

MASTERARBEIT

Modellierung von Stoffkreisläufen im Boden
an zwei Österreichischen Waldstandorten
mittels MoBiLE-DNDC2

von Verena Stingl

Zur Erlangung des akademischen Grades
Diplomingenieurin des individuellen Masterstudiums
Environmental Risk Management

unter Anleitung von Dr. Barbara Kitzler und
Univ.Prof. Dr. Sophie Zechmeister-Boltenstern.

eingereicht am

Institut für Bodenforschung
Departement der Wald- und Bodenwissenschaften
Universität für Bodenkultur, Wien

Wien, 29.10.2011

But Ding braucht Weile...

Danksagung und Anerkennung

Frau Dr. Barbara Kitzler möchte ich an dieser Stelle für die herausfordernde Themenstellung, die stets enthusiastische Betreuung meiner Arbeit und den ganz wichtigen Motivationsschub für die Fertigstellung danken.

Frau Univ.Prof Dr. Sophie Zechmeister-Boltenstern möchte ich ebenso für die Bereitstellung des Themas, für interessante Frühstücke und die Anleitung zur wissenschaftlichen Arbeit danken.

Dem IMK-IFU Garmisch-Partenkirchen, allen voran Herrn Dr. Arjan de Brujin, Herrn Dr. Ralf Kiese und Herrn Dr. Klaus Butterbach-Bahl, möchte ich für die Bereitstellung des Modells MoBiLe-DNDC2 und die wertvolle Einführung und Erklärungen zum Modell danken, sowie den angenehmen Aufenthalt im beschaulichen Garmisch-Partenkirchen.

Vielen Dank auch an das Klimaforschungsprogramm StartClim, das meinen Forschungsaufenthalt in Garmisch finanziert hat und mir auch Gelegenheit gegeben hat, meine Ergebnisse außerhalb des universitären Publikums zu präsentieren.

Großer Dank gilt aber vor allem all den Menschen, die mich nie ganz vergessen ließen, dass da noch eine Diplomarbeit zu schreiben ist und die mich gerade auf der Zielgerade bis zum Ende angefeuert haben.

Diese sind im Besonderen mein Freund Nikolaus Holletschek, meine Eltern Ilse und Martin Stingl und meine Freunde David Flamme, Susi Aigner und Nastja Vogl. Und noch viele andere...

Danke euch allen dafür!

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung und Problemstellung	9
2	Zielsetzung	11
3	Allgemeiner Teil	12
3.1	Ökosystemmodelle - Bedeutung, Anwendung und Limitierungen	12
3.1.1	Modellierungsprozess	12
3.1.2	Modellklassen und das Problem der Skalierung	16
3.1.3	Aspekte der Modellierung von Waldböden	19
3.2	Der Stickstoffkreislauf im Boden und seine Darstellung in BGC-Modellen . . .	22
3.2.1	Stickstoffeintrag	22
3.2.2	Mineralisierung - Immobilisierung	24
3.2.3	Stickstoffaustrag	30
3.2.4	Denitrifikation	34
3.2.5	Fixierung von Ammoniak und organischem Stickstoff im Boden	38
3.3	Stickstoffhaltige Treibhausgase und die Bedeutung von Bodenemissionen . . .	39
3.3.1	Lachgas (N ₂ O)	39
3.3.2	Stickoxide (NO und NO ₂)	41
3.3.3	Ammoniak (NH ₃)	41
4	Material und Methoden	42
4.1	Modellbeschreibung	42
4.1.1	Das BGC-Modell DNDC2	43
4.1.2	Modellinitialisierung	49
4.1.3	Modellkalibrierung und Validierung	49
4.2	Modellanpassungen	53
4.2.1	Alternative Temperaturabhängigkeitsmodelle für die Mineralisierung . . .	53
4.2.2	Alternative Kombination der Reduktionsfaktoren	56
4.3	Verwendete Messdaten und Standortbeschreibung	59
4.3.1	Achenkirch (AK)	60

4.3.2	Klausenleopoldsdorf (KL)	62
5	Ergebnisse	63
5.1	Modellkonforme Aufbereitung der verfügbaren Standortdaten	63
5.2	Kalibrierung allgemeiner Rahmenbedingungen	64
5.2.1	Bodentemperatur	64
5.2.2	Bodenfeuchte	68
5.2.3	Vegetation	71
5.3	Kalibrierung der Treibhausgasemissionen	72
5.3.1	Kalibrierungsergebnisse Achenkirch	73
5.3.2	Kalibrierungsergebnisse Klausenleopoldsdorf	77
5.4	Validierung der Treibhausgasemissionen	78
5.5	Klimaszenarien	82
6	Zusammenfassung der Ergebnisse, Diskussion und Ausblick	83
	Abbildungsverzeichnis	86
	Tabellenverzeichnis	88
	Literatur	89
	Annex	96

Abkürzungsverzeichnis

AK	Achenkirch
BFW	Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft
BGC	Biogeochemisch
DIR	Direct Hypothesis
DOC	Dissolved Organic Carbon
DON	Dissolved Organic Nitrogen
DNDC	DeNitrification-DeComposition
GOM	Gelöstes Organisches Material
KL	Klausenleopoldsdorf
MIT	Mineralization-Immobilization-Turnover
MoBiLe	MOdular Biosphere SimuLation Environment
PAR	Parallel Scheme
THG	Treibhausgase

Zusammenfassung

Die aktuelle politische Klimadebatte behandelt beinahe ausschließlich das Treibhausgas CO_2 und dessen anthropogener Emission. Daneben gibt es aber noch weitere wichtige klimawirksame Gase, allen voran Methan (CH_4) und die stickstoffhaltigen Gase N_2O und NO_x . Für diese sind der Boden bzw. die Bodenmikrobiologie mit bis zu 60% der emittierten globalen Gesamtmenge (N_2O , unter Berücksichtigung der Landwirtschaft) ein wichtiger Faktor.

N_2O und NO – aber auch CO_2 – werden vom Boden als Produkte des mikrobiellen Abbaus von Biomasse emittiert. CH_4 kann sowohl durch anaerobe Prozesse im Boden entstehen, aber auch in den Boden aufgenommen werden (Senkenwirkung). In allen Fällen sind die beteiligten Wirkmechanismen äußerst komplex und von zahlreichen Faktoren beeinflusst.

Ökosystemmodelle helfen dabei, diese komplexen Zusammenhänge darzustellen, Verständnis für die beteiligten Dynamiken zu gewinnen und Vorhersagen über veränderte Bedingungen zu treffen.

In dieser Arbeit wurde das biogeochemische Modell MoBiLe-DNDC2 für die Modellierung von Treibhausgasemissionen aus dem Boden an zwei österreichischen Waldstandorten (Achenkirch und Klausenleopoldsdorf) herangezogen. Das Modell wurde zunächst an die Spezifika der beiden Standorte angepasst und eine Kalibrierung der Bodenbedingungen (Temperatur und Feuchtigkeit) durchgeführt.

In der Folge wurde das Modell für beide Standorte auf die Gasemissionen von CO_2 , N_2O und NO kalibriert und mit unabhängigen Datensätzen validiert (im Falle Achenkirchs mit Daten aus Bodenerwärmungsversuchen). Es konnten für CO_2 und N_2O gute Modellfits erzeugt werden, für NO lieferte das Modell jedoch keine zufriedenstellenden Ergebnisse.

Für Achenkirch wurde das Modell zur Simulation verschiedener Klimaszenarien herangezogen. Dabei zeigte sich ein deutlicher Einfluss von erhöhter Lufttemperatur auf Treibhausgasemissionen schon bei einer Erwärmung von nur 1°C . Für eine Erwärmung von $+3^\circ\text{C}$ prognostizierte das Modell CO_2 und N_2O Emissionssteigerungen von 20%.

Abstract

The current political debate on climate change focusses almost exclusively on the greenhouse gas CO₂ and its anthropogenic emission. But next to it are other important climate active gases, most important methane (CH₄) and the azotic gases NO_x and N₂O. For those, soil respectively soil microbiology are one of the determining factors with up to 60% of the total global emission (N₂O, also including agriculture related soil emissions).

N₂O and NO – but also CO₂ – are emitted from soils as a product of the microbial decomposition of biomass. CH₄ can be either produced or absorbed by the soil (forests mainly act as a sink for atmospheric CH₄). In all cases, the related mechanisms and influencing parameters are highly complex.

Ecosystem modelling helps to reveal those relationships, to understand the associated dynamics and allows to make predictions on e.g. the influence of changed environmental conditions.

For this work, the biogeochemical model MoBiLe-DNDC2 was used for modelling greenhouse gas emissions of soils for two Austrian forest sites (Achenkirch and Klausenleopoldsdorf). In a first step, the model was adapted to the specifics of both sites followed by a calibration of the soil conditions (moisture and temperature).

The model was then calibrated on measured gas emissions of CO₂, N₂O and NO for both sites and validated through independent data sets (in the case of Achenkirch those were measurement data of soil heating experiments). Good fits were obtained for CO₂ and N₂O, for NO the results were not satisfactory.

For Achenkirch the model was further used to simulate different climate scenarios. A considerable effect of a warmer atmosphere on greenhouse gas emissions was observed already for an increased temperature of as little as +1°C. For a warming of +3°C the model predicted increased emissions of CO₂ and N₂O of up to 20%.

