	0,2	6,0	21	17	72
31	2,0	0,2	2,6	14	2	20	4,8	0,0	4,9	1	3	10
32	3,1	1,9	8,8	19	2	25	2,9	0,1	3,2	3	15	48
33	9,5	1,0	12,5	10	1	13	5,2	0,0	5,3	9	14	51
35	1,3	0,2	1,9	8	1	11	5,0	0,1	5,3	8	3	17
36	0,9	0,0	1,0	8	1	11	5,9	0,1	6,2	2	1	5
37	2,9	0,6	4,7	10	0	11	7,2	0,0	7,3	17	7	38
38	2,6	0,1	2,9	12	1	15	4,6	0,0	4,7	20	6	38
39	4,0	1,2	7,6	16	3	25	3,2	0,2	3,8	8	2	14

Die Bodenreaktion kann als weiterer weitgehend stabiler Standortparameter mit geringen zeitlichen Änderungen angesehen werden. Trotz zum Teil sehr unterschiedlicher P_{10} -Werte, sind 20 Standorte durch sehr enge Klassenbreiten von $\leq 0,1$ pH-Einheiten gekennzeichnet. Größere $\Delta/3$ -Werte im Bereich von 0,3 bis 0,4 Einheiten treten an drei Standorten (BDF09 Schuby, BDF12 Vadersdorf und BDF21 Speicherkoog) auf, während dazwischenliegende $\Delta/3$ -Werte in Höhe von 0,2 Einheiten auf die verbliebenen 14 Standorte entfallen. Für die Gehalte löslicher Stickstoffverbindungen zeigt sich eine wesentlich höhere Diversität der Klassenbreiten. Die $\Delta/3$ -Werte bewegen sich hierbei zwischen $1 \mu\text{g g}^{-1}$ auf BDF36 Lindhöft-2 und $26 \mu\text{g g}^{-1}$ auf BDF26 Karkendamm, was die deutlich unterschiedlichen N_{\min} -Schwankungen im Zeitverlauf widerspiegelt. Die häufigste Klassenbreite liegt bei $6 \mu\text{g g}^{-1}$ und repräsentiert fünf Standorte unterschiedlicher Nutzung. Acht BDF-Standorte zeichnen sich hingegen durch $\Delta/3$ -Werte von $\leq 3 \mu\text{g g}^{-1}$ aus.

Die standortspezifischen Referenzwerte zur quantitativen Einstufung bodenzoologischer und vegetationskundlicher Größen befinden sich nachfolgend in der Tabelle 5.4. Beispielhaft dargestellt sind für diese beiden Teilbereiche ausgewählte Parameter, für die unter anderem die meisten Daten aus den vergangenen Erhebungen verfügbar sind. Im Rahmen der Bodenzologie werden die Referenzwerte für die Abundanz der Lumbriciden (Regenwürmer) und der Enchyträen (Kleiningelwürmer) als Individuenanzahl pro Quadratmeter (Siedlungsdichte) präsentiert. Für das Teilgebiet der Vegetationskunde wurden die Diversität der vorliegenden Pflanzengesellschaft als Artenzahl sowie die Zeigerverhältnisse der Pflanzen hinsichtlich der Nährstoffverfügbarkeit als N-Zahl zur Darstellung ausgewählt. Aus den vorliegenden Messwerten wurden auch für diese Teilbereiche die 10- und 90-%-Perzentile sowie die $\Delta/3$ -Werte berechnet.

Die Klassenbreiten der Lumbriciden-Abundanz zeigen sehr diverse $\Delta/3$ -Werte, welche sich zwischen 1 Individuum m^{-2} auf der Dünen-BDF01 List und 178 Individuen m^{-2} auf der BDF17 Dannau bewegen. Lediglich der Standort BDF37 Hamburger Hallig ist aufgrund des Salzwassereinflusses nicht von Lumbriciden besiedelt und weist damit sowohl für die Referenzperzentile als auch für die Klassenbreiten Nullwerte auf. Aufgeschlüsselt nach der Anzahl der Standorte treten $\Delta/3$ -Werte ≤ 3 Individuen m^{-2} an vier Standorten, ≤ 50 Individuen m^{-2} an 20 Standorten und ≤ 100 Individuen m^{-2} an 31 Standorten auf. Bei den Siedlungsdichten der Enchyträen, deren Absolutwerte die Lumbriciden-Abundanzen um mehrere Größenordnungen übertreffen, zeigt sich eine andere Verteilung der Klassenbreiten. Diese reicht von Werten ≤ 1.000 Individuen m^{-2} (BDF09 Schuby, BDF10 Maasleben, BDF35 Lindhöft-1) bis zu einem Wert von 20.000 Individuen m^{-2} (BDF04 Goldelund). Es treten damit an mehreren Standorten gleich hohe $\Delta/3$ -Werte auf. Die häufigsten Klassenbreiten sind dabei mit 6.000 Individuen m^{-2} und 8.000 Individuen m^{-2} an jeweils fünf BDF-Standorten vertreten.

Tabelle 5.4 Standortspezifische Referenzwerte zur quantitativen Einstufung bodenzoologischer und vegetationskundlicher Größen.

Für jeden Standort sind für den angegebenen bodenzoologischen und vegetationskundlichen Parameter das 10-%-Perzentil (P_{10}), das 90-%-Perzentil (P_{90}) sowie die gedriittelte Differenz ($\Delta/3$) angegeben.

BDF	Lumbriciden Individuen m^{-2}			Enchyträen 1.000 Individuen m^{-2}			Vegetation Artenzahl			Vegetation N-Zahl		
	P_{10}	$\Delta/3$	P_{90}	P_{10}	$\Delta/3$	P_{90}	P_{10}	$\Delta/3$	P_{90}	P_{10}	$\Delta/3$	P_{90}
1	0	1	3	26	8	50	25	5	40	2,6	0,1	2,9
2	19	24	91	32	9	59	17	2	23	4,4	0,1	4,7
4	38	24	110	41	20	101	8	2	14	5,9	0,4	7,1
5	83	49	230	9	10	39	3	1	6	7,0	0,1	7,3
6	109	106	427	6	7	27	2	5	17	6,7	0,0	6,8
7	4	4	16	50	17	101	17	1	20	3,6	0,1	3,9
8	363	60	543	29	5	44	16	1	19	6,8	0,0	6,9
9	12	4	24	20	1	23	9	2	15	6,5	0,1	6,8
10	89	77	320	19	1	22	8	2	14	6,4	0,2	7,0
11	266	174	788	25	6	43	22	1	25	6,1	0,1	6,4
12	56	62	242	15	11	48	5	2	11	7,0	0,0	7,1
13	213	120	573	17	8	41	24	1	27	6,0	0,1	6,3
14	218	68	422	12	14	54	18	1	21	6,4	0,1	6,7
15	99	48	243	4	3	13	5	1	8	6,7	0,1	7,0
16	225	48	369	12	12	48	8	3	17	6,6	0,1	6,9
17	249	178	783	7	6	25	n. b.	n. b.	n. b.	6,2	0,1	6,5
18	129	68	333	13	6	31	2	1	5	7,1	0,2	7,7
19	72	41	195	5	5	20	15	2	21	6,5	0,1	6,8
20	31	5	46	68	9	95	23	3	32	5,7	0,0	5,8
21	111	150	561	19	8	43	28	3	37	6,3	0,1	6,6
22	155	73	374	51	9	78	20	1	23	5,9	0,1	6,2
23	9	7	30	8	5	23	17	1	20	6,6	0,0	6,7
24	5	30	95	14	8	38	11	8	35	5,6	0,2	6,2
25	375	114	717	18	12	54	39	4	51	5,8	0,2	6,4
26	51	47	192	17	13	56	17	4	29	6,4	0,1	6,7
27	49	53	208	9	7	30	1	1	4	7,1	0,3	8,0
28	430	80	670	11	4	23	14	1	17	6,7	0,1	7,0
29	164	98	458	12	7	33	7	2	13	6,4	0,2	7,0
30	236	93	515	18	5	33	16	2	22	6,7	0,1	7,0
31	7	23	76	3	2	9	21	4	33	6,6	0,1	6,9
32	4	2	10	77	6	95	6	1	9	3,4	0,7	5,5
33	62	100	362	11	3	20	29	6	47	5,5	0,2	6,1
35	337	50	487	20	0	21	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
36	116	3	125	8	2	14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
37	0	0	0	40	6	58	12	1	15	5,5	0,1	5,8
38	135	11	168	42	8	66	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
39	28	12	64	51	18	105	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.

Bei der Betrachtung der vegetationskundlichen Artenzahlen zeigt sich, dass von den 32 BDF-Standorten, für die die Angaben zur Diversität vorliegen, der Großteil durch geringe Änderungen der Artenzahlen charakterisiert ist. Daraus ergeben sich entsprechend enge Klassenbreiten, welche an 14 Standorten durch $\Delta/3$ -Werte von 1 Art gekennzeichnet sind. Der zweithäufigste $\Delta/3$ -Wert beträgt 2 Arten und repräsentiert acht weitere BDF-Standorte. Die zwei weitesten Klassenbreiten sind durch die Standorte BDF33 Hellbachtal mit 6 Arten und BDF24 Bornhöved mit 8 Arten vertreten. Die Klasseneinteilung der N-Zahlen liefert ein noch engeres Bild der zeitlichen Änderungen. Die niedrigsten $\Delta/3$ -Werte von $\leq 0,1$ Einheiten treten an 24 BDF-Standorten auf. Die nächsthöhere Klassenbreite von 0,2 Einheiten zeigt sich an weiteren sechs Standorten. Die drei höchsten $\Delta/3$ -Werte betragen 0,3, 0,4 und 0,7 Einheiten der N-Zahl und repräsentieren die Standorte BDF27 Tankenrade, BDF04 Goldelund und BDF32 Hahnheide.

Aus den dargestellten Referenzwerten für die bodenchemischen, bodenzoologischen und vegetationskundlichen Größen lassen sich die Bewertungsklassen für die quantitative Einstufung nach dem gleichen System wie für die Bodenmikrobiologie ableiten. Mit den berechneten $\Delta/3$ -Werten ist auch hier eine fünfstufige Einteilung der Bewertungsklassen möglich, wobei abzuwägen ist, in welchen Fällen gegebenenfalls eine abweichende, dreistufige Einteilung zweckmäßig ist. Wie aus den Klassenbreiten hervorgeht, zeigen insbesondere die Parameter C_{org} -Gehalt, C/N-Verhältnis, pH sowie die Arten- und N-Zahlen der Pflanzengesellschaften überwiegend sehr enge Klassenbreiten von zum Teil einer quantifizierbaren Messeinheit (unter Berücksichtigung der Messwertrundung). Dieses geht auf die Beständigkeit der Messgrößen unter ausgeglichenen Bedingungen am Standort zurück beziehungsweise auf die vergleichsweise lange Reaktionszeit dieser Parameter. Mit der Anwendung von fünf Bewertungsklassen werden somit direkt nebeneinanderliegende Messwerte differenziert und unterschiedlich hoch eingestuft, was jedoch innerhalb der einzelnen Klassen keine Entwicklungsdynamik mehr zulässt. Wie bereits bei der bodenmikrobiologischen Basalrespiration gezeigt, ist daher auch hier für die drei Klassen „niedrig“, „mittel“ und „hoch“ eine Zusammenlegung zu einer breiteren „mittel“-Klasse möglich, um innerhalb dieser einen Bereich zu definieren, in dem Messwerte gleicher Einstufung weiterhin eine Varianz aufweisen können. Ab welchem $\Delta/3$ -Wert eine optimale Zusammenlegung der Klassen zu erreichen ist, liegt unter Berücksichtigung der resultierenden Klassenbreite im Ermessen des Anwenders. Wird für die Einzelklassen eine Mindestbreite von vier Messeinheiten als ausreichend erachtet, wird die Zusammenlegung der Klassen für Standorte mit $\Delta/3$ -Werten ≤ 3 Messeinheiten durchgeführt. Die zusammengelegte „mittel“-Klasse umfasst entsprechend einen Bereich von bis zu neun Messeinheiten, welcher nach unten und nach oben hin direkt durch die Klassen „sehr niedrig“ und „sehr hoch“ begrenzt wird. Dennoch ist zu beachten, dass auch bei einer zusammengelegten „mittel“-Klasse für eine Vielzahl von BDF-Standorten enge Klassenbreiten resultieren, wenn die $\Delta/3$ -Werte bei ≤ 1 Messeinheiten liegen, was bei den bodenchemischen und bei den vegetationskundlichen Größen häufig in Erscheinung

tritt (Tabelle 5.3 und Tabelle 5.4). Im Falle dessen, dass die Breite der zusammengelegten „mittel“-Klasse von 1 bis 3 Messeinheiten als nicht ausreichend befunden wird, besteht die weitere Möglichkeit, den Bereich zu erweitern, indem die Ober- und Untergrenzen der „sehr niedrig“- und „sehr hoch“-Klassen um die gewählte Anzahl an ergänzenden Messeinheiten nach unten und nach oben über die Referenz-Perzentile hinaus verschoben werden. Gegebenenfalls wird bei dieser Verschiebung jedoch das gesamte Spektrum der bisher vorliegenden Messwerte durch die neu definierte „mittel“-Klasse erfasst, so dass keine Messwerte den angrenzenden beiden Klassen zuzuordnen sind. Ob solche Werte dann in künftigen Untersuchungskampagnen auftreten und somit bei den festgelegten Klassengrenzen als „sehr niedrig“ oder als „sehr hoch“ eingestuft werden ist nicht mit großer Sicherheit vorauszusagen, da dies davon abhängt, ob das Entwicklungspotenzial des jeweiligen Parameters durch die Varianz der bisherigen Messwerte und ebenso durch deren Anzahl (Stichprobengröße) bereits ausreichend repräsentativ wiedergegeben wird. Ist dies der Fall, dann ist bei Annahme einer Normalverteilung mit geringerer Wahrscheinlichkeit von deutlich abweichenden, künftigen Messwerten auszugehen, welche außerhalb der breiteren „mittel“-Klasse liegen würden. Die Frage, ob eine Repräsentanz bereits gegeben ist, bedarf jedoch wie erwähnt auch der Betrachtung der Stichprobengröße. Während für die hier dargestellten bodenchemischen Parameter an den meisten Standorten (BDF01 – BDF33) sieben Untersuchungen durchgeführt wurden, beläuft sich die Anzahl der bodenzologischen und vegetationskundlichen Untersuchungskampagnen aufgrund der größeren zeitlichen Intervalle auf etwa vier. Die damit verbundene Limitierung der Stichproben ermöglicht daher noch keine abschließende Aussage über das Entwicklungspotenzial dieser Parameter, was jedoch auch für die bodenchemischen Parameter in Betracht gezogen werden muss. Das Perzentil-basierte Bewertungssystem passt sich jedoch automatisch an die Erhebung neuer Messwerte an und gewinnt mit jeder Untersuchung an zusätzlicher Aussagekraft.

5.1.3 Gruppenspezifische Referenzwerte

Mit Hilfe der vorgestellten standortspezifischen Referenzwerte ist die Möglichkeit gegeben, jeden Standort für sich anhand dessen vorangegangener Entwicklung zu bewerten. Für übergreifende Fragestellungen ist es jedoch notwendig, einzelne Standorte in einen größeren Kontext einzuordnen und dabei Standortkollektive zu betrachten, welche anhand gruppenspezifischer Merkmale zusammengesetzt sind und sich nach außen hin von anderen Kollektiven abgrenzen. Im ursprünglichen Bewertungssystem für bodenmikrobiologische Größen nach Quirin & Emmerling (2004) wurde eine Gruppierung der Standorte nach den übergeordneten Nutzungsformen Acker, Grünland und Wald vorgenommen, welche als Hauptunterscheidungsmerkmal für die in Schleswig-Holstein untersuchten Boden-Dauerbeobachtungsflächen dienen. Im Folgenden werden weitere Gruppierungskriterien vorgestellt und deren Anwendbarkeit überprüft. Durch das interdisziplinäre Untersuchungsprogramm der Boden-Dauerbeobachtung wurden die BDF-Standorte mit disziplinspezifischen Klassifikationssystemen vielfältig charakterisiert. Damit ergibt sich die Möglichkeit, anhand dieser Charakteristika die einzelnen Standorte zu Kollektiven zusammenzufassen welche die die Boden-Dauerbeobachtungsflächen nach den geographischen und bodenkundlichen Standortfaktoren, sowie nach bodenzoologischen und vegetationskundlichen Merkmalen einteilen. Die Gruppierungskriterien sind in der Tabelle 5.7 mit der Zuordnung der jeweiligen Standorte aufgelistet.

5.1.3.1 Großlandschaft

Die geographische Standortgruppierung ermöglicht die Bildung dreier BDF-Kollektive, ausgehend von den schleswig-holsteinischen Großlandschaften Marsch, Geest und Östliches Hügelland, welche zugleich die geologischen Ablagerungsprozesse des Quartärs widerspiegeln (Stewig, 1982). Hierbei zeigen sich hinsichtlich der Gruppengrößen deutliche Unterschiede, wobei das Östliche Hügelland 17 Standorte umfasst, während die zweitgrößte Gruppe Geest 13 BDF und die kleinste Gruppe der Marsch 7 BDF vereinigen. Damit geht eine vergleichsweise grobe Unterteilung der Untersuchungsstandorte einher, bietet jedoch den Vorteil, dass hier ein Gruppierungskriterium herangezogen wird, welches für die Anwendung ein lediglich sehr niedriges Niveau an Fachkenntnissen voraussetzt und in der Regel auch intuitiv durch die Kenntnis der ungefähren Lage eine richtige Zuordnung ermöglicht. Eine Verfeinerung der landschaftsräumlichen Standortgruppierungen kann dadurch erreicht werden, dass untergeordnete Landschaftsräume berücksichtigt werden, wie in der Kartendarstellung in Abbildung 3.1 gezeigt. Geest und Marsch lassen sich damit weiter differenzieren, was insbesondere für Marschböden hinsichtlich der Unterscheidung zwischen Salzwasser- und Süß/Brackwassereinfluss von Bedeutung ist. In Bezug auf die Standortgruppierung, führt diese Differenzierung jedoch zu einer Fraktionierung der beiden Gruppen, welche bereits durch geringere Anzahlen an BDF gekenn-

zeichnet sind, ohne die größte Gruppe weiter zu unterteilen, sofern die Jungmoräne des Östlichen Hügellandes nicht weiter aufgeschlüsselt wird. Je nach vorliegender Fragestellung ist diese geographische Gruppierung mit Einschränkungen anwendbar.

5.1.3.2 Bodentyp/Bodenklasse

Die grundlegende Zielsetzung bodenkundlicher Arbeit besteht in der Charakterisierung von Böden anhand des Bodentyps, welcher spezifische Merkmalsausprägungen und pedogenetische Prozesse widerspiegelt (Ad-Hoc-AG Boden, 2005). Da die Entwicklung eines Bodens das Resultat des Zusammenwirkens von Standortfaktoren ist, was bereits frühzeitig entsprechend einer „Funktionsgleichung“ formuliert wurde (Jenny, 1941), bringen spezifische Standortfaktoren ebenso spezifische Bodentypen mit spezifischen Eigenschaften hervor, welche mit gängigen Klassifikationssystemen zu bestimmen sind. Für die schleswig-holsteinischen BDF-Standorte liegen die Bodentypen nach Bodenkundlicher Kartieranleitung vor (KA5; Ad-Hoc-AG Boden, 2005), wobei insgesamt 18 unterschiedliche Bodentypen bis zum Subtyp-Niveau, zum Teil auch bis zur Varietät (BDF01 List, podsoliger Regosol), ausgewiesen sind. Eine Standortgruppierung auf den niedrigen Klassifikationsniveaus (Subtyp, Varietät) ermöglicht zwar eine feingliedrige Differenzierung der Standorte, ist jedoch mit dem Nachteil verbunden, dass, bedingt durch die eingeschränkte BDF-Anzahl, zu viele Gruppen mit zu wenigen Individuen gebildet werden. Damit entfällt die Grundlage für eine aussagekräftige Varianzanalyse und die statistisch sichere Abgrenzung der BDF-Gruppen. Die Böden werden daher im Folgenden auf dem Bodentyp-Niveau gruppiert, wobei die Subtypen der entsprechenden Typeinheit zugeordnet werden (BDF05 Gintoft: Bodensubtyp: Pseudogley-Parabraunerde, Bodentyp: Parabraunerde). Weil jedoch auch auf dem Bodentyp-Niveau einzelne Bodentypen insbesondere aus der Marschen-Klasse durch einzelne bis wenige Standorte vertreten sind, werden diese der Klasse entsprechend als Marschen ohne weitere Unterscheidung der Roh-, Kalk-, Klei- und Knickmarschen gruppiert. Für die Gruppierung der Niedermoor-BDF wurde neben den Standorten BDF14 Meggerdorf und BDF25 Landscheide auch die BDF33 Hellbachtal berücksichtigt, obwohl diese keinen H-Horizont aufweist, welcher definitionsgemäß $\geq 30\%$ organische Substanz beinhalten muss. Dennoch ist bei diesem Standort durch die Genese aus organischem Substrat (Niedermoortorfen) hinsichtlich der bodenchemischen und bodenmikrobiologischen Eigenschaften eine größere Ähnlichkeit zu den beiden definitionsgemäßen Niedermoorstandorten gegeben als zu den übrigen Mineralboden-BDF. Damit ist eine Gruppierung dieser drei BDF zweckmäßig, insbesondere im Hinblick auf die Erweiterung des Niedermoor-Kollektivs um einen zusätzlichen organikreichen Standort. Die Standortgruppierung anhand der Bodentypen liefert für die 37 BDF-Standorte somit sieben BDF-Gruppen. Diese sind: Parabraunerden (9 BDF), Pseudogleye (7 BDF), Podsole (7 BDF), Braunerden (5 BDF), Marschen (5 BDF), Niedermoore (3 BDF) und Regosole (1 BDF). Die Rego-

sol-Gruppe, welche den einzelnen Dünenstandort (BDF01 List) repräsentiert, wird für die nachfolgende Varianzanalyse nicht herangezogen, da eine Varianz innerhalb einer Gruppe mit lediglich einem Individuum nicht vorhanden ist.

5.1.3.3 *Bodenarten-Hauptgruppe/Bodenarten-Gruppe*

Während die zuvor beschriebene BDF-Gruppierung nach Bodentypen die pedogenetischen Prozesse reflektiert, wird durch die Einteilung der Standorte nach Bodenarten-Gruppen bzw. Bodenarten-Hauptgruppen die physikalische Beschaffenheit der Ausgangssubstrate erfasst und damit auch die geologischen Ablagerungsprozesse berücksichtigt. Die Bodenarten der einzelnen Standorte ergeben sich aus der analytisch bestimmten Korngrößenverteilung und der prozentualen Masseanteile der Haupt-Kornfraktionen Schluff (2 bis < 63 µm) und Ton (< 2 µm) sowie der zu 100 % ergänzenden Kornfraktion Sand (63 bis < 2000 µm) in Bezug auf den gesamten Feinboden (< 2 mm). Die Zuordnung erfolgt dabei entsprechend dem Körungsdreieck der Bodenkundlichen Kartieranleitung, in dem für Kombinationen von Schluff- und Tonanteilen die Bereiche der entsprechenden Bodenarten festgelegt sind. Die 31 möglichen Bodenarten lassen sich auf nächsthöherer Ebene elf Bodenarten-Gruppen zuordnen, welche wiederum selbst in die vier Bodenarten-Hauptgruppen Sande (s), Lehme (l), Schluffe (u) und Tone (t) einzuteilen sind.

Von den untersuchten BDF-Standorten sind 17 durch sandige Substrate gekennzeichnet, während 12 BDF lehmige, 3 BDF tonige und 2 BDF schluffige Böden aufweisen. Aufgrund der geringen Anzahl toniger und schluffiger Substrate, werden diese feinkörnigen Böden zu der Gruppe Schluff/Ton mit insgesamt fünf Standorten zusammengefasst. Die verbliebenen drei Niedermoor-Standorte werden anhand des organischen Substrats als Torfe gruppiert. Hierbei ist jedoch zu berücksichtigen, dass auch diese Böden nennenswerte Mineralboden-Anteile in Form von Ton- und Sandlinsen aufweisen, welche in Bezug auf die Masse mehr als 60 % betragen. Dennoch wird wegen der hohen Gehalte organischer Substanz und wegen der deutlichen Unterscheidbarkeit zu den Mineralbodenstandorten im engeren Sinne eine Organik-bezogene Gruppierung vorgezogen. Auf dem Niveau der Bodenarten-Gruppen ergeben sich sechs Gruppen, von denen die Torf-Gruppe mit dem zuvor beschriebenen Hauptgruppen-Niveau übereinstimmend ist. Die weiteren Gruppen sind Lehmsand (11 BDF), Normallehm (8 BDF), Reinsand (6 BDF), Schluff/Ton (5 BDF) sowie Sandlehm (4 BDF).

Bei der Standort-Gruppierung nach den Bodenarten-Gruppen und -Hauptgruppen ergibt sich eine Unsicherheit hinsichtlich der Flächenheterogenität, welche insbesondere an den Standorten ohne Bodenbearbeitung (Grünland, Sukzession) in größerem Ausmaß auftritt. Da die Korngrößenanalysen sowohl räumlich an jeweils vier unterschiedlichen Stellen pro Standort als auch zeitlich in zum Teil mehreren Untersuchungskampagnen durchgeführt wurden, lagen für die einzelnen Standorte auch abweichende Korngrößenverteilungen und Bodenarten vor. Für die vorliegende Auswertung wurden daher die Korngrößenanteile räumlich und zeitlich gemittelt

und aus diesen Mittelwerten die resultierende Bodenart für die gesamte Fläche abgeleitet. Trotz der damit verbundenen Unsicherheit ist dieses Vorgehen zweckmäßig, um unterscheidbare Gruppen für die BDF-Standorte zu bilden.

5.1.3.4 Bodennutzung und Bodennutzung mit Substrat

Die landwirtschaftliche Prägung der schleswig-holsteinischen Landschaft und die darauf abgestimmte Konzeption der Boden-Dauerbeobachtung macht die Berücksichtigung der Bodennutzung als Gruppierungskriterium unerlässlich. Bei der Einrichtung der Boden-Dauerbeobachtungsflächen wurden die Hauptnutzungsformen Acker und Grünland in unterschiedlichen Intensitätsabstufungen sowie Wald und naturnahe bzw. Sonderstandorte abgedeckt (Kuhnt, 1989), um die unterschiedlichen Einflüsse der Bewirtschaftung auf die Bodenentwicklung zu erfassen. Obwohl die Unterscheidung der bewirtschafteten Acker- und Grünlandstandorte zunächst naheliegend erscheint, können durch Mischformen der Nutzung diesbezüglich auch Unklarheiten entstehen, so dass grundsätzliche Definitionen erforderlich sind. Das Bodenschätzungsgesetz (BodSchätzG) definiert dabei die landwirtschaftlich genutzten Flächen wie folgt (§ 2 Absatz 3 BodSchätzG):

- Ackerland: Bodenflächen zum feldmäßigen Anbau von Getreide, Hülsen- und Ölfrüchten, Hackfrüchten, Futterpflanzen, Obst- und Sonderkulturen sowie Garten- und Gewächsen. Auch Acker-Grünland, das durch einen Wechsel in der Nutzung von Ackerland und Grünland gekennzeichnet ist, wenn Ackernutzung überwiegt.
- Grünland: Dauergrasflächen, die in der Regel gemäht oder geweidet werden. Auch Grünland-Acker, der durch einen Wechsel in der Nutzung von Grünland und Ackerland gekennzeichnet ist, wenn Grünlandnutzung überwiegt.

Damit werden die Flächen anhand der angebauten Kulturen und unabhängig von der Bewirtschaftungsintensität eingeteilt. Es werden ausdrücklich auch wenig ertragreiche Wiesen und Weiden dem Grünland zugeordnet, so dass mit der Definition auch die unregelmäßig beweideten Sukzessionsstandorte (BDF01 List, BDF21 Speicherkoog, BDF37 Hamburger Hallig) unabhängig von deren Naturschutz-Status erfasst werden. Zur definitionsgemäßen Erfassung der Waldstandorte ist das Bundeswaldgesetz (BWaldG) heranzuziehen. Dieses definiert den Wald wie folgt (§ 2 Absatz 1 BWaldG):

- Wald im Sinne dieses Gesetzes ist jede mit Forstpflanzen bestockte Grundfläche.

Von dieser Definition werden jedoch mit Forstpflanzen bestockte, landwirtschaftlich genutzte Flächen sowie Baumschulen (BDF31 Pinneberg) ausdrücklich ausgenommen, während die als Wald ausgewählten Standorte unter den gesetzlichen Wald-Begriff fallen.

Mit den oben zitierten Definitionen der Bodennutzung lassen sich alle BDF-Standorte in die drei übergeordneten Nutzungsformen Acker, Grünland und Wald einteilen, von denen die Acker-Gruppe mit 17 BDF die größte ist, gefolgt von der Grünland-Gruppe mit 15 BDF und der Wald-Gruppe mit 5 BDF. Bei dieser Einteilung wird für die drei in Wechselwirtschaft genutzten Standorte BDF11 Lehmsiek, BDF13 St. Peter-Ording und BDF26 Karkendamm aufgrund der überwiegenden Grünlandnutzung im Zeitraum der Boden-Dauerbeobachtung eine Zuordnung zum Grünland gewählt. Weitere Abstufungen dieser Nutzungsformen lassen sich durch die Berücksichtigung der Bewirtschaftungsintensitäten erreichen, indem die intensive Landnutzung von der extensiven Landnutzung bzw. der konventionelle Landbau von dem ökologischen Landbau unterschieden werden. Da die Attribute „ökologisch“ bzw. „extensiv“ gegebenenfalls diversen Auslegungen unterliegen, werden beispielhaft die Richtlinien für die Förderung ökologischer Anbauverfahren (MELUND, 2014) herangezogen, welche die Voraussetzungen für die Gewährung von Subventionen für umweltverträgliche Flächenbewirtschaftung festlegen. Die Richtlinien verweisen dabei auf die Vorgaben der EU-Verordnung über die ökologische Produktion von Erzeugnissen ((EG, 2007) Verordnung Nr. 834/2007), in denen unter anderem folgende Bedingungen festgelegt sind: Erhaltung oder Mehrung von organischer Bodensubstanz und biologischer Vielfalt im Boden durch geeignete Anbau- und Bodenbearbeitungsverfahren; Erhalt und Steigerung der Bodenfruchtbarkeit und biologischer Aktivität durch mehrjährige, Leguminosen-haltige Fruchtfolgen sowie den Einsatz von Wirtschaftsdüngern; Verzicht auf mineralische Stickstoffdünger und (nicht zugelassene) Pflanzenschutzmittel. Eine extensive Nutzung von Dauergrünland im Besonderen wird unter anderem durch einen durchschnittlichen, jährlichen Viehbesatz zwischen 0,6 und 1,4 raufutterfressenden Großvieheinheiten (RGV) pro Hektar sowie durch den Ausschluss von mineralischen Stickstoffdüngern und wendender oder lockernder Bodenbearbeitung gemäß den Förderrichtlinien (MULNV, 2015) definiert.

Von den schleswig-holsteinischen BDF werden zwei als ökologische Äcker (BDF17 Dannau, BDF36 Lindhöft-2), eine BDF als ökologisches Grünland (BDF35 Lindhöft-1) sowie zwei weitere Standorte als extensives Grünland (BDF25 Landscheide, BDF33 Hellbachtal) bewirtschaftet. Die in den Schlagkarteien dokumentierten Bewirtschaftungsmaßnahmen (ohne Berücksichtigung von Humusbilanzen oder Fruchtbarkeitskennzahlen) entsprechen den genannten Vorgaben hinsichtlich ökologischer und extensiver Nutzung, so dass eine Unterscheidung auf dieser Basis grundsätzlich eine tiefergehende Auswertung ermöglicht. Im vorliegenden Fall werden eine solche Gruppierung der Standorte und der anschließende Vergleich der Gruppen untereinander (ökologischer Landbau mit konventionellem Landbau und Extensivgrünland mit Intensivgrünland) durch die stark limitierte Anzahl ökologisch und extensiv bewirtschafteter BDF erschwert. Dazu trägt auch die Verschiedenheit der Bodensubstrate bei, wenn beispielsweise die ökologisch bewirtschafteten Äcker (BDF17 Dannau und BDF36 Lindhöft-2) zu einem Kollektiv gruppiert werden, jedoch die Effekte der ökologischen Bewirtschaftung gegebenenfalls durch die Effekte

der unterschiedlichen Bodensubstrate (Lehm und Sand) überlagert werden. Aus diesem Grund wird diese Unterscheidung der Nutzungsformen für die Gruppierung der Standorte und für die Durchführung der Varianzanalysen nicht vorgenommen, jedoch werden die drei Hauptnutzungsarten entsprechend der Bodenarten-Hauptgruppen weiter untergliedert.

Aus der Kombination der Hauptnutzungsarten mit den Bodenarten-Hauptgruppen lassen sich für die 37 BDF-Standorte sechs Gruppen bilden. Die Ackerstandorte werden damit den Gruppen Lehm-Äcker (10 BDF) und Sand-Äcker (7 BDF) zugeordnet, welche die beiden größten Gruppen darstellen. Die Grünland-BDF lassen sich in die Gruppe der Sand-Grünländer (6 BDF) einteilen sowie in eine zweite Gruppe der gleichen Größe mit bindigen Bodensubstraten als Lehm/Schluff/Ton-Grünländer (6 BDF). Diese Zusammenlegung der drei Bodenarten-Hauptgruppen resultiert aus der geringen Anzahl bindiger Grünland-BDF (Ton: 3 BDF, Lehm: 2 BDF, Schluff: 1 BDF) und ermöglicht die Berücksichtigung der lehmigen und schluffigen Standorte, welche für sich betrachtet keine statistisch abgesicherten Gruppen bilden könnten. Die verbliebenen drei Grünland-Standorte werden als Torf-Grünländer gruppiert, was eine Analogie zu den zuvor beschriebenen Gruppierungskriterien aufweist. Bei der Einteilung der Wald-Standorte ergibt sich lediglich eine Gruppe der Sand-Wälder (4 BDF). Die verbliebene Wald-BDF auf lehmigem Boden (BDF20 Wüstenfelde) wird dabei von der Varianzanalyse ausgenommen, was den Vorteil hat, dass die Varianz innerhalb der Sand-Wälder-Gruppe geringer ausfällt und damit die Abgrenzung zu den übrigen Gruppen deutlicher hervortritt, jedoch auch mit dem Nachteil verbunden ist, dass dieser einzelne Wald-Standort nicht von den gruppenspezifischen Referenzwerten erfasst wird. Als Abhilfe können von dem Anwender jedoch die undifferenzierte Gruppierung der Nutzung (Acker, Grünland, Wald) oder eine kombinierte Gruppierungsform, bei der lediglich die Waldstandorte nicht nach dem Substrat unterschieden werden, herangezogen werden.

5.1.3.5 *Bodenzoologische Zersetzergesellschaft*

Von den bisher beschriebenen, abiotischen Gruppierungskriterien stellt die Differenzierung der bodenzoologischen Zersetzergesellschaft hier die erste Möglichkeit zur qualitativen BDF-Unterscheidung anhand der belebten Bodenfraktion dar. Die Erfassung der bodenzoologischen Größen erfolgt nicht nur durch Zählen und Wiegen der gefangenen Lumbriciden und Enchyträen, sondern auch durch die zoologische Bestimmung der Gattungen und Arten. Anhand des vorgefundenen Artenspektrums lassen sich die Gesellschaften der Destruenten aus den genannten Vertretern der Meso- und Megafauna typisieren. Da die am Standort vorgefundenen Arten an die jeweiligen Standortbedingungen hinsichtlich Substrats, Bodenfeuchte, Bodenreaktion, Organikgehalt und -qualität angepasst sind, weisen Standorte mit ähnlichen Bedingungen auch ähnliche Vergesellschaftungen dieser Tiergruppen auf. In umgekehrter Weise können die bo-

denzoologisch bestimmten Lumbriciden- und Enchyträenarten sowie die zugeordneten Zersetzergesellschaften als Bioindikatoren Auskunft über die vorherrschenden Standortbedingungen geben, wenn auf ein entsprechendes Referenzsystem der Zeigerwerte Bezug genommen wird. Für die bodenzoologischen Untersuchungen der schleswig-holsteinischen Boden-Dauerbeobachtung wird die Klassifikation nach Graefe (1993) verwendet, in dem die bodenzoologischen Zersetzergesellschaftstypen den dazugehörigen Standortbedingungen auf hierarchisch gegliederten Ordnungs-, Verbands- und Assoziationsebenen zugeordnet sind. Nachfolgend (Tabelle 5.5) wird eine Übersicht der Zersetzergesellschaftstypen, verkürzt für die auf den BDF ausgewiesenen Zersetzergesellschaften, nach Graefe (1993) dargestellt.