1 Einleitung und Problemstellung

Die Rolle von Treibhausgasen als Triebfeder des Klimawandels ist heutzutage wissenschaftlich kaum mehr umstritten. Die Treibhausgasemission hat seit der vorindustriellen Zeit stetig zugenommen, einhergehend mit einer graduellen Erwärmung der Erdatmosphäre. Dies beruht auf dem starken Einfluss dieser Gase auf das Strahlungsgleichgewicht der Erde, welches das Verhältnis von eingestrahelter (Sonnen-)Energie und in den Weltraum abgestrahlter Energie beschreibt. Dieser Einfluss der Treibhausgase (THG), der sogenannte Strahlungsantrieb¹, verschiebt das Gleichgewicht hin zu einem Überschuss an eingestrahelter Energie aufgrund der Absorption von Lichtenergie und ihrer Umwandlung in Wärmeenergie durch die Gasmolekülen selbst bzw. durch Katalyseprodukte, die durch die Anwesenheit der Treibhausgase (THG) entstanden sind.

Während in der aktuellen Klimadebatte und -forschung ein großes Augenmerk auf anthropogene Emission und Wirkung des Treibhausgases Kohlendioxid (CO_2) gelegt wird, bleiben die stickstoffbasierten THG N_2O sowie NO_x (NO und NO_2) besonders in der nicht-wissenschaftlichen Öffentlichkeit noch weitgehend unbeachtet. Diese tragen aber zu einem erheblichen Teil des Strahlungsantriebs bei. So ist N_2O nach CO_2 , Methan (CH_4) und Ozon (O_3) das viertwichtigste klimawirksame Gas in der Atmosphäre [22]. NO_x -Gase wiederum tragen indirekt als Katalysator für den Aufbau des THG Ozon in der Troposphäre zum Treibhauseffekt bei.

Die Rolle von Böden ist für die Emission dieser beiden Gase von großer Bedeutung, wird doch geschätzt, dass diese (unter Berücksichtigung der Landwirtschaft) bis zu 20% (NO_x) bzw. 60% (N_2O) der jährlichen Gesamtemissionen dieser Gase verursachen (siehe Tabelle 1). Der Stickstoffkreislauf sowohl im Boden als auch im Gesamtökosystem der Erde ist jedoch erheblich komplexer als jener des Kohlenstoffes und wird von vielen verschiedenen Einflussfaktoren bestimmt. So kann man sich, um die zukünftigen Emissionen der klimawirksamen stickstoffhaltigen Gase zu prognostizieren, nicht an ein oder zwei Leitparameter halten, wie beispielsweise für die Prognosen zukünftiger CO_2 -Emissionen, die sich im Wesentlichen über

¹Der Strahlungsantrieb ist ein Maß für den Einfluss, den ein Faktor auf die Änderung des Gleichgewichts von einfallender und abgehender Energie im System Erde-Atmosphäre hat, und ist ein Index für die Bedeutung eines Faktors als potentieller Mechanismus einer Klimaänderung. - Definition nach [60]

Wirtschaftswachstum und technologischer Entwicklung definieren [60]. Im Gegenteil bedarf es eines fundamentalen Verständnisses der Wirkung und des Zusammenspiels von einer Vielzahl von Parametern wie klimatischen Faktoren (Temperatur und Niederschlag sowie der Häufigkeit von Extremereignissen), der Änderung von Landnutzungspraktiken, der Erhöhung des atmosphärischen Stickstoffeintrages, Veränderung der CO₂-Konzentration der Luft, und vieles mehr. Dazu kommt noch das im Zusammenhang mit stickstoffhaltigen Gasen auftretende Phänomen der "hot-spots" bzw. "hot-moments", wobei es aufgrund der starken Heterogenität der mikrobiellen Aktivität lokal bzw. kurzfristig zu hohen Emissionen kommen kann. Aufgrund all dieser erschwerenden Faktoren werden für diese Fragestellung heutzutage vorrangig prozessorientierte Simulationsmodelle eingesetzt, die mittels mathematischer Gleichungen die komplexen chemischen, physikalischen und mikrobiellen Vorgänge im Boden abzubilden versuchen.

Gerade aber die Mechanismen die den Stickstoffkreislauf im Boden, und damit die Emissionen der klimaaktiven Gase, steuern, sind aufgrund der oben genannten Vielschichtigkeit ihrer Wechselwirkungen bislang nur unzureichend erforscht. Die Ergebnisse der Simulationsmodelle sind daher, zumindest für eine größerflächige Anwendung, noch mit starken Unsicherheiten behaftet. Dies trifft besonders bei der Abschätzung von globalen Zukunftsszenarien zu, da die Quantifizierung des Rückkopplungseffekts auf die Bodenemissionen bei veränderten Temperatur- und Niederschlagsmustern nur in grober Näherung möglich ist.

Umgekehrt ist aber eben jene Fähigkeit zur Prognose der durch Böden emittierten Mengen von N₂O und NO_x angesichts ihres großen Beitrags zur globalen jährlichen Emission unerlässlich für die Erstellung von wissenschaftlich fundierten Abschätzungen möglicher Klimaszenarien – wie zum Beispiel jene des Zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimaänderungen (IPCC).

2 Zielsetzung

Ziel dieser Arbeit war es, das bestehende Modell MoBiLE-DNDC2 zur Simulation der Bodenchemie von Waldböden anhand realer Messdaten zweier österreichischer Waldstandorte zu erproben. Sollte sich das Modell als geeignet für die Modellierung der Bodenemissionen von Treibhausgasen wie CO₂ und N₂O zeigen, sollten in der Folge Simulationen von verschiedenen Klimaszenarien durchgeführt werden. Dadurch sollten Informationen zur Auswirkung einer Klimaerwärmung auf die relative Veränderung der Gasemissionen aus österreichischen Waldböden gewonnen werden.

Außerdem sollten anhand der Ergebnisse der Validierung etwaige Modellschwächen bzw. "Bugs" identifiziert werden und – wo möglich im Rahmen dieser Arbeit – Verbesserungen realisiert oder zumindest in konzeptioneller Form angeregt werden. Da das Modell vor Beginn dieser Arbeit schon ausführlich an einem deutschen Waldstandort erprobt wurde, lag der Fokus dieser Arbeit vorrangig bei der Modellierung der österreichischen Standorte und nicht bei tiefgreifenden Modelladaptationen.

Die dieser Evaluierung zu Grunde liegenden Messdaten wurden im Rahmen früherer Forschungsvorhaben vom Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren, Landschaft (BFW) über einen Zeitraum von mehr als 10 Jahren an zwei Standorten in Österreich (Achenkirch und Klausenleopoldsdorf) erhoben. Die Besonderheit dieser Datensätze gegenüber anderen, schon auf das Modell angewandten Daten lag darin, dass an beiden Standorten Manipulationsexperimente mit Bodenerwärmung (AK) bzw. Düngung (KL) durchgeführt worden waren. Somit wäre nicht nur eine temporale Validierung, sondern auch eine Validierung anhand der Faktoren Temperatur und Bodenfeuchte bzw. Stickstoffeintrag ermöglicht.

3 Allgemeiner Teil

3.1 Ökosystemmodelle - Bedeutung, Anwendung und Limitierungen

Modelle sind Hypothesen zur Erklärung der Realität. Der eigentliche Nutzen eines Modells liegt daher nicht in der Abbildung der Wirklichkeit, sondern darin, die Wirklichkeit auf solche Art vereinfacht darzustellen, dass die wichtigsten Prozesse im modellierten System identifiziert und besser verstanden werden können [2]. Dabei ist das Modell immer eine Abstraktion aus der Sicht – und aufbauend auf dem Wissen – des Beobachters [48].

Gerade für ökologische Systeme, mit ihrer hohen strukturellen Diversität und zahlreichen scheinbaren oder tatsächlichen stochastischen Abläufen (siehe auch Kap. 3.1.2), ist die Modellbildung daher ein wichtiges Werkzeug um Zusammenhänge, Abhängigkeiten oder Rückkoppelungseffekte besser zu verstehen. Die Kunst der Modellierung besteht deshalb darin, eine mathematische Formulierung für komplexe Phänomene zu finden, die einerseits simpel genug ist um den Kern der Abläufe herauszuarbeiten, aber andererseits soweit differenziert ist, dass das Modell nicht in Richtung einer "Black-Box", die keine Interpretation mehr zulässt, abrutscht [11].

Neben dem Nutzen, den die Modellbildung für den Erkenntnisgewinn in der Ökologie bringt, wächst sie auch zunehmend in ihrer Bedeutung in politischen, wirtschaftlichen oder technischen Entscheidungsprozessen. Hier ist die Fragestellung für gewöhnlich in der räumlichen und/oder temporalen Skalierung eine gänzlich andere als zum rein wissenschaftlichen Zweck (langjährig und großflächig für politische Entscheidungen vs. cm-Maßstab und Minutenauflösung in der Prozessanalyse). Auch steigt in diesem Zusammenhang die Bedeutung einer sorgfältigen Modellvalidierung bzw. -verifizierung (siehe Kap. 3.1.1) zur Absicherung der Vorhersagekraft des Modells. [4]

3.1.1 Modellierungsprozess

Der Modellierungsprozess läuft im Wesentlichen immer in vier aufeinanderfolgenden Schritten ab [63, 45]:

1. Definition der zu modellierenden Kompartimente und Überlegungen von passenden Zustandsvariablen für die zu betrachtende Skalierung
2. Überlegungen zur Interaktion zwischen den verschiedenen Kompartimenten (Input/Output von Stoffen, Energie oder Information)
3. Modellierung (mathematische Formulierung)
4. Modellverifikation bzw. -validierung

Definition der Kompartimente und Auswahl der Zustandsvariablen

Obgleich die Literatur einen deutlichen Überhang zur Betrachtung des vierten Schritts, der Modellvalidierung, zeigt [45], sind die anderen Schritte genauso entscheidend für eine gute Modellbildung. Besonders die adäquate Wahl der Zustandsvariablen ist für die Anwendbarkeit des Modells (im Hinblick auf die Skalierung) entscheidend [4].

Um diesem Anspruch Genüge zu leisten, ist es zwingend notwendig schon im Vorfeld die Fragestellung, die mit dem Modell bearbeitet werden soll, klar zu definieren. Aus der Fragestellung wiederum ergibt sich die notwendige Skalierung für das Modell (siehe auch 3.1.2). Auf Basis der Skalierung und dem vorliegenden aktuellen Wissen über die Prozesse und das System können nun die relevanten Zustandsvariablen sowie die Input- und Outputgrößen ausgewählt werden und eventuell nicht relevante Einflussgrößen aus der Modellbildung herausgenommen werden. Zu beachten ist, dass dieser Schritt eventuell nach ersten Modellierungsversuchen wieder aufgegriffen werden muss, da aktuellere Erkenntnisse die Einstufung in relevant und nicht-relevant verschieben können. [48]

Modellierung

Im Zuge der Modellierung wird ein Gleichungssystem aufgestellt, das die Interaktionen zwischen den Kompartimenten in ihrer zeitlichen (und teilweise auch räumlichen) Entwicklung beschreibt. Diese mathematische Formulierung kann sich sowohl an gut charakterisierten physikalischen, chemischen oder biologischen Prozessen orientieren (deterministische bzw. mechanistische Beschreibung; bspw. Diffusionsgleichungen, Gasgleichung usw.) oder bestimmte

Phänomene auf Basis empirischer bzw. stochastischer Darstellungsformen beschreiben (siehe auch 3.1.2).

Wie in jedem Gleichungssystem gibt es Variablen und Konstanten, die sich wie folgt definieren [50]:

- *Input-Variablen*: Größen, die als zeitlich oder räumlich variabler Input entweder auf Basis von Messdaten oder durch gekoppelte oder ungekoppelte andere Module in das Modell eingehen (z.B.: sind Temperatur und Niederschlag für ein biogeochemisches (BGC)-Modell Input-Variablen. Diese Input-Variablen werden auf Basis von gemessenen Wetterdaten oder dem Output von Klimamodellen generiert und vom BGC-Modell eingelesen.)
- *errechnete Variablen*: Jene Größen, die als Output des Systems oder von Zwischenschritten im System durch das Modell errechnet werden sollen. In einem BGC-Modell sind z.B. Gasemissionen, Bodenfeuchte oder Dissolved Organic Nitrogen (DON)-Konzentration zu errechnende Variablen. (Diese Output-Größen werden bei der Kalibration dann mit Messwerten verglichen)
- *physikalische Konstanten*: für die mechanistische Beschreibung von Prozessen gehen häufig literaturbekannte empirische Konstanten in das Gleichungssystem ein. Beispiele dafür sind die allgemeine Gaskonstante, der Henry-Koeffizient etc.
- *Prozess-Konstanten*: Der Hauptteil der Konstanten ist jedoch nicht allgemein messbar (d.h. nicht physikalisch). Diese Konstanten – z.B. Koeffizienten für Reaktionsgeschwindigkeit, für mikrobielles Wachstum usw. – sind sehr stark von individuellen Rahmenbedingungen des Prozesses abhängig und müssen daher für das Modell gesondert kalibriert (auch: parametrisiert) werden. [50]

Je nach Modell und Fragestellung kann die gleiche Zustandsgröße als variabel oder konstant betrachtet werden [48]. So gibt es beispielsweise auch bei stabilen Bodenbedingungen eine in ihrer Intensität oszillierende Interaktion zwischen abbauenden Mikroben und dem Substrat, sofern dieser Prozess in der Rhizosphärenebene bei hoher zeitlicher Auflösung betrachtet wird. Bei Betrachtung mit gröberer zeitlicher und räumlicher Auflösung kann eine solche Oszillation

jedoch nicht beobachtet werden [45].

Kalibrierung

Die nachfolgende Kalibrierung/Parametrisierung ist die Abschätzung und Anpassung der Prozess-Parameter um eine bessere Übereinstimmung zwischen Modellergebnissen und einem vorhandenen Messdatensatz zu erzielen. Hierbei gibt es zwei verschiedene Ansätze um zur Entscheidung für einen tauglichen Parametersatz zu gelangen [50]:

1. *Optimal Model*: es gibt einen optimalen Parametersatz, für diesen ist der Modellfehler (d.h. die Abweichung des Ergebnis zu den Messdaten) minimal. Dieser Ansatz ist für eher weniger komplexe Modelle mit einer geringen Anzahl von Parametern geeignet.
2. *Equifinality Concept*: Es gibt mehrere akzeptable Parametersätze, die jeweils mit unterschiedlichen Wahrscheinlichkeiten behaftet sind (generalized likelihood uncertainty estimation (GLUE)). Dieser Ansatz ist von Vorteil für komplexe, stark mit Unsicherheiten behafteten Systemen.

Die Kalibrierung ist ein iterativer Prozess, bei dem ausgehend von einem durch den Modeller vorzugebenden Startwert für die Parameter Modellergebnisse produziert, mit Messdaten verglichen und die Parameter angepasst werden. Die Berechnungsmethoden für den “model-fit” und die Algorithmen zur Parameteranpassung sind von Modell zu Modell höchst unterschiedlich, darum soll hier nicht weiter im Detail darauf eingegangen werden.

Die Auswahl des Datensatzes an Messwerten ist für eine erfolgreiche Modellierung von großer Bedeutung. Der Datensatz sollte ausreichend groß sein (jedoch nicht alle vorhandenen Messdaten “verbrauchen”) und der Fragestellung entsprechen, d.h. es sollte in jedem Fall auf die auch in der Anwendung interessierenden Output-Größen kalibriert werden da sonst für diese nur schlechte Modellergebnisse zu erwarten sind. Darüber hinaus sollte bei komplexen Modellen wenn möglich nicht auf nur einen einzelnen Output-Parameter kalibriert werden. [50]

Validierung

Die Validierung ist der Schritt des Modelltestens. Der Begriff Validierung (auch: Verifizierung) selbst ist hierbei aufgrund seiner Implikation von Wahrheit in der wissenschaftlichen Gemeinschaft umstritten. In der Modellierung selbst wird der Begriff jedoch allgemein als Beleg dafür verstanden, dass ein Modell im vorgegebenen Anwendungsrahmen eine ausreichend gute Genauigkeit für die betrachteten Modelloutputs hat. Die Validierung sagt daher nur mit Bestimmtheit, dass ein Modell nützlich ist, nicht jedoch, dass es wahr ist [31]. Dieses Verständnis hat jedoch der teilweise philosophisch anmutenden Debatte zu Sinn und Unsinn der Validierung bislang kaum Abbruch geleistet. [50]

Die zur Validierung eingesetzten Mittel sind von der jeweiligen Fragestellung abhängig, und können von nicht-statistischen Methoden wie einem adaptierten Turing-Test² bis hin zu rein statistischen Methoden reichen (siehe Abb. 1). Man unterscheidet hierbei grob zwischen konzeptioneller Validierung (stimmen die Ursache-Wirkung-Zusammenhänge) und operationeller Validierung (wie gut ist die Vorhersagekraft des Modells). In der Entwicklung eines Modells kommen hier für gewöhnlich beide Arten in einem Validierungskreislauf (siehe Abb. 2) zum Einsatz. [31]

3.1.2 Modellklassen und das Problem der Skalierung

Ogleich in der Literatur gerne eine Einteilung in die Klassen prozessorientierte, gleichgewichtsbasierte und empirische Modelle getroffen wird [26], ist eine eindeutige Klassifizierung von Modellen gerade bei komplexen Systemen selten möglich. Zumeist findet man in der mathematischen Formulierung eine nebeneinander bestehende Mischung von verschiedenen Ansätzen bei denen unterschiedliche Prozesse je nach Relevanz für das Modell und den vorliegenden Daten prozessorientiert oder stochastisch beschrieben werden. Adiscott [4] schlägt daher eine Einteilung entlang eines zweidimensionalen Rasters vor, an dessen Achsenenden sich jeweils

²Befragung von Experten, ob jene auf Basis ihres Wissens Modellergebnisse von Messdaten unterscheiden können (d.h. Beurteilung ob die Modellergebnisse logisch sind). Diese Methode kommt ursprünglich aus der Informatik um festzustellen ob eine Maschine ein dem Menschen gleichwertiges Denkvermögen – künstliche Intelligenz – hat.