Tabelle 5.5 Übersicht der Zersetzergesellschaftstypen nach Graefe (1993).

Auszug der Zersetzergesellschaftstypen aus Vertretern der Lumbriciden und Enchyträen mit den jeweils typischen Standortbedingungen. Verkürzte Übersicht für die den BDF-Standorten zugeordneten Assoziationen.

Ordnung	Verband	Assoziation
1. Lumbricetalia mäßig saure bis kalkreiche Standorte	1.1 Lumbricion	1.12 Fridericio-Lumbricetum
	gut durchlüftete, ungestörte Böden	Grünländer und Äcker auf Lehmböden
	1.2 Enchytraeion	1.21 Fridericio-Enchytraetum
	gestörte und eutrophierte Böden	Äcker auf Sandböden
	1.3 Eiseniellion	1.31 Octolasietum tyrtaei
	durchnässte und luftarme Böden	basenreiche Niedermoore
2. Cognettietalia	2.1 Achaeto-Cognettion	2.11 Achaeto-Cognettietum
saure Standorte mit Auflagehumus oder Torf	durchlüftete basenarme Böden	Wälder und Heiden mit Moder-Humusformen

Dem Klassifikationssystem entsprechend, wurden die BDF-Standorte bereits im Rahmen der bodenzoologischen Aufnahmen (Beylich & Graefe, 2012) den unterschiedlichen Assoziationen der Zersetzergesellschaftstypen zugewiesen. Da im Laufe der Untersuchungskampagnen durch klimatische und bewirtschaftungsbedingte Einflüsse Verschiebungen der Artenspektren stattgefunden haben, waren die Standorte zum Teil auch durch Veränderungen der Zersetzergesellschaftstypen gekennzeichnet. Für die hier vorliegende Gruppierung wurden daher aus den Zeit-

reihen (in der Regel vier bis fünf Aufnahmen) diejenigen Zersetzergesellschaftstypen verwendet, welche am jeweiligen Standort am häufigsten aufgetreten sind (Modalwert). Damit ergibt sich eine Zuordnung der standörtlichen Zersetzergesellschaftstypen zu vier verschiedenen Assoziationen, welche im vorliegenden Fall auch vier unterschiedlichen Verbänden angehören. Die Assoziation *Fridericio-Lumbricetum* beinhaltet das größte Kollektiv an Standorten mit insgesamt 21 BDF unter Acker- und Grünlandnutzung. Die zweitgrößte Gruppe bildet die Assoziation *Achaeto-Cognettietum* mit 6 BDF, zu denen alle Waldstandorte sowie der Dünenstandort (BDF01 List) gehören. Der Assoziation *Fridericio-Enchytraeetum* sind 5 BDF zugeordnet, welche überwiegend durch sandiges Substrat mit dominierendem Maisanbau gekennzeichnet sind. Die Assoziation *Octolasietum tyrtaei* umfasst 4 BDF, einschließlich der drei Niedermoorstandorte.

5.1.3.6 Bodenzoologische Lebensgemeinschaftstypen

Als weiteres Kriterium zur Standortgruppierung mit Bezug zur Bodenfauna dient die Einteilung der bodenzoologischen Lebensgemeinschaftstypen nach Beylich *et al.* (2005). Hierbei wird die Lebensraumfunktion des Bodens für unterschiedliche Gruppen von Anneliden (Ringelwürmer, darunter Regen- und Kleinringelwürmer) und Arthropoden (Gliederfüßer, darunter Milben, Springschwänze, Tausendfüßer) anhand der Kombination von der Bodenreaktion (pH) und der Bodenkundlichen Feuchtestufe (BKF) erfasst. Typische standortangepasste Lebensgemeinschaften der genannten Tiergruppen definieren durch ihre spezifische Toleranz für Säure und Feuchte die entsprechenden Grenzen und Bereiche des Ökogramms für pH (von 2,5 bis 7,5) und BKF (von 0 bis 10). Somit spiegeln die Grenzwerte zwischen den unterschiedlichen Lebensgemeinschaftstypen den tatsächlich vorhandenen Rahmen der abiotischen Faktoren, in dem die entsprechende Destruenten-Fauna lebensfreundliche Bedingungen vorfindet. Dieses Klassifikationssystem wurde als Werkzeug für Planungsprozesse konzipiert, mit dem Böden hinsichtlich ihrer Lebensraumfunktionen bewertet werden können, indem die aus den abiotischen Faktoren vorhergesagten Lebensgemeinschaften (Soll-Zustand) im Bedarfsfall mit den faktisch vorhandenen Lebensgemeinschaften (Ist-Zustand) abgeglichen werden. Eine verkürzte Darstellung der Lebensgemeinschaftstypen mit den dazugehörigen bodenfaunistischen und abiotischen Charakteristika befindet sich nachfolgend in der Tabelle 5.6.

Für die Zuordnung der BDF-Standorte zu den Gruppen der Lebensgemeinschaften wurde, analog zu den Zersetzergesellschaften, auf die jeweils häufigsten Werte der Zeitreihen zurückgegriffen, da insbesondere durch die ausgeprägte Dynamik der Bodenkundlichen Feuchtestufen auch Änderungen der vorhergesagten Lebensgemeinschaftstypen aufgetreten sind. Der Lebensgemeinschaftstyp mit dem größten Standortkollektiv entspricht dem Bereich A1 mit insgesamt 27 BDF. Zu dieser Gruppe zählt die Mehrheit der Acker- und Grünlandstandorte mit überwiegend lehmigen bzw. bindigen Böden. Dieses große BDF-Kollektiv geht auf die weitgefaste Definition des A1-Bereiches zurück, welcher sich zwischen den BKF-Stufen 2 bis 8 und den pH-

Stufen 4,2 bis 7,5 erstreckt. Der angrenzende Bereich B1 ist durch das gleiche BKF-Spektrum gekennzeichnet, gilt jedoch für saurere Böden im pH-Bereich zwischen 2,5 und 4,2. Darunter fallen 6 BDF, einschließlich aller Waldstandorte und der Dünen-BDF (BDF01 List). Der Bereich A2 ist durch den gleichen pH-Bereich wie A1 gekennzeichnet, jedoch mit bodenkundlichen Feuchtestufen zwischen 8 und 10. In dieses Kollektiv fallen zwei Niedermoorstandorte (BDF14 Meggerdorf, BDF25 Landscheide) sowie zwei Marschen-BDF (BDF13 St. Peter-Ording, BDF37 Hamburger Hallig). Dieser Bereich vereint somit die wenigsten BDF-Standorte mit den langfristig extremsten Feuchtebedingungen. Eine weitere Unterteilung des A2 Bereiches anhand des pH-Wertes ist mit diesem System zwar möglich, für eine Gruppenbildung durch die wenigen Standorte in diesem Bereich jedoch nicht sinnvoll. Lediglich die kalkhaltige Rohmarsch (BDF37 Hamburger Hallig) ist durch den höheren pH ($> 5,5$) dem Bereich A2.1 zuzuordnen.

Tabelle 5.6 Übersicht der Lebensgemeinschaftstypen nach Beylich et al. (2005).

Auszug der Lebensgemeinschaftstypen mit Bezug zu den jeweils typischen Standortbedingungen hinsichtlich Bodenreaktion und Bodenfeuchte. Verkürzte Übersicht für die den BDF-Standorten zugeordneten Lebensgemeinschaftstypen.

Typ	Kennzeichen
A	<p>pH $\geq 4,2$ Mineralboden-bewohnende Regenwürmer (anecisch und/oder endogäisch) Mull-Humusformen (Durchmischungs-Humusformen)</p> <p>A1: Bodenkundliche Feuchtestufe 2 bis 8</p> <p>A1.1: Wald: Streu-bewohnende Gruppen (Hornmilben, Tausendfüßer, Asseln u.a.) arten- und individuenreich, epigäische, endogäische und anecische Regenwürmer vorhanden</p> <p>A1.2: Grünland: bodenkundliche Feuchtestufe 2 bis 7 \rightarrow anecische, endogäische und epigäische Regenwürmer vorhanden</p> <p>A1.3: Feuchtgrünland: bodenkundliche Feuchtestufe 7 bis 8 \rightarrow Anecische, endogäische und epigäische Regenwürmer vorhanden, Feuchte-liebende Hornmilben und Raubmilben</p> <p>A1.4: Acker: Bodenbearbeitung \rightarrow Streu-bewohnende Arten fehlen</p> <p>A2: Bodenkundliche Feuchtestufe 9 bis 10 Nässe-liebende (Luftmangel-tolerierende) Regenwürmer und Enchyträen Epigäische und endogäische Regenwürmer vorhanden, anecische fehlen Aerohydromorphe und hydromorphe Mull-Humusformen</p>
B	<p>pH $< 4,2$ Mineralboden-bewohnende Regenwürmer (anecisch und endogäisch) fehlen Auflage-Humusformen \rightarrow Epigäische Regenwürmer in geringer Abundanz vorhanden, Mikroarthropoden individuenreich</p> <p>B1: Bodenkundliche Feuchtestufe 2 bis 8 Aeromorphe Auflage-Humusformen Oft hohe Abundanz von Enchyträen und Hornmilben</p>

5.1.3.7 Vegetationseinheit Klasse/Ordnung

Die Pflanzendecke eines Standorts ist ein wesentlicher Bestandteil der Stoffkreisläufe sowie des Aufbaus und der Akkumulation von Biomasse (insbesondere Kohlenstoff und Stickstoff) im Boden. Wie die Bodentiere, sind auch die Pflanzen an die spezifischen Standortbedingungen hinsichtlich der physikalischen und chemischen Bodenbeschaffenheit sowie der Klima- und Bewirtschaftungseinflüsse angepasst (Shipley *et al.*, 2017). Spezifische Pflanzen besiedeln dabei die jeweils am Standort vorhandenen ökologischen Nischen, welche durch bestimmte Kombinationen von Boden- und Klimafaktoren gekennzeichnet sind (Pott & Hüppe, 2007). Dabei existiert für jede Pflanzenspezies ein Toleranzbereich jedes Standortfaktors, welcher durch ein artenspezifisches Minimum, Maximum und Optimum charakterisiert ist. Pflanzenspezies mit ähnlichen Anforderungen an den Standort besiedeln die zusammenhängende Bodenoberfläche mit ähnlichen Standorteigenschaften und lassen sich vegetationskundlich mit entsprechenden Klassifikationssystemen (z. B. Braun-Blanquet, 1964; Dierschke, 1989) zu pflanzensoziologischen Einheiten gruppieren. Umgekehrt sind mit Kenntnis der standörtlich vorhandenen Pflanzengesellschaften und deren Toleranzbereiche bzw. Zeigerwerte (Ellenberg *et al.*, 1991) Aussagen zur Beschaffenheit des Bodens und zu weiteren den Standort kennzeichnenden Eigenschaften ableitbar.

Im Rahmen der schleswig-holsteinischen Boden-Dauerbeobachtung wurden die BDF-Standorte vegetationskundlich untersucht und die pflanzensoziologischen Vegetationseinheiten auf Klassen- und Ordnungsebenen bestimmt. Die übergeordnete Gruppierung nach vegetationseinheitlichen Klassen ergibt für die BDF-Standorte drei Gruppen. Dabei wurde für jeden Standort aus der Zeitreihe mehrerer vegetationskundlicher Aufnahmen die häufigste Klasse der Vegetationseinheiten ausgewählt. Die Klasse mit der höchsten Anzahl an Standorten ist *Stellarietea mediae* mit 14 BDF. Diese Gruppe beinhaltet die Ackerstandorte und klassifiziert die Vegetation als Ackerunkrautgesellschaften und einjährige Ruderalgesellschaften, welche überwiegend durch regelmäßige Bodenbearbeitung gestörte, meist lockere Böden anthropogenen Ursprungs kennzeichnen (Mucina, 1993). Die Gruppe mit der zweithöchsten Anzahl an Standorten umfasst die vegetationseinheitliche Klasse *Molinio-Arrhenatheretea* mit 13 BDF. Diese Vegetationsklasse kennzeichnet Pflanzengesellschaften des Kultur- und Wirtschaftsgraslandes, welches durch menschlichen Einfluss entstanden ist (Burkart *et al.*, 2004). Die dieser Gruppe zugeordneten BDF-Standorte unterliegen überwiegend der intensiven und extensiven Grünlandnutzung auf sandigen, bindigen und organischen Substraten. Zudem sind auch die in Wechselwirtschaft genutzten Standorte (BDF11 Lehmsiek, BDF13 St. Peter-Ording) in dieser Gruppe enthalten. Die von der Anzahl der Standorte kleinste Gruppe (4 BDF) wird durch die vegetationseinheitliche Klasse *Quercus-Fagetea* gebildet, welche die Laubbaum-bestockten Waldstandorte (BDF07 Pöbüller Bauernholz, BDF20 Wüstenfelde, BDF32 Hahnheide, BDF39 Hevenbruch) umfasst. Definitionsgemäß charakterisiert diese Klasse die europäischen, sommergrünen Falllaubwälder

(Oberdorfer, 1988), welche im Bestand dominierend durch Eichen (*Quercus*) und Buchen (*Fagus*) gekennzeichnet sind.

Auf dem Niveau der vegetationseinheitlichen Ordnungen wurden die BDF-Standorte in vier Gruppen eingeteilt, welche in der vegetationskundlichen Hierarchie den zuvor beschriebenen Klassen untergeordnet sind. Die Gruppe mit den meisten Standorten zählt zu der Ordnung *Arrhenatheretalia* und umfasst 9 BDF-Standorte einer Fettwiesengesellschaft mit dominierender Glatthafervegetation. Mit 5 BDF wird die zweitgrößte Gruppe durch die Ordnung *Centauretalia cyani* gebildet, welche die Ackerunkroutgesellschaften der sandigen bis lehmigen Böden mit stark saurer bis schwach saurer Bodenreaktion repräsentiert (Synonym von *Aperetalia spicaventi* gemäß Hüppe (1987)). Ein weiteres Kollektiv von Acker-Standorten wird von der vegetationseinheitlichen Ordnung *Polygono-Chenopodietalia* zu einer Gruppe mit 3 BDF zusammengefasst. Diese Ordnung repräsentiert Arten der Hackfrucht- und Gartenunkroutgesellschaften. Die drei Grünlandstandorte auf Niedermoortorfen werden durch die Ordnung *Potentillo-Polygonetalia* (Flutrasen) zu einer weiteren Gruppe auf vegetationseinheitlichem Ordnungsniveau zusammengefasst.

Sowohl bei der Gruppierung der Vegetationseinheiten nach Klassen als auch nach Ordnungen zeigt sich, dass nicht alle 37 BDF-Standorte von den jeweils gebildeten Gruppen abgedeckt werden. Auf der Ebene der Klassen befinden sich in drei Gruppen 31 BDF, während auf der Ebene der Ordnungen 20 BDF den vier Gruppen zugeordnet sind. Diese Differenzen ergeben sich zum einen aus bewirtschaftungsbedingten Störungen der Standorte, sodass eine Zuordnung zu definierten Pflanzengesellschaften während der vegetationskundlichen Aufnahmen nicht möglich war. Insbesondere trifft dies auf die Ackerflächen zu, auf denen die Flora der Ackerunkräuter durch chemische und mechanische Maßnahmen an der natürlichen Ausbreitung gehindert wurde (BDF04 Goldelund, BDF05 Gintoft, BDF09 Schuby, BDF27 Tankenrade), jedoch auch für den Waldstandort BDF02 Süderlügum, welcher durch die Naturferne eine standortuntypische Vegetation (Bode, 1996) aufweist. Weiterhin ergeben sich Differenzen durch den vorliegenden Datensatz der ausgewiesenen Pflanzengesellschaften, in dem für mehrere Standorte lediglich das vegetationseinheitliche Klassenniveau ohne weitere Differenzierung der Ordnungen angegeben ist. Einzeln vorkommende Pflanzengesellschaften sind bei der Gruppenbildung nicht berücksichtigt, da keine standortübergreifende Varianz berechnet werden kann. Ebenso werden die vier Wald-BDF der *Quercus-Fagetea*-Klasse aufgrund der geringen Standortanzahl nicht in Ordnungen aufgeschlüsselt, da daraus eine für Varianzanalysen zu geringe Gruppengröße resultieren würde.

Tabelle 5.7 Gruppierungsmöglichkeiten der BDF-Standorte nach unterschiedlichen Kriterien.

Für die einzelnen BDF-Gruppen des jeweiligen Kriteriums sind die Nummern der BDF-Standorte angegeben, sowie deren Anzahl in Klammern.

Gruppen-Kriterium	BDF-Gruppen
Großlandschaft	Östl. Hügelland (17): 05, 08, 10, 12, 15, 16, 17, 18, 20, 24, 27, 29, 32, 33, 35, 36, 39 Geest (13): 01, 02, 04, 07, 09, 11, 19, 22, 23, 26, 28, 31, 38 Marsch (7): 06, 13, 14, 21, 25, 30, 37
Bodentyp/ a) Bodenklasse	Parabraunerde (9): 05, 08, 16, 17, 18, 19, 27, 35, 36 Pseudogley (7): 10, 11, 12, 15, 20, 28, 29 Podsol (7): 02, 04, 07, 09, 22, 26, 38 Braunerde (5): 23, 24, 31, 32, 39 Marschen ^a (5): 06, 13, 21, 30, 37 Niedermoor (3): 14, 25, 33 Regosol (1): 01
Bodenarten-Hauptgruppe	Sand (17): 01, 02, 04, 07, 09, 19, 22, 23, 24, 26, 28, 31, 32, 35, 36, 38, 39 Lehm (12): 05, 08, 10, 11, 12, 15, 16, 17, 18, 20, 27, 29 Schluff/Ton (5): 06, 13, 21, 30, 37 Torf (3): 14, 25, 33
Bodenarten-Gruppe	Lehmsand (11): 07, 19, 22, 23, 28, 31, 32, 35, 36, 38, 39 Normallehm (8): 10, 12, 16, 17, 18, 20, 27, 29 Reinsand (6): 01, 02, 04, 09, 24, 26 Schluff/Ton (5): 06, 13, 21, 30, 37 Sandlehm (4): 05, 08, 11, 15 Torf (3): 14, 25, 33
Bodennutzung	Acker (17): 04, 05, 06, 09, 10, 12, 15, 16, 17, 18, 19, 23, 24, 27, 29, 31, 36 Grünland (15): 01, 08, 11, 13, 14, 21, 25, 26, 28, 30, 33, 35, 37, 38 Wald (5): 02, 07, 20, 32, 39
Bodennutzung mit Substrat	Lehm-Acker (10): 05, 06, 10, 12, 15, 16, 17, 18, 27, 29 Sand-Acker (7): 04, 09, 19, 23, 24, 31, 36 Lehm/Schluff/Ton-Grünland (6): 08, 11, 13, 21, 30, 37 Sand-Grünland (6): 01, 22, 26, 28, 35, 38 Sand-Wald (4): 02, 07, 32, 39 Torf-Grünland (3): 14, 25, 33
Zersetzer-gesellschaft Assoziation	Fridericio-Lumbricetum (21): 05, 06, 08, 10, 11, 12, 15, 16, 17, 18, 19, 21, 22, 26, 27, 28, 29, 30, 35, 36, 38 Achaeto-Cognettietum (6): 01, 02, 07, 20, 32, 39 Fridericio-Enchytraetum (5): 04, 09, 23, 24, 31 Octolasietum tyrtaei (4): 13, 14, 25, 33
Lebensgemein-schaftstyp	A1 (27): 04, 05, 16, 08, 09, 10, 11, 12, 15, 16, 17, 18, 19, 21, 22, 23, 24, 26, 27, 28, 29, 30, 31, 33, 35, 36, 38 B1 (6): 01, 02, 07, 20, 32, 39 A2 (4): 13, 14, 25, 37
Vegetationseinheit Klasse	Stellarietea mediae (14): 06, 10, 12, 15, 16, 17, 18, 19, 23, 24, 27, 29, 31, 36 Molinio-Arrhenatheretea (13): 08, 11, 13, 14, 21, 22, 25, 26, 28, 30, 33, 35, 38 Quercu-Fagetea (4): 07, 20, 32, 39
Vegetationseinheit Ordnung	Arrhenatheretalia (9): 08, 11, 13, 22, 26, 28, 30, 35, 38 Centauretalia cyani (5): 10, 15, 16, 17, 29 Potentillo-Polygonetalia (3): 14, 25, 33 Polygono-Chenopodietalia (3): 06, 19, 24

5.1.3.8 Bodenmikrobiologische Gruppierung

Da für die bodenmikrobiologischen Größen bislang lediglich quantitative Daten erhoben wurden, ist eine qualitative Klassifikation und eine entsprechende Standortgruppierung nicht möglich. Diversitätsuntersuchungen auf der Basis von Next-Generation Sequencing (NGS) und damit die Bestimmung mikrobieller Zersetzergesellschaften sind Gegenstand aktueller Studien der Universität Kiel, zum gegenwärtigen Zeitpunkt liegen jedoch keine Ergebnisse für das BDF-Kollektiv vor.

5.1.3.9 Bodenmikrobiologische Varianzanalysen

Die Ergebnisse der Varianzanalysen für ausgewählte bodenmikrobiologische Größen (mikrobielle Biomasse, mikrobieller Quotient, Basalrespiration und metabolischer Quotient) und für die zuvor beschriebenen Gruppierungskriterien befinden sich nachfolgend in der Tabelle 5.8. Damit wird die Einteilung der Gruppen statistisch auf signifikante Unterschiede der Gruppenmittelwerte überprüft und die entsprechende Gruppierung bei vorhandener Signifikanz abgesichert. Aufgeführt ist dabei die F-Statistik, welche das Verhältnis der Varianzen zwischen den Gruppen und innerhalb der Gruppen angibt. Mit F-Werten > 1 ist die Streuung des jeweiligen Parameters zwischen den Gruppen größer als innerhalb der Gruppen, sodass die Unterschiede zwischen den Gruppen mit zunehmenden F-Werten stärker in Erscheinung treten und der gewählten Gruppierung eine entsprechende Aussagekraft verleihen. Die Signifikanz dieser Unterschiede wird durch den P-Wert ausgedrückt, wobei für vorhandene Signifikanzen konventionsgemäß ein P-Wert $< 0,05$ vorliegen muss. Damit wird die Wahrscheinlichkeit für einen Fehler erster Ordnung, dass zufällige Unterschiede dem Effekt der Gruppenzugehörigkeit zugeschrieben werden, auf unter 5 % festgelegt. Für signifikant abgesicherte Gruppierungskriterien lassen sich mit Hilfe von Post-Hoc-Tests diejenigen Gruppen innerhalb eines Gruppierungskriteriums identifizieren, die sich voneinander signifikant unterscheiden.

Die Varianzanalysen der zehn Gruppierungskriterien und der vier bodenmikrobiologischen Größen zeigen, dass für die Gehalte mikrobieller Biomasse, für die mikrobiellen Quotienten sowie für die Basalrespiration nahezu alle Gruppierungskriterien signifikant unterscheidbare Gruppen ausweisen. Bei den Gehalten von C_{mic} -CFE treten die höchsten F-Werte (> 20) bei der Gruppeneinteilung nach den vegetationseinheitlichen Ordnungen sowie nach den substratdifferenzierten Nutzungsformen auf. Weitere Gruppierungskriterien mit hohen F-Werten (> 10) zeigen sich bei den Bodenarten-Gruppen und -Hauptgruppen, den Nutzungsformen, den bodenzoologischen Zersetzergesellschaften sowie den vegetationseinheitlichen Klassen. Für die mikrobiellen Quotienten (Q_{mic} -CFE) zeigen sich die zwei höchsten F-Werte (> 19) bei den vegetationseinheitlichen Ordnungen sowie bei den bodenzoologischen Zersetzergesellschaften. Weitere hohe F-Werte (> 10) treten bei den Nutzungsformen und den substratdifferenzierten Nutzungsformen sowie bei den vegetationseinheitlichen Klassen auf.

Tabelle 5.8 Statistik der Varianzanalysen von BDF-Gruppen für mikrobiologische Größen.

Für die nach unterschiedlichen Kriterien zusammengefassten BDF-Standortgruppen sind die Statistiken der Welch-ANOVA für ausgewählte bodenmikrobiologische Parameter dargestellt. Angegeben sind jeweils die F-Statistik (F), die Freiheitsgrade zwischen und innerhalb der Gruppen (df 1 und df 2) sowie die Signifikanz als P-Wert. Signifikante Ergebnisse ($P < 0,05$) fett.

Gruppen-Kriterium	C_{mic} -CFE $\mu\text{g g}^{-1}$	Q_{mic} -CFE %	BR $\mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$	Q_{met} -CFE $\mu\text{g mg}^{-1} \text{h}^{-1}$
Großlandschaft	F = 4,2 df 1 = 2,0 df 2 = 13,5 P = 0,0391	F = 2,2 df 1 = 2,0 df 2 = 16,6 P = 0,1387	F = 4,4 df 1 = 2,0 df 2 = 13,1 P = 0,0353	F = 3,1 df 1 = 2,0 df 2 = 12,2 P = 0,0831
Bodentyp	F = 7,0 df 1 = 5,0 df 2 = 10,1 P = 0,0045	F = 2,3 df 1 = 5,0 df 2 = 12,9 P = 0,1005	F = 6,0 df 1 = 5,0 df 2 = 10,1 P = 0,0078	F = 1,9 df 1 = 5,0 df 2 = 11,0 P = 0,1621
Bodenarten-Hauptgruppe	F = 12,2 df 1 = 3,0 df 2 = 6,6 P = 0,0043	F = 1,6 df 1 = 3,0 df 2 = 11,1 P = 0,2371	F = 9,9 df 1 = 3,0 df 2 = 6,4 P = 0,0079	F = 4,0 df 1 = 3,0 df 2 = 7,4 P = 0,0554
Bodenarten-Gruppe	F = 14,2 df 1 = 6,0 df 2 = 6,5 P = 0,0018	F = 4,9 df 1 = 6,0 df 2 = 7,2 P = 0,0269	F = 5,2 df 1 = 6,0 df 2 = 6,5 P = 0,0286	F = 3,9 df 1 = 6,0 df 2 = 7,6 P = 0,0411
Bodennutzung	F = 11,3 df 1 = 2,0 df 2 = 8,5 P = 0,0039	F = 14,7 df 1 = 2,0 df 2 = 11,3 P = 0,0007	F = 9,4 df 1 = 2,0 df 2 = 8,4 P = 0,0073	F = 0,45 df 1 = 2,0 df 2 = 9,7 P = 0,6505
Bodennutzung mit Substrat	F = 20,8 df 1 = 5,0 df 2 = 9,0 P = 0,0001	F = 11,4 df 1 = 5,0 df 2 = 10,4 P = 0,0006	F = 9,9 df 1 = 5,0 df 2 = 9,1 P = 0,0018	F = 2,5 df 1 = 5,0 df 2 = 10,4 P = 0,0967
Zersetzer-gesellschaft	F = 13,1 df 1 = 3,0 df 2 = 8,8 P = 0,0014	F = 19,2 df 1 = 3,0 df 2 = 10,8 P = 0,0001	F = 9,4 df 1 = 3,0 df 2 = 8,8 P = 0,0041	F = 2,7 df 1 = 3,0 df 2 = 7,9 P = 0,1146
Lebensgemeinschaftstyp	F = 4,5 df 1 = 2,0 df 2 = 6,8 P = 0,0563	F = 6,5 df 1 = 2,0 df 2 = 8,8 P = 0,0183	F = 5,6 df 1 = 2,0 df 2 = 6,5 P = 0,0383	F = 1,2 df 1 = 2,0 df 2 = 5,3 P = 0,3622
Vegetationseinheit Klasse	F = 13,4 df 1 = 2,0 df 2 = 6,7 P = 0,0046	F = 13,6 df 1 = 2,0 df 2 = 7,9 P = 0,0027	F = 10,7 df 1 = 2,0 df 2 = 6,5 P = 0,0088	F = 0,85 df 1 = 2,0 df 2 = 7,3 P = 0,4672
Vegetationseinheit Ordnung	F = 21,9 df 1 = 3,0 df 2 = 5,0 P = 0,0012	F = 22,0 df 1 = 3,0 df 2 = 6,0 P = 0,0012	F = 24,2 df 1 = 3,0 df 2 = 4,8 P = 0,0024	F = 3,3 df 1 = 3,0 df 2 = 5,9 P = 0,1013

Für die Basalrespiration (BR) zeigt sich ein einzelner höchster F-Wert (> 20) bei der Gruppierung nach vegetationseinheitlichen Ordnungen. Bei den vegetationseinheitlichen Klassen, den bodenzologischen Zersetzergesellschaften, den Nutzungsformen und den substratdifferenzierten Nutzungsformen sowie den Bodenarten-Hauptgruppen liegen die F-Werte jeweils zwischen 9 und 11. Der metabolische Quotient ($Q_{\text{met}}\text{-CFE}$) zeigt hingegen lediglich eine signifikante Varianzanalyse, welche bei den Bodenarten-Gruppen mit einem F-Wert von 4 gegeben ist.

Zur Beurteilung der Gruppierungskriterien hinsichtlich ihrer Eignung lassen sich Kennwerte ableiten, indem die Verhältnisse der F-Werte zu den P-Werten logarithmisch angegeben werden. Der so gebildete Quotient zeigt hohe Werte, wenn der F-Wert möglichst hoch und der P-Wert möglichst niedrig ist, was eine hohe Gruppenunterscheidbarkeit und Signifikanz anzeigt. Für die vier bodenmikrobiologischen Größen werden diese Kennwerte in der nachfolgenden Tabelle 5.9 aufgeführt. Es zeigt sich, dass die substratdifferenzierte Bodennutzung sowie die Zersetzergesellschaftstypen im Mittel die statistisch höchste Unterscheidbarkeit der jeweiligen Gruppen ermöglichen, wenn der metabolische Quotient nicht berücksichtigt wird. Als weitere Gruppierungskriterien eignen sich anhand dieser Kennwerte ebenso die vegetationseinheitliche Ordnung sowie die undifferenzierte Bodennutzung. Für die Auswahl eines angemessenen Gruppierungskriteriums ist jedoch nicht einzig der statistische Kennwert heranzuziehen, sondern ebenso die Anzahl der Gruppen und die Erfassung möglichst aller BDF-Standorte zu berücksichtigen. Die Gruppenanzahl beträgt für die beschriebenen Kriterien mindestens drei, die Anzahl der erfassten Standorte ist jedoch insbesondere bei den vegetationseinheitlichen Gruppierungen mit lediglich 20 von 37 BDF-Standorten vergleichsweise gering. Die Gruppeneinteilung nach der substratdifferenzierten Bodennutzung sowie nach den Zersetzergesellschaftstypen ist daher für eine umfassende Bewertung am zweckmäßigsten (Abbildung 5.5).

Tabelle 5.9 Kennwerte der Gruppenkriterien für bodenmikrobiologische Größen.

Die angegebenen Kennwerte stellen die zahlenmäßigen Verhältnisse zwischen den F-Werten und den P-Werten der Varianzanalysen in logarithmischer Form (zur Basis 10) dar. Der angegebene Mittelwert umfasst die Parameter $C_{\text{mic}}\text{-CFE}$, $Q_{\text{mic}}\text{-CFE}$ sowie BR. Die Farbkodierung visualisiert die Höhe der Kennwerte.

Gruppenkriterium	$C_{\text{mic}}\text{-CFE}$	$Q_{\text{mic}}\text{-CFE}$	BR	$Q_{\text{met}}\text{-CFE}$	MW
Großlandschaft	2,0	1,2	2,1	1,6	1,9
Bodentyp	3,2	1,4	2,9	1,1	2,9
Bodenarten-Hauptgruppe	3,5	0,8	3,1	1,9	3,1
Bodenarten-Gruppe	3,9	2,3	2,3	2,0	3,4
Bodennutzung	3,5	4,3	3,1	-0,2	3,9
Bodennutzung mit Substrat	5,3	4,3	3,7	1,4	4,9
Zersetzergesellschaft	4,0	5,3	3,4	1,4	4,8
Lebensgemeinschaftstyp	1,9	2,6	2,2	0,5	2,3
Vegetationseinheit Klasse	3,5	3,7	3,1	0,3	3,5
Vegetationseinheit Ordnung	4,3	4,3	4,0	1,5	4,2

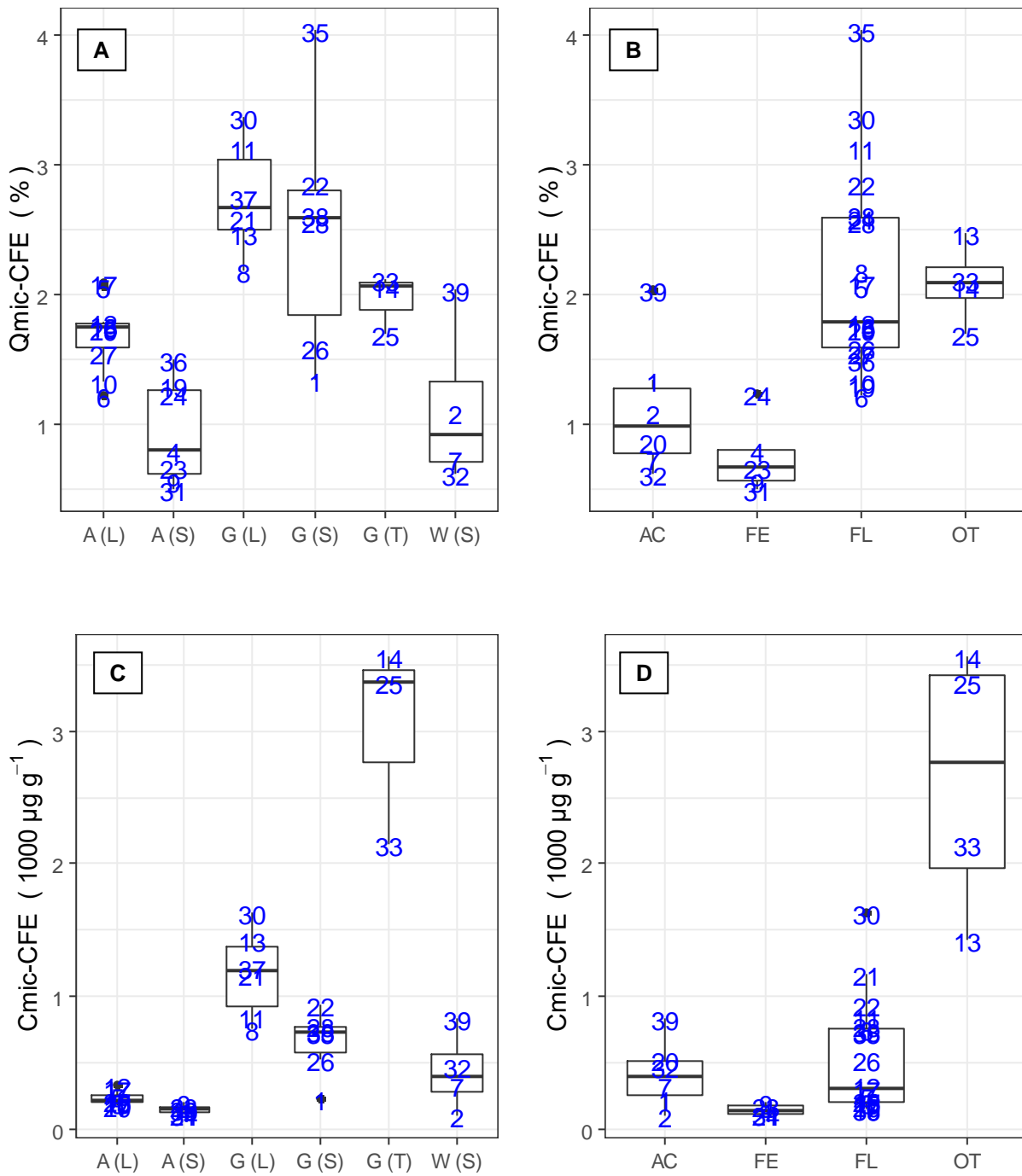


Abbildung 5.5 Gruppierung des C_{mic}-CFE und des Q_{mic}-CFE.