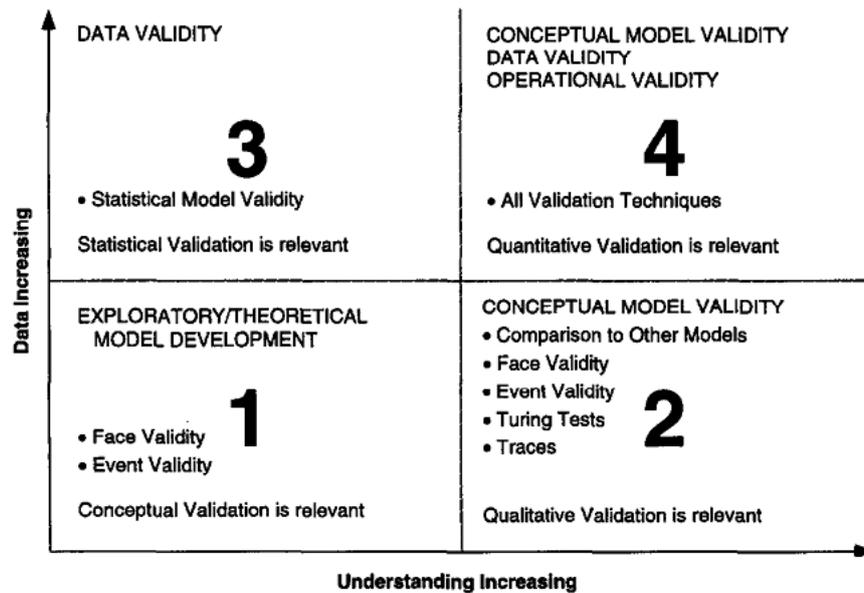


Abbildung 1: Verschiedene Gruppen von Modellfragestellungen und Zuordnung von geeigneten Validierungsstrategien aus Rykiel, 1998 [31]

die Extreme “mechanistisch/deterministisch” und “stochastisch/empirisch” bzw. “qualitativ” und “quantitativ” befinden (siehe Abb. 3).

Deterministisch bedeutet hier im klassischen Konzept, dass bei bestimmten Rahmenbedingungen bzw. einer bestimmten Abfolge von Ereignissen nur ein definiertes Ergebnis resultieren kann (siehe beispielsweise physikalische Gleichungen). Stochastisch bedeutet im Gegenzug, dass es kein mathematisch eindeutiges Resultat gibt, sondern dass das tatsächliche Prozessergebnis (auch) von undefinierten zufälligen Abläufen beeinflusst wird. In der modernen Lesart wird die Zufälligkeit von stochastischen Systemen jedoch oft auch als chaotisch im mathematischen Sinn gesehen. Nachdem Chaos jedoch für sich wieder deterministisch ist, erschwert sich so die Modelleinteilung weiter. Addiscott schlägt daher vor, die Modellierung auf deterministische Abläufe zu konzentrieren, sich jedoch darüber im Klaren zu sein, dass auch deterministische Prozesse chaotische Resultate produzieren können. [5]

Dem gegenüber steht die Forderung anderer Modellierer, die vorschlagen im Sinne der im Modell nicht zu erreichenden Komplexität der realen Systeme die Modellierung auf ei-

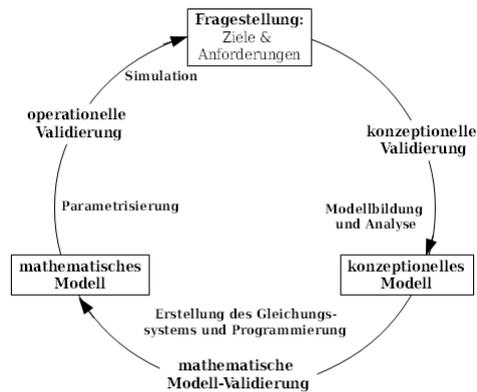


Abbildung 2: Modellierungs- und Validierungskreislauf nach [31]

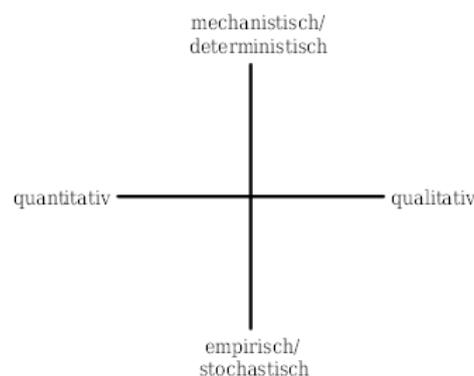


Abbildung 3: Einteilungsraster zur Modellklassifizierung nach [4]

ne vernünftige Mischung von deterministischen und stochastischen Funktionen zu reduzieren, um so eine ausgewogenere und zugleich in den mathematischen Anforderungen sparsamer ausformulierte Abbildung des Bodenökosystems zu erreichen (Katul, 2007 zitiert in [45]). Ein Beispiel solcher zielführend eingesetzten zufälligen Funktionen ist die Einführung einer Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion zur Beschreibung der Qualität des Substrats bei Bosatta und Ågren, 1996 [9].

Zuletzt ist noch zu bedenken, dass die Grenze zwischen deterministisch und stochastisch oft unklar und manchmal nur eine Frage der betrachteten Skalierung ist. Ein gutes Beispiel dafür ist die später noch genauer diskutierte Denitrifikation (Kap. 3.2.4). Diese hat im kleinen Maßstab aufgrund von "hot spots" [47] einen stochastischen Charakter und ist daher für den

cm² bis m²-Maßstab relativ schwierig zu modellieren. Für größere Flächen folgt sie jedoch einer weitgehend deterministischen Abhängigkeit von Bodenfeuchte und Temperatur [4].

Diese Überlegung führt zu einer der größten Herausforderungen der ökologischen Modellierung ganz allgemein: der Frage der korrekten Skalierung. Wie schon zuvor mehrmals erwähnt, sind das Verhalten, die Einflussgrößen u.a. Faktoren bei verschiedenen ökologischen Prozessen abhängig von der betrachteten Skala. Grob kann gesagt werden, dass ein System mit feiner werdender Skalierung in der Komplexität steigt [45]. Diese Komplexität betrifft jedoch nicht nur das oben angesprochene stärkere stochastische Verhalten, sondern betrifft weiter Parameter, die bei hinreichend feiner Skalierung nicht als konstant sondern als variabel angesehen werden müssen (siehe auch das Beispiel der Bakterien-Substrat-Interaktion unter Modellierung in Kap. 3.1.1, S. 12). Als dritter Aspekt muss bei der Verfeinerung beachtet werden, dass bei feiner Skalierung einzelne Prozesse von einem linearen Verhalten in ein nicht-lineares Verhalten wechseln. Ein solcher Prozess ist beispielsweise bei enzymatischen Reaktionen zu beobachten, die sich bei grober Skalierung wie die lineare Arrhenius-Gleichung (Gl. 12, S. 54) verhalten, bei denen es im ausreichend feinen Maßstab jedoch zu lokalen Substratsättigungen kommt und so die nicht-lineare Michaelis-Menten-Gleichung (Gl. 5, S. 27) besser zur Darstellung geeignet ist (Abb. 4; siehe hierzu auch S. 27).

Aus diesem Skalen-abhängigen Verhalten und der daraus resultierenden Notwendigkeit einer angepassten Formulierung des Modells ergibt sich das bekannte Problem, dass Modelle zumeist nur für einen definierten Maßstab gültig sind. Ein beliebiges Up- oder Downscale von Feld- auf regionale Ebene oder umgekehrt auf Niveau einzelner Bodenprofile ist somit üblicherweise nicht möglich. [4]

3.1.3 Aspekte der Modellierung von Waldböden

Das Herzstück eines Boden-Modells ist für gewöhnlich das BGC-(BioGeoChemische)-Modul, in dem die biogeochemischen Stoffumwandlungsschritte (Abbau, biologische oder chemische Umsetzung usw.) modelliert werden sollen. Je nach Fragestellung werden daher jedenfalls der Kohlenstoffkreislauf, üblicherweise aber zumindest auch der N-Kreislauf (Kap. 3.2) sowie ver-

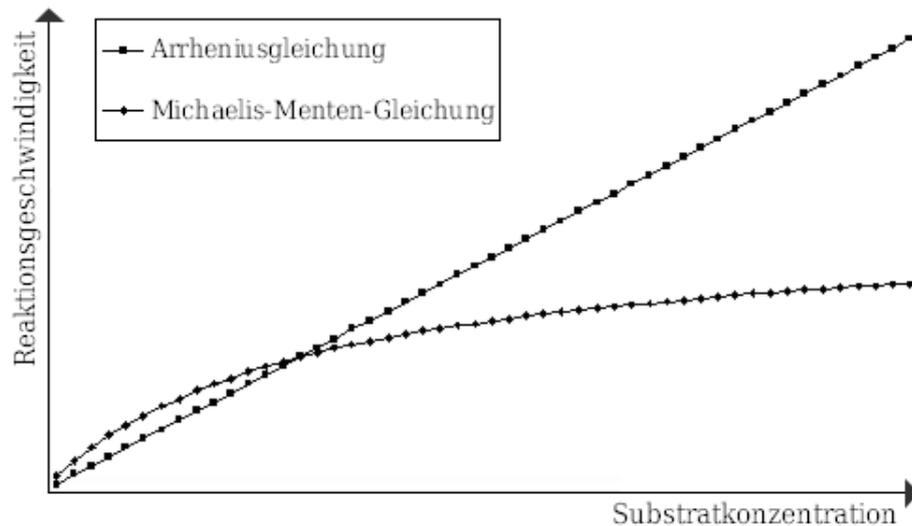


Abbildung 4: Vereinfachte Darstellung eines linearen chemischen Umsetzungsprozesses nach der Arrheniusgleichung und der nicht-linearen Beschreibung einer enzymatischen Reaktion mittels Michaelis-Menten-Gleichung

einzelte die Dynamik anderer (Spuren-)Elemente dargestellt. Eine schematische Darstellungen der üblicherweise betrachteten Prozesse findet sich in Abb. 5. [26]

Teilweise in den BGC-Modulen implementiert oder als gekoppeltes eigenes Modul müssen darüber hinaus die physikalischen Prozesse wie Wärmetransport, Wasser- und Gasflüsse zwischen den Bodenschichten, Evapotranspiration usw. berücksichtigt werden. Diese Parameter sind für die meisten im BGC-Modul modellierten Prozesse wichtige Einflussgrößen (Input-Variablen). Daher empfiehlt es sich, zunächst das Modell auf die Validität dieser, aufgrund der klaren physikalischen Zusammenhänge leichter zu modellierenden, Parameter zu überprüfen. [30]

Als dritte Sinneinheit im Modell ist noch das Pflanzenwachstum darzustellen und über Nährstoffaufnahme-funktionen, Abgabe toter Biomasse an den Boden usw. mit den anderen beiden Modulen zu verknüpfen.