Dargestellt sind die mikrobiellen Quotienten (A, B) sowie die Gehalte mikrobieller Biomasse (C, D) aus den Medianen der Zeitreihen gruppiert nach substratdifferenzierter Bodennutzung sowie nach den bodenzoo-
logischen Zersetzeresellschaften. Abkürzungen: A (L): Acker auf Lehm, A (S): Acker auf Sand, G (L): Grün-
land auf Lehm, Schluff und Ton, G (S): Grünland auf Sand, G (T): Grünland auf Torf, W (S): Wald auf Sand,
AC: *Achaeto-Cognettietum*, FE: *Fridericio-Enchytraetum*, FL: *Fridericio-Lumbricetum*, OT: *Octolasietum tyrtaei*.
Die Zahlen stellen die Einzelwerte (Mediane) mit Nummern der BDF-Standorte dar.

5.1.3.10 *Bodenchemische Varianzanalysen*

Die Ergebnisse der Varianzanalysen für ausgewählte bodenchemische Größen (C_{org} -Gehalt, C/N-Verhältnis, pH, N_{min} -Gehalt) und für die zuvor beschriebenen Gruppierungskriterien befinden sich nachfolgend in der Tabelle 5.10. Damit wird die Einteilung der Gruppen statistisch auf signifikante Unterschiede der Gruppenmittelwerte überprüft und die entsprechende Gruppierung bei vorhandener Signifikanz abgesichert. Aufgeführt ist dabei die F-Statistik, welche das Verhältnis der Varianzen zwischen den Gruppen und innerhalb der Gruppen angibt. Mit F-Werten > 1 ist die Streuung des jeweiligen Parameters zwischen den Gruppen größer als innerhalb der Gruppen, sodass die Unterschiede zwischen den Gruppen mit zunehmenden F-Werten stärker in Erscheinung treten und der gewählten Gruppierung eine entsprechende Aussagekraft verleihen. Die Signifikanz dieser Unterschiede wird durch den P-Wert ausgedrückt, wobei für vorhandene Signifikanzen konventionsgemäß ein P-Wert $< 0,05$ vorliegen muss. Damit wird die Wahrscheinlichkeit für einen Fehler erster Ordnung, dass zufällige Unterschiede dem Effekt der Gruppenzugehörigkeit zugeschrieben werden, auf unter 5 % festgelegt. Für signifikant abgesicherte Gruppierungskriterien lassen sich mit Hilfe von Post-Hoc-Tests diejenigen Gruppen innerhalb eines Gruppierungskriteriums identifizieren, die sich voneinander signifikant unterscheiden.

Aus den Ergebnissen geht hervor, dass nahezu alle Gruppierungskriterien für die vier bodenchemischen Parameter signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen ergeben. Bei den Gehalten des organischen Kohlenstoffs (C_{org}) zeigt sich der höchste F-Wert (> 20) für die vegetationseinheitlichen Klassen. Die weiteren hohen F-Werte (> 10) zeigen sich bei den vegetationseinheitlichen Ordnungen und den substratdifferenzierten Bodennutzungsformen. Die Gruppierungskriterien zeigen bei den C/N-Verhältnissen anhand der F-Werte weniger stark ausgeprägte Unterschiede zwischen den jeweiligen Gruppen. Die höchsten F-Werte liegen hierbei zwischen 7 und 8 und treten bei den Bodentypen, bei den bodenzoologischen Zersetzergesellschaften sowie bei den undifferenzierten und substratdifferenzierten Bodennutzungsformen auf. Der Boden-pH zeigt anhand der F-Werte die stärksten Unterschiede zwischen den Gruppen. Diese treten insbesondere bei den vegetationseinheitlichen Klassen in Erscheinung als auch bei den undifferenzierten sowie den substratdifferenzierten Bodennutzungsformen auf. Die F-Werte dieser Gruppierungskriterien betragen > 100 . Auch die bodenzoologischen Zersetzergesellschaften und Lebensgemeinschaftstypen weisen für den pH F-Werte zwischen 50 und 60 auf. Dieser starke Effekt der pH-Gruppen wird durch den Einfluss der Bodenreaktion auf die Vegetation und Bodenfauna mit jeweils entsprechenden Zeigerarten verursacht, sowie durch den Einfluss der Bodensubstrate mit unterschiedlichen Carbonatgehalten sowie durch Bewirtschaftungseinflüsse (Kalkung) gesteuert. Für die Gehalte des Mineralstickstoffs (N_{min}) zeigen sich die größten Gruppenunterschiede zwischen den vegetationseinheitlichen Ordnungen sowie zwischen den substratdifferenzierten Bodennutzungsformen.

Tabelle 5.10 Statistik der Varianzanalysen von BDF-Gruppen für abiotische Größen.

Für die nach unterschiedlichen Kriterien zusammengefassten BDF-Standortgruppen sind die Statistiken der Welch-ANOVA für ausgewählte abiotische Parameter dargestellt. Angegeben sind jeweils die F-Statistik (F), die Freiheitsgrade zwischen und innerhalb der Gruppen (df 1 und df 2) sowie die Signifikanz als P-Wert. Signifikante Ergebnisse ($P < 0,05$) fett.

Gruppen- Kriterium	C _{org} %	C/N	pH	N _{min} µg g ⁻¹
Großlandschaft	F = 1,9 df 1 = 2,0 df 2 = 12,6 P = 0,1881	F = 3,3 df 1 = 2,0 df 2 = 21,5 P = 0,0579	F = 4,9 df 1 = 2,0 df 2 = 16,6 P = 0,0217	F = 3,9 df 1 = 2,0 df 2 = 15,1 P = 0,0443
Bodentyp	F = 7,6 df 1 = 5,0 df 2 = 9,8 P = 0,0036	F = 6,9 df 1 = 5,0 df 2 = 9,4 P = 0,0057	F = 5,9 df 1 = 5,0 df 2 = 12,8 P = 0,0045	F = 8,7 df 1 = 5,0 df 2 = 10,6 P = 0,0016
Bodenartenhaupt- gruppe	F = 9,4 df 1 = 3,0 df 2 = 6,8 P = 0,0082	F = 4,3 df 1 = 3,0 df 2 = 8,9 P = 0,0398	F = 7,4 df 1 = 3,0 df 2 = 13,0 P = 0,0038	F = 9,2 df 1 = 3,0 df 2 = 7,6 P = 0,0065
Bodenartengruppe	F = 5,6 df 1 = 6,0 df 2 = 7,0 P = 0,0193	F = 2,7 df 1 = 6,0 df 2 = 7,7 P = 0,0988	F = 30,1 df 1 = 6,0 df 2 = 9,3 P = <0,0001	F = 6,5 df 1 = 6,0 df 2 = 7,4 P = 0,0113
Bodennutzung	F = 7,3 df 1 = 2,0 df 2 = 8,9 P = 0,0132	F = 7,9 df 1 = 2,0 df 2 = 9,6 P = 0,0094	F = 104 df 1 = 2,0 df 2 = 22,3 P = <0,0001	F = 12,8 df 1 = 2,0 df 2 = 17,9 P = 0,0004
Bodennutzung mit Substrat	F = 14,2 df 1 = 5,0 df 2 = 8,6 P = 0,0006	F = 6,7 df 1 = 5,0 df 2 = 9,2 P = 0,0069	F = 123 df 1 = 5,0 df 2 = 11,9 P = <0,0001	F = 16,2 df 1 = 5,0 df 2 = 9,8 P = 0,0001
Zersetzergezell- schaft	F = 4,3 df 1 = 3,0 df 2 = 7,6 P = 0,0455	F = 7,7 df 1 = 3,0 df 2 = 7,9 P = 0,0098	F = 49,7 df 1 = 3,0 df 2 = 11,3 P = <0,0001	F = 13,2 df 1 = 3,0 df 2 = 9,7 P = 0,0009
Lebensgemein- schaftstyp	F = 2,8 df 1 = 2,0 df 2 = 5,8 P = 0,1427	F = 5,4 df 1 = 2,0 df 2 = 7,2 P = 0,0356	F = 62,7 df 1 = 2,0 df 2 = 7,4 P = <0,0001	F = 11,9 df 1 = 2,0 df 2 = 7,3 P = 0,0049
Vegetationseinheit Klasse	F = 21,2 df 1 = 2,0 df 2 = 7,1 P = 0,0010	F = 4,9 df 1 = 2,0 df 2 = 7,3 P = 0,0436	F = 102 df 1 = 2,0 df 2 = 15,4 P = <0,0001	F = 11,9 df 1 = 2,0 df 2 = 14,3 P = 0,0009
Vegetationseinheit Ordnung	F = 17,5 df 1 = 3,0 df 2 = 4,7 P = 0,0054	F = 4,9 df 1 = 3,0 df 2 = 4,7 P = 0,0627	F = 25,2 df 1 = 3,0 df 2 = 5,8 P = 0,0009	F = 23,1 df 1 = 3,0 df 2 = 6,2 P = 0,0009

Zur Beurteilung der Gruppierungskriterien hinsichtlich ihrer Eignung lassen sich Kennwerte ableiten, indem die Verhältnisse der F-Werte zu den P-Werten logarithmisch angegeben werden. Der so gebildete Quotient zeigt hohe Werte, wenn der F-Wert möglichst hoch und der P-Wert möglichst niedrig ist, was eine hohe Gruppenunterscheidbarkeit und Signifikanz anzeigt. Für die vier bodenchemischen Größen werden diese Kennwerte in der nachfolgenden Tabelle 5.11 aufgeführt. Es zeigt sich, dass im Mittel für die vier bodenchemischen Parameter die substratdifferenzierten Bodennutzungsformen hinsichtlich der Ausprägung der Gruppenunterschiede sowie der Signifikanzen das geeignetste Gruppierungskriterium darstellt. Dieses Kriterium zeigt die größten Unterschiede insbesondere bei der Gruppierung der pH-Werte, der Mineralstickstoff- und der C_{org} -Gehalte. Als weitere möglichen Gruppierungskriterien zeigen die vegetationseinheitlichen Klassen sowie die undifferenzierten Bodennutzungsformen hohe Kennwerte, welche ebenso für eine Eignung dieser Kriterien sprechen. Wie bei den Gruppierungen der bodenmikrobiologischen Größen ist auch bei den bodenchemischen Parametern zu berücksichtigen, dass die aufgeführten Gruppierungskriterien zum Teil unterschiedliche Anzahlen der BDF-Standorte umfassen. Nachfolgend ist in der Abbildung 5.6 die Gruppierung der C_{org} -Gehalte sowie der pH-Werte anhand der substratdifferenzierten Bodennutzungsformen sowie der vegetationseinheitlichen Klassen als Boxplots dargestellt. Bei den Gehalten des organischen Kohlenstoffs zeigen die einzelnen Gruppen vergleichsweise eng beieinanderliegende Werte, wobei die drei BDF-Standorte auf Niedermoortorfen (BDF14 Meggerdorf, BDF25 Landscheide, BDF33 Hellbachtal) bei der Zuordnung zur vegetationseinheitlichen Klasse *Molinio-Arrhenatheretea* drei Ausreißerwerte bilden, bei den substratdifferenzierten Bodennutzungsformen jedoch durch eine eigene Gruppe mit den höchsten drei Werten der C_{org} -Gehalte gekennzeichnet sind. Letzteres ermöglicht somit eine präzisere Abgrenzung der Standortgruppen.

Tabelle 5.11 Kennwerte der Gruppenkriterien für bodenchemische Größen.

Die angegebenen Kennwerte stellen die zahlenmäßigen Verhältnisse zwischen den F-Werten und den P-Werten der Varianzanalysen in logarithmischer Form (zur Basis 10) dar. Der angegebene Mittelwert umfasst die Parameter C_{org} , C/N, pH sowie N_{min} . Die Farbkodierung visualisiert die Höhe der Kennwerte.

Gruppenkriterium	C_{org}	C/N	pH	N_{min}	MW
Großlandschaft	1,0	1,8	2,4	1,9	1,8
Bodentyp	3,3	3,1	3,1	3,7	3,3
Bodenarten-Hauptgruppe	3,1	2,0	3,3	3,2	2,9
Bodenarten-Gruppe	2,5	1,4	5,5	2,8	3,0
Bodennutzung	2,7	2,9	6,0	4,5	4,0
Bodennutzung mit Substrat	4,4	3,0	6,1	5,2	4,7
Zersetzer-gesellschaft	2,0	2,9	5,7	4,2	3,7
Lebensgemeinschaftstyp	1,3	2,2	5,8	3,4	3,2
Vegetationseinheit Klasse	4,3	2,1	6,0	4,1	4,1
Vegetationseinheit Ordnung	3,5	1,9	4,4	4,4	3,6

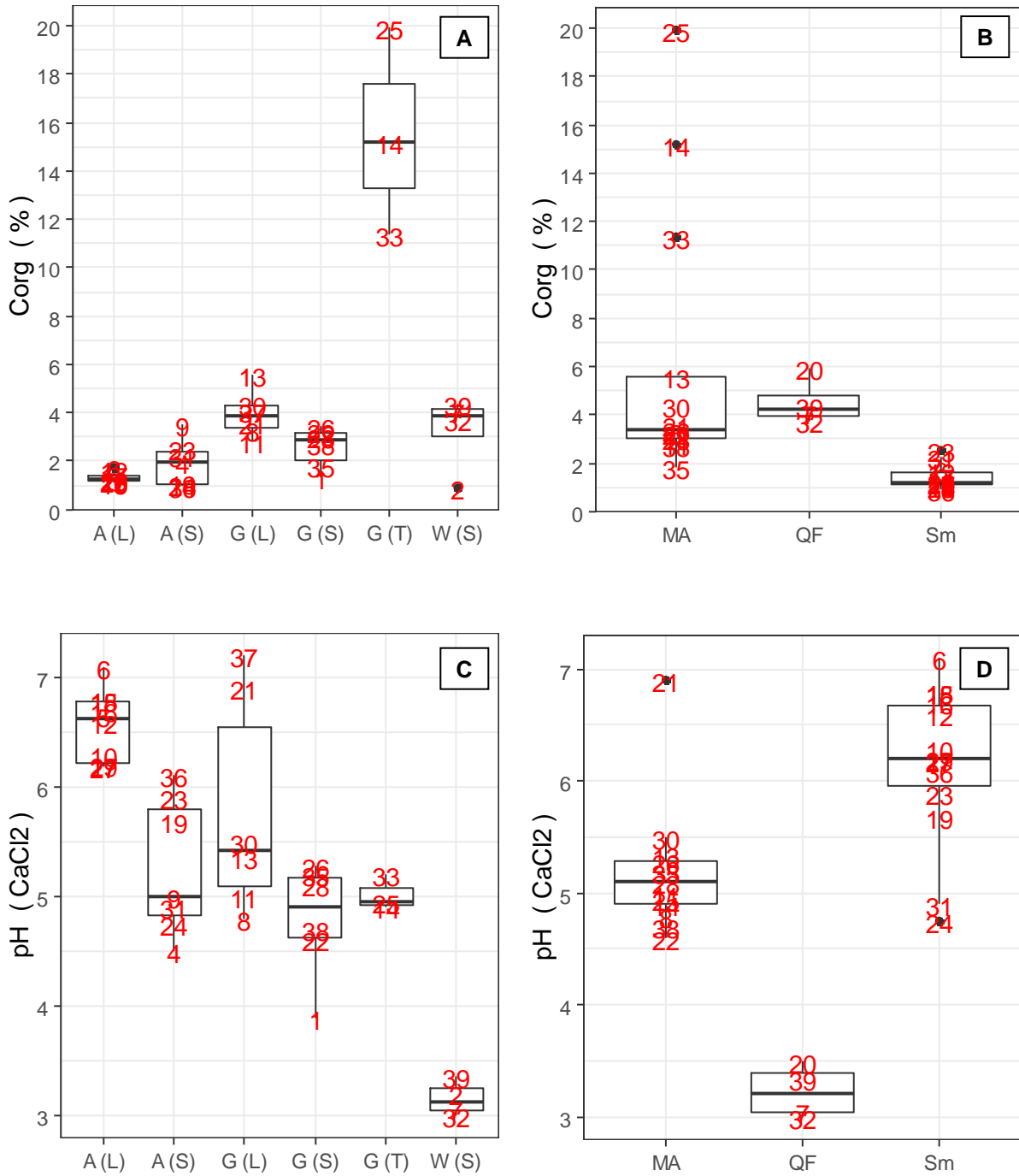


Abbildung 5.6 Gruppierung der C_{org}-Gehalte und der pH-Werte.

Dargestellt sind die C_{org}-Gehalte (A, B) sowie die pH-Werte (C, D) aus den Medianen der Zeitreihen gruppiert nach substratdifferenzierter Bodennutzung sowie nach den vegetationseinheitlichen Klassen. Abkürzungen: A (L): Acker auf Lehm, A (S): Acker auf Sand, G (L): Grünland auf Lehm, Schluff und Ton, G (S): Grünland auf Sand, G (T): Grünland auf Torf, W (S): Wald auf Sand, MA: *Molinio-Arrhenatheretea*, QF: *Quercus-Fagetea*, Sm: *Stellarietea mediae*. Die Zahlen stellen die Einzelwerte (Mediane) mit Nummern der BDF-Standorte dar.

5.1.3.11 *Quantitative Bewertungsklassen*

Mit der Festlegung geeigneter Gruppierungskriterien lassen sich gruppenspezifische Referenzwerte zur quantitativen Bewertung der bodenmikrobiologischen, bodenchemischen, bodenzoologischen sowie der vegetationskundlichen Größen berechnen. Dabei ist jedoch die Dynamik der Messwerte zu berücksichtigen, welche sich in der zeitlichen Streuung dieser Parameter widerspiegelt, wie dies bereits bei den standortspezifischen Referenzwerten beschrieben wurde. Dahingehend ergeben sich verschiedene Möglichkeiten, Messwerte anhand der gruppenspezifischen Referenzwerte einzustufen. Die gruppenspezifischen Referenzwerte lassen sich auf der Grundlage unterschiedlicher Teile der zur Verfügung stehenden Datensätze kalkulieren, wenn die Gesamtheit der Datenreihen oder einzelne Untersuchungskampagnen zur Bildung der Referenzwerte herangezogen werden.

Für die Einstufung eines Einzelwertes aus einer beliebigen Untersuchungskampagne besteht die Möglichkeit, diesen mit der Median-Datenreihe der entsprechenden Gruppe (Abbildung 5.5, Abbildung 5.6) zu vergleichen oder hierfür gruppierte Einzelwerte des gesamten Untersuchungszeitraums zu verwenden. Im ersten Fall ist zu erwarten, dass ein einzustufender Einzelwert mit größerer Wahrscheinlichkeit einer der äußeren Bewertungsklasse („sehr niedrig“, „sehr hoch“) zugeordnet wird, da die Median-bezogenen Bewertungsklassen durch die nicht vorhandene zeitliche Varianz wesentlich engere Klassenbreiten aufweisen als Einzelwert-basierte Bewertungsklassen, welche auf den Werten aller Untersuchungskampagnen beruhen. Daraus resultiert gegebenenfalls eine extremere Messwerteinstufung, was bei der Interpretation bzw. bei Vergleichen mit den Einstufungen anderer Standorte zu berücksichtigen ist. Der gegenteilige Effekt ergibt sich im zweiten Fall, wenn Medianwerte auf der Basis von Einzelwert-basierten Bewertungsklassen quantitativ bewertet werden. Eine solche Einstufung führt aufgrund der wesentlich weiteren Klassenbreiten zu einer nivellierenden Bewertung der Parameter, indem die Median-Werte in die mittlere Bewertungsklasse („mittel“) eingeteilt werden. Daraus folgt eine eingeschränkt aussagekräftige Differenzierung der Standorte über die Gruppen hinweg. Dies zeigt, dass für die quantitative Bewertung der Messwerte je nach Fragestellung des Anwenders eventuell mehrere, unterschiedliche Sätze an Referenzwerten erforderlich sind. Für einen überwiegend räumlichen Vergleich über die Standorte bzw. Standortgruppen hinweg ist die Median-basierte Messwerteinstufung der Einzelwert-basierten Bewertung vorzuziehen. Letztere eignet sich hingegen verstärkt dafür, den zeitlichen Aspekt der zu bewertenden Größe mit zu erfassen, beispielsweise zur Bewertung einer gesamten Zeitreihe. Als weitere Möglichkeit zur Referenzwertberechnung ist ebenso eine Untersuchungskampagnen-basierte Vorgehensweise zu erwägen, bei der die gruppenspezifischen Referenzwerte für die einzelnen Untersuchungskampagnen ermittelt werden, und der zu bewertende Einzelwert in die Referenzwerte eingeordnet wird, die aus der gleichen Kampagne berechnet wurden. Auch auf diese Weise lassen sich somit gesamte Zeitreihen bewerten, wenn die Einstufung der Zeitreihenwerte anhand der Referenzwerte

der jeweils dazugehörigen Untersuchungskampagnen vorgenommen wird. Durch die große Anzahl an Parametern aus den vier Untersuchungsdisziplinen (abiotisch, bodenmikrobiologisch, bodenzoologisch, vegetationskundlich), der Anzahl an Untersuchungskampagnen (bis zu sieben) sowie der vielfältigen Gruppierungsmöglichkeiten ist eine vollumfängliche Darstellung aller Referenzwerte nicht praktikabel. Im Bedarfsfall sind diese von dem Anwender unter Zuhilfenahme eines Kalkulationsprogrammes entsprechend dessen Fragestellung zu berechnen. Dieses wird im Folgenden für die Gruppierung nach den substratdifferenzierten Nutzungsformen dargestellt.

Da die Erforderlichkeit aktueller Referenzwerte darauf beruht, neu erhobene Daten einzustufen und zu bewerten, werden für die Referenzwertberechnung die Daten aller Untersuchungskampagnen einbezogen, um die zeitliche Varianz der einzelnen Parameter bei der Festlegung der Klassengrenzen zu berücksichtigen. Auf dieser Basis vorgenommene Einstufungen ermöglichen damit auch die Bewertung von Zeitreihen, insbesondere bei den Parametern bzw. Standorten, welche durch größere Veränderungen im Zeitverlauf (z. B. C_{mic} -CFE) gekennzeichnet sind. Für die Berechnung der gruppenspezifischen Referenzwerte wird die Verteilung der Daten berücksichtigt und für die einzelnen Standortgruppen die perzentilbasierten Lagemaße, ähnlich wie bei den standortspezifischen Referenzwerten, zur Klasseneinteilung herangezogen. Die Modifikation der Berechnungsweise ergibt sich im Unterschied zu den standortspezifischen Referenzwerten aus dem wesentlich größeren Stichprobenumfang jeder Gruppe, da in jede Gruppe Zeitreihenwerte von mindestens drei Standorten und sieben Untersuchungskampagnen einfließen. Mit der größeren Anzahl an Datenpunkten pro Gruppe lassen sich die gesuchten Perzentile mit einer höheren gruppenspezifischen Repräsentanz angeben.

Die Bestimmung der Grenzen für die fünf Bewertungsklassen „sehr niedrig“, „niedrig“, „mittel“, „hoch“ und „sehr hoch“ wird für die substratdifferenzierten Nutzungsformen durch die vier Perzentile von 10 % (P_{10}), 30 % (P_{30}), 70 % (P_{70}) und 90 % (P_{90}) festgelegt. Wie bei den standortspezifischen Referenzwerten, bilden die P_{10} - und P_{90} -Perzentile auch an dieser Stelle die Abgrenzung der jeweils zu 10 % vorhandenen Extremwerte nach unten und nach oben hin. Zwischen 0 und P_{10} wird somit die unterste Bewertungsklasse „sehr niedrig“ festgelegt. Die oberste Bewertungsklasse „sehr hoch“ beginnt mit P_{90} und weist nach oben hin keine definierte Begrenzung auf. Obwohl in jedem Datensatz ein Maximum-Wert gegeben ist, kann nicht davon ausgegangen werden, dass dieser den natürlichen, höchstmöglichen Grenzwert widerspiegelt. Mit der Fortführung von mikrobiologischen Analysen in der Zukunft ist mit dem Auftreten neuer Höchstwerte zu rechnen, wobei entsprechend einer Häufigkeitsverteilungskurve die Wahrscheinlichkeit immer höherer Extremwerte abnehmend ist. Die Bewertungsklasse „sehr hoch“ wird somit als einseitig offene Klasse festgelegt. Für die dazwischenliegenden drei Bewertungsklassen „niedrig“, „mittel“ und „hoch“ erfolgt die Festlegung, anders als bei den

standortspezifischen Referenzwerten, nicht durch gleichmäßiges Aufteilen (Dritteln) der P_{90} - P_{10} -Differenz, sondern durch die direkte Anwendung der P_{30} - und P_{70} -Perzentile. Dabei dient das P_{30} -Perzentil zur Abgrenzung der „niedrig“- und „mittel“-Klassen, während das P_{70} -Perzentil die Klassen „mittel“ und „hoch“ trennt. Es ergeben sich somit, bezogen auf die prozentualen Anteile der Datenpunkte, unterschiedliche Klassenbreiten der drei mittleren Klassen, wobei die Klasse „mittel“ 40 % der Datenpunkte beinhaltet. Die beiden angrenzenden Klassen „niedrig“ und „hoch“ sind durch jeweils einen Anteil von 20 % der Datenpunkte gekennzeichnet. Die Einteilung der fünf Bewertungsklassen ist diesem System nach darauf konzipiert die mittlere Klasse stärker zu gewichten, da diese diejenigen Bereiche abdeckt, in denen sich die Varianzen der einzelnen Standorte am häufigsten überschneiden. Ein weiterer Aspekt für die Begrenzung der „mittel“-Klasse durch die P_{30} - und P_{70} -Perzentile liegt darin, dass in diesem Bereich stets der Median der Datenreihe (50-%-Perzentil) enthalten ist, und die Klasse „mittel“ somit auch die tatsächlich in der Mitte liegenden Werte abbildet. Dieses gilt auch in den Fällen, in denen die Datenverteilungen eine Schiefe (überwiegend rechtsschief) aufweisen. Hier würde die gleichmäßige Aufteilung der P_{90} - P_{10} -Differenz in drei gleich große Klassen gegebenenfalls dazu führen, dass der Median in die Klassen „hoch“ oder „niedrig“ eingestuft wird. Mit der Klasseneinteilung nach den P_{30} - und P_{70} -Perzentilen wird dieses umgangen, jedoch tritt bei deutlich schiefen Verteilungen der Effekt auf, dass die angrenzenden Klassen „niedrig“ und „hoch“ durch sehr unterschiedliche Klassenbreiten in Bezug auf die Absolutwerte gekennzeichnet sind. Bei einer rechtsschiefen Verteilung wird somit die „niedrig“-Klasse deutlich verengt, während die Klassengrenzen der „hoch“-Klasse deutlich weiter auseinanderliegen. Ein Beispiel hierfür ist die Gruppe der sandigen Ackerflächen bei der Einstufung des Q_{mic} -CFE (Abbildung 5.7 B). Das Gegenteil zeigt sich bei linksschiefen Verteilungen. Hier liegen die Grenzwerte der „niedrig“-Klasse weit auseinander, während die „hoch“-Klasse einen deutlich engeren Bereich aufweist. Erkennbar ist eine solche Klassenverteilung bei den Grünlandstandorten auf Niedermoortorfen für die C_{mic} -SIR-Gehalte (Abbildung 5.7 C). Eine ausgeglichene Verteilung der drei mittleren Bewertungsklassen zeigt sich bei den mikrobiellen Quotienten (Q_{mic} -CFE) der sandigen Grünlandstandorte (Abbildung 5.7 B).

Für die Gehalte und Quotienten der mikrobiellen Biomassen, gesamt (CFE) und glukoseaktiviert (SIR), befindet sich die graphische Darstellung der Bewertungsklassen für die Gruppierung nach den substratdifferenzierten Nutzungsformen in der Abbildung 5.7 A, B, C und D. Für die metabolischen Quotienten (Q_{met} -CFE und Q_{met} -SIR) sowie für die Basalrespiration und die Arginin-Ammonifikation befinden sich die graphisch dargestellten Bewertungsklassen in der Abbildung 5.8 A, B, C und D.

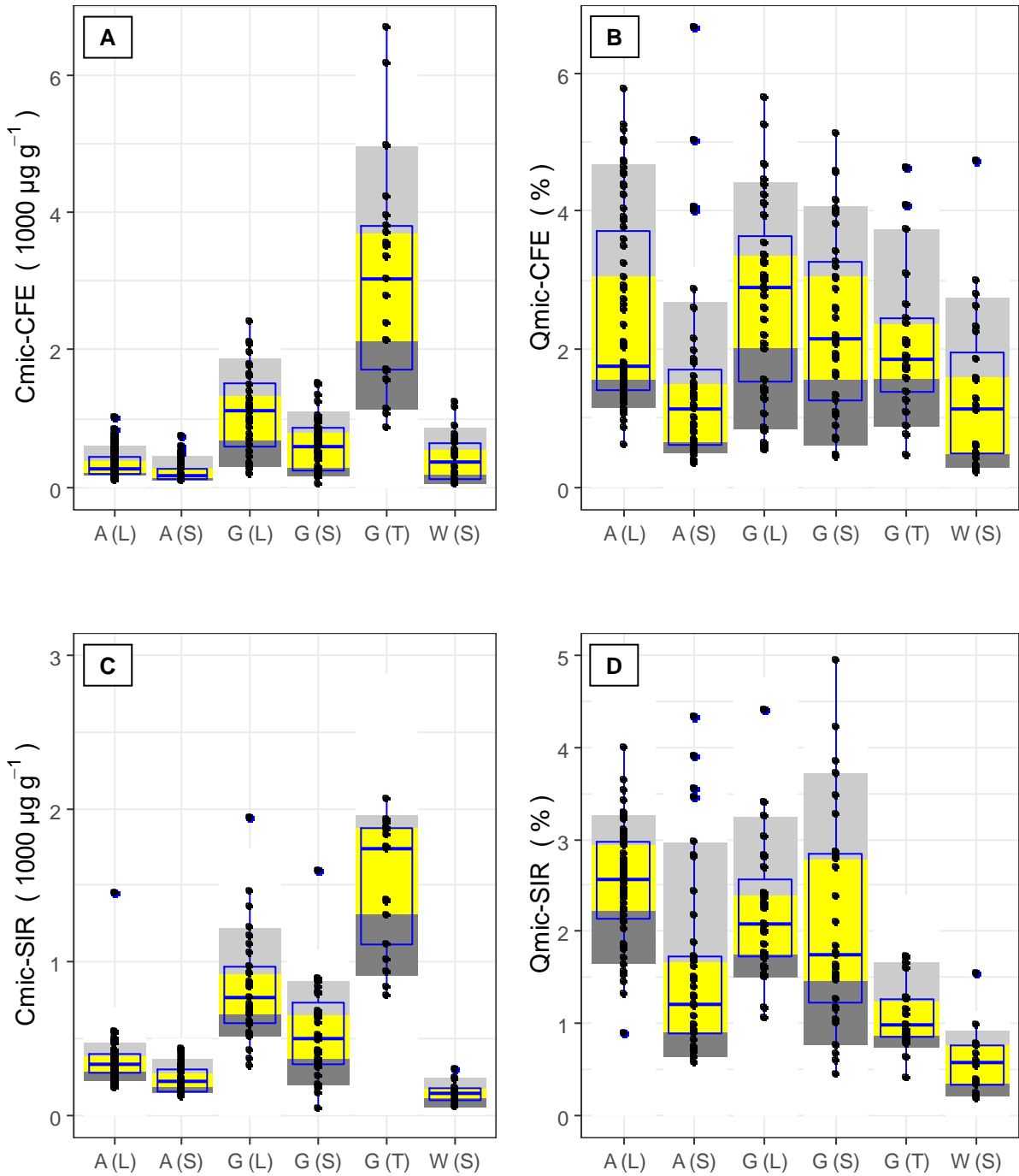


Abbildung 5.7 Gruppenspezifische Klasseneinteilung für C_{mic} und Q_{mic} .

Dargestellt sind die CFE-basierten (A, B) sowie die SIR-basierten (C, D) Gehalte und Quotienten mikrobieller Biomassen aus den Einzelwerten der Zeitreihen gruppiert nach substratdifferenzierter Bodennutzung. Abkürzungen: A (L): Acker auf Lehm, A (S): Acker auf Sand, G (L): Grünland auf Lehm, Schluff und Ton, G (S): Grünland auf Sand, G (T): Grünland auf Torf, W (S): Wald auf Sand. Farben repräsentieren die Bereiche der Bewertungsklassen: Dunkelgrau: niedrig, Gelb: mittel, Hellgrau: hoch. Oberhalb von hoch: sehr hoch, unterhalb von niedrig: sehr niedrig.

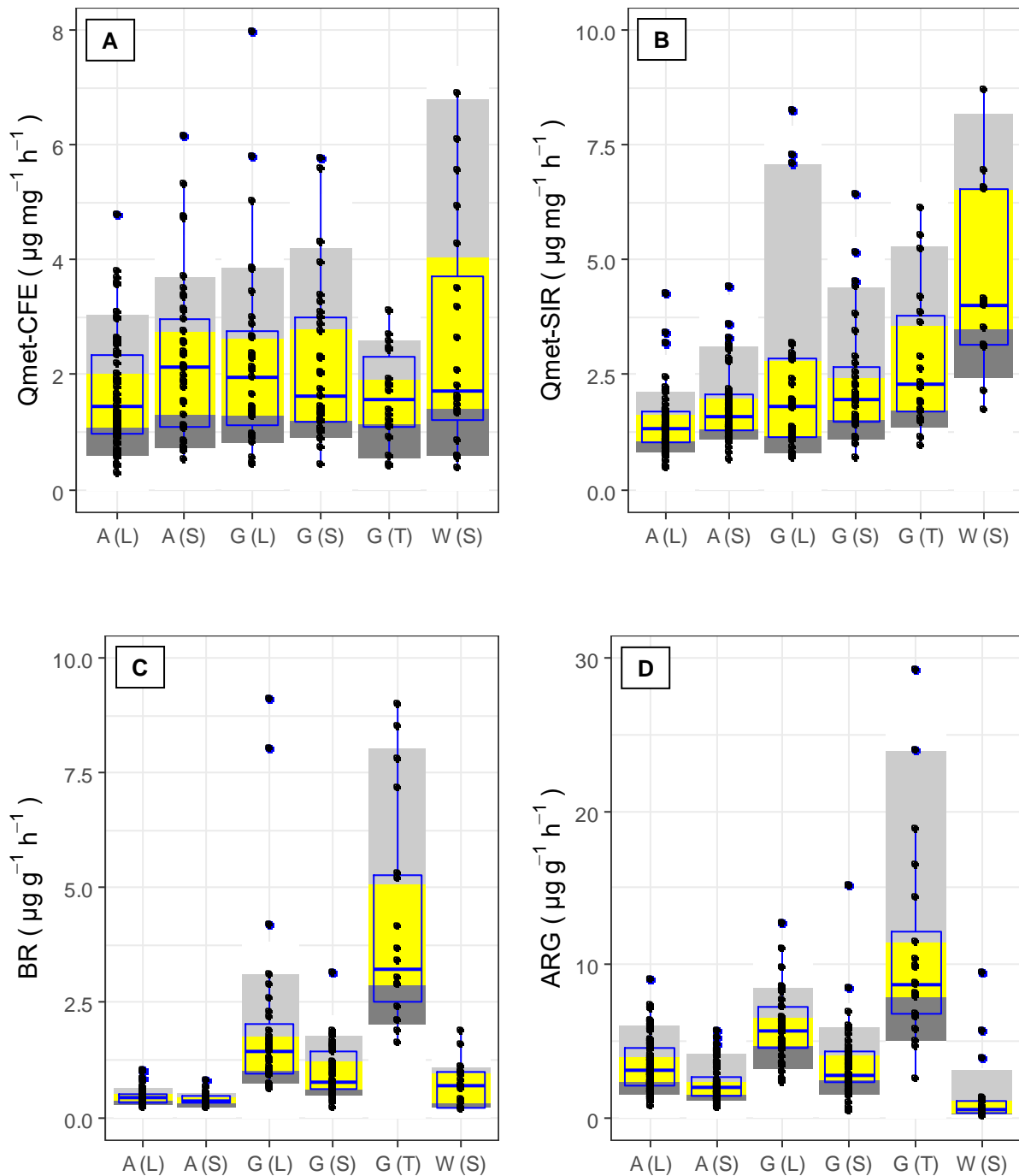


Abbildung 5.8 Gruppenspezifische Klasseneinteilung für Q_{met} , BR und ARG.

Dargestellt sind die CFE-basierten (A) und die SIR-basierten (B) metabolischen Quotienten sowie die Raten der Basalrespiration (C) und der Arginin-Ammonifikation (D) aus den Einzelwerten der Zeitreihen gruppiert nach substratdifferenzierter Bodennutzung. Abkürzungen: A (L): Acker auf Lehm, A (S): Acker auf Sand, G (L): Grünland auf Lehm, Schluff und Ton, G (S): Grünland auf Sand, G (T): Grünland auf Torf, W (S): Wald auf Sand. Farben repräsentieren die Bereiche der Bewertungsklassen: Dunkelgrau: niedrig, Gelb: mittel, Hellgrau: hoch. Oberhalb von hoch: sehr hoch, unterhalb von niedrig: sehr niedrig.

Wie für die bodenmikrobiologischen Größen wird auch für die Parameter der abiotischen, bodenzoologischen und vegetationskundlichen Disziplinen eine quantitative Einstufung der jeweiligen Messwerte vorgenommen. Diese richtet sich ebenso nach den vier Referenzperzentilen P_{10} , P_{30} , P_{70} und P_{90} , welche für die sechs Standortkollektive der substratdifferenzierten Nutzungsformen berechnet wurden. Für die Gehalte des organischen Kohlenstoffs (C_{org}), die C_{org}/N_t -Verhältnisse, die pH-Werte sowie für die N_{min} -Gehalten befinden sich die Referenzwerte in der Tabelle 5.12. Diese geben für jeden Parameter und für jede Gruppe die jeweils unteren Grenzwerte der Bewertungsklassen „niedrig“, „mittel“, „hoch“ und „sehr hoch“ sowie die oberen Grenzwerte für die Bewertungsklasse „sehr niedrig“ an.

Tabelle 5.12 Gruppenspezifische, quantitative Einstufung abiotischer Größen.

Darstellung des fünfstufigen Bewertungssystems aus den Referenz-Perzentilen für den C_{org} -Gehalt, das C_{org}/N_t -Verhältnis, den pH sowie den N_{min} -Gehalt. Gruppirt nach den substratdifferenzierten Nutzungsformen.

	Gruppe	sehr niedrig < P_{10}	niedrig $\geq P_{10}$	mittel $\geq P_{30}$	hoch $\geq P_{70}$	sehr hoch $\geq P_{90}$
C_{org} %	Acker Lehm	1,1	1,1	1,2	1,4	1,9
	Acker Sand	1,0	1,0	1,1	2,4	3,3
	Grünland Lehm	2,8	2,8	3,3	4,3	5,2
	Grünland Sand	1,3	1,3	2,3	3,2	3,5
	Grünland Torf	10,1	10,1	12,4	17,2	20,3
	Wald Sand	0,8	0,8	1,5	4,1	7,6
C_{org}/N_t	Acker Lehm	8,0	8,0	8,8	10,2	12,2
	Acker Sand	9,1	9,1	10,9	15,6	18,2
	Grünland Lehm	9,3	9,3	9,9	10,6	11,5
	Grünland Sand	9,8	9,8	11,2	13,4	15,4
	Grünland Torf	9,8	9,8	10,7	12,7	13,7
	Wald Sand	16,7	16,7	19,1	26,1	30,6
pH	Acker Lehm	5,9	5,9	6,3	6,7	7,0
	Acker Sand	4,5	4,5	4,7	5,7	6,1
	Grünland Lehm	4,8	4,8	5,1	6,4	7,2
	Grünland Sand	3,9	3,9	4,6	5,1	5,3
	Grünland Torf	4,7	4,7	4,9	5,2	5,2
	Wald Sand	2,9	2,9	3,0	3,2	3,4
N_{min} $\mu\text{g g}^{-1}$	Acker Lehm	5,1	5,1	8,5	23,4	45,5
	Acker Sand	1,7	1,7	3,8	8,0	22,0
	Grünland Lehm	10,7	10,7	17,8	35,2	51,2
	Grünland Sand	5,7	5,7	13,6	25,9	37,0
	Grünland Torf	12,2	12,2	31,1	51,4	81,8
	Wald Sand	1,0	1,0	1,8	7,5	30,4

In der nachfolgenden Tabelle 5.13 befinden sich die Referenzwerte für die quantitativen Einstufungen ausgewählter bodenzoologischer und vegetationskundlicher Parameter. Aus dem Bereich der Bodenzoologie wurden die Abundanzen der Lumbriciden und Enchyträen als quadratmeterbezogene Siedlungsdichten für die Referenzwertberechnung herangezogen. Für den vegetationskundlichen Bereich erfolgt die Einstufung nach der Diversität als Artenzahlen sowie nach den gemittelten Stickstoffzahlen (N-Zahl) nach Ellenberg *et al.* (1991). Die Referenzwerte beziehen sich auf die Gruppierung der BDF-Standorte nach den substratdifferenzierten Nutzungsformen. Durch sequenziellen Abgleich eines Messwertes mit den dargestellten Werten der Referenzperzentile lässt sich der Messwert einer der fünf quantitativen Bewertungsklassen zuordnen.

Tabelle 5.13 Gruppenspezifische, quantitative Einstufung bodenzoologischer und vegetationskundlicher Größen.

Darstellung des fünfstufigen Bewertungssystems aus den Referenz-Perzentilen für die Siedlungsdichten der Lumbriciden und Enchyträen sowie für die vegetationskundlichen Arten- und Stickstoffzahlen. Gruppirt nach den substratdifferenzierten Nutzungsformen.

Gruppe		sehr niedrig < P ₁₀	niedrig ≥ P ₁₀	mittel ≥ P ₃₀	hoch ≥ P ₇₀	sehr hoch ≥ P ₉₀
Lumbriciden Ind. m ⁻²	Acker Lehm	77	77	118	323	464
	Acker Sand	6	6	22	77	126
	Grünland Lehm	31	31	249	550	584
	Grünland Sand	0	0	124	348	509
	Grünland Torf	200	200	255	457	646
	Wald Sand	3	3	6	28	69
Enchyträen 1000 Ind. m ⁻²	Acker Lehm	6	6	12	30	43
	Acker Sand	5	5	8	24	39
	Grünland Lehm	16	16	29	39	45
	Grünland Sand	15	15	21	50	66
	Grünland Torf	10	10	16	33	59
	Wald Sand	4,6	4,6	5,3	9,4	10,6
Vegetation Artenzahl	Acker Lehm	2	2	4	10	14
	Acker Sand	9	9	14	20	31
	Grünland Lehm	15	15	20	27	31
	Grünland Sand	14	14	20	28	31
	Grünland Torf	20	20	30	42	50
	Wald Sand	7	7	12	20	21
Vegetation Stickstoffzahl	Acker Lehm	6,5	6,5	6,6	7,0	7,2
	Acker Sand	5,9	5,9	6,5	6,8	7,0
	Grünland Lehm	5,7	5,7	6,3	6,6	6,9
	Grünland Sand	2,7	2,7	5,9	6,5	6,9
	Grünland Torf	5,6	5,6	5,8	6,4	6,5
	Wald Sand	3,5	3,5	3,8	4,6	5,0

5.2 Ergebnisse zu qualitativen Analysen der Datensätze

Während die zuvor dargestellten Referenzwerte einer rein quantitativen Einstufung von Messwerten dienen, werden in diesem Ergebnisteil die Möglichkeiten einer qualitativen Standortbewertung auf der Grundlage abiotischer, bodenmikrobiologischer, bodenzoologischer sowie vegetationskundlicher Größen aufgezeigt. Hierzu werden geeignete Parameter aus den unterschiedlichen Datensatzkollektiven ausgewählt und für eine qualitative Betrachtung miteinander kombiniert und gegenseitig gewichtet. Mit dieser Vorgehensweise ergibt sich die Möglichkeit, das Zusammenwirken mehrerer Größen an einem Standort im bodenökologischen Kontext zu erfassen und hierfür Kennwerte abzuleiten, welche die Ausprägung der gewählten Merkmalskombinationen auf einem metrischen Skalenniveau wiedergeben. Hierdurch ist eine stufenlose Angabe der bodenökologischen Merkmalsausprägungen gegeben sowie eine weitere Verrechnung der Kennwerte möglich. Durch Referenzieren der abgeleiteten Kennwerte mit den Kennwerten anderer Standorte bzw. Standortgruppen lässt sich eine Bewertung der entsprechenden Parameterkombination als Indikator für eine bodenökologische Funktion vornehmen. Durch Festlegen von Bewertungsklassen lassen sich die Kennwerte anschließend in eine ordinalskalierte Bewertungsskala überführen, bei der feste Abstufungen aus einzelnen Klassen definiert sind. Diese besitzen eine Rangfolge, deren Abfolge sich durch Verbalisierung der Ränge ausdrücken lässt.

5.2.1 Auswahl geeigneter Parameter und Gewichtungen

Für die Kombination von Parametern zur qualitativen Bewertung ist eine Auswahl der entsprechenden Größen aus den vorliegenden Datensätzen der Boden-Dauerbeobachtung zu treffen. Die Auswahl der Parameter sollte nach bestimmten Kriterien erfolgen, um deren Eignung für die kombinierte, qualitative Bewertung zu überprüfen. Im vorliegenden Fall werden die nachfolgenden sechs Kriterien zur Eignungsprüfung herangezogen:

Daten für möglichst viele Standorte: Daten des ausgewählten Parameters sollten für alle bzw. für möglichst viele BDF-Standorte vorliegen, damit diese von der Bewertung erfasst werden und für die Berechnung gruppenspezifischer Referenzwerte zur Verfügung stehen. Dieses ist beispielsweise bei den Gehalten der glucoseaktivierten mikrobiellen Biomasse nicht der Fall, da das SIR-Verfahren für Waldböden nicht mehr angewendet wird.

Zeitreihe aus mindestens vier Werten: Um die standortspezifische Varianz eines Parameters zu erfassen, sollte dieser über mehrere Untersuchungskampagnen hinweg bestimmt worden sein. Dieses ist bei den bodenmikrobiologischen Größen durch den Umfang von vier bis sieben Untersuchungskampagnen, je nach Einrichtungsjahr der BDF, gegeben. Aufgrund der längeren Untersuchungsintervalle bei den bodenzoologischen Untersuchungen wurden auf den später eingerichteten Standorten zum Teil lediglich zwei Kampagnen durchgeführt.

Synchrone Datenerhebung: Miteinander zu kombinierende Daten sollten im zeitlichen Zusammenhang zueinanderstehen. Dies beinhaltet eine Untersuchung im gleichen Jahr bzw. innerhalb der gleichen Untersuchungskampagne. Für Parameter innerhalb einer Untersuchungsdisziplin ist diese Synchronizität gegeben. Bei disziplinübergreifenden Parameterkombinationen z. B. Bodenmikrobiologie und Bodenzoologie ist seit der Abstimmung der Untersuchungsintervalle im Jahr 2010 auch zum Teil eine synchrone Datenerhebung (Herbstbeprobung und Frühjahrsbeprobung), jedoch mit unterschiedlichen Anzahlen an BDF-Standorten gegeben.

Geringe Abhängigkeit untereinander: Für die Kombination und gegenseitige Gewichtung von Parametern sollten solche Größen gewählt werden, welche untereinander keine starke Abhängigkeit bzw. Korrelation aufweisen. Stark miteinander korrelierende Größen wie die Gehalte organischen Kohlenstoffs (C_{org}) und des Gesamtstickstoffs (N_t) erzielen durch die gegenseitige Gewichtung für den hier vorliegenden Zweck wenig bedeutsamen Informationsgewinn, da beide lediglich unterschiedliche Bestandteile einer übergeordneten Größe (Organik) repräsentieren und zum großen Teil durch die gleiche Varianz gekennzeichnet sind. Zweckmäßig ist die Verwendung von Parametern, welche das Standortkollektiv in unterschiedlichen Zusammensetzungen aufteilen.

Geeignete Indikatorfunktion: Die gewählten Parameter sollten die zu bewertende Bodenfunktion bzw. den bodenökologischen Prozess in einer für die festgelegte Fragestellung geeigneten Weise abbilden. Damit lassen sich qualitative Kennwerte für wesentliche, jedoch nicht direkt beobachtbare Ökosystemfunktionen berechnen, um eine prozessorientierte Bewertung im Vergleich von Standorten und Standortgruppen zu ermöglichen.

Verfügbarkeit in externen Vergleichsdatsätzen: Die ausgewählten Parameter sollten durch Größen repräsentiert werden, welche ebenso in externen Untersuchungsprogrammen anderer Einrichtungen bzw. Bundesländer erhoben werden. Daraus ergibt sich die Möglichkeit, sowohl Standorte überregional miteinander zu vergleichen als auch das Bewertungssystem auf dessen Anwendbarkeit zu überprüfen und gegebenenfalls durch neue Referenzwerte zu adaptieren. Im Wesentlichen handelt es sich hierbei um Standardparameter der einzelnen Untersuchungsdisziplinen, welche durch vergleichsweise einfache und standardisierte Verfahren in anderen Monitoring-Programmen etabliert sind.

Langfristige Verfügbarkeit: Für eine langfristige Bewertung der Bodenökologie, wie es das Ziel der Boden-Dauerbeobachtung ist, sollte auf Untersuchungsparameter zurückgegriffen werden, welche voraussichtlich auch in der Zukunft als fester Bestandteil des Untersuchungsumfangs zur Verfügung stehen. Hierfür eignet sich, wie oben beschrieben, ebenso eine Auswahl von Standardparametern.

5.2.2 *Abiotische Kombinationen*

Aus den verfügbaren abiotischen Parametern des vorliegenden Datensatzes der Boden-Dauerbeobachtung wurde für die qualitative Parameterkombination eine substratbezogene und eine organikbezogene Größe ausgewählt. Während Letztere direkt durch das $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ -Verhältnis als Indikator für die Humusqualität wiedergegeben wird, setzt sich die substratbezogene Größe aus den Anteilen der Haupt-Korngrößenfraktionen zusammen und spiegelt damit die Lehmigkeit des Bodens als Maß für eine ausgeglichene Mischung von Sand, Schluff und Ton wider.

Der hier verwendete Begriff „Lehmigkeit“ stellt keine bislang wissenschaftlich etablierte Größe dar, sondern wird in dieser Arbeit als ein abiotischer Parameter herangezogen, um die Übereinstimmung mit bzw. die Abweichung von einer absolut ausgeglichenen, theoretischen Korngrößenverteilung zu jeweils einem Drittel Sand, Schluff und Ton anhand der Standardabweichung zu quantifizieren. Dabei wird jedoch keine Unterscheidung für die Richtung der Abweichung von der Lehmigkeit hin zu einer dominierenden Korngrößenfraktion getroffen, sondern der Betrag der jeweiligen Abweichung berechnet. Ausgehend von drei Haupt-Korngrößenfraktionen und einer analytischen Wiederfindungsrate von 100 % beträgt der arithmetische Mittelwert für jede beliebige Korngrößenverteilung stets 33,3 % als gemittelter Anteil jeder Haupt-Korngrößenfraktion. Die Unterschiede zwischen den BDF-Standorten treten jedoch bei der Berechnung der Standardabweichung für die Anteile aller drei Haupt-Korngrößenfraktionen in Erscheinung. Dabei wird eine gemittelte Abweichung vom Mittelwert der drei Anteile berechnet, welche desto höher wird, je größer die Unterschiede zwischen den drei einzelnen Anteilen ausfallen. Demnach beträgt die Standardabweichung der drei Haupt-Korngrößenanteile bei einer Zusammensetzung von im Höchstfall 100 % einer einzelnen Fraktion (z. B. schluff- und tonfreier Reinsand) 47 %. Mit zunehmender Durchmischung der Haupt-Korngrößenfraktionen nimmt die Standardabweichung ab, bis diese bei gleich großen Anteilen von jeweils 33,3 % null ist. Hierdurch wird ein Boden mit höchster Lehmigkeit repräsentiert, welcher nach Bodenkundlicher Kartieranleitung der Bodenart Lt2 (schwach toniger Lehm) zugeordnet wird. Bei den Standorten auf Niedermoortorfen wird die Lehmigkeit für den mineralischen Anteil des Bodens berechnet, welcher im Oberboden etwa bis zu 80 % (BDF33 Hellbachtal) beträgt. Eine graphische Darstellung der Standardabweichungen in Abhängigkeit von den Anteilen der Haupt-Korngrößenfraktionen befindet sich nachfolgend in der Abbildung 5.9.

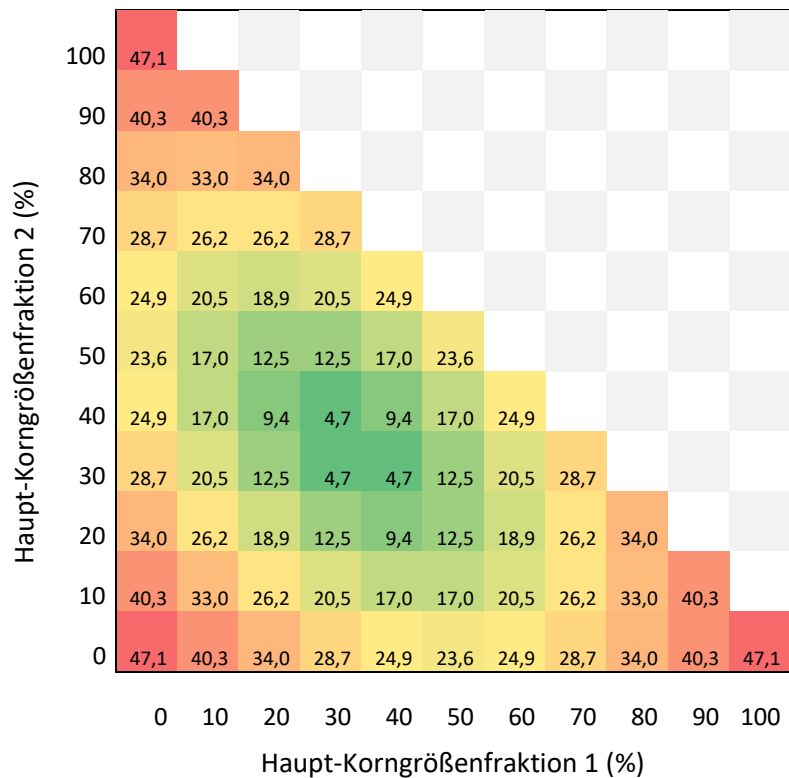


Abbildung 5.9 Standardabweichungen der Haupt-Korngrößenzusammensetzungen als Kennwerte der Lehmigkeit.

Angegeben ist die Standardabweichung für die Anteile der drei Haupt-Korngrößenfraktionen in Intervallen von jeweils 10 %. Der Anteil der dritten Haupt-Korngrößenfraktion ist nicht als Achse dargestellt, sondern als jeweils zu 100 % ergänzender Wert in der Berechnung enthalten. Der Farbverlauf visualisiert die Höhe der Standardabweichung von niedrig (grün) zu hoch (rot).

Neben der beschriebenen Lehmigkeit wird als weiterer abiotischer Parameter das $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ -Verhältnis für die qualitative Bewertung verwendet. Auch dieses ist aus zwei Größen, den Gehalten organischen Kohlenstoffs und Gesamtstickstoffs, zusammengesetzt. Hierbei handelt es sich um eine relative Verhältniszahl, welche angibt, wie viele Gewichtseinheiten organischen Kohlenstoffs pro Gewichtseinheit des Gesamtstickstoffs im Boden vorhanden sind. Mit dem $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ -Verhältnis wird jedoch nicht das molare Verhältnis ausgedrückt, welches durch die leicht unterschiedlichen Atommassen von Kohlenstoff und Stickstoff um den Faktor 1,2 weiter ist als das bodenkundlich übliche gravimetrische $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ -Verhältnis. Die Verknüpfung der $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ -Verhältnisse mit den Standardabweichungen der Haupt-Korngrößenanteile befindet sich als Streudiagramm mit Zuordnung der Standorte und der Nutzungsformen in der Abbildung 5.10.

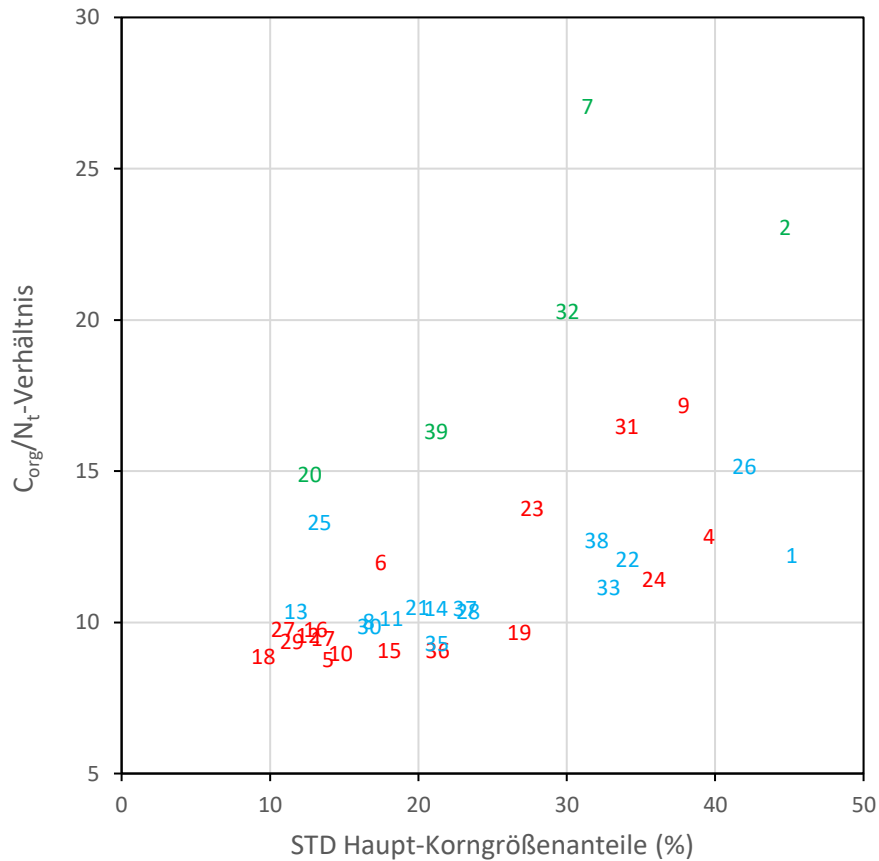


Abbildung 5.10 Kombination abiotischer Standortfaktoren.

Langzeit-Mediane für die C_{org}/N_t -Verhältnisse und die Standardabweichungen (STD) für die Anteile der Haupt-Korngrößenfraktionen der BDF-Standorte. Rot: Acker, Blau: Grünland, Grün: Wald. Die Nummern repräsentieren die Nummerierung der BDF-Standorte.

Für die kombinierte Betrachtung der beiden Größen werden diese als Kennwerte der Lehmigkeit und der Humusqualität bezeichnet. Die Lehmigkeit ist entsprechend der vorangegangenen Herleitung als Standardabweichung (STD) der Haupt-Korngrößenanteile (Sand, Schluff und Ton) definiert, wobei niedrige Werte eine hohe Lehmigkeit und hohe Werte eine niedrige Lehmigkeit definieren. Die Bezeichnung Humusqualität basiert auf den Angaben der Bodenkundlichen Kartieranleitung (Ad-hoc-AG Boden, 2005), in der enge C_{org}/N_t -Verhältnisse eine hohe Humusqualität und weite C_{org}/N_t -Verhältnisse eine geringe Humusqualität widerspiegeln.

Die Gesamtbetrachtung aller Standorte zeigt eine große Varianz zwischen den Boden-Dauerbeobachtungsflächen. Dies gilt sowohl für die Lehmigkeit, deren Kennwerte (STD) sich zwischen 10 % und 45 % bewegen, als auch für die Humusqualität, welche mit Kennwerten (C_{org}/N_t) zwischen 9 und 27 repräsentiert wird. Insbesondere ist zu erkennen, dass mit abnehmender Lehmigkeit tendenziell eine Abnahme der Humusqualität erfolgt und sich eine Zunahme der Streuung zwischen den Standorten abzeichnet. Daraus geht hervor, dass lehmigere Standorte durch eine höhere Humusqualität charakterisiert sind und weniger lehmige Standorte ein breiteres

Spektrum an geringeren Humusqualitäten aufweisen. Für die Acker-BDF ergeben sich die gleichen Tendenzen, jedoch befindet sich die Humusqualität mit Ausnahme der Standorte BDF06 Sönke-Nissen-Koog, BDF09 Schuby, BDF23 Bokhorst und BDF31 Pinneberg auf dem höchsten Niveau aller Nutzungsformen. In der positiven Beziehung zwischen Lehmigkeit und Humusqualität zeigen sich für die Acker-BDF zwei Äste oberhalb des Lehmigkeitskennwertes (STD) von 15 %. Der Ast mit der geringeren Humusqualität wird dabei durch die zuvor als Ausnahme benannten BDF-Standorte gebildet. Von diesen stellt die BDF09 Schuby den Acker-Standort mit der geringsten Lehmigkeit und der geringsten Humusqualität dar. Den zweiten Ast mit der höheren Humusqualität bilden die Standorte BDF04 Goldelund, BDF15 Achterwehr, BDF19 Mörel, BDF24 Bornhöved sowie BDF36 Lindhöft 2. Die verbliebenen Acker-BDF sind im Bereich hoher Lehmigkeit (STD = 10 % bis 15 %) sowie hoher Humusqualität ($C_{org}/N_t = 9$ bis 10) akkumuliert. Für das gesamte Acker-Kollektiv zeigt eine lineare Regression ein Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,60$, was den Anteil der Varianz wiedergibt, welcher durch die Beziehung zwischen Humusqualität und Lehmigkeit statistisch erklärt wird.

Die abiotische Parameterkombination für die Grünland-Standorte zeigt im Bereich der Lehmigkeit zwischen STD = 10 % und 25 % eine Akkumulation der BDF-Standorte mit hoher Humusqualität (C_{org}/N_t ca. 10). Von diesen bildet lediglich die BDF25 Landscheide (Erdniedermoor) einen Ausreißer mit einer deutlich geringeren Humusqualität ($C_{org}/N_t = 13$). Die verbliebenen Grünland-BDF weisen sowohl geringere Lehmigkeiten als auch geringere Humusqualitäten auf, befinden sich jedoch innerhalb des Spektrums der zwei Äste der Acker-BDF. Ohne Berücksichtigung des Ausreißers beträgt das Bestimmtheitsmaß für die lineare Beziehung zwischen Lehmigkeit und Humusqualität $R^2 = 0,67$, womit zwei Drittel der Varianz erklärt werden. Die fünf Wald-Standorte zeigen eine deutliche, positive Beziehung zwischen zunehmender Lehmigkeit und zunehmender Humusqualität. Dabei weist der Standort BDF20 Wüstenfelde die höchste Humusqualität bei gleichzeitig höchster Lehmigkeit auf. Die weiteren Wald-BDF sind durch nahezu linear abnehmende Lehmigkeiten und Humusqualitäten gekennzeichnet. Hierbei zeigen der Nadelwald-Standort BDF02 Süderlügum die geringste Lehmigkeit und der Buchenwald-Standort BDF07 Pobüller Bauernholz die geringste Humusqualität in Bezug auf das gesamte Wald-Kollektiv. Letzterer zeigt in der Lehmigkeit-Humusqualität-Beziehung eine Ausreißerstellung. Ohne Einbeziehung der BDF07 Pobüller Bauernholz wird die Datenvarianz der beiden Parameter durch die lineare Regression zu 97 % ($R^2 = 0,97$) erklärt, mit Einbeziehung dieser BDF beträgt der Anteil der erklärten Varianz 57 % ($R^2 = 0,57$). Das Spektrum der Lehmigkeiten der Waldstandorte deckt sich mit dem Spektrum der übrigen Nutzungsformen, wohingegen die Humusqualität der Wald-BDF insgesamt geringer ist und lediglich im C_{org}/N_t -Bereich zwischen 15 und 17 eine Überschneidung mit den Ackerflächen gegeben ist.

5.2.3 Bodenmikrobiologische Kombinationen

Die beiden für die bodenmikrobiologische Bewertung ausgewählten Größen sind, bezugnehmend auf Abschnitt 2.2.2, der mikrobielle Quotient (Q_{mic} -CFE) als Indikator für die mikrobielle Abundanz und für die Verfügbarkeit und Qualität der organischen Bodensubstanz sowie der metabolische Quotient (Q_{met} -CFE) als Indikator für die Stoffwechseleffizienz und die mikrobielle Diversität unter dem Einfluss von möglichen Stressfaktoren. Aus der Gewichtung beider Parameter sind in der Theorie vier Kombinationen beider Größen denkbar: hohe Abundanz und hohe Effizienz, hohe Abundanz und niedrige Effizienz, niedrige Abundanz und hohe Effizienz sowie niedrige Abundanz und niedrige Effizienz. Die tatsächliche Verteilung der BDF-Standorte über das Spektrum der mikrobiellen und der metabolischen Quotienten befindet sich nachfolgend in der Abbildung 5.11.

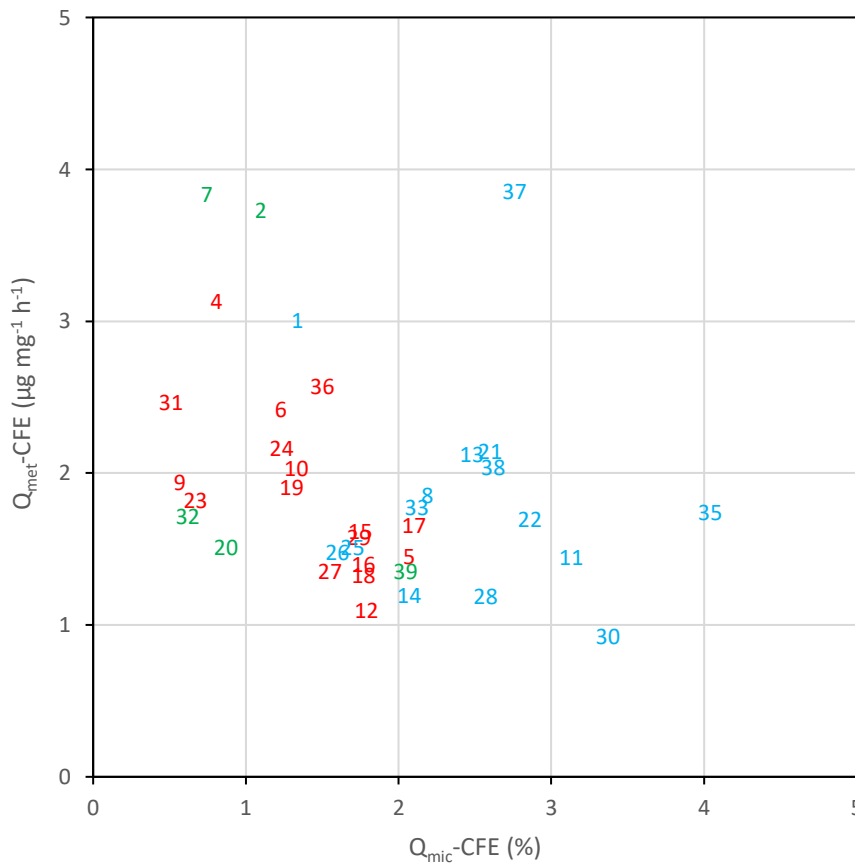


Abbildung 5.11 Kombination bodenmikrobiologischer Parameter.

Langzeit-Mediane für die mikrobiellen Quotienten (Q_{mic} -CFE) und metabolischen Quotienten (Q_{met} -CFE) der BDF-Standorte. Rot: Acker, Blau: Grünland, Grün: Wald. Die Nummern repräsentieren die Nummerierung der BDF-Standorte.

Die Betrachtung der Langzeit-Mediane für die mikrobiellen und metabolischen Quotienten der schleswig-holsteinischen Boden-Dauerbeobachtungsflächen zeigt in der Tendenz, dass Standorte mit höheren mikrobiellen Quotienten durch niedrigere metabolische Quotienten gekennzeichnet sind. Das Spektrum der mikrobiellen Quotienten befindet sich zwischen 0,5 % und 4 %, wobei ersichtlich ist, dass die überwiegende Anzahl an Grünland-Standorten Q_{mic} -CFE-Werte zwischen 2 % und 3 % aufweist. Einzelne Grünland-BDF wie die sandigen Standorte BDF01 List und BDF26 Karkendamm sowie die Niedermoor-BDF25 Landscheide sind durch mikrobielle Quotienten zwischen 1 % und 2 % gekennzeichnet. Auf der anderen Seite des Spektrums befinden sich drei Grünland-Standorte mit den höchsten mikrobiellen Quotienten zwischen 3 % und 4 %. Dies sind die unter Grünlandwechselwirtschaft BDF11 Lehmsiek, das Intensivgrünland BDF30 Altendeich sowie das ökologisch bewirtschaftete Grünland BDF35 Lindhöft 1 mit dem insgesamt höchsten Wert. Die Mehrheit der ackerbaulich genutzten BDF-Standorte weist mikrobielle Quotienten zwischen 1 % und 2 % auf. Abweichend davon bewegen sich die sandigen Acker-Standorte BDF04 Goldelund, BDF09 Schuby, BDF23 Bokhorst sowie die Baumschule BDF31 Pinneberg im Q_{mic} -CFE-Bereich zwischen 0,5 % und 1 %. Die Höchstwerte unter den Ackerflächen zeigen die BDF-Standorte BDF05 Gintoft sowie die ökologisch bewirtschaftete Acker-BDF17 Dannau mit mikrobiellen Quotienten geringfügig über 2 %. Von den fünf Wald-Standorten zeigt lediglich die BDF39 Hevenbruch einen mikrobiellen Quotienten von über 2 %. Die restlichen Wald-BDF sind dagegen durch niedrige Q_{mic} -CFE-Werte zwischen 0,5 % und 1 % sowie geringfügig über 1 % am Standort BDF02 Süderlügum gekennzeichnet.