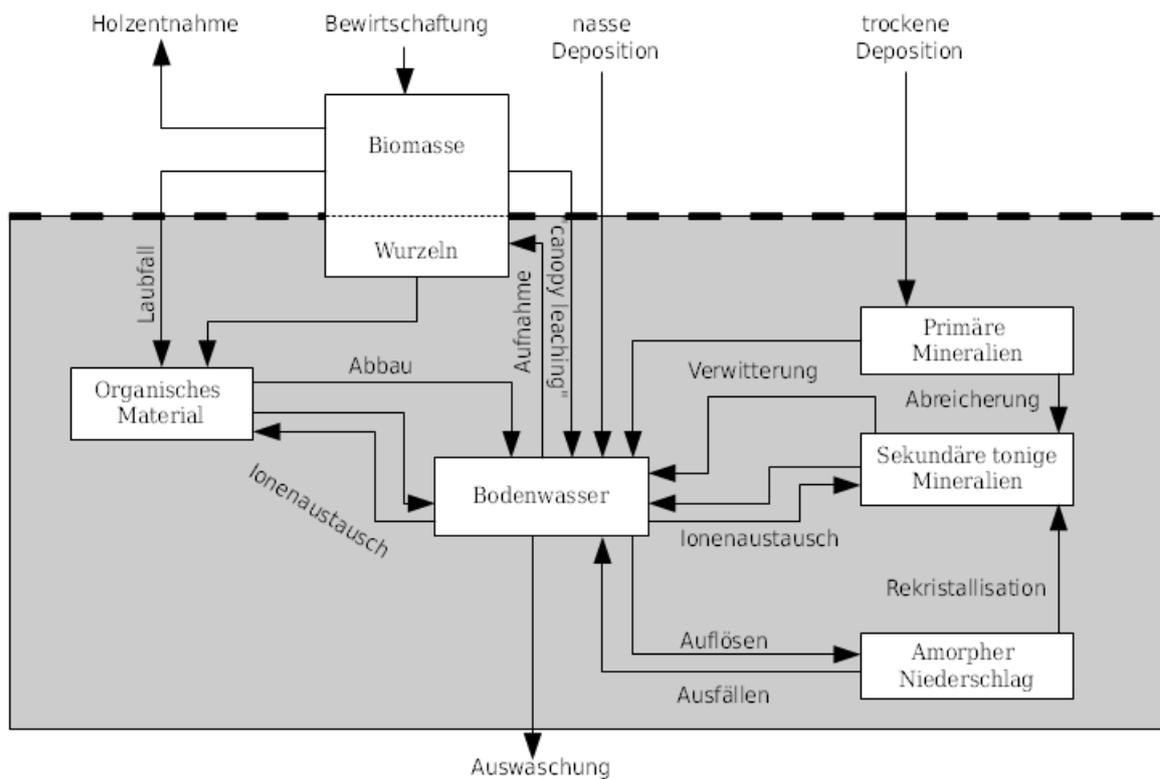


Abbildung 5: Schematische Darstellung der typischerweise in einem BGC-Modell berücksichtigten biogeochemischen Prozesse nach [26]

Schlussendlich muss es noch eine Möglichkeit zur Eingabe verschiedener extern zu definierender Inputvariablen wie klimatische Verhältnisse und Luftchemie geben. Es kann hierbei sowohl mit Messwerten für Niederschlag, Temperatur usw. gearbeitet werden (sinnvoll in der Validierungsphase) sowie mit gekoppelten Klimamodellen (für Prognosen).

Das in Abb. 10 auf Seite 44 dargestellte schematische Framework des für die vorliegende Arbeit herangezogenen MoBiLE-Modells gibt einen Eindruck über die obenstehend geschilderten Zusammenhänge.

3.2 Der Stickstoffkreislauf im Boden und seine Darstellung in BGC-Modellen

Stickstoff ist ein lebenswichtiges Element als Baustein von Proteinen und der DNS. Im Boden kommt er in drei Formen vor:

1. organisch gebundener Stickstoff in lebendem oder totem biologischen Material
2. Ammonium (NH_4^+)
3. Nitrat (NO_3^-).

Vom organisch gebundenen Stickstoff im Boden macht der Protein-N mehr als die Hälfte aus, ein weiteres Viertel des organischen Gesamt-N ist in DNS/RNS gebunden [51]. Bei unbeeinträchtigten Bedingungen macht der organisch gebundene Stickstoff zwischen 95 und 98% des Gesamtstickstoffgehalts des Bodens aus ([8], [51]). Der mineralisierte Stickstoff in Form von Ammonium und Nitrat stellt jedoch die hauptsächliche Stickstoffquelle für Pflanzen und die mikrobielle Population dar.

Obgleich stark gekoppelt an den Kohlenstoffkreislauf, ist der Stickstoffkreislauf im Boden aufgrund der vielen unterschiedlichen involvierten Stickstoffspezies, der zahlreichen ablaufenden Oxidations- und Reduktionsreaktionen sowie der verschiedenen Eintrags- bzw. Austragspfade ungleich komplexer [51] (siehe Abb. 6).

Im Folgenden sollen die Prozesse des Stickstoffkreislaufes, ihre Einflussfaktoren sowie Ansätze zur Modellierung dieser Prozesse näher erläutert werden.

3.2.1 Stickstoffeintrag

Stickstoff gelangt im Wesentlichen über drei (in landwirtschaftlichen Böden: vier) Eintragspfade in den Boden:

- **Deposition:** hierbei muss zwischen trockener und nasser Deposition (letztere als im Niederschlag gelöster anorganischer Stickstoff) unterschieden werden. Stickstoff in beiden Depositionsformen entstammt zum Hauptteil anthropogenen Emissionen. Der Anteil von

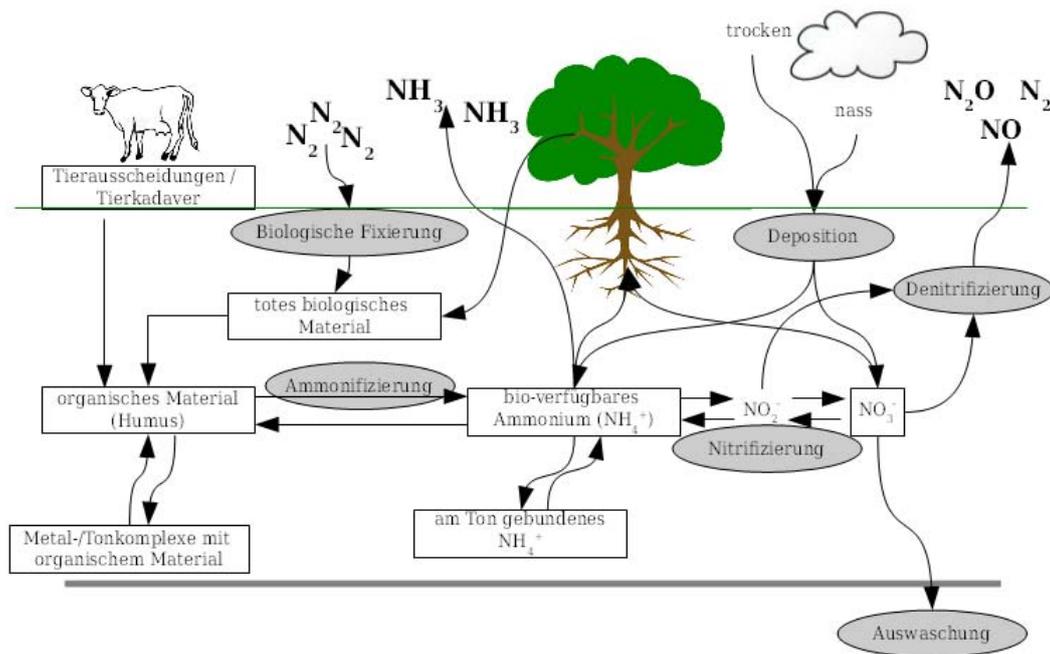


Abbildung 6: Schematische Darstellung des Stickstoffkreislaufs im Boden, angelehnt an [8] p.410

trockener zu nasser Deposition ist vom Abstand zum/zu den Emittenten abhängig. Bei naher Emissionsquelle überwiegt die trockene Deposition, bei entfernten Quellen die nasse Deposition [8]. Die Depositionsmengen werden im Modell als extern gesteuerte Inputs vordefiniert (auf Basis von Messdaten oder gekoppelten meteorologischen Modellen).