Bei den metabolischen Quotienten ist zwischen den Standorten ebenso ein breites Spektrum zu erkennen. Bei den Grünland-BDF liegt die Q_{met} -CFE-Spanne zwischen $1 \mu\text{g mg}^{-1} \text{h}^{-1}$ auf der intensiv bewirtschafteten BDF30 Altendeich und $4 \mu\text{g mg}^{-1} \text{h}^{-1}$ auf der Salzwiese BDF37 Hamburger Hallig. Die überwiegende Anzahl der Standorte weist jedoch metabolische Quotienten zwischen $1 \mu\text{g mg}^{-1} \text{h}^{-1}$ und $2 \mu\text{g mg}^{-1} \text{h}^{-1}$ auf. Geringfügig höhere Werte zeigen die Standorte BDF38 Witsum als sandiges Intensivgrünland, die BDF13 St. Peter-Ording als Grünlandwechselwirtschaft sowie der Sukzessionsstandort BDF21 Speicherkoog. Mit $3 \mu\text{g mg}^{-1} \text{h}^{-1}$ weist die Dünen-BDF01 List einen für die Grünland-Standorte erhöhten metabolischen Quotienten auf. Bei den ackerbaulich genutzten BDF-Standorten erstreckt sich die Varianz der metabolischen Quotienten über den Bereich zwischen $1 \mu\text{g mg}^{-1} \text{h}^{-1}$ auf BDF12 Vadersdorf $3 \mu\text{g mg}^{-1} \text{h}^{-1}$ auf BDF04 Goldelund, wobei für die meisten Acker-Standorte die Höchstwerte bei ca. $2,5 \mu\text{g mg}^{-1} \text{h}^{-1}$ liegen. Darunter befinden sich die BDF06 Sönke-Nissen-Koog, die Baumschule-BDF31 Pinneberg sowie der ökologisch bewirtschaftete Acker BDF36 Lindhöft 2. Von den fünf Wald-Standorten weisen die drei Flächen BDF20 Wüstenfelde, BDF32 Hahnheide sowie die BDF39 Hevenbruch relativ ähnliche metabolische Quotienten von ca. $1,5 \mu\text{g mg}^{-1} \text{h}^{-1}$ auf. Dagegen sind die zwei Standorte BDF02 Süderlügum und BDF07 Pobüller Bauernholz durch die höchsten Q_{met} -CFE-Werte von etwa $4 \mu\text{g mg}^{-1} \text{h}^{-1}$ charakterisiert.

Bei der kombinierten Betrachtung beider Größen zeigt sich für die Grünland-Standorte, dass die BDF11 Lehmsiek, BDF30 Altendeich und die BDF35 Lindhöft 1 durch die insgesamt höchsten mikrobiellen Abundanzen und Effizienzen (Kehrwert des metabolischen Quotienten) gekennzeichnet sind. Obwohl die drei Standorte als Grünland genutzt werden, sind deren Bewirtschaftungsweisen mit Intensivwirtschaft, Wechselwirtschaft und ökologischer Wirtschaft sehr unterschiedlich. In dieser Hinsicht sind die Unterschiede in den bodenmikrobiologischen Zeiger-Verhältnissen von geringer Ausprägung. Ersichtlich ist jedoch, dass das ökologisch bewirtschaftete Grünland BDF35 Lindhöft 1 durch die höchste mikrobielle Abundanz und das Intensivgrünland BDF30 Altendeich durch die höchste mikrobielle Effizienz gekennzeichnet sind. Unter den Acker-Standorten weisen die drei Acker-Flächen BDF05 Gintoft, BDF12 Vadersdorf und die ökologisch bewirtschaftete BDF17 Dannau die höchsten Abundanzen und Effizienzen der Mikroorganismen auf. In dem gleichen Bereich befindet sich auch der Wald-Standort BDF39 Hevenbruch, welcher von allen Wald-BDF durch die höchste mikrobielle Abundanz und Effizienz gekennzeichnet ist. Am unteren Ende des Spektrums befinden sich die von den Waldflächen die BDF02 Süderlügum sowie die BDF07 Pobüller Bauernholz, welche zwar vergleichbare mikrobielle Abundanzen wie die BDF20 Wüstenfelde und BDF32 Hahnheide aufweisen, jedoch durch die niedrigsten mikrobiellen Effizienzen, auf dem Niveau des Grünlandstandorts BDF37 Hamburger Hallig, gekennzeichnet ist.

5.2.4 Bodenzoologische Kombinationen

Für die Standortbewertung anhand der bodenzoologischen Größen werden aus dem Datensatz der Boden-Dauerbeobachtung die Langzeit-Mediane für die Artenzahlen und Siedlungsdichten der Lumbriciden und Enchyträen verwendet. Damit werden die BDF-Standorte hinsichtlich der Diversität und der Abundanz der beiden Tiergruppen aus der faunistischen Zersetzer-Gesellschaft in Bezug auf deren bodenökologische Funktionen (Abschnitt 2.2.3) aufgeschlüsselt. Die Verteilung der BDF-Standorte nach den Artenzahlen und Siedlungsdichten der Lumbriciden befindet sich in der Abbildung 5.12 A. Bei der Betrachtung aller Standorte zeigt sich ein deutlicher, positiver Zusammenhang zwischen der Abundanz und der Diversität der Lumbriciden mit einem Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,57$. Daraus geht hervor, dass die BDF-Standorte mit den höchsten Lumbriciden-Siedlungsdichten im Bereich zwischen 500 Ind. m^{-2} und über 600 Ind. m^{-2} BDF11 Lehmsiek, BDF17 Dannau, BDF25 Landscheide und BDF28 Groß Offenseth-Aspern gleichermaßen durch die höchste Artenanzahl von etwa sieben bis acht Lumbriciden-Arten gekennzeichnet sind. Im Wesentlichen erstreckt sich das Abundanz-Spektrum auf Grünland-Standorten zwischen 200 Ind. m^{-2} und 400 Ind. m^{-2} , wobei einzelne Grünland-BDF Lumbriciden-Abundanzen von weniger als 200 Ind. m^{-2} aufweisen (BDF26 Karkendamm, BDF38 Witsum). Die Diversität

der Lumbriciden bewegt sich dabei zwischen vier und acht Arten. Keine Lumbriciden im Langzeit-Median weisen die zwei naturbelassenen Standorte, die Dünen-BDF01 List und die Salzwiesen-BDF37 Hamburger Hallig, auf.

Bei den Acker-Standorten zeigen die Siedlungsdichten überwiegend Werte von weniger als 200 Ind. m⁻². Lediglich an den Standorten BDF06 Sönke-Nissen-Koog, BDF16 Schwartbuck und BDF29 Niederbüssau weisen die Lumbriciden-Abundanzen wesentlich höhere Werte zwischen 280 Ind. m⁻² und 350 Ind. m⁻² auf. Die insgesamt höchste Lumbriciden-Siedlungsdichte findet sich am ökologisch bewirtschaftetem Ackerstandort, der BDF17 Dannau mit über 600 Ind. m⁻². Die Standorte mit den niedrigsten Lumbriciden-Abundanzen mit Werten von 20 Ind. m⁻² bis 50 Ind. m⁻² sind die sandigen Ackerflächen, welche durch langjährigen Maisanbau geprägt sind (BDF04 Goldelund, BDF09 Schuby, BDF23 Bokhorst, BDF24 Bornhöved) sowie die Baumschule am Standort BDF31 Pinneberg. Hinsichtlich der Diversität sind die letztgenannten Standorte durch die niedrigsten Artenzahlen zwischen ein und zwei Arten gekennzeichnet. Die Mehrheit der Ackerstandorte weist Artenzahlen der Lumbriciden zwischen drei und fünf auf. Mit sieben Lumbriciden-Arten weisen die Standorte BDF10 Maasleben und BDF17 Dannau die artenreichsten Regenwurm-Gesellschaften der Acker-Standorte auf. Unter Waldnutzung sind die Lumbriciden mit wesentlich niedrigeren Siedlungsdichten zwischen 5 Ind. m⁻² auf BDF32 Hahnheide und 66 Ind. m⁻² auf BDF02 Süderlügum vertreten. Die Lumbriciden-Diversität liegt bei den Standorten BDF20 Wüstenfelde und BDF39 Hevenbruch zwischen fünf und sechs Arten, während die übrigen drei Wald-Standorte lediglich eine bis zwei Lumbriciden-Arten aufweisen.

Die Verteilung der BDF-Standorte über die Diversität und Abundanz der Enchyträen ist in der Abbildung 5.12 B dargestellt. Dabei zeigt sich keine eindeutige Beziehung zwischen diesen beiden bodenzoologischen Größen. Das Spektrum der Enchyträen-Siedlungsdichten erstreckt sich über einen weiten Bereich zwischen 5 Tsd. Ind. m⁻² (BDF19 Mörel, BDF31 Pinneberg) und 100 Tsd. Ind. m⁻² (BDF04 Goldelund). Auch die Artenzahlen der Enchyträen weisen mit vier (BDF02 Süderlügum) bis 27 Arten (BDF22 Hindorf) ein breites Diversitätsspektrum auf. Für die Grünland-Standorte zeigt sich, dass die auf der Mehrheit der Standorte Siedlungsdichten der Enchyträen zwischen 15 Tsd. Ind. m⁻² (BDF28 Groß Offenseth-Aspern) und 40 Tsd. Ind. m⁻² (BDF01 List) auftreten. Höhere Enchyträen-Abundanzen weisen lediglich die drei Standorte BDF22 Hindorf, BDF37 Hamburger Hallig sowie BDF38 Witsum mit Siedlungsdichten im Bereich von 50 Tsd. Ind. m⁻² bis 60 Tsd. Ind. m⁻² auf. Trotz der vergleichsweise hohen Abundanz am Standort BDF37 Hamburger Hallig, ist diese Salzwiese-BDF mit neun Arten durch die niedrigste Enchyträen-Diversität unter Grünland gekennzeichnet. Die überwiegende Anzahl an Grünland-Standorten weist Artenzahlen zwischen 13 (BDF01 List) und 23 (BDF25 Landscheide) auf, wobei der Höchstwert mit 27 Arten auf der BDF22 Hindorf zu verzeichnen ist. Für die Acker-Standorte zeigt sich ein wesentlich engeres Spektrum der Enchyträen-Abundanzen mit Siedlungsdichten

zwischen 5 Tsd. Ind. m⁻² (BDF19 Mörel, BDF31 Pinneberg) und 40 Tsd. Ind. m⁻² (BDF12 Vadersdorf). Auch die Diversitäten sind mit zehn (BDF15 Achterwehr) bis 17 (BDF06 Sönke-Nissen-Koog) Arten in einem vergleichsweise engen Bereich. Die Ausnahme unter den Acker-Standorten bildet die BDF04 Goldelund mit der höchsten Enchyträen-Abundanz von 100 Tsd. Ind. m⁻² und der geringsten Anzahl von acht Arten. Die fünf Wald-Standorte zeigen ein sehr heterogenes Bild hinsichtlich der Abundanz und Diversität von Enchyträen. Die Standorte BDF02 Süderlütgum, BDF07 Pobüller Bauernholz sowie die BDF32 Hahnheide weisen Siedlungsdichten von etwa 55 Tsd. Ind. m⁻² bis 95 Tsd. Ind. m⁻² mit niedrigen Artenzahlen zwischen vier und neun Arten auf. Die beiden Wald-Standorte BDF20 Wüstenfelde und BDF39 Hevenbruch weisen mit einer Abundanz von ca. 80 Tsd. Ind. m⁻² und Artenzahlen zwischen 22 und 24 untereinander sehr ähnliche Enchyträen-Gesellschaften auf.

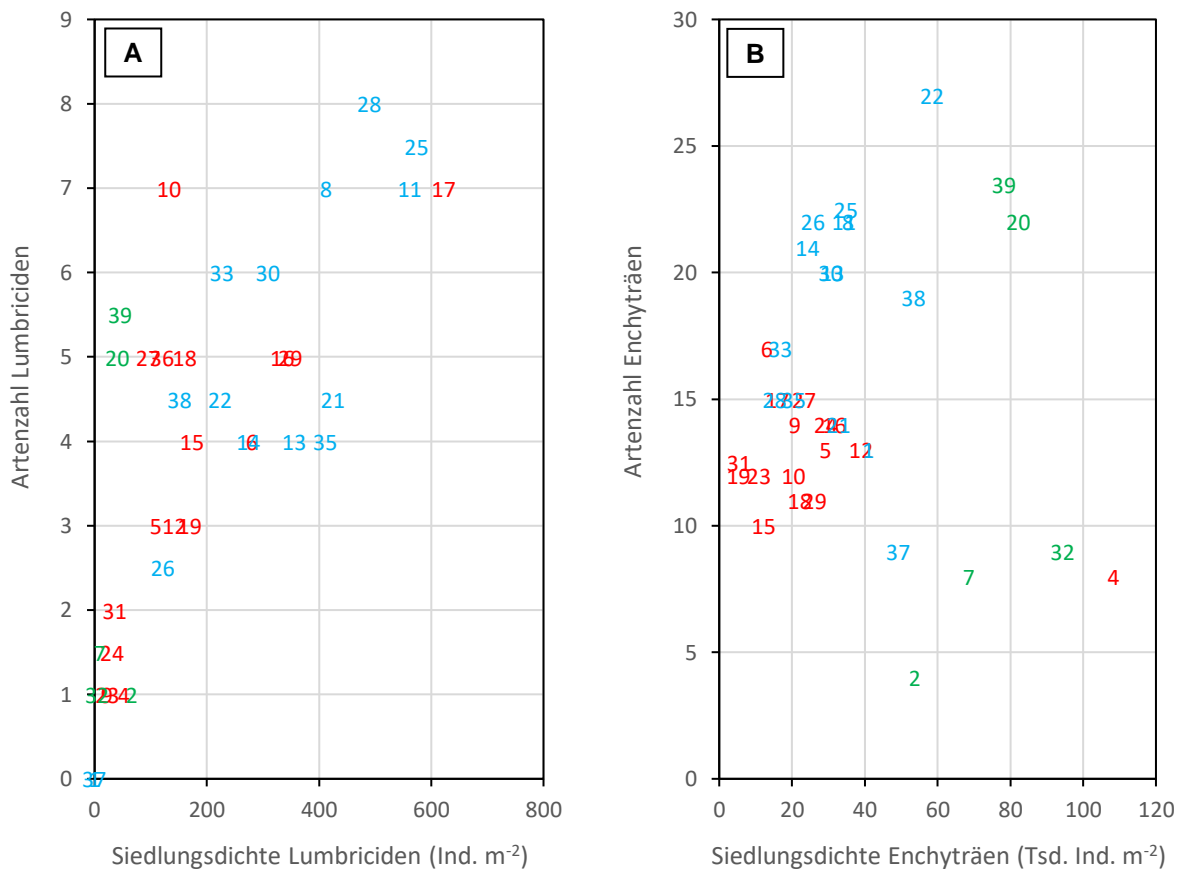


Abbildung 5.12 Kombination bodenzoologischer Parameter.

Langzeit-Mediane für die bodenzoologische Diversität und Abundanz der Lumbriciden (A) und der Enchyträen (B) der BDF-Standorte. Rot: Acker, Blau: Grünland, Grün: Wald. Die Nummern repräsentieren die Nummerierung der BDF-Standorte.

5.2.5 Vegetationskundliche Kombinationen

Auf der Grundlage der vegetationskundlichen Indikatorfunktionen wird die vegetationskundliche Standortbewertung anhand der gemittelten Artenzahlen sowie der gemittelten Stickstoffzahlen nach Ellenberg *et al.* (1991) aus den Langzeit-Medianen des Datensatzes durchgeführt. Die beiden Größen spiegeln die Pflanzendiversität sowie die standörtliche Nährstoffverfügbarkeit wider. Die Verteilung der BDF-Standorte über die Spektren der beiden Parameter befindet sich in der Abbildung 5.13.

Die vegetationskundlich untersuchten Standorte sind durch einen weiten Bereich der Stickstoffzahlen gekennzeichnet. Dieser reicht von 2,7 am Standort der Dünen-BDF01 List bis 7,5 auf der Acker-BDF27 Tankenrade. Bei den Grünland-Standorten zeigt sich, dass diese, abgesehen von der BDF01 List, durch Stickstoffzahlen zwischen 5,5 (BDF37 Hamburger Hallig) und 6,9 (BDF28 Groß Offenseth-Aspern und BDF30 Altendeich) gekennzeichnet sind. Das Spektrum der Artenzahlen befindet sich für die Mehrheit der Grünland-Standorte zwischen 13 (BDF37 Hamburger Hallig) bzw. 14 (BDF28 Groß Offenseth-Aspern) und 31 (BDF21 Speicherkoog), wobei die Niedermoorstandorte BDF33 Hellbachtal und BDF25 Landscheide mit 37 bzw. 45 Arten hinsichtlich der Diversität die Extremwerte bilden. Bei den Acker-Standorten zeigt sich, dass die Stickstoffzahlen in einem höheren Bereich liegen. Diese erstrecken sich über den Bereich zwischen 6 auf der BDF24 Bornhöved und 7,5 auf der BDF27 Tankenrade. Die Betrachtung der Diversität zeigt, dass der überwiegende Anteil der Acker-Standorte durch geringere Artenzahlen als unter Grünlandnutzung zwischen 2 (BDF27 Tankenrade) und 13 (BDF29 Niederbüssau) Arten gekennzeichnet ist. Lediglich die vier Standorte BDF19 Mörel, BDF23 Bokhorst, BDF24 Bornhöved und BDF31 Pinneberg weisen höhere Artenzahlen zwischen 18 und 30 auf, welche im Bereich der Grünlandstandorte liegen. Die Verteilung der Wald-Standorte zeigt ein heterogenes Bild hinsichtlich der Arten- und Stickstoffzahlen. Die BDF32 Hahnheide weist dabei die geringste Diversität mit 7 Arten auf und zeigt eine Stickstoffzahl von 4,8. Mit 19 bzw. 20 Arten zeigen die Standorte BDF07 Pobüller Bauernholz und die BDF02 Süderlügum eine deutlich höhere Diversität bei Stickstoffzahlen zwischen 3,8 und 4,5. Die BDF20 Wüstenfelde zeigt eine Sonderstellung unter den Wald-Standorten, da diese mit 31 Arten die höchste Diversität und mit 5,8 die höchste Stickstoffzahl aufweist.

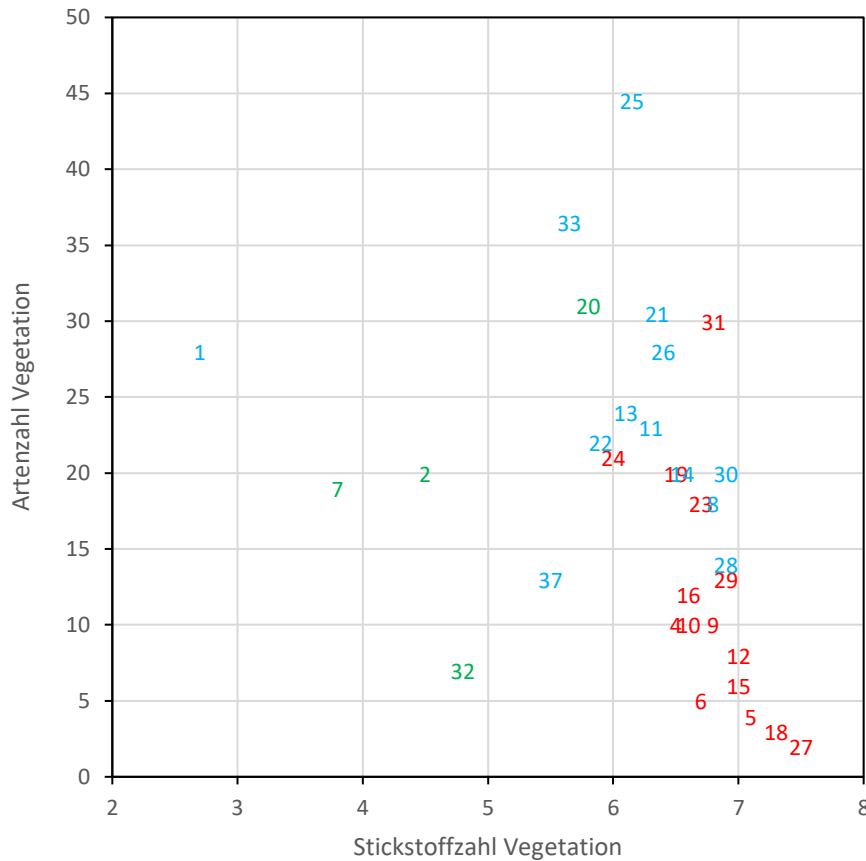


Abbildung 5.13 Kombination vegetationskundlicher Parameter.

Langzeit-Mediane für die vegetationskundliche Diversität und Stickstoffzahl der BDF-Standorte. Rot: Acker, Blau: Grünland, Grün: Wald. Die Nummern repräsentieren die Nummerierung der BDF-Standorte.

5.2.6 Interdisziplinäre Verknüpfungen und Gesamtbewertung

Die in den vorangegangenen Abschnitten dargestellten Parameterkombinationen werden zur qualitativen Bewertung miteinander verrechnet, um eine Gewichtung der jeweiligen Indikatorfunktionen zu erreichen. Hierzu ist es notwendig, die einzelnen Parameter in dimensionslose Größen umzuwandeln, damit rechnerische Operationen mit den unterschiedlichen Parametern möglich sind. Als einfaches Verfahren wird dazu der Messwert durch den Mittelwert der Gruppe geteilt. Die neue Messgröße wird somit relativ als Vielfaches des Gruppenmittelwertes angegeben. Werte von 1 spiegeln damit den Mittelwert der Bezugsgruppe wider, während kleinere Werte unterdurchschnittlich hoch und größere Werte überdurchschnittlich hoch in Bezug auf die Gruppe sind. Mit den dimensionslosen Größen lassen sich Werte, welche in absoluten Zahlen unterschiedliche Einheiten besitzen, miteinander verrechnen und auch interdisziplinär gewichten. Anders als bei einer z-Transformation entstehen mit dem beschriebenen Verfahren in der Regel keine negativen Werte und der umgerechnete Wert lässt einen direkten Rückschluss auf

die Einordnung des absoluten Wertes zu. Die relativen Abweichungen vom Gruppenmittelwert lassen sich zur Festlegung der Bewertungsklassen nutzen und unabhängig von der Untersuchungsdisziplin verwenden.

Die für die Anwendung der Bewertung benötigten Referenzwerte sind die gruppenspezifischen Mittelwerte, anhand derer der einzustufende Messwert referenziert wird. Diese Mittelwerte sind in der Tabelle 5.14 für die abiotischen, bodenmikrobiologischen, bodenzoologischen und vegetationskundlichen Größen dargestellt und basieren auf den standortspezifischen Langzeit-Medianen. Im weiteren Vorgehen wird der einzustufende Messwert durch den Mittelwert der dazugehörigen Gruppe der substratdifferenzierten Nutzungsform dividiert. Dabei ist es notwendig, den einzustufenden Messwert zunächst in eine Form zu überführen, welche in quantitativer Weise den qualitativen Charakter der entsprechenden Indikatorfunktion widerspiegelt. Damit werden als gering zu bewertende Indikatorfunktionen durch einen niedrigen Zahlenwert wiedergegeben, während als hoch zu bewertende Indikatorfunktionen höhere Zahlenwerte aufweisen. Entsprechend ist zu berücksichtigen, dass die im Datensatz befindlichen Parameter teilweise durch Werte gekennzeichnet sind, deren Höhe invers zu der jeweiligen Indikatorfunktion steht. Dieses wird nachfolgend für die betreffenden Parameter erläutert.

$C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ -Verhältnis: Zunehmende Werte der $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ -Verhältnisse repräsentieren eine abnehmende Humusqualität durch geringen Humifizierungsgrad und geringere Stickstoffverfügbarkeit. Für die Bewertung der Humusqualität anhand von Kennwerten wird daher der Kehrwert des $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ -Verhältnisses gebildet.

Standardabweichung der Haupt-Korngrößenfraktionen: Diese Werte nehmen zu, je stärker eine einzelne Haupt-Korngrößenfraktion (Sand, Schluff, Ton) im Körnungsspektrum des Bodens vertreten ist. Um die Lehmigkeit des Bodens anzugeben, wird von der berechneten Standardabweichung der Haupt-Korngrößenfraktionen ebenfalls der Kehrwert gebildet. Der zunehmende Kehrwert gibt damit eine zunehmende Lehmigkeit an.

Metabolischer Quotient: Der metabolische Quotient spiegelt die CO_2 -Freisetzung der Basalatmung pro Einheit mikrobieller Biomasse wider, welche mit geringeren Atmungsraten eine höhere mikrobielle Effizienz angibt. Um die zunehmende Effizienz mit einem zunehmendem Kennwert zu bewerten, wird von dem metabolischen Quotienten der Kehrwert gebildet.

Stickstoffzahl: Die vegetationskundliche Stickstoffzahl (N-Zahl nach Ellenberg *et al.*, 1991) spiegelt die Versorgung des Bodens mit pflanzenverfügbaren Nährstoffen und Stickstoffverbindungen wider. Niedrige N-Zahlen spiegeln oligotrophe Bodenverhältnisse wider, die auf geringe Einflüsse der Nährstoffeinträge hindeuten. Zur Kennzeichnung der Oligotrophie wird der Kehrwert der Stickstoffzahl gebildet.

Tabelle 5.14 Gruppenspezifische Mittelwerte für ausgewählte Parameter der qualitativen Bewertung.

Dargestellt sind die Mittelwerte der für die zur qualitativen Bewertung ausgewählten Parameter der abiotischen, bodenmikrobiologischen, bodenzoologischen und vegetationskundlichen Disziplinen. Die Gruppen sind: Acker auf Lehm, Acker auf Sand, Grünland auf Lehm, Schluff und Ton, Grünland auf Sand, Grünland auf Torf sowie Wald auf Lehm und Sand. Gruppirt wurden Langzeit-Mediane der einzelnen BDF.

Lehmigkeit	Kehrwert der Standardabweichung der Haupt-Korngrößenfraktionen					
	Alle BDF (keine Unterscheidung nach Landnutzung bei Lehmigkeit)					
Mittelwert	0,052					
Humusqualität	Kehrwert des C_{org}/N_t -Verhältnisses					
	Acker (L)	Acker (S)	Grünland (L)	Grünland (S)	Grünland (T)	Wald (L, S)
Mittelwert	0,105	0,081	0,098	0,085	0,087	0,052
Abundanz	Mikrobieller Quotient (Q_{mic} -CFE, %)					
	Acker (L)	Acker (S)	Grünland (L)	Grünland (S)	Grünland (T)	Wald (L, S)
Mittelwert	1,71	0,94	2,76	2,51	1,96	1,08
Effizienz	Kehrwert des metabolischen Quotienten (Q_{met} -CFE, $\mu\text{g mg}^{-1} \text{h}^{-1}$)					
	Acker (L)	Acker (S)	Grünland (L)	Grünland (S)	Grünland (T)	Wald (L, S)
Mittelwert	0,65	0,45	0,58	0,58	0,69	0,50
Abundanz	Siedlungsdichte Lumbriciden (Ind. m^{-2})					
	Acker (L)	Acker (S)	Grünland (L)	Grünland (S)	Grünland (T)	Wald (L, S)
Mittelwert	240	65	344	233	359	34
Abundanz	Siedlungsdichte Enchyträen (Ind. m^{-2})					
	Acker (L)	Acker (S)	Grünland (L)	Grünland (S)	Grünland (T)	Wald (L, S)
Mittelwert	23.295	26.031	35.567	35.739	25.318	75.390
Diversität	Artenzahl Lumbriciden					
	Acker (L)	Acker (S)	Grünland (L)	Grünland (S)	Grünland (T)	Wald (L, S)
Mittelwert	4,8	2,1	4,8	3,9	5,8	2,8
Diversität	Artenzahl Enchyträen					
	Acker (L)	Acker (S)	Grünland (L)	Grünland (S)	Grünland (T)	Wald (L, S)
Mittelwert	13,1	12,1	17,8	18,5	20,2	13,3
Diversität	Artenzahl Pflanzen					
	Acker (L)	Acker (S)	Grünland (L)	Grünland (S)	Grünland (T)	Wald (L, S)
Mittelwert	7,0	18,2	21,4	23,0	33,7	19,3
Oligotrophie	Kehrwert der Stickstoffzahl					
	Acker (L)	Acker (S)	Grünland (L)	Grünland (S)	Grünland (T)	Wald (L, S)
Mittelwert	0,14	0,15	0,16	0,21	0,16	0,22

Die übrigen Abundanz- und Diversitätsparameter der bodenzoologischen und vegetationskundlichen Größen werden direkt in ihren entsprechenden Formen für die qualitative Bewertung verwendet. Dazu werden relative Verhältniszahlen nach der folgenden Formel abgeleitet:

$$\text{relativer Kennwert} = \text{standortspezifischer Median} / \text{gruppenspezifischer Mittelwert}$$

Für die auf diese Weise berechneten Kennwerte ist eine quantitative Einstufung erforderlich, um das qualitative Maß der entsprechenden Indikatorfunktion hinsichtlich ihrer Ausprägung in definierten Abstufungen zu kennzeichnen. Hierfür sind Klassengrenzen festzulegen, welche die Kennwerte entsprechend deren Höhe einordnen. Da die Kennwerte aus dimensionslosen Verhältniszahlen bestehen, lassen sich die definierten Klassengrenzen über die vier Untersuchungsdisziplinen hinweg einheitlich anwenden. Es ist dabei festzulegen, welche Bereiche der Abweichung vom gruppenspezifischen Mittelwert als niedrig oder als hoch zu bewerten sind. Wie bei den standort- und gruppenspezifischen Referenzwerten ist auch bei den qualitativen Kennwerten eine fünfstufige Bewertungsskala zweckmäßig, um die Höhe der Kennwerte in angemessener Auflösung, jedoch ohne übermäßig vieler Klassen einzuteilen. Zur Definition der Klassengrenzen eignet sich die Betrachtung aller berechneten Kennwerte und deren prozentualer Verteilung (Abbildung 5.14).

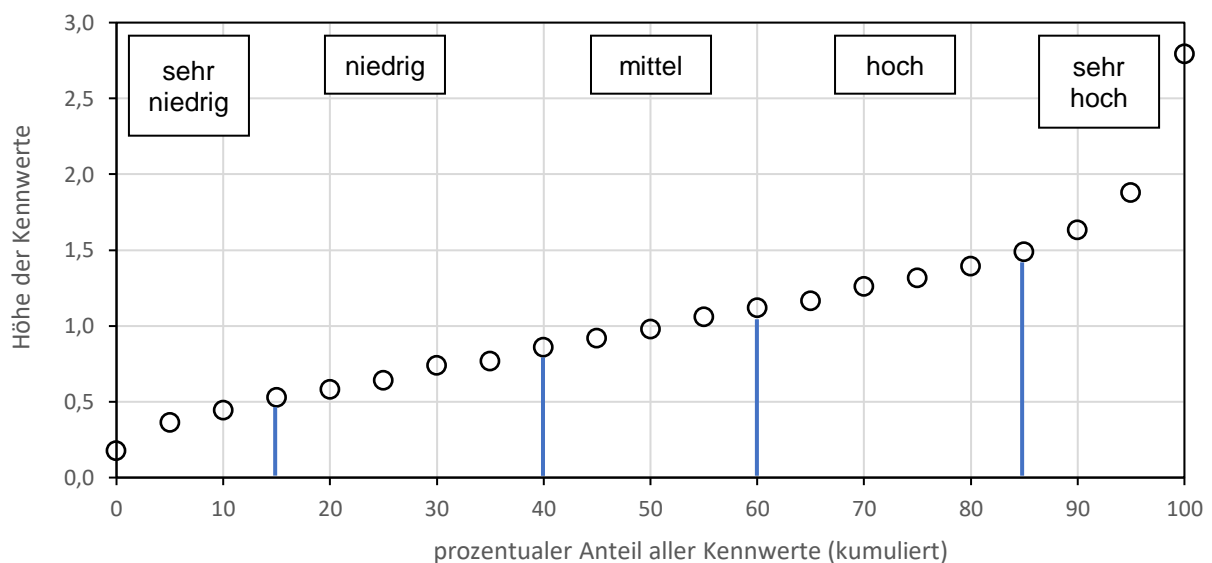


Abbildung 5.14 Einteilung der Bewertungsklassen für die qualitativen Kennwerte.

Dargestellt sind die Perzentile aus allen berechneten Kennwerten aller Untersuchungsdisziplinen. Die Einteilung der fünf Bewertungsklassen erfolgt nach den Perzentilen bei 15 %, 40 %, 60 % und 85 %, welche durch blaue Linien gekennzeichnet sind.

Die in der Abbildung 5.14 dargestellte Perzentilverteilung ermöglicht eine Einteilung der Kennwerte in zweckmäßige Bewertungsstufen. Die Klassengrenzen werden dabei durch die vier Perzentile bei 15 %, 40 %, 60 % und 85 % gebildet. Die entsprechenden Werte für die Klassengrenzen und deren Einstufungen sind in der Tabelle 5.15 aufgelistet. Aus dieser Einteilung resultieren Klassen, deren Obergrenzen jeweils mindestens um den Faktor 1,3 höher als die Untergrenzen sind, so dass innerhalb der Klassen eine ausreichende Streuung der Kennwerte möglich ist. Die Spanne innerhalb der „hoch“- und „niedrig“-Klassen beträgt jeweils 0,40 und innerhalb der „mittel“-Klasse 0,20. Mit dieser Einteilung werden die Mittelwert-nahen Kennwerte um 1,00 herum enger gefasst, um die Repräsentanz des gruppenspezifischen Mittelwerts deutlicher hervorzuheben.

Tabelle 5.15 Klassengrenzen und Einstufungen für die berechneten relativen Kennwerte.
Dargestellt sind die Bereiche der fünf Bewertungsklassen sowie die dazugehörigen Grenzperzentile.

Grenzperzentil (%)	Kennwert (dimensionslos)	Einstufung
85	$\geq 1,50$	sehr hoch
60 und 85	1,10 bis $< 1,50$	hoch
40 und 60	0,90 bis $< 1,10$	mittel
15 und 40	0,50 bis $< 0,90$	niedrig
15	$< 0,50$	sehr niedrig

Die berechneten Kennwerte lassen sich für die jeweilige Untersuchungsdisziplin auf zwei Achsen graphisch darstellen, um die Verteilung der BDF-Standorte im Spektrum dieser Parameter abzubilden (Abbildung 5.15). In dieser Darstellung sind die absoluten Unterschiede zwischen den Mittelwerten der einzelnen Landnutzungsgruppen nivelliert, so dass die Streuung der Parameter auf die Intensität der standortspezifischen Einflussfaktoren (z. B. standörtliches Klima, spezifische Bewirtschaftungsmaßnahmen auf bewirtschafteten Acker- und Grünlandflächen) zurückzuführen ist. Dem liegt die Annahme zugrunde, dass die Standorte innerhalb einer Gruppe derart homogen sind, dass sie unter gleichen Einflussfaktoren die gleichen Parametereigenschaften entwickeln würden.

In der Abbildung 5.15 A sind die Lehmigkeit und die Humusqualität der BDF-Standorte dargestellt. Die relativen Kennwerte der Lehmigkeit beziehen sich auf den Mittelwert aller BDF-Standorte, da die substratspezifische Lehmigkeit nicht durch die Bodennutzung beeinflusst wird und eine separate Abstufung der Lehmigkeit auf nicht lehmigen Standorten (z. B. Acker auf Sand) nicht zweckmäßig ist. Die Standortverteilung zeigt ein sehr heterogenes Bild der Stan-

dortigenschaften. Eine Gruppe von Standorten befindet sich dabei im unteren Bereich der Lehmigkeit und der Humusqualität (BDF02 Süderlügum, BDF07 Pobüller Bauernholz, BDF09 Schuby, BDF26 Karkendamm, BDF31 Pinneberg). Diese Standorte weisen Lehmigkeiten im niedrigen bis sehr niedrigen Bereich sowie niedrige Humusqualitäten auf. Eine weitere Standortgruppe (BDF14 Meggerdorf, BDF19 Mörel, BDF28 Groß Offenseth Aspern, BDF35 Lindhöft 1, BDF36 Lindhöft 2, BDF39 Hevenbruch) ist durch hohe Humusqualitäten bei mittlerer bis niedriger Lehmigkeit gekennzeichnet. Der Wald-Standort BDF20 weist als einziger eine sehr hohe Lehmigkeit bei hoher Humusqualität auf. Hohe Lehmigkeit bei gleichzeitig mittlerer Humusqualität zeigt sich auf den überwiegend ackerbaulich genutzten Flächen BDF12 Vadersdorf, BDF13 St. Peter-Ording, BDF18 Heringsdorf, BDF27 Tankenrade und BDF29 Niederbüssau. Er-sichtlich ist zudem, dass die ökologisch bewirtschafteten Flächen BDF35 Lindhöft 1 und BDF36 Lindhöft 2 mit die höchsten Humusqualitäten aufweisen, während die ebenso ökologisch be-wirtschaftete BDF17 Dannau lediglich eine durchschnittliche Humusqualität besitzt. Die übrigen Standorte verteilen sich zwischen den drei benannten Gruppen.