- Biologische N-Fixierung:** verschiedene prokaryotische Mikroben (sowohl symbiotisch als auch nicht-symbiotisch) sind in der Lage das in der Luft vorhandene N₂-Gas zu fixieren. N₂ wird im Zuge dieses enzymatischen Prozesses über die Zwischenstufen Diamid und Hydrazin weitgehend vollständig zu NH₃ umgesetzt. Nachdem dieser Prozess von den Einflussgrößen Pflanzen- und Mikrobenarten beeinflusst wird und für viele Systeme nur einen geringen Anteil am gesamten N-Eintrag hat, kann hier für die Modellbildung bei zumindest in Näherung homogenen Vegetationsstrukturen auf empirische Faktoren zurückgegriffen werden [8].

- **Eintrag von organischem Material:** totes organisches Material sowohl von Pflanzen als auch von Tieren und abgestorbenes mikrobielles Material ist in Waldökosystemen die Hauptquelle für biologisch umgesetzten Stickstoff. Für die Modellbildung ist hierfür die Beschreibung des eingebrachten toten Pflanzenmaterials sowie des toten mikrobiellen Materials (jeweils im Hinblick auf Menge und qualitativer Zusammensetzung) notwendig. Der Eintrag durch tote tierische Lebewesen bzw. deren Ausscheidungen wird aufgrund deren anteilmäßig geringer Bedeutung und ihrer stark stochastischen Natur in den meisten Modellen vernachlässigt.

Die letzten beiden Eintragsmöglichkeiten müssen jedoch für die Beurteilung und das Verständnis von so genannten "hot-spots" bzw. "hot moments" berücksichtigt werden [47].

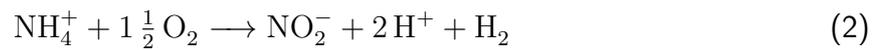
Der Abbau des organischen Materials selbst ist aufgrund der zahlreichen Einflussgrößen äußerst komplex. Die dabei ablaufenden Prozesse, die Einflussgrößen und Ansätze zur mathematischen Beschreibung werden daher gesondert unter Punkt 3.2.2 diskutiert.

- **Düngung:** Der Vollständigkeit halber sei auch noch der Eintrag über stickstoffhaltige Dünger erwähnt, der in landwirtschaftlich genutzten Böden eine wichtige Rolle spielt und dementsprechend auch in biogeochemischen Modellen mit agrarischer Anwendung Berücksichtigung findet. In Modellen für Waldböden spielt der Eintrag durch Düngung hingegen üblicherweise keine Rolle.

3.2.2 Mineralisierung - Immobilisierung

Unter Mineralisierung versteht man im Stickstoffkreislauf den Abbau von organisch gebundenem Stickstoff zum anorganischen Ammoniak bzw. seinem Kation Ammonium (Ammonifizierung) und in weiterer Folge die Nitrifizierung zu zunächst Nitrit (NO_2^-) durch das Bakterium Nitrosomas (siehe Gl. 2) und in schneller Folge zu NO_3^- durch Nitrobakter (Gl. 3). Alle drei Prozesse sind enzymatische Reaktionen. Die Ammonifizierung (siehe Gl. 1) geschieht durch heterotrophe Mikroorganismen und ist aufgrund der Heterogenität des Substrates der herausforderndste Prozess für die Modellierung [45].





Die Umsetzung von NH_4^+ zu Nitrat erfolgt in der Regel rasch und vollständig und ist von den vergleichsweise gut verstandenen und leicht zu charakterisierenden Einflussgrößen Temperatur, Feuchtigkeit, pH-Wert des Bodens und Gehalt an NH_4^+ , O_2 und CO_2 abhängig [62]. Inhibierenden Einfluss haben die Faktoren Trockenheit, extreme pH Werte sowie die Anwesenheit von Schwermetallen. Aufgrund des homogenen Substrats kann der Nitrifizierungsprozess mathematisch leicht durch die Arrheniusgleichung (siehe Gl. 12, S. 54) oder ähnlichen einfachen Zusammenhängen, die im Wesentlichen von Temperatur, Feuchtigkeit und Substratkonzentration abhängig sind, dargestellt werden (siehe auch Kap. 4.2.1). Mechanistische Modelle verwenden zur Beschreibung der Nitrifizierung zum Teil auch die physiologisch realistischere Michaelis-Menten-Gleichung (siehe Gl. 5). [8]

Für die Beschreibung der Ammonifizierung selbst ist ein so simpler mathematischer Ansatz nicht möglich. Im Gegensatz zur Nitrifizierung, die klaren chemischen Reaktionspfaden folgt, sind die involvierten Reaktionen bei der Ammonifizierung von der chemischen Natur des Substrates abhängig. Aufgrund des komplexen enzymatischen Prozesses durch den die Depolymerisierung des organischen Substrats abläuft, ist dieser erste Schritt in den meisten Systemen weitaus kritischer für eine korrekte Modellbildung als die nachfolgende Mineralisierung [13].

Für beispielsweise in Proteinen gebundenen organischen Stickstoff beginnt der Abbau zunächst durch das Enzym Protease, dass das Protein in Aminosäuren spaltet. Der Aminosäuren-N wird dann in weiterer Folge durch Aminosäuredehydrogenase oder Aminosäureoxygenase zu NH_4^+ -N gespalten. Für andere Stickstoffquellen wie DNS, Harnstoff usw. beteiligen sich weitere Enzyme mit einer anderen Kinetik, wodurch eine an der Realität orientierte mechanistische mathematische Darstellung schnell sehr komplex werden kann. Damit, und durch die Fähigkeit von Pflanzen und Mikroben auch kurzketttige Aminosäuren und anderen organisch gebundenen

Stickstoff als Nährstoffe aufzunehmen, verkompliziert sich die Sicht auf die Abläufe während der Mineralisierung gegenüber dem klassischen Modell (siehe Abb. 7). [51]

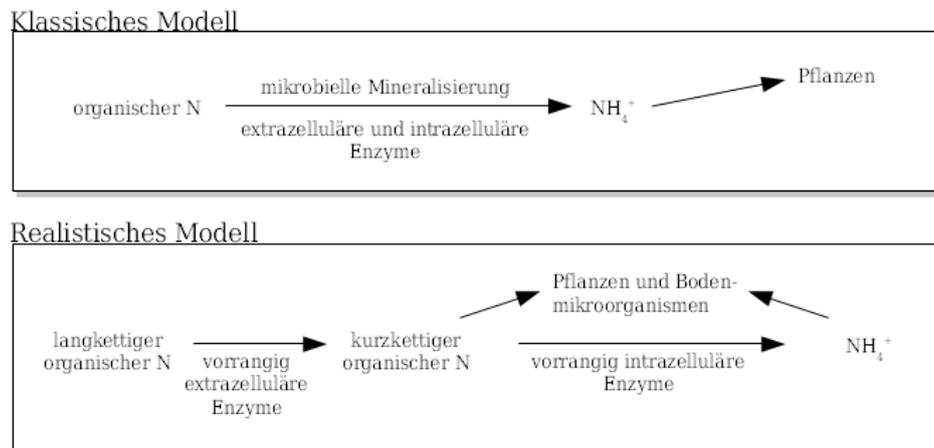


Abbildung 7: Das klassische und das realistischere Modell der Stickstoffmineralisierung (nach [51]).

Bei den ersten frühen BGC-Modellen ab den 1930ern wurde daher das organische Material des Bodens trotz der offenkundigen Heterogenität als homogenes Substrat im Hinblick auf Löslichkeit, Verfügbarkeit, Abbau usw. betrachtet [45]. Der Abbau wurde in der Regel als Reaktion erster Ordnung in Abhängigkeit von der Gesamtkonzentration an organisch gebundenem Stickstoff beschrieben (sogenannte "First-order Single Compartment" (FOSC) Modelle). Diese Ansätze waren aufgrund der enormen Komplexität der zu beschreibenden chemischen und biologischen Prozesse naheliegenderweise nur sehr eingeschränkt zur Modellierung einsetzbar [8].

Trotz ersten Vorstößen zu einer differenzierten Betrachtung durch [52], wurde die Kompartimentbetrachtung erst in den späten 1960ern allgemein bei BGC Modellen eingesetzt [45]. Bei der Kompartimentbetrachtung wird das organische Material in zwei oder mehr Kompartimente eingeteilt, die hinsichtlich Eigenschaften wie Verfügbarkeit und Abbaubarkeit in sich homogen sind. Im simpelsten Fall sind die zwei Kompartimente das abbaubare (pflanzliche) organische Material und das rezalzitrannte organische Material. Komplexere Modelle berücksichtigen hier

gesondert beispielsweise noch das mikrobielle Material, labiles Pflanzenmaterial, chemisch oder physikalisch geschütztes Material u.a. Kompartimente ([8], [51]). Vereinzelt neue Modelle bedienen sich auch des komplexeren “Qualitäts-Kontinuums”-Ansatzes, bei dem das organische Material nicht in diskreten Kompartimenten, sondern als kontinuierliche Verteilungsfunktion über eine Qualitäts-Achse (im Hinblick auf chemische Eigenschaften) betrachtet wird [45].