Die Verteilung der BDF-Standorte über die mikrobielle Effizienz und Abundanz ist in der Abbil-dung 5.15 B dargestellt. Im unteren Bereich des Spektrums mit jeweils niedrigen Werten für Abundanz und Effizienz befinden sich die Standorte BDF01 List, BDF04 Goldelund, BDF06 Sönke-Nissen-Koog, BDF07 Pobüller Bauernholz und BDF10 Maasleben. Eine sehr hohe mikro-bielle Effizienz weist als einziger Standort die als Intensivgrünland genutzte BDF30 Altendeich auf, welche gleichzeitig eine hohe mikrobielle Abundanz besitzt. Sehr hohe Abundanzen zeigen hingegen die ökologisch bewirtschafteten BDF35 Lindhöft 1 und BDF36 Lindhöft 2 bei mittleren bis niedrigen Effizienzen, während die Wald-BDF39 Hevenbruch eine sehr hohe Abundanz bei hoher Effizienz aufweist. Der einzige Standort mit einer sehr niedrigen mikrobiellen Effizienz ist die Salzwiese BDF37 Hamburger Hallig, welche eine mittlere mikrobielle Abundanz besitzt, und mit beiden Kennwerten eine Ähnlichkeit zu der BDF02 Süderlügum aufweist. Lediglich drei Standorte weisen sowohl bei der mikrobiellen Abundanz als auch Effizienz mittlere Werte auf. Dies sind die lehmigen Ackerstandorte BDF15 Achterwehr, BDF16 Schwartbuck sowie BDF29 Niederbüssau.

Die bodenzoologischen Abundanz- und Diversitätskennwerte sind in der Abbildung 5.15 C dar-gestellt. Für die beiden Größen wurden in dieser Darstellung die relativen Kennwerte der Lum-briciden und Enchyträen jeweils zu einem Parameter gemittelt. Die Angaben beziehen sich somit auf die Gesamtheit der untersuchten Anneliden. Sehr niedrige Abundanzen zeigen sich auf den Standorten BDF23 Bokhorst und BDF31 Pinneberg wobei die Diversität dieser BDF bei niedrig bis mittel liegt. Sehr hohe bodenzoologische Abundanzen finden sich lediglich an den Standor-ten BDF04 Goldelund sowie BDF17 Dannau, wobei erstere den insgesamt höchsten Wert auf-

weist, jedoch lediglich durch eine niedrige Diversität gekennzeichnet ist. Im Spektrum der bodenzoologischen Diversität befinden sich im unteren Bereich die Standorte Dünen-BDF01 List, Nadelwald-BDF02 Süderlügum sowie die Salzwiese-BDF37 Hamburger Hallig, welche sehr niedrige Diversitätswerte aufweisen. Sehr hohe Diversitäten weisen lediglich die beiden Wald-Standorte BDF20 Wüstenfelde sowie die BDF39 Hevenbruch auf. Sechs Standorte weisen bei beiden Parametern hohe Werte auf (BDF11 Lehmsiek, BDF19 Mörel, BDF22 Hindorf, BDF25 Landscheide, BDF28 Groß Offenseth-Aspern, BDF36 Lindhöft 2), während lediglich zwei Standorte durch jeweils mittlere Abundanzen und Diversitäten gekennzeichnet sind (BDF13 St. Peter-Ording, BDF38 Witsum). Zu den sechs BDF-Standorten mit jeweils als gering eingestuften bodenzoologischen Abundanzen und Diversitäten zählen die BDF05 Gintoft, BDF07 Pobüller Bauernholz, BDF09 Schuby, BDF14 Meggerdorf, BDF15 Achterwehr und BDF32 Hahnheide.

Die Kennwerte der vierten Untersuchungsdisziplin, der Vegetationskunde, sind in der Abbildung 5.15 D hinsichtlich der durch die Pflanzengesellschaft angezeigten Oligotrophie und der vegetationskundlichen Diversität dargestellt. Es zeigt sich, dass die größte Streuung der Kennwerte entlang der Diversitätsachse zu finden ist. Die Standorte mit sehr niedriger Diversität sind die zwei Acker-Standorte BDF18 Heringsdorf und BDF27 Tankenrade sowie die Wald-BDF32 Hahnheide. Sehr hohe Diversität innerhalb der Pflanzengesellschaft tritt an den Acker-Standorten BDF16 Schwartbuck, BDF29 Niederbüssau und BDF31 Pinneberg auf sowie am lehmigen Wald-Standort BDF20 Wüstenfelde. Die Betrachtung der Oligotrophie zeigt ein deutlich anderes Bild mit einer wesentlich geringeren Streuung. Den höchsten Kennwert der Oligotrophie weist der Dünen-Standort BDF01 List auf. Als hoch eingestufte Werte kennzeichnen die BDF07 Pobüller Bauernholz sowie die den Salzwiese-Standort BDF37 Hamburger Hallig. Als niedrig eingestufte Werte der Oligotrophie finden sich an den Standorten BDF22 Hindorf, BDF26 Karkendamm, BDF28 Groß Offenseth-Aspern sowie bei der lehmigen Wald-BDF20 Wüstenfelde. Die übrigen Standorte sind durch eine mittlere Oligotrophie mit geringer Varianz gekennzeichnet. Mittlere Oligotrophie bei mittlerer Diversität zeigt sich lediglich bei den Standorten BDF02 Süderlügum, BDF11 Lehmsiek, BDF23 Bokhorst, BDF30 Altendeich und BDF33 Hellbachtal.

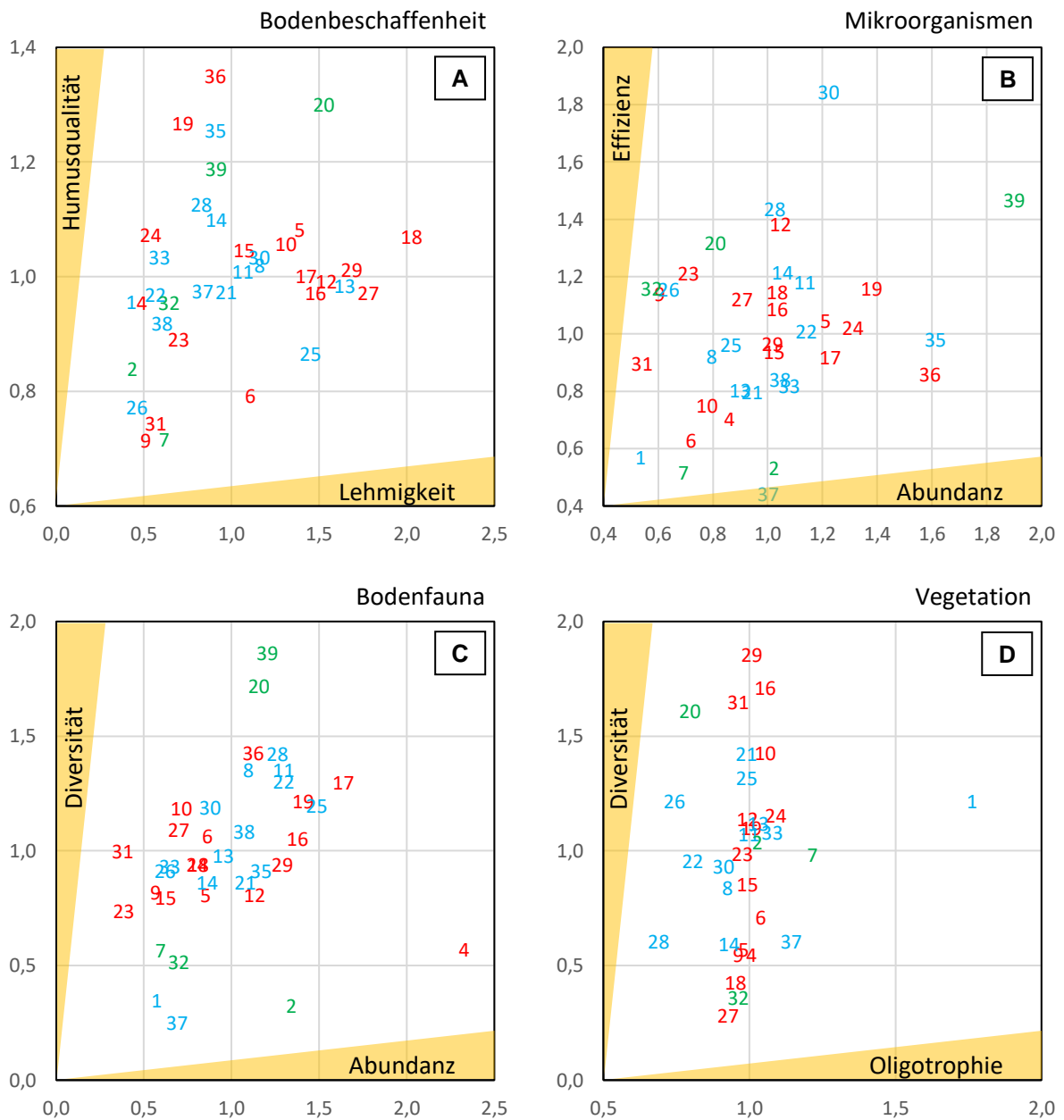


Abbildung 5.15 Qualitative Gewichtung mittels relativer Kennwerte.

Dargestellt sind dimensionslose Kennwerte abiotischer (A), bodenmikrobiologischer (B), bodenzoologischer (C) und vegetationskundlicher (D) Parameter. Die Skala gibt das Verhältnis der Messwerte zu den gruppenspezifischen Mittelwerten wieder. Die Gruppierung richtet sich nach der substratdifferenzierten Bodennutzung (Acker auf Lehm, Acker auf Sand, Grünland auf Lehm, Schluff und Ton, Grünland auf Sand, Grünland auf Torf, Wald auf Sand und Lehm). Die Nummern repräsentieren die Nummerierung der Standorte, während die Farben die undifferenzierte Bodennutzung wiedergeben. Rot: Acker, Blau: Grünland, Grün: Wald.

Um für die einzelnen Untersuchungsdisziplinen jeweils einen disziplinspezifischen Kennwert abzuleiten, werden die Parameter der beiden Achsen miteinander verrechnet. Dieses ist durch die dimensionslose Form der Parameter möglich. Für eine gegenseitige Gewichtung der Größen wird eine Multiplikation der Kennwerte der jeweiligen Parameter durchgeführt, sodass das Produkt das Zusammenwirken beider Parameter widerspiegelt. Damit besteht die Möglichkeit, dass sich zwei Parameter je nach Höhe der einzelnen Kennwerte gegenseitig verstärken oder abschwächen. Zum Beispiel weist die ökologisch bewirtschaftete BDF36 Lindhöft 2 eine sehr hohe mikrobielle Abundanz bei niedriger mikrobieller Effizienz auf. Aus dem Produkt beider Größen resultiert ein hoher bodenmikrobiologischer Kennwert, welcher sich als Maß für das mikrobielle Gesamtpotenzial heranziehen lässt. Aus dem kombinierten Kennwert ist eine Differenzierung der Abundanz und Effizienz nicht mehr möglich, jedoch wird dieser Informationsverlust durch den Gewinn einer qualitativ übergeordneten Aussage kompensiert. Im Bedarfsfall können Abundanz und Effizienz durch Zurückgreifen auf die einzeln berechneten Kennwerte oder auch auf die Rohdaten im Datensatz gesichtet werden.

In der Tabelle 5.16 sind für jeden BDF-Standort die kombinierten Kennwerte aller Untersuchungsdisziplinen aufgeführt sowie ein übergeordneter Gesamt-Kennwert, welcher die vier Untersuchungsdisziplinen als Mittelwert zusammenfasst. Für die Bewertungsstufen werden die gleichen Referenzwerte wie bei den Einzelparametern gemäß der Tabelle 5.15 verwendet. Bei den abiotischen Kennwerten zeigt sich das höchste abiotische Potenzial am Standort BDF18 Heringsdorf, welcher zusammen mit sechs weiteren Standorten, darunter die Wald-BDF20 Wüstenfelde sowie die Grünland-Wechselwirtschaft BDF13 St. Peter-Ording, als sehr hoch eingestuft wird. Durch sehr niedriges abiotisches Potenzial sind ebenfalls sieben Standorte gekennzeichnet, deren niedrigste Kennwerte die Nadelwald-BDF02 Süderlügum sowie die BDF26 Karkendamm aufweisen. Die weiteren Standorte sind die Maisäcker BDF04 Goldelund und BDF09 Schuby, die Baumschul-BDF31 Pinneberg sowie der Dünen-Standort BDF01 List. Mittleres abiotisches Potenzial weisen sechs Standorte auf, zu denen die Wald-BDF39 Hevenbruch, der Acker-Standort BDF19 Mörel sowie vier Grünland- und Sukzessionsflächen zählen.

Bei der Bodenmikrobiologie zeigt sich das höchste mikrobiologische Potenzial am Wald-Standort BDF39 Hevenbruch, welcher zusammen mit dem Intensivgrünland BDF30 Altendeich, der Acker-BDF19 Mörel sowie dem ökologisch bewirtschafteten Grünland BDF35 Lindhöft 1 dem sehr hohen Bereich zugeordnet ist. Als sehr niedrig werden in Bezug auf das bodenmikrobiologische Potenzial fünf BDF-Standorte eingestuft, zu denen unter anderem die Baumschul-BDF31 Pinneberg und die Sukzessionsstandorte BDF01 List und BDF37 Hamburger Hallig gehören. Ein mittleres bodenmikrobiologisches Potenzial weisen lediglich vier Standorte auf. Diese sind der lehmige Wald-Standort BDF20 Wüstenfelde sowie die drei Acker-Standorte BDF15 Achterwehr, BDF27 Tankenrade und BDF29 Niederbüssau. Dreizehn Standorte wurden entsprechend der

Kennwerte des mikrobiologischen Potenzials als niedrig und elf BDF-Standorte als hoch eingestuft.

Die Einstufung der Kennwerte anhand des bodenzoologischen Potenzials zeigt ein anderes Bild als bei der Bodenmikrobiologie. Hier sind die Klassen sehr hoch und sehr niedrig durch jeweils neun bzw. acht BDF-Standorte vertreten, was insgesamt etwa die Hälfte aller BDF-Standorte ausmacht. Das insgesamt höchste bodenzoologische Potenzial zeigt der Wald-Standort BDF39 Hevenbruch sowie der ökologisch bewirtschaftete Acker BDF17 Dannau. Auch der zweite ökologisch bewirtschaftete Acker BDF36 Lindhöft 2 ist als sehr hoch eingestuft, befindet sich jedoch am unteren Ende dieses Spektrums. Unter den acht Standorten, welche bodenzoologisch als sehr niedrig eingestuft wurden, zeigt die Salzwiese-BDF37 Hamburger Hallig den niedrigsten Wert insgesamt auf. Die weiteren Standorte in dieser Einstufung sind überwiegend sandige Standorte, darunter auch die Dünen-BDF01 List, die Baumschul-BDF31 Pinneberg sowie der Maisacker BDF09 Schuby. An sechs Standorten wird das bodenzoologische Potenzial als mittel eingestuft. Hier sind sowohl ackerbaulich genutzte als auch Grünlandstandorte vertreten, wobei sowohl ökologisch bewirtschaftetes Grünland (BDF35 Lindhöft 1) als auch intensiv bewirtschaftetes Grünland (BDF30 Altendeich) als auch der Sukzession-Standort BDF21 Speicherkoog in der mittleren Klasse enthalten sind. Die beiden Niedermoor-Standorte BDF14 Meggerdorf und BDF33 Hellbachtal werden mit sechs weiteren Standorten in Bezug auf die Bodenzologie als niedrig eingestuft, während der dritte Niedermoor-Standort BDF25 Landscheide als sehr hoch eingestuft wird.

Die vegetationskundliche Einstufung der Kennwerte zeigt, dass der Großteil der Standorte der Einstufung als hoch (neun BDF) und als niedrig (zehn BDF) unterliegt, während jeweils vier bis fünf BDF-Standorte den übrigen drei Klassen zugeordnet sind. Das insgesamt höchste vegetationskundliche Potenzial weist die Dünen-BDF01 List auf. Dahinter folgen die Ackerflächen BDF10 Maasleben, BDF16 Schwartbuck, BDF29 Niederbüssau sowie die BDF31 Pinneberg, deren vegetationskundliche Kennwerte als sehr hoch eingestuft werden. Im sehr niedrigen Bereich befinden sich hingegen vier Standorte, welche sowohl ackerbaulich genutzt werden (BDF18 Herringsdorf, BDF27 Tankenrade) als auch die Grünland-BDF28 Groß Offenseth-Aspern und der Wald-Standort BDF32 Hahnheide. Das mittlere Spektrum des vegetationskundlichen Potenzials ist ebenso durch vier Standorte vertreten, wobei zu diesen der Acker-Standort BDF23 Bokhorst gehört sowie die Grünland-Standorte BDF11 Lehmsiek, BDF26 Karkendamm und die Nadelwald-BDF02 Süderlügum. Die Niedermoor-Standorte verteilen sich über zwei Klassen, wobei die extensiv bewirtschafteten Flächen BDF25 Landscheide und BDF33 Hellbachtal hinsichtlich des vegetationskundlichen Potenzials als hoch eingestuft werden, während das intensiv genutzte Niedermoor-Grünland BDF14 Meggerdorf einen niedrigen vegetationskundlichen Kennwert aufweist.

Tabelle 5.16 Miteinander verrechnete Kennwerte für die qualitative Bewertung.

Dargestellt sind die gegenseitig durch Multiplikation gewichteten Kennwerte jeder Untersuchungsdisziplin sowie der Mittelwert zur disziplinübergreifenden Gesamtbewertung. Die Farben geben die Zuordnung der Klassen wieder. Dunkelgrün: sehr hoch; Hellgrün: hoch; Gelb: mittel; Orange: niedrig; Rot: sehr niedrig. Fünf Standorte weisen Datenlücken der vegetationskundlichen Größen auf.

BDF	Abiotisch	Mikrobiologie	Zoologie	Vegetation	Mittelwert
39	1,09	2,79	2,25		2,04
20	1,99	1,07	1,99	1,28	1,58
17	1,43	1,13	2,13		1,56
16	1,44	1,13	1,45	1,81	1,46
29	1,71	0,98	1,21	1,87	1,44
36	1,23	1,37	1,61		1,40
30	1,20	2,26	1,05	0,85	1,34
19	0,92	1,60	1,72	1,11	1,34
11	1,08	1,34	1,76	1,07	1,31
25	1,26	0,83	1,79	1,31	1,30
35	1,14	1,58	1,07		1,27
12	1,53	1,45	0,92	1,14	1,26
28	0,93	1,48	1,80	0,42	1,16
18	2,17	1,19	0,76	0,41	1,13
13	1,62	0,73	0,94	1,16	1,11
10	1,39	0,58	0,85	1,51	1,08
8	1,18	0,73	1,48	0,78	1,04
22	0,55	1,15	1,69	0,77	1,04
21	0,95	0,75	0,93	1,41	1,01
5	1,50	1,27	0,69	0,56	1,00
24	0,58	1,34	0,76	1,26	0,98
27	1,73	1,02	0,76	0,26	0,94
14	1,01	1,28	0,74	0,55	0,90
38	0,56	0,88	1,17		0,87
15	1,12	0,96	0,50	0,85	0,86
33	0,61	0,89	0,61	1,17	0,82
1	0,41	0,30	0,20	2,14	0,77
6	0,88	0,45	0,92	0,74	0,75
4	0,47	0,61	1,33	0,55	0,74
31	0,42	0,49	0,38	1,59	0,72
23	0,62	0,86	0,29	0,97	0,68
26	0,36	0,74	0,57	0,90	0,64
2	0,36	0,55	0,44	1,07	0,60
7	0,44	0,36	0,34	1,20	0,58
37	0,82	0,45	0,17	0,69	0,53
9	0,37	0,69	0,47	0,53	0,51
32	0,62	0,67	0,36	0,35	0,50

Die Kennwerte der vier Untersuchungsdisziplinen lassen sich für jeden Standort zu einem übergeordneten ökologischen Potenzial zusammenführen. Hierzu werden die disziplinspezifischen Kennwerte vereint, indem ein Mittelwert der vier Einzelwerte berechnet wird. Mit diesem Verfahren werden die Kennwerte der einzelnen Disziplinen gegenseitig gewichtet, so dass die am jeweiligen Standort unterschiedlich eingestuften Disziplinen sich im Gesamtergebnis verstärken oder abschwächen können. Auch bei dieser Verrechnung mit einem resultierenden Zahlenwert entsteht zunächst ein Informationsverlust, da aus dem Mittelwert nicht mehr auf die einzelnen Kennwerte zu schließen ist. Im Gegenzug zeigt der resultierende Kennwert das ökologische Potenzial, welches durch die Gesamtheit der eingeflossenen Untersuchungsobjekte bereitgestellt wird. Durch Zurückgreifen auf die vorangegangenen Kennwerte bzw. auf die Untersuchungsparameter des Datensatzes lassen sich diejenigen Größen identifizieren, welche maßgeblichen Einfluss auf die Höhe des resultierenden ökologischen Potenzials ausüben.

Bei der Gesamtbetrachtung zeigen sich drei BDF-Standorte mit als sehr hoch eingestuften Kennwerten des ökologischen Potenzials, von denen zwei auf die Wald-Standorte BDF20 Wüstenfelde und BDF39 Hevenbruch entfallen sowie auf den ökologisch bewirtschafteten Acker-Standort BDF17 Dannau. Zwölf weitere Standorte sind durch ein hohes ökologisches Potenzial gekennzeichnet, welche ausschließlich unter Acker- und Grünlandnutzung stehen. Hierzu gehören sowohl die extensiv und ökologisch bewirtschafteten Flächen (BDF25 Landscheide, BDF35 Lindhöft 1, BDF36 Lindhöft 2) als auch konventionell und intensiv bewirtschaftete Standorte. Zu den Flächen, deren ökologisches Potenzial als mittel eingestuft wird, gehören acht Standorte. Diese umfassen sowohl ackerbaulich genutzte Flächen als auch Intensivgrünland (BDF14 Meggerdorf) und Sukzessionsgrünland (BDF21 Speicherkoog). Die verbliebenen 14 BDF-Standorte sind entsprechend der Kennwerte durch ein niedriges ökologisches Potenzial gekennzeichnet. Dazu gehören die verbliebenen drei Waldflächen (BDF02 Süderlügum, BDF07 Pobüller Bauernholz, BDF32 Hahnheide), die Sukzessionsflächen BDF01 List und BDF37 Hamburger Hallig sowie ackerbaulich genutzte Standorte wie die Maisäcker BDF04 Goldelund, BDF09 Schuby und BDF23 Bokhorst. Im Wesentlichen spiegelt diese Klasse die Standorte wider, welche durch sehr niedrige abiotische, bodenmikrobiologische und bodenzoologische Potenziale gekennzeichnet sind. Es ist kein Standort vorhanden, welcher in der Gesamtbewertung ein sehr niedriges ökologisches Potenzial aufweist, jedoch zeigen die Standorte BDF09 Schuby, BDF32 Hahnheide sowie BDF37 Hamburger Hallig Kennwerte im Grenzbereich zur Einstufung als sehr niedrig.

Die zuvor zahlenmäßig beschriebenen Potenziale der einzelnen Disziplinen spiegeln auf der Basis der verwendeten und kombinierten Parameter eine qualitative Aussage wider. Diese bezieht sich auf die Leistung der jeweiligen Untersuchungsobjekte innerhalb der bodenökologischen Wechselwirkungen, welche anhand der Kennwerte in fünf definierten Abstufungen angegeben

wird. Die folgenden Abschnitte definieren dabei die qualitative Aussage, welche sich auf die optimal wirkenden Potenziale bezieht.

Abiotisches Potenzial: Durch vorhandene Lehmigkeit herrschen ausgeglichene bodenphysikalische Eigenschaften hinsichtlich Wasserhaltekapazität, gesättigter Wasserleitfähigkeit und Porengrößenverteilung (Rawls *et al.*, 1982). Damit einhergehend sind ein ausgewogenes Verhältnis zwischen Bodenluft und Bodenwasser sowie eine gute Nährstoffversorgung, da ein hohes Sorptionsvermögen und ein geringes Auswaschungspotenzial vorhanden sind. Die gut verfügbare Bodenfeuchte bietet den Mikroorganismen gute Lebensraumbedingungen für eine artenreiche und funktionsreiche mikrobielle Gesellschaft (Brockett *et al.*, 2012). Die Bodenreaktion nimmt keine Extremwerte an, was ebenso positiven Einfluss auf die Abundanz und Diversität der Mikroorganismen hat (Zhalnina *et al.*, 2015). Der Bodenumus weist zudem eine hohe Qualität auf, da dessen Sorptionseigenschaften eine hohe Kationenaustauschkapazität bedingen (Ad-Hoc-AG Boden, 2005) und durch sein Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnis eine hohe Effizienz der mikrobiellen Kohlenstoffverwertung ermöglicht wird (Mooshammer *et al.*, 2014). Damit steht den Bodenlebewesen und Pflanzen ein optimaler Lebensraum zur Verfügung, in dem die Organismen ihre natürlichen Stoffumsetzungsfunktionen ohne wesentlichen Mangelstress in Bezug auf Luft, Wasser und Nährstoffe wahrnehmen können.

Mikrobiologisches Potenzial: Die Bodenmikroorganismen sind in großer Anzahl im Boden vertreten und weisen effiziente Stoffwechselprozesse auf, was ein Maß für die Leistung der Mikroorganismen innerhalb des Ökosystems darstellt. Insbesondere in schwach sauren bis neutralen Böden zeichnet sich die Gesellschaft der Mikroorganismen durch eine hohe Diversität aus, welche die Umsetzungsprozesse der organischen Substanz durch vielfältige Enzyme begünstigt (Kaiser *et al.*, 2016). Je nach Bedingungen erfolgen die Umsetzungsprozesse dabei durch unterschiedliche Organismengruppen wie Bakterien und Pilze (Štursová *et al.*, 2012), so dass sich durch die Diversität der Mikroorganismen funktionelle Redundanzen ergeben. Durch die mikrobiellen Umsetzungsprozesse tragen die Mikroorganismen maßgeblich zum Kreislauf der Nährstoffe bei und liefern diese in pflanzenverfügbarer Form in den Boden, was sich auf das Pflanzenwachstum und auf die Pflanzengesundheit förderlich auswirkt (Hayat *et al.*, 2010). Unter ähnlichen Konditionen im Boden in Bezug auf die Bodenreaktion weisen sowohl Waldstandorte als auch bewirtschaftete Grünlandstandorte artenreiche mikrobielle Gesellschaften auf, deren Vertreter zum Teil auch unter beiden Landnutzungen zahlreich vorkommen (Nacke *et al.*, 2011). In weiterer Funktion äußert sich das mikrobiologische Potenzial als Nahrungsgrundlage für Mikroprädatoren (Lueders *et al.*, 2006) und Makroprädatoren wie Lumbriciden (Doubé *et al.*, 1994). Mit einer zahlreichen und artenreichen mikrobiellen Gesellschaft wird die Grundlage für ein ausgewogenes Bodenökosystem gebildet.

Bodenzoologisches Potenzial: Der Boden ist durch eine arten- und individuenreiche bodenzoologische Zersetzergesellschaft aus Lumbriciden und Enchyträen belebt. Durch die Vielfalt der Arten sind im Boden alle Habitate von der Streuschicht über den Mineraloberboden bis hin zum Unterboden mit angepassten Spezies besiedelt (Palm *et al.*, 2013). Dabei wird durch ausgeprägte Bioturbation der Mineralboden mit frischer organischer Substanz angereichert (Capowiez *et al.*, 2011), welche von den Sekundärzersettern weiterverwertet wird. Ebenso wirken sich Lumbriciden auf die Bodenphysik aus, indem diese durch gegrabene Gänge (Sekundärporen) die Bodenstruktur lockern, das Porenvolumen vergrößern und damit die Infiltration und den Abfluss von Wasser sowie die Luftkapazität positiv beeinflussen (Blanchart *et al.*, 1997). Zudem zeigen Regenwurmröhren einen Einfluss auf das Wachstum von Pflanzen, da dort abgelagerte Stoffwechselprodukte von Mikroorganismen wachstumsregulierende Effekte ausüben (Tomati *et al.*, 1988). Ebenso bestehen Wechselwirkungen zwischen Lumbriciden und Mikroorganismen. Diese bestehen zum einen durch die Anreicherung des Bodens mit zerkleinerter und vorverdauter organischer und teils mineralisierter Substanz, welche den Mikroorganismen als Nahrungsquelle dient, zum anderen auch durch den Transport von Bakterien und Pilzen innerhalb des Bodens durch den sich bewegenden Regenwurm, woraus eine Verteilung der Mikroorganismen in andere Bodenbereiche erfolgt (Edwards & Fletcher, 1988). Auch Enchyträen sind maßgeblich an den Abbauprozessen der organischen Substanz beteiligt, wodurch die mikrobielle Aktivität und somit die Stoffkreisläufe gefördert werden (Cole *et al.*, 2000). Das bodenzoologische Potenzial trägt somit entscheidend zur Gesamtleistung des Bodenökosystems bei.

Vegetationskundliches Potenzial: Der Standort ist durch eine artenreiche Pflanzengesellschaft gekennzeichnet, welche insbesondere selteneren Arten Raum bietet, die an Böden mit geringen Nährstoffgehalten angepasst sind. Diese Pflanzen sind durch langsames Wachstum gekennzeichnet und gegenüber schnellwachsenden nitrophilen Pflanzen nicht konkurrenzverträglich, so dass eine Verbreitung an eutrophierten Standorten nicht möglich ist (Stocker, 1952). Da hohe Düngergaben die oligotrophen Arten verdrängen (Briemle, 2006), werden mit dem hier definierten vegetationskundlichen Potenzial die Artenvielfalt auf Extensivstandorten hervorgehoben. Eine Pflanzengesellschaft mit hoher Diversität ist nicht nur mit ökologischem Nutzen als oberirdischer Lebensraum vielfältiger Insekten verbunden, sondern ebenso ein Einflussfaktor auf die Zusammensetzung und Diversität der mikrobiellen Gesellschaft und deren Prozessfunktionen wie die Stickstoffmineralisation im Boden (Zak *et al.*, 2003). Auch Gehalte mikrobieller Biomasse, mikrobielle Quotienten sowie Regenwurmbiomassen werden durch die Diversität der Pflanzengesellschaft positiv beeinflusst (Spehn *et al.*, 2000), so dass mit zunehmender Pflanzenvielfalt eine Verstärkung der Stoffkreisläufe einhergeht. Als weiterer Effekt der pflanzlichen Diversität tritt die verstärkte Speicherung von Kohlenstoff im Boden auf (Lange *et al.*, 2015). Das vegetationskundliche Potenzial ist somit eine wesentliche Einflussgröße im Bodenökosystem.

6 DISKUSSION

6.1 Vorteile und Einschränkungen der quantitativen Bewertung

Das vorgestellte Verfahren bietet eine einfache Möglichkeit, neu erhobene Daten aus den vier verschiedenen Wissenschaftsdisziplinen des schleswig-holsteinischen Boden-Dauerbeobachtungsprogramms hinsichtlich der Höhe der einzelnen Parameter zu bewerten. Die Referenz dieser Bewertung bilden die Lagemaße (Perzentile), welche bei der standortspezifischen Bewertung aus den Zeitreihen der einzelnen Standorte und bei der gruppenspezifischen Bewertung aus den Zeitreihen der gebildeten BDF-Kollektive berechnet wurden. Durch das Abgleichen eines Messwertes mit den entsprechenden Referenzwerten lässt sich eine Aussage darüber treffen, ob der neue Messwert in Bezug auf vorangegangene Untersuchungskampagnen als sehr niedrig, niedrig, mittel, hoch oder sehr hoch einzustufen ist. Die zeitliche Komponente der Untersuchungen ist somit in dem Bewertungsverfahren enthalten, was sich als Nutzen der langfristigen Boden-Dauerbeobachtung erweist. Die Praktikabilität eines solchen Bewertungssystems liegt darin, dass ein Abgleich des Messwertes in der gemessenen Dimension mit den dazugehörigen Referenzwerten ohne Weiteres möglich ist und keiner Berechnung anhand eines mehrfaktoriellen Regressionsmodells erfordert. Damit eignet sich das quantitative Bewertungssystem auch für eine Nutzung ohne elektronische Datenverarbeitung.

Die wesentlichen Diskussionspunkte ergeben sich jedoch aus der Festlegung der Klassengrenzen mit den jeweiligen Perzentilen sowie aus der Wahl eines geeigneten Gruppierungskriteriums. Für die standortspezifischen Referenzwerte liegt zur Berechnung der Perzentile eine geringe Anzahl an Einzelwerten vor. Während für die abiotischen und bodenmikrobiologischen Größen jeweils etwa sieben Messwerte pro Standort vorhanden sind, sind insbesondere die bodenzologischen und vegetationskundlichen Größen durch lediglich etwa drei bis vier Werte pro Standort und Parameter gekennzeichnet. Diese Beschränkung der Stichprobengröße hat zur Folge, dass die potenziell mögliche Varianz der Untersuchungsparameter nicht vollständig durch die im Datensatz dokumentierten Messwerte abgedeckt ist, und somit eine Einstufung künftiger Werte weniger gut abgesichert ist. Dieses gilt sowohl für die Minimum- und Maximum-Werte als auch für die dazwischenliegenden Messwerte, wobei im Fall der beiden Extremwerte entsprechend einer Häufigkeitsverteilungskurve eine geringere Wahrscheinlichkeit dafür besteht, von neuen Werten unter- bzw. überschritten zu werden. Dagegen ist die Wahrscheinlichkeit, dass im dazwischenliegenden Bereich eine Verschiebung der Perzentile durch neue Werte er-

folgt deutlich höher. Zur Kompensation einer solchen Abweichung wurden die standortspezifischen Referenzwerte zwischen den 10-%- und 90-%-Perzentilen unter der Annahme einer Normalverteilung durch eine gleichmäßige Aufteilung dieses Bereiches (jeweils ein Drittel) berechnet und nicht auf der Basis tatsächlicher Perzentile. Dieses Vorgehen ist begründet, kann jedoch zu Kritik führen, da künftige Messwerte eine abweichende Verteilung einnehmen können.

Weiterhin ist die Festlegung der Klassengrenzen bei den gruppenspezifischen Referenzwerten anzumerken, welche je nach Standpunkt gegebenenfalls unterschiedlichen Betrachtungsweisen unterliegt. Da die Stichprobengröße jeder Gruppe durch Zusammenlegen von mehreren (mindestens drei) BDF-Standorten deutlich höher ist als bei den standortspezifischen Referenzwerten, ist die Basis der berechneten Perzentile durch einen größeren Datenumfang gekennzeichnet, was die Lage der Perzentile innerhalb der Datenverteilung in höherem Maße absichert. Damit ist die gewählte Festlegung der Klassengrenzen nach den Referenzperzentilen (P_{10} , P_{30} , P_{70} , P_{90}) hinsichtlich der Wiedergabe der gruppenspezifischen Messwertvarianz über den Zeitraum des Monitorings als hinreichend geeignet anzusehen. Für die hier ausgewerteten Parameter ergeben sich somit repräsentative Bewertungsklassen, mit denen sich neu erhobene Daten in das gruppenspezifische Spektrum der Messwertstreuung in fünf Abstufungen quantitativ einordnen lassen. Mögliche Einwände gegen die perzentilbasierte Bewertung können sich aus den zum Teil sehr unterschiedlichen und zum Teil sehr engen Klassenbreiten (z. B. Basalrespiration auf Ackerflächen und Waldflächen) ergeben. Diese Fälle treten auf, wenn die zeitliche und räumliche Streuung gering ist und die Messwerte somit entweder innerhalb einer Bewertungsklasse oder über alle Bewertungsklassen sehr eng beieinanderliegen. In diesen Fällen sind auch die Grenzwerte der Einstufungen sehr nahe beisammen und durch Rundung auf eine Nachkommastelle nicht zu unterscheiden. Hier ist von dem Anwender des Bewertungssystems zu entscheiden, ob weitere Nachkommastellen zur Differenzierung der Klassengrenzen herangezogen werden oder ob eine Zusammenlegung mehrerer Bewertungsklassen aus einem sehr engen Bereich zu einer mittleren Klasse zweckmäßiger wäre.

Als weiterer Punkt ist die Genauigkeit der berechneten Klassengrenzen anzuführen. In den meisten Fällen sind die Referenzwerte ganzzahlig gerundet angegeben. Sie entsprechen daher in der Regel nicht dem Vielfachen von zehn, sondern weisen an letzter Stelle eine aus der Berechnung resultierende Ziffer auf (z. B. 96 statt 100). Hierbei ist es möglich, dass der Anwender diese sehr spezifisch erscheinenden Klassengrenzen dahingehend hinterfragt, ob sie einer sinnvollen Abgrenzung benachbarter Klassen entsprechen. Dieser Aspekt ist jedoch lediglich subjektiver Natur, denn objektiv ist auch ein Wert von 100 sehr spezifisch gewählt und trennt die darunterliegenden Werte von den darüberliegenden Werten ab. Hinzu kommt, dass das Bewertungssystem für die Nutzung in Schriftform konzipiert ist und die Referenzwerte vom Anwender

nicht gemerkt werden müssen. Die Basis der Referenzwerte bilden jedoch die Perzentile der Datenreihen, welche mit dem Vielfachen von zehn (10 %, 30 %, 70 %, 90 %) definiert sind, um über die verschiedenen Parameter hinweg eine einheitliche Basis zur Bewertung herzustellen. Damit wird das Datenkollektiv in zweckmäßige Abstufungen unterteilt, welche die Verteilung der Daten in angemessener Weise berücksichtigen.

6.2 Beantwortung der Fragestellungen

6.2.1 Auswahl und Kombination geeigneter Parameter

Zwei wesentliche Fragestellungen dieser Arbeit bezogen sich auf die Auswahl und auf die Verknüpfung von Parametern, welche eine Eignung als kurz-, mittel und langfristige Indikatoren für die ökologische Bodenbewertung besitzen. Die erste Fragestellung lautete:

- Welche Größen aus den einzelnen Disziplinen sind am geeignetsten um als kurz-, mittel- und langfristige Ökosystem-Indikatoren zu dienen?

Die in den Datensätzen enthaltenen Untersuchungsparameter wurden statistisch ausgewertet, wobei auch die standortspezifische, zeitlich bedingte Varianz berücksichtigt wurde. Die Auswertung hat gezeigt, dass die zeitliche Streuung der verschiedenen untersuchten Größen sehr unterschiedlich ist und sich damit unterschiedliche, kurz- bis langfristige Reaktionszeiten abdecken lassen. Unter den bodenmikrobiologischen Größen zeigten insbesondere die Gehalte mikrobieller Biomasse, die mikrobiellen Quotienten sowie die metabolischen Quotienten eine ausgeprägte Varianz zwischen den bis zu sieben Untersuchungskampagnen, so dass diese Parameter auf eine schnell reagierende Eigenschaft schließen lassen. Dieses zeigt sich bereits in relativ kurzen Zeiträumen von drei Jahren, welche die kürzesten bodenmikrobiologischen Untersuchungsintervalle der Boden-Dauerbeobachtung sind, innerhalb derer deutliche Veränderungen dieser bodenmikrobiologischen Größen erfolgen. Derart kurzfristige Reaktionen der Bodenmikroorganismen auf äußere klimatische oder bewirtschaftungsbedingte Einflüsse wurden für die schleswig-holsteinischen Boden-Dauerbeobachtungsflächen bereits in Zeitreihenuntersuchungen (z. B. Woloszcyk *et al.*, 2019) dokumentiert. Diese vergleichsweise kurzfristige Reaktion äußert sich im vorgestellten Bewertungssystem durch weite Klassenbreiten der quantitativen Einstufungen, welche direkt auf den zeitlichen Streuungen der Untersuchungsparameter innerhalb des nahezu dreißigjährigen Untersuchungszeitraums basieren. Da kürzere Untersuchungsintervalle nur ausnahmsweise angewendet wurden, lässt sich eine noch kürzere Reaktionszeit nicht für alle Standorte umfassend absichern. Jedoch zeigen Untersuchungen bei der BDF11 Lehmsiek, welche in zwei aufeinanderfolgenden Jahren 2010 und 2011 (Woloszczyk *et al.*, 2018) bei dem Wechsel von Acker- zur Grünlandnutzung erfolgt sind, dass auch innerhalb eines Jahres die Gehalte und Quotienten der mikrobiellen Biomasse, in diesem Fall zunehmend, auf

kurzfristige Landnutzungswechsel sensitiv reagieren und eine Veränderung des Bodenökosystems anzeigen. Publierte Studien zeigen zudem, dass bodenmikrobiologische Parameter auch wesentlich kurzfristiger im Verlauf der Jahreszeiten auf die Einflüsse der wechselnden Klimabedingungen reagieren (Michelsen *et al.*, 2004) und als kurzfristige Indikatoren für die Bodenqualität herangezogen werden (Geisseler & Horwath, 2009). Bei der mikrobiellen Basalrespiration zeigten sich vergleichsweise geringe Streuungen und Klassenbreiten, was eventuell auf die insgesamt niedrigen Werte zurückzuführen ist. Dennoch ist eine kurzfristige Sensitivität der Basalrespiration auf Einflüsse des Klimas nachgewiesen (Insam, 1990). Es kann somit als sicher angesehen werden, dass die genannten bodenmikrobiologischen Größen Einflüsse auf das Ökosystem des Bodens zeitnah anzeigen. Möglicherweise erfolgen die Reaktion auf einen Stressfaktor und die Regeneration so kurzfristig, dass diese in einem dreijährigen Untersuchungsintervall nicht mehr nachweisbar sind.

Bei der Betrachtung der abiotischen Parameter innerhalb der quantitativen Datenanalyse zeigt sich, dass deren zeitliche Varianz über den Zeitraum der durchgeführten Untersuchungskampagnen größtenteils niedriger ist. Insbesondere trifft dies auf die Gehalte des organischen Kohlenstoffs, das Verhältnis des organischen Kohlenstoffs zum Stickstoff sowie die pH-Werte zu. Dies impliziert, dass diese Größen vergleichsweise langsam auf äußere Einflüsse und auf die Stoffkreisläufe im Boden reagieren. Damit werden sie zu den mittel- bis langfristigen Indikatoren zugeordnet, welche eventuelle Änderungen in Jahrzehnten anzeigen. Die Stabilität dieser Größen ist jedoch auch Standort- und bewirtschaftungsabhängig. So zeigen die Ackerflächen BDF15 Achterwehr, BDF16 Schwartbuck, BDF17 Dannau und BDF18 Heringsdorf nahezu konstante Gehalte organischen Kohlenstoffs über den gesamten Untersuchungszeitraum, während diese am Wald-Standort BDF32 Hahnheide sehr große Schwankungen innerhalb von drei Jahren aufweisen, wie aus den dargestellten Datenverteilungen sowie aus dokumentierten Zeitreihenanalyse hervorgeht (Fiencke *et al.*, 2018). Die Gehalte des organischen Kohlenstoffs eignen sich daher, um mittel- bis langfristige Trendanalysen zu erstellen, wie dies beispielsweise für nordrhein-westphälische Ackerflächen durchgeführt wurde, für die ein langfristig abnehmender Trend nachgewiesen wurde (Steinmann *et al.*, 2016). Auch der pH-Wert zeigt an den meisten Standorten eine geringe zeitliche Varianz, was diesen als langfristig wirkenden Indikator kennzeichnet. Dabei ist jedoch die Richtung der Änderung zu differenzieren. Eine größere Schwankung des pH auf einer sandigen Acker-Fläche (BDF09 Schuby) lässt auf einen kurzfristigen Anstieg durch Kalkungsmaßnahmen schließen, während die Entkalkung einer Rohmarsch (BDF37 Hamburger Hallig) eine langfristige pH-Änderung mit sich bringt (Cui *et al.*, 2012), welche in den kurzen Untersuchungsintervallen nicht ersichtlich wird. Größere Schwankungen zeigen die Mineralstickstoffgehalte, so dass diese eher den kurz- bis mittelfristigen Indikatoren zuzuordnen sind. Weitgehend lassen sich diese Varianzen durch wiederkehrende Gaben von Mineralstickstoffdüngern im Zuge von Bewirtschaftungsmaßnahmen erklären. Die schnell löslichen

Salze lassen sich im Boden kurzfristig nach dem Aufbringen nachweisen. Auf den ökologisch bewirtschafteten Standorten (BDF17 Dannau, BDF35 Lindhöft 1, BDF36 Lindhöft 2) zeigen sich durch fehlenden Mineralstickstoffeinsatz vergleichsweise niedrige Änderungen, welche als Indikatoren der mikrobiellen Stickstoffmineralisation in Betracht kommen. Durch Auswaschung im Zuge von Regenfällen und Schneeschmelze ist eine kurzfristige Abnahme von Mineralstickstoff im Boden möglich (Brooks *et al.*, 1998).

Die Auswertung der dargestellten bodenzoologischen Parameter hat ergeben, dass die Siedlungsdichten der Regenwürmer und der Kleinringelwürmer aufgrund der vergleichsweise hohen Streuung im Verlauf der Untersuchungskampagnen als kurzfristige Indikatoren der Bodenqualität, der Lebensraumfunktion und des Nahrungsangebotes zu deuten sind. Dies bezieht sich auf den Zeitraum von sechs Jahren, in die die bodenzoologischen Untersuchungsintervalle eingeteilt sind. Es liegt jedoch die Vermutung nahe, dass die Reaktion dieser Tiergruppen auch in wesentlich kürzeren Zeiträumen erfolgt, wenn äußere Bedingungen die zum Teil sehr mobilen Organismen zu einer Änderung der Siedlungsdichte bewegen. Insbesondere klimatische und bewirtschaftungsbedingte Faktoren üben einen großen Einfluss auf die Regenwürmer aus, deren Abundanz auch monatsweise stark variieren kann (Hendrix *et al.*, 1992). Die Sensitivität ist jedoch auch artenabhängig, so dass für Monitoringprogramme auch artspezifische Eigenschaften zu berücksichtigen sind (Pérès *et al.*, 2011). In gleicher Weise zeigen auch insbesondere oberflächennahe Kleinringelwürmer monatlich sehr schwankende Siedlungsdichten als Reaktion auf monatlich wechselnde Klimabedingungen (Cole *et al.*, 2002) und stellen innerhalb von bodenökologischen Bewertungen wesentliche Größen dar (Jänsch *et al.*, 2005).

Aus der Auswertung der vegetationskundlichen Daten haben sich die pflanzensoziologische Artenzahl sowie die Stickstoffzahl als mittel- bis langfristige Indikatoren ergeben. Dieses zeigt sich anhand der überwiegend geringen zeitlichen Streuung dieser Parameter auf der Mehrheit der Flächen. Daraus ist abzuleiten, dass Änderungen der Pflanzendiversität sowie der durch Pflanzen angezeigten Nährstoffverhältnisse in dem etwa dreißigjährigen Zeitraum in weitgehend geringem Umfang stattgefunden haben. Einzelne Standorte zeigen jedoch größere Änderungen bei den Artenzahlen wie beispielsweise die artenreichen Sukzessionsstandorte BDF01 List und BDF21 Speicherkoog. Eine mögliche Erklärung hierfür ist, dass mit fortschreitender Sukzession eine Zunahme der Pflanzendiversität verbunden ist (Bazzaz, 1975). Möglich ist zudem auch, dass bei sehr heterogenen und artenreichen Standorten nicht alle Arten bei der Vegetationsaufnahme erfasst werden und damit eine zusätzliche Varianz in den Datensatz einfließt. Die Streuung der Pflanzendiversität an dem dritten Sukzessionsstandort BDF37 Hamburger Hallig zeigt dagegen eine geringe Ausprägung. Eventuell hängt dies mit dem Standort im Salzwassereinfluss zusammen, so dass lediglich salztolerante Halophyten den Standort in weitgehend beständiger Gesellschaft besiedeln. Auf landwirtschaftlich genutzten Flächen ist die

Pflanzendiversität und deren Veränderung über die Zeit gesondert zu deuten. Das Artenspektrum auf Wirtschaftsgrünland wird überwiegend durch Einsaat und Nachsaat von Saatgutmischungen gesteuert, welche ein Artenspektrum liefern, das der Bewirtschafter unter ökonomisch-ökologischer Abwägung bevorzugt. Eine Ackerwildkrautflora unterliegt den Einflüssen der mechanischen oder chemischen Unkrautbekämpfung sowie einer Verarmung durch industrielle Saatgutreinigung (Meyer *et al.*, 2013) so dass die Artenzahl bewirtschaftungsbedingte Schwankungen aufweist. Unter diesen Bedingungen ist die Indikatorfunktion eingeschränkt.

Die zweite Fragestellung hinsichtlich der Verknüpfung der Parameter lautete:

- Wie lassen sich diese Größen für eine übergeordnete Ökosystem-Bewertung zusammenführen?

Die Betrachtung der einzelnen Parameter für sich (z. B. Gehalt der mikrobiellen Biomasse) liefert einen genauen Zahlenwert für diese Untersuchungsgröße. Bei einer Vielzahl von Untersuchungsgrößen, wie diese im Rahmen der Boden-Dauerbeobachtung erhoben werden, ergibt sich die Schwierigkeit, die verschiedenen Zahlenwerte zu einer übergeordneten Aussage so zusammenzufassen, dass eine einheitliche Interpretation für alle Standorte möglich ist. Die Auswertung hat gezeigt, dass die gegenseitige Gewichtung von Parametern und die Ableitung von disziplinspezifischen Kennwerten zweckmäßig sind, um die Ausprägung der jeweils definierten Indikatorfunktionen (z. B. das bodenmikrobiologische Potenzial) standortübergreifend und einheitlich wiederzugeben. Hierbei geht mit der Berechnung eines einzelnen Kennwerts zwangsläufig eine Reduktion der Detailinformationen einher, da die einzeln einfließenden Größen anhand des Kennwertes nicht mehr differenzierbar sind. Diese Parameterverknüpfung weist jedoch den Vorteil auf, dass eine definierte Ökosystemleistung in Abstufungen quantifizierbar ist und ein Vergleich von Standorten und Standortgruppen eine schärfere Abgrenzung erlaubt, da nicht eine Vielzahl von Untersuchungsparametern einzeln abgeglichen werden muss. Zudem ist anzumerken, dass die berechneten Kennwerte nicht dem Zweck dienen, die einzelnen Messwerte und vorhandene Klassifikationssysteme zu ersetzen, sondern eine Möglichkeit bieten, als ergänzende Auswertung der umfangreichen Datensätze die Bewertung der Ökosystemfunktionen durch Reduzierung auf möglichst aussagekräftige Größen zu erleichtern. Alle Kennwerte lassen sich bei dokumentierter Berechnung auf die ursprünglichen Parameter und Messwerte zurückführen, so dass im Bedarfsfall jede Ursprungsgröße, welche den finalen Kennwert maßgeblich beeinflusst, zu identifizieren ist.

Ein weiterer Aspekt bei der Zusammenführung der Parameter und Kennwerte betrifft die Gewichtung. In dem vorliegenden Bewertungssystem wurden alle Größen als gleichwertig betrachtet. Dies gilt sowohl für die einfließenden Parameter wie mikrobielle Abundanz und Effizienz als auch für die faunistischen Tiergruppen (Regenwürmer und Kleinringelwürmer, r-

Strategen, K-Strategen, A-Strategen) als auch für die abschließende Ableitung der Gesamtkennwerte aus den jeweils vier Teildisziplinen. Dieses stellt möglicherweise einen wesentlichen Diskussionspunkt dar, wenn aus der disziplinspezifischen Sicht den einzelnen Größen unterschiedlich starke Gewichtungen beigemessen werden oder die Bedeutung einer Teildisziplin wie zum Beispiel der Vegetationskunde für das Ökosystem als gewichtiger betrachtet wird. Hierzu ist anzumerken, dass eine solche Differenzierung hinsichtlich der Wertigkeit für die Bodenökologie aus den Datensätzen nicht ableitbar ist. Dem Anwender ist es jedoch aufgrund der einfachen Berechnung möglich, einzelne Parameter durch zusätzliche Gewichtungsfaktoren zu priorisieren, wenn hierfür Erforderlichkeit und Gründe gesehen werden. Eine in dieser Weise durchgeführte Verknüpfung von unterschiedlichen Parametern ist einzigartig, da in der Fachliteratur vergleichbare Berechnungen nicht zu finden sind. Daher fehlen Anhaltspunkte für eine zweckmäßige Auswahl von Gewichtungsfaktoren.

6.2.2 Eignung der Boden-Dauerbeobachtung für die Erfassung relevanter Größen

Die dritte Fragestellung bezieht sich auf die Praxis der Boden-Dauerbeobachtung und lautete:

- Stellt die Boden-Dauerbeobachtung ein geeignetes Werkzeug des vorsorgenden Bodenschutzes dar, um diese Größen repräsentativ zu erfassen?

Die Konzeption der Boden-Dauerbeobachtungsprogramme zielte darauf ab, den Zustand der Böden sowie langfristige Trends zu erfassen, um mögliche Bodengefährdungen frühzeitig zu erkennen. Dementsprechend wurden die Untersuchungsparameter sowie die Untersuchungsintervalle von interdisziplinären Fachgremien ausgewählt und definiert (SAG, 1991; Barth *et al.* 2000). Diese Konzeption ermöglichte es, umfangreiche Datensätze zu akkumulieren, welche die Grundlage für disziplinspezifische Bewertungen bilden. Die Berechnung der standort- und gruppenspezifischen Referenzwerte sowie der disziplinspezifischen Kennwerte stützt sich auf die zeitlich bedingte Varianz der Messgrößen. Die Qualität der Referenz- und der Kennwerte wird dabei durch die Anzahl der Wiederholungsuntersuchungen und durch die Länge des Untersuchungszeitraums beeinflusst. Je öfter die Datenerhebung erfolgt und je langfristiger das Untersuchungsprogramm durchgeführt wird, desto stärker und repräsentativer wird die potenziell mögliche Varianz der Untersuchungsparameter abgedeckt und desto stärker sind die Referenzwerte abgesichert. Die Erforderlichkeit der langfristigen Untersuchungen wird somit durch die Auslegung der Boden-Dauerbeobachtung auf langfristiges Monitoring erfüllt, so dass die Datensätze mit jeder Untersuchungskampagne an Aussagekraft gewinnen und eine stetige Erweiterung auch in der Zukunft fest vorgesehen ist.

Schwierigkeiten bei Untersuchungen, welche über Jahrzehnte durchgeführt werden, können sich jedoch aus Änderungen von Verfahren und Methoden resultieren, welche durch wissen-

schaftlichen und technischen Fortschritt sowie durch Labor- und Personalwechsel hervorgerufen werden. Diese Einflüsse sind in der Lage, die natürliche Varianz der Untersuchungsparameter zu überlagern, wie bodenchemische Untersuchungen an Rückstellproben der Boden-Dauerbeobachtung gezeigt haben (Daten in dieser Arbeit nicht dargestellt). Daher ist eine sorgfältige Methodendokumentation (Nerger *et al.*, 2011) für die Qualitätssicherung langfristiger Untersuchungen unentbehrlich.

Ein weiterer Aspekt betrifft die Auswahl an BDF-Standorten, welche zu Beginn der Boden-Dauerbeobachtung getroffen wurde. Diese sollte die verschiedenen Landnutzungsformen und Landschaften repräsentativ in Bezug auf die Anteile der Landesfläche wiedergeben. Auch dieses ist von großer Bedeutung für die aussagekräftige Bewertung der Bodenökologie. Da jedoch Wald-, Moor- und Sukzessionsflächen einen geringen Anteil der schleswig-holsteinischen Landesfläche ausmachen, sind solche BDF-Standorte lediglich in geringer Anzahl vorhanden. Damit ist die Gruppierung und die Vergleichbarkeit solcher Standorte erschwert. Im Bewertungssystem sind die Sukzessionsstandorte gemeinsam mit bewirtschafteten BDF-Standorten gruppiert, was eventuell eine Verzerrung der Referenzwerte zur Folge hat. Ebenso ist die Einordnung eines einzelnen Nadelwald-Standorts oder eines einzelnen Waldstandorts auf Lehm Boden erschwert. Hier muss jedoch berücksichtigt werden, dass wissenschaftliche Fragestellungen aufgrund begrenzter Kapazitäten nicht vollständig durch angewandte Methoden und Zielsetzungen abzudecken sind.

7 SCHLUSSFOLGERUNGEN UND AUSBLICK

7.1 Schlussfolgerungen

Die Auswertung der umfangreichen Datensätze aus dem Bodendauerbeobachtungsprogramm Schleswig-Holsteins hinsichtlich der Bewertung der Untersuchungsgrößen sowie deren Zusammenwirken im Rahmen eines integrierten Bewertungssystems hat aktuelle Referenzwerte geliefert. Anhand dieser ist eine Einstufung und Bewertung der über den nahezu dreißigjährigen Untersuchungszeitraum erhobenen Daten möglich. Dabei basiert die vorgestellte ökologische Bodenbewertung auf Referenzwerten, welche nicht als Soll-Werte durch Regression mit erklärenden Variablen abgeleitet wurden, sondern aus der zeitlichen Varianz der Untersuchungsparameter. Somit werden die Referenzwerte aus dem tatsächlichen Spektrum der untersuchten Größen abgeleitet und spiegeln das unter Realbedingungen vorhandene und für die jeweiligen Standorte und Standortgruppen typische Potenzial der Untersuchungsparameter wider, was den Bezug zur Anwendungspraxis bekräftigt. Das vorgestellte Bewertungssystem ist als disziplinübergreifende Ergänzung zu bestehenden Bewertungskonzepten zu sehen und nicht als Ersatz von detaillierten disziplinspezifischen Bewertungen zu betrachten. Der Einsatz ermöglicht hingegen eine schnelle und übersichtliche Einordnung des bodenökologischen Zustands anhand weniger Kennwerte.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden aus den zur Verfügung stehenden Daten jedoch lediglich die Teile der schleswig-holsteinischen Datensätze ausgewertet, welche als am geeignetsten erachtet wurden, um die festgelegten Fragestellungen zu beantworten. Andere Untersuchungsparameter wie klimatische Faktoren oder den Bodenwasserhaushalt betreffende Größen sowie disziplinspezifische Details wie bodenzoologische und vegetationskundliche Artenlisten blieben unberücksichtigt, da diese in entsprechenden Fachgutachten detailliert ausgewertet und mit disziplinspezifischen Fachkenntnissen interpretiert wurden. Weiterhin ist anzumerken, dass das System auf die in Schleswig-Holstein untersuchten Parameter spezialisiert ist und somit andere bedeutende Bioindikatoren wie Mikroarthropoden oder mikrobiologische Diversitätsanalysen oder die Lebensraumfunktionen von Wirbeltieren außer Acht lässt. Das Konzept des Bewertungssystems ist jedoch offen für die Integration weiterer Messgrößen, welche von dem Anwender durch die Berechnung von standort- bzw. gruppenspezifischen Referenzwerten berücksichtigt werden können.

7.2 *Ausblick*

Aus den Datensätzen der schleswig-holsteinischen Boden-Dauerbeobachtung ergeben sich noch vielfältige Auswertemöglichkeiten, um weitere praxisrelevante und wissenschaftliche Fragestellungen zu ergründen. So besteht die Möglichkeit, die bodenökologischen Kennwerte mit den Daten von Schwermetall- und Schadstoffanalysen aus Hintergrundgehalten und Bewirtschaftungsmaßnahmen in Beziehung zu setzen. Damit ließen sich mögliche Reaktionen von Bodenmikroorganismen, von Regenwürmern und Kleinringelwürmern sowie von Pflanzen auf mögliche Schadstoffeinträge prüfen. Dieses ist ein zentraler Bestandteil des vorsorgenden Bodenschutzes, bei dem es darum geht, schädliche Bodenveränderungen abzuwehren. Auch klimatische Aspekte können in künftige Auswertungen integriert werden. Insbesondere die Einflüsse von klimatischen Extremereignissen wie besonders warme oder niederschlagsreiche Jahre lassen sich mit den biologischen Reaktionen abgleichen, um Prognosen für künftige Entwicklungen unter z. B. häufiger zu erwartenden Trockenstressbedingungen aufzustellen. Eine weitere sinnvolle Ergänzung bestünde darin, Untersuchungsparameter zu definieren, welche die Schutzwürdigkeit von Böden kennzeichnen. Damit ließen sich besonders schutzwürdige Standorte identifizieren und bei der Bewertung noch deutlicher hervorheben. Dieses würde einen zusätzlichen Beitrag zum Erhalt besonders schützenswerter Standorte leisten.

Die Boden-Dauerbeobachtung wird auch in Zukunft durchgeführt werden, so dass mit zunehmenden Daten neue Erkenntnisse hinsichtlich der Eignung der gewählten Methoden und Untersuchungsparameter als Bio-Indikatoren gewonnen werden. Auch die Eignung der hier dargestellten Referenzwerte sollte nach weiteren zwei bis drei Untersuchungskampagnen überprüft werden, um festzustellen, ob die potenziell mögliche Parametervarianz mit den bis zum Jahr 2019 vorliegenden Daten bereits ausreichend abgedeckt ist oder ob weitere Extremwerte (insbesondere neue Maximumwerte) eine Anpassung der Einstufungen erfordern. Dies ist insbesondere für die Untersuchungsparameter zu erwarten, welche durch eine geringe Anzahl an Wiederholungsuntersuchungen gekennzeichnet sind wie z. B. die bodenzoologischen und die vegetationskundlichen Größen mit bislang etwa drei bis vier Untersuchungskampagnen.

LITERATUR

- AD-HOC-AG BODEN 2005. *Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. verbesserte und erweiterte Auflage*, Stuttgart, Schweizerbart Science Publishers.
- ALEF, K. & KLEINER, D. 1986. Arginine ammonification, a simple method to estimate microbial activity potentials in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 18, 233–235.
- ANDERSON, J. P. E. & DOMSCH, K. H. 1978. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 10, 215–221.
- ANDERSON, T.-H. & DOMSCH, K. H. 1993. The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 25, 393–395.
- BÅÅTH, E. & ANDERSON, T. H. 2003. Comparison of soil fungal/bacterial ratios in a pH gradient using physiological and PLFA-based techniques. *Soil Biology and Biochemistry*, 35, 955–963.
- BARTH, N., BRANDTNER, W., CORDSEN, E., DANN, T., EMMERICH, K.-H., FELDHAUS, D., KLEEFISCH, B., SCHILLING, B. & UTERMANN, J. 2000. 9152: Boden-Dauerbeobachtung, Einrichtung und Betrieb von Bodendauerbeobachtungsflächen. In: ROSENKRANZ, D., BACHMANN, G., KÖNIG, W. & EINSELE, G. (eds.) *Bodenschutz, Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser*. Berlin: Erich Schmidt Verlag.
- BAZZAZ, F. A. 1975. Plant Species Diversity In Old-Field Successional Ecosystems In Southern Illinois. *Ecology*, 56, 485–488.
- BBODSCHG 1998. Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz - BBodSchG). *Bundesgesetzblatt I*, 16, 502–510.
- BEHRE, K.-E. 1991. Die Entwicklung der Nordseeküsten-Landschaft aus geobotanischer Sicht. *Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft*, 3, 45–58.
- BERG, B. 2000. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *Forest Ecology and Management*, 133, 13–22.
- BERGER, T. W., DUBOC, O., DJUKIC, I., TATZBER, M., GERZABEK, M. H. & ZEHETNER, F. 2015. Decomposition of beech (*Fagus sylvatica*) and pine (*Pinus nigra*) litter along an Alpine elevation gradient: decay and nutrient release. *Geoderma*, 251–252, 92–104.
- BEYLICH, A. & GRAEFE, U. 2012. *Gesamtgutachten zu den bodenzoologischen Untersuchungen an Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Schleswig-Holstein für den Zeitraum 1992 bis 2012*, Flintbek, Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein.
- BEYLICH, A., HÖPER, H., RUF, A. & WILKE, B.-M. 2005. Bewertung des Bodens als Lebensraum für Bodenorganismen im Rahmen von Planungsprozessen. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 107, 183–184.
- BLAGODATSKAYA, E. V. & ANDERSON, T.-H. 1998. Interactive effects of pH and substrate quality on the fungal-to-bacterial ratio and qCO₂ of microbial communities in forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 30, 1269–1274.
- BLANCHART, E., ALBRECHT, A., ALEGRE, J., DUBOISSET, A., GILOT, C., PASHANASI, B., LAVELLE, P. & BRUSSAARD, L., 1999. Effects of earthworms on soil structure and physical properties. In: LAVELLE, P., BRUSSAARD, L. & HENDRIX, P. (Eds.), *Earthworm Management in Tropical Agroecosystems*. CAB International, Oxon, UK, 149–171.

- BODE, M. 1996. *Charakterisierung der Bodendauerbeobachtungsflächen in Schleswig-Holstein auf der Grundlage von vegetationskundlichen, bodenzoologischen, bodenmikrobiologischen und flechtenkundlichen Untersuchungen*, Flintbek, Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein.
- BODSCHÄTZG 2007. Gesetz zur Schätzung des landwirtschaftlichen Kulturbodens (Bodenschätzungsgesetz - BodSchätzG). *Bundesgesetzblatt I*, 69, 3176-3183.
- BOUCHÉ, M. B. 1977. Stratégies Lombriciennes. *Ecological Bulletins*, 25, 122-132.
- BRANDT, I. 2016. *Vegetationskundliche Untersuchungen an fünf Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) in Schleswig-Holstein im Jahr 2015*, Flintbek, Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein.
- BRAUN-BLANQUET, J. 1964. *Pflanzensoziologie - Grundzüge der Vegetationskunde*, Wien, Springer-Verlag.
- BRIEMLE, G. 2006. Behutsame Düngung erhöht die Artenvielfalt von Magerrasen - Ergebnisse eines 22-jährigen Versuchs auf der Schwäbischen Alb. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 38, 37-44.
- BROCKETT, B. F. T., PRESCOTT, C. E. & GRAYSTON, S. J. 2012. Soil moisture is the major factor influencing microbial community structure and enzyme activities across seven biogeoclimatic zones in western Canada. *Soil Biology and Biochemistry*, 44, 9-20.
- BROOKS, P. D., WILLIAMS, M. W. & SCHMIDT, S. K. 1998. Inorganic nitrogen and microbial biomass dynamics before and during spring snowmelt. *Biogeochemistry*, 43, 1-15.
- BURBAUM, B. 2016. *Bodenübersichtskarte von Schleswig-Holstein 1:250 000 - Teil A Bodentyp*, Flintbek, Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein.
- BURBAUM, B. & FILIPINSKI, M. 2012. *Die Böden Schleswig-Holsteins Entstehung, Verbreitung, Nutzung, Eigenschaften und Gefährdung*, Flintbek, Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein.
- BURKART, M., DIERSCHKE, H., HÖLZEL, N., NOWAK, B. & FARTMANN, T. 2004. Molinio-Arrhenatheretea (E1) Kulturgrasland und verwandte Vegetationstypen Teil 2: Molinietales Futter- und Streuwiesen feucht-nasser Standorte und Klassenübersicht Molinio-Arrhenatheretea. *Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands*, 9.
- BURKE, I. C., YONKER, C. M., PARTON, W. J., COLE, C. V., SCHIMEL, D. S. & FLACH, K. 1989. Texture, Climate, and Cultivation Effects on Soil Organic Matter Content in U.S. Grassland Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 53, 800-805.
- BWALDG 1975. Gesetz zur Erhaltung des Waldes und zur Förderung der Forstwirtschaft (Bundeswaldgesetz). *Bundesgesetzblatt I*, 50, 1037-1045.
- CAPOWIEZ, Y., SAMMARTINO, S. & MICHEL, E. 2011. Using X-ray tomography to quantify earthworm bioturbation non-destructively in repacked soil cores. *Geoderma*, 162, 124-131.
- CHAN, K. Y. 2001. An overview of some tillage impacts on earthworm population abundance and diversity — implications for functioning in soils. *Soil and Tillage Research*, 57, 179-191.
- CHEN, X., CABRERA, M. L., ZHANG, L., SHI, Y. & SHEN, S. M. 2003. Long-Term Decomposition of Organic Materials with Different Carbon/Nitrogen Ratios. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 34, 41-54.
- COLE, L., BARDGETT, R. D. & INESON, P. 2000. Enchytraeid worms (Oligochaeta) enhance mineralization of carbon in organic upland soils. *European Journal of Soil Science*, 51, 185-192.
- COLE, L., BARDGETT, R. D., INESON, P. & ADAMSON, J. K. 2002. Relationships between enchytraeid worms (Oligochaeta), climate change, and the release of dissolved organic carbon from blanket peat in northern England. *Soil Biology and Biochemistry*, 34, 599-607.
- CORDESEN, E. 1993. Boden-Dauerbeobachtung in Schleswig-Holstein. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 72, 859-862.

- CUI, J., LIU, C., LI, Z., WANG, L., CHEN, X., YE, Z. & FANG, C. 2012. Long-term changes in topsoil chemical properties under centuries of cultivation after reclamation of coastal wetlands in the Yangtze Estuary, China. *Soil & Tillage Research*, 123, 50-60.
- DE BOER, W., FOLMAN, L. B., SUMMERBELL, R. C. & BODDY, L. 2005. Living in a fungal world: impact of fungi on soil bacterial niche development. *FEMS Microbiology Reviews*, 29, 795-811.
- DEUTSCHE BUNDESREGIERUNG 1985. *Unterrichtung durch die Bundesregierung - Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung - Drucksache 10/2977*, Bonn, Bundesminister des Innern.
- DEUTSCHE STRATIGRAPHISCHE KOMMISSION 2016. *Stratigraphische Tabelle Deutschland 2016*, Potsdam, Deutsches GeoForschungsZentrum.
- DIERSCHKE, H. 1989. Symphänologische Aufnahme- und Bestimmungsschlüssel für Blütenpflanzen und ihre Gesellschaften in Mitteleuropa. *Tuexenia*, 9, 477-484.
- DIN 19683-1:1973-04 1973. *DIN 19683-1:1973-04 Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau - Physikalische Laboruntersuchungen - Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung durch Siebung*, Berlin, Beuth Verlag.
- DIN 19683-2:1973-04 1973. *DIN 19683-2:1973-04 Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau - Physikalische Laboruntersuchungen - Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung nach Vorbehandlung mit Natriumpyrophosphat*, Berlin, Beuth Verlag.
- DIN ISO 10390:2005-12 2005. *DIN ISO 10390:2005-12 Bodenbeschaffenheit - Bestimmung des pH-Wertes (ISO 10390:2005)*, Berlin, Beuth Verlag.
- DIN ISO 10694:1996-08 1996. *DIN ISO 10694:1996-08 Bodenbeschaffenheit - Bestimmung von organischem Kohlenstoff und Gesamtkohlenstoff nach trockener Verbrennung (Elementaranalyse) (ISO 10694:1995)*, Berlin, Beuth Verlag.
- DIN ISO 11272:1994-01 1994. *DIN ISO 11272:1994-01 Bodenbeschaffenheit - Bestimmung der Trockenrohichte (ISO/DIS 11272:1992)*, Berlin, Beuth Verlag.
- DIN ISO 11465:1996-12 1996. *DIN ISO 11465:1996-12 Bodenbeschaffenheit - Bestimmung des Trockenrückstandes und des Wassergehalts auf Grundlage der Masse - Gravimetrisches Verfahren (ISO 11465:1993)*, Berlin, Beuth Verlag.
- DIN ISO 13878:1998-11 1998. *DIN ISO 13878:1998-11 Bodenbeschaffenheit - Bestimmung des Gesamt-Stickstoffs durch trockene Verbrennung (Elementaranalyse) (ISO 13878:1998)*, Berlin, Beuth Verlag.
- DIN ISO 14240-1:1999-10 1999. *DIN ISO 14240-1:1999-10 Bodenbeschaffenheit - Bestimmung der mikrobiellen Biomasse von Böden - Teil 1: Substrat-induziertes Respirationsverfahren (ISO 14240-1:1997)*, Berlin, Beuth Verlag.
- DIN ISO 14240-2:1999-10 1999. *DIN ISO 14240-2:1999-10 Bodenbeschaffenheit - Bestimmung der mikrobiellen Biomasse von Böden - Teil 2: Fumigations-Extraktionsverfahren (ISO 14240-2:1997)*, Berlin, Beuth Verlag.
- DIN ISO 17155:2003-06 2003. *DIN ISO 17155:2003-06 Bodenbeschaffenheit - Bestimmung der Abundanz und Aktivität der Bodenmikroflora mit Hilfe von Atmungskurven (ISO 17155:2002)*, Berlin, Beuth Verlag.
- DOUBE, B. M., STEPHENS, P. M., DAVOREN, C. W. & RYDER, M. H. 1994. Interactions between earthworms, beneficial soil microorganisms and root pathogens. *Applied Soil Ecology*, 1, 3-10.
- DUNGER, W. & FIEDLER, H. J. 1997. *Methoden der Bodenbiologie*, Stuttgart, Gustav Fischer Verlag.
- EDWARDS, C. A. & FLETCHER, K. E. 1988. Interactions between Earthworms and Microorganisms in Organic-matter Breakdown. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 24, 235-247.