Für den Abbau des organischen Materials bedienen sich die meisten Modelle ebenfalls Gleichungen erster Ordnung (für manche Kompartimente teilweise auch Null-ter Ordnung), die die Abbaurate nur in Abhängigkeit zur Konzentration des Substrats setzen. Andere Einflussfaktoren wie Temperatur, Bodenfeuchte, Art des organischen Materials oder der Mikrobenpopulation etc. gehen in Form einer pauschalen Variablen für die Reaktionsrate in die mathematische Formulierung ein (siehe Gl. 4). Je nach Modell ist diese Reaktionsrate eine empirisch oder durch Kalibration ermittelte Konstante, oder selbst wiederum eine (zumeist) stochastische Funktion von Temperatur und/oder Bodenfeuchte. [8]

$$N_t = N_0 * e^{-kt} \quad (4)$$

N_t - Konzentration des mineralisierbaren organischen Stickstoffs zum Zeitpunkt t

N_0 - Konzentration des mineralisierbaren organischen Stickstoffs zum Zeitpunkt 0

k - Mineralisationsrate

Inzwischen bedienen sich die komplexeren Modelle für die Beschreibung der Abbaurate häufig auch der nicht-linearen und daher komplexeren, jedoch physiologisch realistischeren Michaelis-Menten-Gleichung (siehe Gl. 5) [45]. Diese berücksichtigt, dass enzymatische Reaktionen den Punkt der Sättigung erreichen können. Die Umsatzrate erhöht sich daher zunächst wie bei einfachen chemischen Reaktionen mit der Konzentration der Ausgangssubstanz, kann jedoch eine maximale Umsatzrate (am Sättigungspunkt) nicht übersteigen (siehe auch Abb. 4). Dieser Effekt ist bedingt durch die an den Reaktionen beteiligten Enzyme, deren Konzentration limitierend wirkt.

$$v_t = \frac{v_{max} * [S_t]}{K_m + [S_t]} \quad (5)$$

v_t - Reaktionsgeschwindigkeit zum Zeitpunkt t der enzymatischen Reaktion

v_{\max} - maximal erreichbare Reaktionsgeschwindigkeit

$[S_t]$ - Substratkonzentration zum Zeitpunkt t

K_m - Michaeliskonstante (Produkt der verschiedenen Geschwindigkeitskonstanten der an der Umsetzung beteiligten Teilreaktionen)

Fortgeschrittene Modelle berücksichtigen zur Ermittlung der Abbaurate auch noch die Beziehung zwischen dem Kohlenstoff- und Stickstoffabbau. Hierbei wird darauf eingegangen, dass Stickstoff bei den Abbauprozessen als limitierender Faktor wirken kann. Je nachdem wie diese Limitierung interpretiert wird, kann diese Betrachtung direkte Auswirkungen auf die Abbaurate des Stickstoffs haben. Für diese Limitierung gibt es in der Literatur zwei gängige Interpretationen [45]:

- **N-Inhibitions Hypothese:** In dieser Betrachtung limitiert der fehlende Stickstoff den Abbau des organischen Materials (im Gegensatz zur inhibierten Assimilation bei der C-Überfluss Hypothese). Aufgrund eines zu geringen Stickstoffanteils im abbaubaren organischen Material und der zu geringen Verfügbarkeit von mineralischem Stickstoff kann die mikrobielle Population das vorhandene Material nicht vollständig abbauen. Es reduziert sich somit die Abbaurate von sowohl organisch gebundenem Kohlenstoff als auch Stickstoff. [44]
- **C-Überfluss Hypothese:** Diese Hypothese geht davon aus, dass nicht der Abbau, sondern die Assimilation des abgebauten Kohlenstoffs durch Stickstoffmangel inhibiert wird. Es wird daher die Abbaurate des organischen Materials nicht beeinflusst, der nicht assimilierbare Kohlenstoff wird in der Folge als katabolisch produziertes CO_2 oder in Form von Polysaccharidausscheidungen an die Umgebung abgegeben.

In den meisten der aktuell verwendeten Modellen (ca. 2/3) wird dieser limitierende Effekt des Stickstoffs allerdings nicht betrachtet. Es ist aber ein leichter Anstieg jener Ansätze zu beobachten, die eine Stickstofflimitierung im BGC Modell einarbeiten. [45]

Der Mineralisierung entgegengesetzt ist der Prozess der Immobilisierung. Dies bedeutet die biologische Fixierung von mineralischen Stickstoffspezies durch Assimilation in der mikrobiellen

Biomasse. Zu diesem Prozess gibt es in der mechanistischen Modellierung drei grundsätzliche Betrachtungsweisen:

Mineralization-Immobilization-Turnover (MIT)

Diese Hypothese baut auf der inzwischen widerlegten Annahme auf, dass Mikroben nur die mineralisierten Spezies Ammonium und Nitrat als Stickstoffquelle nutzen können (inzwischen gibt es ausreichend Belege für intrazelluläre Deamination, bei der Aminosäuren von Mikroben direkt als Stickstoffquelle unter Abgabe überschüssigen NH_4^+ genutzt werden können [46, 7]). In der MIT-Betrachtungsweise konkurrieren die beiden Prozesse (siehe Abb. 8). Bei bestimmten Umweltbedingungen verschiebt sich das Gleichgewicht jeweils auf die eine oder andere Seite (Netto-Immobilisierung bei einem Überschuss an aufgebautem biologischen Mineral bzw. Netto-Mineralisierung bei einem Überschuss an mineralisiertem Material). [8]

Durch die simple, wenn auch nicht realistische, Betrachtungsweise wird eine mechanistische Modellierung erleichtert, weswegen diese Hypothese bis etwa Mitte der 1970er bei diesem Modellierungstyp bevorzugt eingesetzt wurde [45].

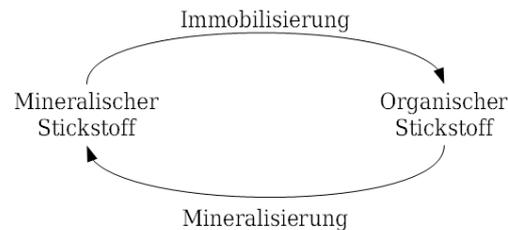


Abbildung 8: Mineralization-Immobilization-Turnover

Direct Hypothesis (DIR)

Die Direct Hypothesis geht – im völligen Gegenteil zur MIT-Hypothese – davon aus, dass jeglicher verfügbare (organisch gebundene) Stickstoff zunächst direkt durch die mikrobielle Population assimiliert wird und nur der Überschuss an Stickstoff als mineralisierte Spezies wieder abgegeben wird [49]. Aufgrund der Einfachheit dieses Ansatzes (nur ein statt zwei Substrate) und der größeren Realitätsnähe als MIT, ist die DIR-Hypothese seit Mitte der 70er Jahre zur dominierenden Formulierung in mechanistischen Modellen geworden.

Parallel Scheme (PAR)

Parallel Scheme übernimmt die Konzepte von sowohl MIT und DIR bezüglich der Herkunft des aufgenommenen Stickstoffs, in dem es dem Bodensystem einen Effektivitätsfaktor η für die Assimilation von organisch gebundenem Stickstoff zuordnet [7]. η kann jeden Wert zwischen 0 (MIT) und 1 (DIR) einnehmen und erlaubt so eine flexiblere Bewegung zwischen mineralischem und organisch gebundenem Substrat.

Verschiedene Studien belegen, dass der PAR-Ansatz gerade bei der Betrachtung von eher heterogenen Böden zielführend ist [45]. Wohl auch darum hat dieser Ansatz trotz der etwas höheren Komplexität bei den mechanistischen Modellen an Bedeutung gewonnen.

3.2.3 Stickstoffaustrag

Stickstoff kann den Kreislauf im Boden auf drei verschiedenen Wegen verlassen:

Aufnahme durch Pflanzen

Den bedeutendsten Austrag stellt selbstverständlich die Aufnahme des mineralisierten Stickstoffs (und zum Teil auch kurzkettiger Aminosäuren [51], siehe auch Abb. 7) durch die Pflanzenwurzeln dar. Zur Modellierung der Pflanzenaufnahme gibt es viele verschiedene Ansätze unterschiedlichster Komplexität.

Im Allgemeinen arbeiten alle räumlich hinreichend klein skalierten Ansätze damit, die Wurzel- aufnahmekraft zu modellieren. Diese ist individuell von Boden- und Pflanzenart, Wachstums- phase, Stickstoffspezies und Nährstoffangebot abhängig. Im Groben werden zwei verschiedene Annäherungen herangezogen [8]:

- Basierend auf der Aufnahme von Wasser durch die Wurzel: die mineralisierten Stick- stoffspezies werden hier als ein Teil des Massenflusses gesehen und die einfacher zu berechnende Wasseraufnahme modelliert.
- Basierend auf dem Stickstoffbedarf der Pflanze: bei diesem komplexeren Ansatz wird der Bedarf der einzelnen Kompartimente mathematisch ermittelt und so die Aufnahme modelliert.

Es gilt allerdings zu bedenken, dass für die sehr heterogene Vegetation eines Waldökosystems diese Ansätze, die zumeist aus der Monokulturbetrachtung der Landwirtschaft kommen, übli- cherweise nicht praktikabel sind und unter Feldbedingungen aufgrund der komplexen Parame- trisierung schlechte Modellergebnisse liefern. Die Aufnahme des Stickstoffs für Waldvegetation wird daher üblicherweise in deutlich größeren räumlichen Skalierungen bzw. wesentlich stärker vereinfacht als in landwirtschaftlichen Modellen betrachtet (siehe beispielsweise das adaptierte CENTURY-Modell von Kirschbaum für Waldmodellierungen [34]).