- EG 2007. VERORDNUNG (EG) Nr. 834/2007 DES RATES vom 28. Juni 2007 über die ökologische/biologische Produktion und die Kennzeichnung von ökologischen/biologischen Erzeugnissen und zur Aufhebung der Verordnung (EWG) Nr. 2092/91. *Amtsblatt der Europäischen Union*, L 189.
- ELLENBERG, H., WEBER, H. E., WIRTH, V., DÜLL, R., WERNER, W. & PAULISSEN, D. 1991. *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa – Scripta Geobotanica XVIII*, Göttingen, Goltze-Verlag.
- ELSNER, D.-C. & MIERWALD, U. 2002. *Zehn Jahre vegetationskundliche Untersuchungen auf Boden-Dauerbeobachtungsflächen*, Flintbek, Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein.
- EPSTEIN, H. E., LAUENROTH, W. K. & BURKE, I. C. 1997. Effects of temperature and soil texture on ANPP in the U.S. Great Plains. *Ecology*, 78, 2628–2631.
- ETTEMA, C. H. & WARDLE, D. A. 2002. Spatial soil ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 17, 177–183.
- FIENCKE, C., WOLOSZCZYK, P., GRABELLUS, B., PFEIFFER, E.-M. & ELSNER, D.-C. 2018. *Bodenmikrobiologische Untersuchungen an 12 Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) in Schleswig-Holstein im Jahr 2016 (Wald- und vorwiegend extensive Grünland- und Sonderstandorte)*, Flintbek, Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein.
- FIERER, N. & JACKSON, R. B. 2006. The diversity and biogeography of soil bacterial communities. *PNAS*, 103, 626–631.
- FLIEßBACH, A., OBERHOLZER, H.-R., GUNST, L. & MÄDER, P. 2007. Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 118, 273–284.
- FORSTER, R. C. 1988. Microenvironments of soil microorganisms. *Biology and Fertility of Soils*, 6, 189–203.
- GAN, Y., LIANG, B. C., LIU, L. P., WANG, X. Y. & MCDONALD, C. L. 2011. C : N ratios and carbon distribution profile across rooting zones in oilseed and pulse crops. *Crop and Pasture Science*, 62, 496–503.
- GEISSELER, D. & HORWATH, W. R. 2009. Short-term dynamics of soil carbon, microbial biomass, and soil enzyme activities as compared to longer-term effects of tillage in irrigated row crops. *Biology and Fertility of Soils*, 46, 65–72.
- GRAEFE, U. 1993. Die Gliederung von Zersetzergesellschaften für die standortsökologische Ansprache. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 69, 95–98.
- GRAEFE, U. & BEYLICH, A. 2003. Critical values of soil acidification for annelid species and the decomposer community. *Newsletter on Enchytraeidae*, 8, 51–55.
- GRAEFE, U., ELSNER, D.-C. & NECKER, U. 1998. Monitoring auf Boden-Dauerbeobachtungsflächen: Bodenzologische Parameter zur Kennzeichnung des biologischen Bodenzustandes. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 87, 343–346.
- GRAEFE, U., GEHRMANN, J. & STEMPELMANN, I. 2001. Bodenzologisches Monitorlog auf EU-Level 11-Dauerbeobachtungsflächen in Nordrhein-Westfalen. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 96, 331–332.
- GRIFFITH, G. S., CRESSWELL, A., JONES, S. & ALLEN, D. K. 2000. The nitrogen handling characteristics of white clover (*Trifolium repens* L.) cultivars and a perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.) cultivar. *Journal of Experimental Botany*, 51, 1879–1892.
- GRUBE, A. & GRUBE, F. 2002. Zur Geologie der Liether Kalkgrube und des Salzstockes Elmshorn. *Beihefte zum European Journal of Mineralogy*, 14, 243–248.

- HASSINK, J. 1994. Effect of soil texture on the size of the microbial biomass and on the amount of c and n mineralized per unit of microbial biomass in dutch grassland soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 26, 1573–1581.
- HAYAT, R., ALI, S., AMARA, U., RABIA, K. & IFTIKHAR, A. 2010. Soil beneficial bacteria and their role in plant growth promotion: a review. *Annals of Microbiology*, 60, 579–598.
- HEINEMEYER, O., INSAM, H., KAISER, E. A. & WALENZIK, G. 1989. Soil microbial biomass and respiration measurements: An automated technique based on infra-red gas analysis. *Plant and Soil*, 116, 191–195.
- HENDRIX, P. F., MUELLER, B. R., BRUCE, R. R., LANGDALE, G. W. & PARMELEE, R. W. 1992. Abundance and distribution of earthworms in relation to landscape factors on the Georgia Piedmont, U.S.A. *Soil Biology and Biochemistry*, 24, 1357–1361.
- HÖPER, H. & KLEEFISCH, B. 2001. Untersuchung bodenbiologischer Parameter im Rahmen der Boden-Dauerbeobachtung in Niedersachsen. Bodenbiologische Referenzwerte und Zeitreihen. *Arbeitshefte Boden*, 4, 1–94.
- HÜPPE, J. 1987. Die Ackerunkrautgesellschaften in der Westfälischen Bucht. *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde*, 49.
- HUSCHEK, G. & KRENGEL, D. 2004. Länderübergreifende Auswertung von Daten der Bodendauerbeobachtung der Länder: Forschungsbericht 20171244 UBA-FB 000726, Berlin, Umweltbundesamt.
- INSAM, H. 1990. Are the soil microbial biomass and basal respiration governed by the climatic regime? *Soil Biology and Biochemistry*, 22, 525–532.
- ISERMEYER, H. 1952. Eine einfache Methode zur Bestimmung der Bodenatmung und der Karbonate im Boden. *Zeitschrift für Pflanzenernährung, Düngung, Bodenkunde*, 56, 26–38.
- JACOBY, R., PEUKERT, M., SUCCURRO, A., KOPRIVOVA, A. & KOPRIVA, S. 2017. The Role of Soil Microorganisms in Plant Mineral Nutrition—Current Knowledge and Future Directions. *Frontiers in Plant Science*, 8, 1617.
- JÄNSCH, S., RÖMBKE, J. & DIDDEN, W. 2005. The use of enchytraeids in ecological soil classification and assessment concepts. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 62, 266–277.
- JENNY, H. 1941. *Factors of soil formation*, New York, USA, McGraw-Hill, New York.
- JÖRGENSEN, R. G. 1995. Die quantitative Bestimmung der mikrobiellen Biomasse in Böden mit der Chloroform-Fumigations-Extraktions-Methode. *Göttinger Bodenkundliche Berichte*, 104, 1–229.
- KAISER, K., WEMHEUER, B., KOROLKOW, V., WEMHEUER, F., NACKE, H., SCHÖNING, I., SCHRUMPF, M. & DANIEL, R. 2016. Driving forces of soil bacterial community structure, diversity, and function in temperate grasslands and forests. *Scientific Reports*, 6, 33696.
- KUHNT, D. 1989. Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Schleswig-Holstein Auswahl und Einrichtung *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 59, 923–926.
- LANGE, M., EISENHAUER, N., SIERRA, C. A., BESSLER, H., ENGELS, C., GRIFFITHS, R. I., MEL-LADO-VÁZQUEZ, P. G., MALIK, A. A., ROY, J., SCHEU, S., STEINBEISS, S., THOMSON, B. C., TRUMBORE, S. E. & GLEIXNER, G. 2015. Plant diversity increases soil microbial activity and soil carbon storage. *Nature Communications*, 6, 6707.
- LAUBER, C. L., HAMADY, M., KNIGHT, R. & FIERER, N. 2009. Pyrosequencing-Based Assessment of Soil pH as a Predictor of Soil Bacterial Community Structure at the Continental Scale. *Applied and Environmental Microbiology*, 75, 5111–5120.
- LAVELLE, P. 1988. Earthworm activities and the soil system. *Biology and Fertility of Soils*, 6, 237–251.
- LAVELLE, P. 1996. Diversity of Soil Fauna and Ecosystem Function. *Biology International*, 33, 3–16.

- LAVELLE, P., CHAUVEL, A. & FRAGOSO, C. 1995. Faunal activity in acid soils. In: DATE, R. A., GRUNDON, N. J., RAYMENT, G. E. & PROBERT, M. E. (eds.) *Plant-Soil Interactions at Low pH: Principles and Management*. Dordrecht: Springer.
- LBODSCHG 2002. Gesetz zur Ausführung und Ergänzung des Bundes-Bodenschutzgesetzes (Landesbodenschutz- und Altlastengesetz – LBodSchG). *Gesetz- und Verordnungsblatt für Schleswig-Holstein*, 5, 60–64.
- LIEDTKE, H. 2003. Deutschland zur letzten Eiszeit. In: LEIBNIZ-INSTITUT FÜR LÄNDERKUNDE (ed.) *Nationalatlas Bundesrepublik Deutschland – Relief, Boden und Wasser*. Berlin, Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag.
- LLUR 2011. *Bericht zur Boden-Dauerbeobachtung in Schleswig-Holstein (4. Fortschreibung; Stand: August 2011)*, Flintbek, Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein.
- LLUR 2012. *Geologische Übersichtskarte von Schleswig-Holstein 1:250 000*, Flintbek, Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume – Geologischer Dienst.
- LONDO, G. 1976. The Decimal Scale for Relevés of Permanent Quadrats. *Vegetatio*, 33, 61–64.
- LUEDERS, T., KINDLER, R., MILTNER, A., FRIEDRICH, M. W. & KAESTNER, M. 2006. Identification of Bacterial Micropredators Distinctively Active in a Soil Microbial Food Web. *Applied and Environmental Microbiology*, 72, 5342–5348.
- MANZONI, S., TAYLOR, P., RICHTER, A., PORPORATO, A. & ÅGREN, G. I. 2012. Environmental and stoichiometric controls on microbial carbon-use efficiency in soils. *New Phytologist*, 196, 79–91.
- MCENROE, N. A. & HELMISAARI, H.-S. 2001. Decomposition of coniferous forest litter along a heavy metal pollution gradient, south-west Finland. *Environmental Pollution*, 113, 11–18.
- MELUND 2014. *Richtlinien für die Förderung ökologischer Anbauverfahren im Rahmen der Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“*, Kiel, Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung des Landes Schleswig-Holstein.
- MELUND. 2019. *Umweltdatenatlas – Daten zum Hauptnaterraum Marsch* [Online]. Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung Schleswig-Holstein. Available: http://141.91.173.101/agrar/bericht/ar_natraumdaten.php?nraum=684 [Accessed 21.03.2019].
- MEYER, S., HILBIG, W., STEFFEN, K. & SCHUCH, S. 2013. Ackerwildkrautschutz – Eine Bibliographie. *BfN-Skripten*, 351. Available: <https://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/service/skript351.pdf> [Accessed 29.04.2019]
- MICHELSEN, A., ANDERSSON, M., JENSEN, M., KJOLLER, A. & GASHEW, M. 2004. Carbon stocks, soil respiration and microbial biomass in fire-prone tropical grassland, woodland and forest ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry*, 36, 1707–1717.
- MOOSHAMMER, M., WANER, W., HÄMMERLE, I., FUCHSLUEGER, L., HOFHANSL, F., KNOLTSCH, A., SCHNECKER, J., TAKRITI, M., WATZKA, M., WILD, B., KEIBLINGER, K. M., ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S. & RICHTER, A. 2014. Adjustment of microbial nitrogen use efficiency to carbon:nitrogen imbalances regulates soil nitrogen cycling. *Nature Communications*, 5, 3694.
- MUCINA, L. 1993. *Stellarietea mediae*. In: MUCINA, L., GRABHERR, G. & ELLMAUER, T. (eds.) *Die Pflanzengesellschaften Österreichs – Teil I*. Jena: Gustav Fischer Verlag.
- MÜLLER, W. 1962. Der Ablauf der holozänen Meerestransgression an der südlichen Nordseeküste und Folgerungen in Bezug auf eine geochronologische Holozängliederung. *Eiszeitalter und Gegenwart*, 13, 197–226.
- MULNV 2015. *Richtlinien zur Förderung von Agrarumweltmaßnahmen RdErl. des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz II A 4 – 62.71.30 vom 29.*

- Oktober 2015, Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.
- NACKE, H., THÜRMER, A., WOLLHERR, A., WILL, C., HODAC, L., HEROLD, N., SCHÖNING, I., SCHRUMPF, M. & DANIEL, R. 2011. Pyrosequencing-Based Assessment of Bacterial Community Structure Along Different Management Types in German Forest and Grassland Soils. *PLoS One*, 6, e17000.
- NDAYEGAMIYE, A. & CÔTÉ, D. 1989. Effect of long-term pig slurry and solid cattle manure application on soil chemical and biological properties. *Canadian Journal of Soil Science*, 69, 39-47.
- NERGER, R., SCHIMMING, C.-G. & FOHRER, N. 2011. *Boden-Dauerbeobachtung Schleswig-Holstein: Auswertung der Projektergebnisse im Hinblick auf Aussagen zu Veränderungen von Böden, Aussagefähigkeit und Optimierung der eingesetzten Untersuchungsverfahren*, Flintbek, Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein.
- OBERDORFER, E. 1988. Gedanken zur Umgrenzung der Klasse Querco-Fagetea und zur Verknüpfung der Pflanzensoziologie mit der Formationskunde auf der Grundlage der Kennartenmethode. *Tuexenia*, 8, 375-379.
- ODUM, E. P. 1985. Trends Expected in Stressed Ecosystems. *BioScience*, 35, 419-422.
- OTTOW, J. C. G. 2011. *Mikrobiologie von Böden - Biodiversität, Ökophysiologie und Metagenomik*, Berlin, Heidelberg, Springer Verlag.
- PALM, J., VAN SCHAIK, N. L. M. B. & SCHRÖDER, B. 2013. Modelling distribution patterns of anecic, epigeic and endogeic earthworms at catchment-scale in agro-ecosystems. *Pedobiologia - International Journal of Soil Biology*, 56, 23-31.
- PELL, M., STENSTRÖM, J. & GRANHALL, U. 2006. Soil Respiration. In: BLOEM, J., HOPKINS, D. W. & BENEDETTI, A. (eds.) *Microbial Methods for Assessing Soil Quality*. Wallingford, Oxfordshire, U.K.: CAB International.
- PÉRÈS, G., VANDENBULCKE, F., GUERNION, M., HEDDE, M., BEGUIRISTAIN, T., DOUAY, F., HOUOT, S., PIRON, D., RICHARD, A., BISPO, A., GRAND, C., GALSOMIES, L. & CLUZEAU, D. 2011. Earthworm indicators as tools for soil monitoring, characterization and risk assessment. An example from the national Bioindicator programme (France). *Pedobiologia*, 54, 77-87.
- POTT, R. & HÜPPE, J. 2007. *Spezielle Geobotanik Pflanze - Klima - Boden*, Berlin Heidelberg, Springer-Verlag.
- QUIRIN, M. & EMMERLING, C. 2004. *Gesamtgutachten zu bodenmikrobiologischen Untersuchungen an den BDF in Schleswig-Holstein im Zeitraum von 1995 bis 2002*, Flintbek, Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein.
- RAWLS, W. J., BRAKENSIEK, D. L. & SAXTON, K. E. 1982. Estimating soil water properties. *Transactions of the ASAE*, 25, 1316-1320.
- ROUSK, J., BÅÅTH, E., BROOKES, P. C., LAUBER, C. L., LOZUPONE, C., CAPORASO, J. G., KNIGHT, R. & FIERER, N. 2010. Soil bacterial and fungal communities across a pH gradient in an arable soil. *The ISME Journal*, 4, 1340-1351.
- ROUSK, J., BROOKES, P. C. & BÅÅTH, E. 2009. Contrasting Soil pH Effects on Fungal and Bacterial Growth Suggest Functional Redundancy in Carbon Mineralization. *Applied and Environmental Microbiology*, 75, 1589-1596.
- SAG 1991. Konzeption zur Einrichtung von Boden-Dauerbeobachtungsflächen – Bericht der Unterarbeitsgruppe "Boden-Dauerbeobachtungsflächen" im Auftrag der Sonderarbeitsgruppe "Informationsgrundlagen Bodenschutz". *Arbeitshefte Bodenschutz*. München: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen.

- SCHEU, S. 1987. The role of substrate feeding earthworms (Lumbricidae) for bioturbation in a beechwood soil. *Oecologia*, 72, 192–196.
- SCHEU, S. 2002. The soil food web: structure and perspectives. *European Journal of Soil Biology*, 38, 11–20.
- SCHILLI, C., RINKLEBE, J., LISCHIED, G., KAUFMANN-BOLL, C. & LAZAR, S. 2011. *Auswertung der Veränderungen des Bodenzustands für Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) und Validierung räumlicher Trends unter Einbeziehung anderer Messnetze Teil B: Datenauswertung und Weiterentwicklung des Monitorings*, Dessau-Roßlau, Umweltbundesamt.
- SCHNÜRER, J., CLARHOLM, M. & ROSSWALL, T. 1985. Microbial biomass and activity in an agricultural soil with different organic matter contents. *Soil Biology and Biochemistry*, 17, 611–618.
- SHIPLEY, B., BELLUAU, M., KÜHN, I., SOUDZILOVSKAIA, N., BAHN, M., PENUELAS, J., KATTGE, J., SACK, L., CAVENDER-BARES, J., OZINGA, W., BLONDER, B., BODEGOM, P., MANNING, P., HICKLER, T., SOSINSKI, E., PILLAR, V., ONIPCHENKO, V. & POSCHLOD, P. 2017. Predicting habitat affinities of plant species using commonly measured functional traits. *Journal of Vegetation Science*, 28, 1082–1095.
- SINGH, S., SINGH, J. & VIG, A. P. 2016. Effect of abiotic factors on the distribution of earthworms in different land use patterns. *The Journal of Basic & Applied Zoology*, 74, 41–50.
- SMITH, R. G., MCSWINEY, C. P., GRANDY, A. S., SUWANWAREE, P., SNIDER, R. M. & ROBERTSON, G. P. 2008. Diversity and abundance of earthworms across an agricultural land-use intensity gradient. *Soil and Tillage Research*, 100, 83–86.
- SOMMER, M., EHRMANN, O., FRIEDEL, J. K., MARTIN, K., VOLLMER, T. & TURIAN, G. 2002. Böden als Lebensraum für Organismen – Regenwürmer, Gehäuselandschnecken und Bodenmikroorganismen in Wäldern Baden-Württembergs. *Hohenheimer Bodenkundliche Hefte*, 63.
- SPARLING, G. P. 1992. Ratio of Microbial Biomass Carbon to Soil Organic-Carbon as a Sensitive Indicator of Changes in Soil Organic-Matter. *Australian Journal of Soil Research*, 30, 195–207.
- SPEHN, E. M., JOSHI, J., SCHMID, B., ALPHEI, J. & KÖRNER, C. 2000. Plant diversity effects on soil heterotrophic activity in experimental grassland ecosystems. *Plant and Soil*, 224, 217–230.
- SRIVASTAVA, S. C. & SINGH, J. S. 1991. Microbial C, N and P in dry tropical forest soils: Effects of alternate land-uses and nutrient flux. *Soil Biology and Biochemistry*, 23, 117–124.
- STATISTIKAMT NORD 2016. *Bodenflächen in Schleswig-Holstein am 31.12.2015 nach Art der tatsächlichen Nutzung*, Hamburg, Statistisches Amt für Hamburg und Schleswig-Holstein.
- STATISTIKAMT NORD 2018. *Statistisches Jahrbuch Schleswig-Holstein 2017/2018*, Hamburg, Statistisches Amt für Hamburg und Schleswig-Holstein.
- STEINMANN, T., WELP, G., HOLBECK, B. & AMELUNG, W. 2016. Long-term development of organic carbon contents in arable soil of North Rhine-Westphalia, Germany, 1979–2015. *European Journal of Soil Science*, 67, 616–623.
- STEWIG, R. 1982. *Landeskunde von Schleswig-Holstein*, Berlin, Bornträger Verlag.
- STOCKER, O. 1952. *Grundriss der Botanik*, Berlin, Göttingen, Heidelberg, Springer-Verlag.
- ŠTURSOVÁ, M., ŽIFČÁKOVÁ, L., LEIGH, M. B., BURGESS, R. & BALDRIAN, P. 2012. Cellulose utilization in forest litter and soil: identification of bacterial and fungal decomposers. *FEMS Microbiology Ecology*, 80, 735–746.
- TOMATI, U., GRAPPELLI, A. & GALLI, E. 1988. The hormone-like effect of earthworm casts on plant growth. *Biology and Fertility of Soils*, 5, 288–294.

- UMWELTBUNDESAMT. 2018a. *Boden beobachten und bewerten* [Online]. Available: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/boden-landwirtschaft/boden-schuetzen/boden-beobachten-bewerten#textpart-1> [Accessed 10.08.2018].
- UMWELTBUNDESAMT 2018b. *Umwelt und Landwirtschaft 2018*, Dessau-Roßlau, Umweltbundesamt.
- VAN BERGEN, P. F., NOTT, C. J., BULL, I. D., POULTON, P. R. & EVERSLED, R. P. 1998. Organic geochemical studies of soils from the Rothamsted Classical Experiments—IV. Preliminary results from a study of the effect of soil pH on organic matter decay. *Organic Geochemistry*, 29, 1779–1795.
- VAN DER HEIJDEN, M. G. A., BARDGETT, R. D. & VAN STRAALLEN, N. M. 2008. The unseen majority: soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, 11, 296–310.
- VAN MEETEREN, M. J. M., TIETEMA, A. & WESTERVELD, J. W. 2007. Regulation of microbial carbon, nitrogen, and phosphorus transformations by temperature and moisture during decomposition of *Calluna vulgaris* litter. *Biology and Fertility of Soils*, 44, 103–112.
- VANCE, E. D., BROOKES, P. C. & JENKINSON, D. S. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry*, 19, 703–707.
- VDLUFA 1991. A 6.1.2.1 Bestimmung von Ammonium-Stickstoff – 3. Teillieferung 2002. *VDLUFA Methodenbuch Band I Die Untersuchung von Böden*. Darmstadt: VDLUFA-Verlag.
- WOLOSZCZYK, P., FIENCKE, C., GRABELLUS, B., PFEIFFER, E.-M. & ELSNER, D.-C. 2018. *Bodenmikrobiologische Untersuchungen an 12 Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) in Schleswig-Holstein im Jahr 2017 (vorwiegend intensiv genutzte Grünland- und ökologisch genutzte Ackerflächen)*, Flintbek, Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein.
- WOLOSZCZYK, P., FIENCKE, C., GRABELLUS, B., PFEIFFER, E.-M. & ELSNER, D.-C. 2019. *Bodenmikrobiologische Untersuchungen an 13 Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) in Schleswig-Holstein im Jahr 2018 (ackerbaulich genutzte Standorte)*, Flintbek, Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein.
- YOU, S.-J., YIN, Y. & ALLEN, H. E. 1999. Partitioning of organic matter in soils: effects of pH and water/soil ratio. *Science of The Total Environment*, 227, 155–160.
- ZAK, D. R., HOLMES, W. E., WHITE, D. C., PEACOCK, A. D. & TILMAN, D. 2003. Plant Diversity, Soil Microbial Communities, And Ecosystem Function: Are There Any Links? *Ecology*, 84, 2042–2050.
- ZHALNINA, K., DIAS, R., DÖRR DE QUADROS, P., DAVIS-RICHARDSON, A., CAMARGO F. A. O., CLARK, I. M., MCGRATH, S. P., HIRSCH, P. R. & TRIPLETT, E. W. 2015. Soil pH Determines Microbial Diversity and Composition in the Park Grass Experiment. *Microbial Ecology*, 69, 395–406.

ANHANG

Untersuchungsmethodik im BDF-Programm

Bodenkundliche Klassifikation

Als Grundlage jeder Standortcharakterisierung diente die Beschreibung der Bodenform als Bestandteil der vorherrschenden Bodengesellschaft des dazugehörigen Landschaftsraums. Diese Beschreibung erfolgte am Leitprofil, welches bei der Flächeneinrichtung am Rand jeder BDF angelegt wurde, und basierte auf den Vorgaben der Bodenkundlichen Kartieranleitung (aktuell Ad-Hoc-AG Boden, 2005). Hierbei wurden die Bodenhorizonte und die geologischen Schichten anhand derer pedogener und geogener Merkmalsausprägungen differenziert und mit den jeweils entsprechenden Symbolen gekennzeichnet. Über die Hauptsymbole der Horizonte, die Horizontmächtigkeiten und Tiefen sowie über die Zusatzsymbole wurden die bodenkundlichen Abteilungen, Klassen und Typen nach dem Bestimmungsschlüssel der Bodenkundlichen Kartieranleitung bestimmt. Anhand von spezifischen Horizontabfolgen wurde der Bodentyp dabei auf dem Subtyp-Niveau beschrieben. Zur Kennzeichnung der Substratart wurden die Substratgenese, die Gesamtbodenart, das Bodenausgangsgestein sowie dessen Stratigraphie herangezogen, was in Kombination mit dem Bodentyp eine verkürzte, aber hinreichende Beschreibung der geologischen und bodengenetischen Prozesse zur Unterscheidung oder Gruppierung von Standorten ermöglicht.

Erhebung von Bewirtschaftungsdaten

Die Nutzungsform und die Nutzungsintensität eines Standorts bestimmen maßgeblich den Grad der anthropogenen Landschaftsprägung. Diese bewirtschaftungsbedingten Eingriffe sind Bestandteil der standörtlichen Stoffkreisläufe und daher direkt an die bodenökologischen Prozesse geknüpft. Zur Erfassung der landwirtschaftlich bedingten Stoffeinträge und Stoffausträge werden von den Bewirtschaftern sogenannte Schlagkarteien geführt, in denen die Einzelmaßnahmen auf dafür vorgesehenen Formularvorlagen qualitativ, mengenmäßig und terminlich dokumentiert werden. Zu den wesentlichen Inhalten der Schlagkarteien zählen die Angaben über die Maßnahmen der mechanischen Bodenbearbeitung (Pflügen, Grubbern, etc.), der Düngung (Wirtschaftsdünger, Mineraldünger, Gründüngung, etc.), des Pflanzenanbaus (Aussaat, Ernte, Mahd, etc.) und des Pflanzenschutzes (Herbizide, Insektizide, etc.). Für beweidete Standorte werden zudem die Beweidungsdauer sowie die Besatzdichte entsprechend der standardisierten Großvieheinheiten (GVE) pro Hektar Fläche angegeben. Die geführten Schlagkarteien werden nach Ablauf des Wirtschaftsjahres an das Landesamt (LLUR) übermittelt, in dem die Angaben

geprüft und digitalisiert werden. Die Bewirtschaftungsdaten werden anschließend in eine Datenbank überführt, welche sowohl die dokumentierten Einzelmaßnahmen als auch die Jahresbilanzen beinhaltet.

Für naturnahe Standorte, welche keiner systematischen Bewirtschaftung unterliegen, werden keine Schlagkarteien geführt. Dennoch liegen Informationen über vereinzelt extensive Schafbeweidung an naturgeschützten Standorten vor. Die Bewirtschaftung der Wälder beschränkt sich auf die Entnahme einzelner Stämme, was jedoch nicht in der Schlagkartei protokolliert wird. Hierfür wird ein gesondertes Aufnahmeformblatt verwendet.

Bodenzoologische Untersuchungen

Die bodenzoologischen Untersuchungen sind seit 1992 ein wesentlicher Bestandteil der Boden-Dauerbeobachtung in Schleswig-Holstein und gehen zurück auf die Monitoring-Konzeption der Sonderarbeitsgruppe „Informationsgrundlagen Bodenschutz“ (SAG, 1991). Diese sieht die Erfassung von Regenwürmern (Lumbriciden) als Vertreter der Megafauna auf BDF-Standorten vor sowie ergänzende Organismengruppen der Mesofauna. Aus diesen Gruppen wurden die Kleiningelwürmer (Enchyträen) ausgewählt um einen Vergleichsparameter über die Landnutzungen hinweg zu erhalten, welcher auch auf Regenwurm-arme Standorte anwendbar ist (Graefe *et al.*, 1998). Die bodenzoologischen Untersuchungen erfolgen jährlich an jeweils sechs bzw. sieben Standorten, so dass die Untersuchungen an jedem Standort in einem Sechsjahreszyklus wiederholt werden. Die Auswahl der Standorte ist jeweils an die Standorte der darauffolgenden bodenmikrobiologischen Untersuchungen geknüpft, wobei von den zwölf bodenmikrobiologisch untersuchten Standorten zunächst sechs bodenzoologisch untersucht werden und die übrigen sechs in der darauffolgenden Untersuchungskampagne sechs Jahre später. Die Probenentnahme für die bodenzoologischen Untersuchungen ist den bodenmikrobiologischen Beprobungen zeitlich vorangestellt und findet im Herbst des jeweiligen Vorjahres statt. Aktuell wurden vier bodenzoologische Untersuchungskampagnen durchgeführt, wobei an den später eingerichteten Standorten erst zwei Untersuchungen durchgeführt wurden.

Probenentnahme für bodenzoologische Untersuchungen: Die Probenentnahme für bodenzoologische Untersuchungen erfolgt durch Mitarbeiter des Instituts für angewandte Bodenbiologie Hamburg (IFAB) und wird in der Regel zwischen September und November durchgeführt. Die Entnahme der Proben findet an jeweils zehn Stellen außerhalb der Kernfläche statt, wovon je zwei Stellen an den BDF-Ecken und zwei weitere Stellen mittig der BDF-Kanten angeordnet sind (Abbildung 4.1). Zur Entnahme von oberflächennahen Regenwürmern dienen jeweils zwei 250 cm² große und 10 cm Tiefe Bodenausstiche, aus welchen die Lumbriciden manuell entnommen werden. Organische Auflagen auf Waldstandorten werden ebenfalls manuell durchsucht. Kleinere Individuen werden im Labor durch fünf- bis zehntägiges Trocknen in einem Kempson-Apparat ausgetrieben und aufgefangen. Tiefgrabende Regenwürmer werden vor Ort aus dem

Bodenkörper ausgetrieben, indem 10 l einer 0,4 %-igen Formalinlösung (CH_2O) über eine abgegrenzte Fläche von 0,25 m² in den Boden eingebracht werden. Aufgesammelte Tiere werden in eine Fixierlösung überführt (Beylich & Graefe, 2012). Die Entnahme von Kleinringelwürmern erfolgt mittels Stechrohr (Acker: \varnothing 38 mm und 24 cm Einstichtiefe, Grünland und Wald: \varnothing 50 mm und 10 cm Einstichtiefe). Der entnommene Boden-Kern wird anschließend in vier Tiefenstufen von gleicher Mächtigkeit geteilt. Die Extraktion der Enchyträen erfolgt durch eine zweitägige Wässerung und einmaligem Wasserwechsel mit der Wassertauchmethode ohne Wärmequelle nach Graefe (beschrieben in Dunger & Fiedler (1997)). Die gefangenen und extrahierten Anneliden (Ringelwürmer, umfasst Lumbriciden und Enchyträen) werden gezählt, gewogen und auf der Artenebene bestimmt. Für weitergehende Auswertungen werden die Anneliden entsprechend ihrer Artenzusammensetzungen zu Strategietypen und Zersetzergesellschaften zusammengefasst (siehe Abschnitt 2.2.3).

Vegetationskundliche Untersuchungen

Die vegetationskundlichen Untersuchungen an den Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Schleswig-Holstein werden seit 1990 durchgeführt und bilden damit eine bedeutende Ergänzung zu den oben beschriebenen bodenbiologischen Untersuchungsprogrammen. Die Grundlage dieser Untersuchungen ist die Bestimmung der Gefäßpflanzenarten und deren Flächenanteilen sowohl an der gesamten BDF als auch an repräsentativ ausgewählten Flächenabschnitten. Zu diesem Zweck wird das folgende dreistufige Erfassungsverfahren angewendet (Elsner & Mierwald, 2002): „1. Grobe Erfassung des Umlands der BDF, Nutzung und Vegetationstypen; 2. Erfassung aller Arten auf der BDF, pflanzensoziologische Belegaufnahmen, Strukturbeschreibung; 3. Detaillierte Aufnahme von Subplots (Dauerflächen), Erfassung von Artmächtigkeit, Vitalität und phänologischem Zustand.“ Der erste Punkt umfasst dabei die übergeordnete Beschreibung der Vegetation (z. B. Grünland, Laubwald), welche sich aus der Nutzungsform am Standort und der Umlandkartierung ergibt. Im zweiten Schritt erfolgt die Erstellung einer Gesamtartenliste für die BDF mit Angabe der ökologischen Zeigerwerte (Feuchtezahl, Reaktionszahl, Stickstoffzahl) nach Ellenberg *et al.* (1991). Zur Einordnung der Arten in pflanzensoziologische Einheiten werden Belegaufnahmen entsprechend dem System von Braun-Blanquet (1964) durchgeführt, wobei die vorhandenen Pflanzengesellschaften anhand von homogenen und ausreichend großen Teilflächen innerhalb der BDF von der Klassenebene über die Ordnung und den Verband bis hin zur Assoziationsebene bestimmt werden. Mit der Strukturbeschreibung wird die Verteilung der Pflanzengesellschaften über die Gesamtfläche sowie der Entwicklungszustand der Arten dokumentiert. Der dritte Schritt des Erfassungsverfahrens beinhaltet die Vegetationsaufnahme auf kleineren Dauerflächen (sogenannte Dauerquadrate, je vier à 10 m²), wobei für die vorhandenen Arten deren prozentuale Deckungsanteile zur Kennzeichnung der

Artmächtigkeit nach Londo (1976) geschätzt werden. Zur Angabe der Vitalität und des phänologischen Zustands werden die Wüchsigkeit (sofern von der Norm abweichend) und das Entwicklungsstadium nach Dierschke (1989) herangezogen. Eine detaillierte Beschreibung der Aufnahmemethoden und der Aufnahmeflächen für fünf untersuchte Grünlandstandorte befindet sich in Brandt (2016).

Ursprünglich waren die vegetationskundlichen Untersuchungen in Dreijahresintervallen, bzw. fünfjährlich an naturnahen und Wald-Standorten vorgesehen (Elsner & Mierwald, 2002). Im Zuge der Verfahrensoptimierung (Nerger *et al.*, 2011) wurden die intensiv bewirtschafteten Standorte aufgrund der vorherrschenden Artenarmut von weiteren Untersuchungen ausgenommen. Seit 2012 werden noch zehn Standorte (je fünf unter Wald und extensiver bzw. naturnaher Grünlandnutzung) in Sechsjahreszyklen vegetationskundlich untersucht, wobei die Untersuchungen alle drei Jahre abwechselnd auf jeweils einer Hälfte dieser Standorte erfolgen. Zuletzt wurden die vegetationskundlichen Untersuchungen in zwei Durchgängen durchgeführt, wovon der Hauptdurchgang auf die Monate Mai bis Juli entfiel und der Ergänzungsdurchgang im September durchgeführt wurde (Brandt, 2016). Mit diesem Verfahren wurden auch spätblühende Pflanzenarten erfasst, welche zum Zeitpunkt des Hauptdurchgangs im vorhandenen Bestand nicht erkennbar waren.