Zusätzlich ist noch zu beachten, dass die Modelleinbindung der unterschiedlichen Nähr- stoffspezies – z.B. nur mineralisierter Stickstoff, gesonderte Betrachtung von Aminosäuren und mineralischem Stickstoff oder eine allgemeine Betrachtung des gesamten gelösten organi- schen Stickstoffs (DON) – zu unterschiedlichen Ergebnissen führen kann [51]. Die Einbeziehung von Aminosäuren bzw. DON in die Modellbetrachtung ist für Stickstoff-limitierte Ökosysteme jedenfalls anzuraten. Dies trifft z.B. auch für alpine Waldökosysteme zu, deren Vegetation nachgewiesener weise auch kurzkettige Aminosäuren aufnehmen kann [55].

Auswaschung ins Grundwasser:

Während Ammonium und organischer Stickstoff durch reversible Adsorption an der Oberfläche von Ton-Partikeln für gewöhnlich nur eingeschränkte Mobilität im Boden zeigen [51] (Kap. 3.2.5), kann sich das negativ geladene Nitrat relativ frei mit dem Massenstrom des Bodenwassers mitbewegen. So kann NO_3^- durch die Abwärtsbewegung des Bodenwassers in Schichten unterhalb des Wurzelraums bzw. ins Grundwasser gelangen.

Die Literatur kennt zahlreiche Faktoren, die auf die Auswaschungsrate Einfluss nehmen [8], z.B. :

- Textur und Struktur des Bodens: je grobporiger und sandiger der Boden, desto höher die Auswaschung
- Klimatische Bedingungen wie Niederschlagsmuster und Temperatur
- Evapotranspiration als Funktion von Temperatur, Luftfeuchtigkeit, Pflanzenart usw.
- Grundwasserstand

Während sich Niederschlagsmuster und Temperatur als externe Inputs relativ einfach in die Modellierungen der Wasserbewegung im Boden einbinden lassen und auch die Textur gewöhnlich einfach durch einen empirischen Faktor darstellbar ist, stellt die korrekte Abschätzung der Evapotranspiration den größten Unsicherheitsfaktor bei der Auswaschungsmodellierung dar [6]. Darüber hinaus stellt eine zu starke räumliche Variabilität des Bodens im Bezug auf Textur und Struktur die Modellierung vor große Herausforderungen [3].

Denitrifikation:

Durch mikrobielle sowie abiotische, chemische Prozesse kann es zu einer mehrstufigen nicht reversiblen Reduktion von Nitrat (teilweise auch Nitrit und Ammonium) zu den Gasen N_2O , N_2 und NO_x kommen. Aufgrund der Komplexität dieser Abläufe und der besonderen Bedeutung für die Modellbildung in der vorliegenden Arbeit und ganz allgemein in BGC-Modellen wird die Denitrifizierung gesondert in Kap. 3.2.4 diskutiert.

Verflüchtigung von Ammoniak

Das Ion NH_4^+ steht im Gleichgewicht mit der leichtflüchtigen Base Ammoniak (NH_3 , siehe Gl. 6). Diese Gleichgewichtsreaktion ist entsprechend dem chemischen Massenwirkungsgesetz abhängig vom pH-Wert des Bodens (inverser dekadischer Logarithmus der Konzentration von H^+) und einer temperaturabhängigen Gleichgewichtskonstante. Mit steigendem pH-Wert und steigender Temperatur verschiebt sich das Gleichgewicht somit auf Seiten der Base, die zunächst als im Bodenwasser gelöstes Gas vorliegt.



Bevorzugen die Umweltbedingungen entsprechend dem Henry'schen Gasgesetz (Gl. 7) aufgrund von hoher Temperatur (erniedrigt den Wert der Henry-Konstante K_H) und niedrigem Partialdruck des gasförmigen Ammoniaks ($p(\text{NH}_3)$) die Ausgasung aus dem Bodenwasser, kommt es in einem mehrstufigen Gleichgewichtsprozess (Gl. 8) zur Abgabe des Ammoniaks an die Atmosphäre und somit zu N-Verlust.

$$[\text{NH}_3]_{aq} = K_H * p(\text{NH}_3) \quad (7)$$



Neben den zuvor schon angesprochenen Faktoren Temperatur und pH-Wert kommen als weitere die NH_3 -Verflüchtigung bevorzugende dominierende Faktoren noch dazu [8]:

- Windgeschwindigkeit: durch die raschere Verteilung des bodennahen Ammoniaks von der Oberfläche weg wird $p(\text{NH}_3)$ herabgesenkt
- Bodenfeuchte: je trockener der Boden, d.h. je größer der Anteil des Gasraums im Boden, desto schneller und leichter erfolgt die Ausgasung.

Als sonstige Faktoren mit schwächerem Einfluss nennt die Literatur noch Puffer- und Kationenaustauschkapazität des Bodens, den Gehalt an Kalziumkarbonat, die Bodentextur und den Anteil an organischem Material [8].

Obleich die einzelnen Abläufe während der Ammoniakverflüchtigung relativ gut beschrieben sind, bedienen sich viele Modelle aufgrund der großen Komplexität der Abläufe vereinfachten stochastischen Beschreibungen in Form von kinetischen Gleichungen erster Ordnung (z.B. [27]). Die wenigen prozessbasierten Modelle (die die oben beschriebenen physiochemischen Prozesse abzubilden versuchen) stoßen üblicherweise auf Probleme bei der Parametrisierung unter Feldbedingungen aufgrund der Vielzahl der zu berücksichtigenden, teilweise temporär und/oder räumlich variablen Einflussfaktoren. Somit sind prozessbasierte mathematische Formulierungen der Ammoniakverflüchtigung für den Einsatz in Modellen zur Beschreibung realer größerer Systeme nur sehr bedingt anwendbar. [8]

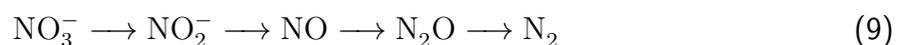
Erosion und Ablauf:

An tonigen Partikeln gebundene Stickstoffspezies (siehe auch 3.2.5) können durch Ablauf und Erosion aus dem System ausgetragen werden. Dieser Pfad ist vor allem für die exponierten Böden der Landwirtschaft von großer Bedeutung (N-Verluste von bis zu $100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ [8]). In den meisten für Waldböden adaptierten BGC-Modellen findet dieser Austragspfad aufgrund der geringen Bedeutung keinen Eingang.

3.2.4 Denitrifikation

Der Begriff Denitrifikation beschreibt ganz allgemein die Reduktion von Nitrat (in Sonderfällen auch Nitrit und Ammonium) zu den Gasen NO, N₂O und N₂ (Gl. 9 nach [16]). Diese Reaktion ist allgemein und aus ökologischer Sicht im Besonderen von großer Relevanz, da sie der einzige natürliche Prozess ist, durch den reaktive N-Spezies in inertes N₂ rückgeführt werden können [10]. Gleichzeitig ist es von Interesse die Freisetzung der als THG (siehe Kap. 3.3) wirkenden Intermediate gering zu halten.

Durch diesen Prozess werden darüber hinaus große Mengen des Stickstoffinputs wieder umgesetzt - verschiedene Studien schätzen den Verlust des N-Inputs durch Denitrifikation auf zwischen 16-40% je nach Boden- und Vegetationstyp sowie Landbewirtschaftung [10].



Die Modellierung der Denitrifikation ist gegenwärtig immer noch eine der größten Herausforderungen in der Modellierung des Stickstoffkreislaufs im Boden und in BGC-Modellen ganz allgemein. Sie wird als jener mit der größten Unsicherheit behaftete Prozess in der Modellierung, angesehen da es sehr schwierig ist, robuste und valide Modelle zu produzieren ([23, 10]). Verantwortlich für diese Unsicherheiten ist nicht nur die Komplexität der zu modellierenden Abläufe, sondern viel stärker als bei den anderen Prozessen auch eine oft noch unzureichende Datenlage. Labormessungen wie beispielsweise durch Leirós [39] oder Paul [54] werden in ihrer Aussagekraft für großflächige Modellierungen sowohl aufgrund der Skalierung als auch der Beeinflussung der mikrobiellen Population kritisch gesehen ([25]; siehe auch die Beschreibung des Bodens als komplexe Stadt deren Architektur durch Beprobung zerstört wird durch Kabiena (1938) in [51]). Bei Feldversuchen jedoch ist es aufgrund der grundsätzlich sehr hohen Konzentration an N_2 in der Atmosphäre schwierig, die kleinen Konzentrationsveränderungen durch Bodenemissionen für größere Versuchsflächen zu bestimmen [10]. Die dieser Arbeit als Validierungsdaten zugrundeliegenden Messungen mit Bodenmesskammern für Flächen von 1-2 m^2 für THGs sind in der Literatur bisher noch wenig vertreten, bieten aber großes Potential [37].

Klassisch wird die Denitrifikation als eine Reduktionsreaktion durch heterotrophe, ubiquitäre Bakterien bei sub-oxischen bis anoxischen Bedingungen verstanden. Inzwischen sind jedoch schon zahlreiche weitere Reaktionen im Boden bekannt, die ebenfalls zur Freisetzung von Stickstoffgasen aus den Substraten Nitrat, Nitrit und Ammonium führen [17]. Auf diese soll noch näher im zweiten Teil dieses Unterkapitels eingegangen werden.

Denitrifikation durch heterotrophe Bakterien bei anaeroben Bedingungen

Bei der mikrobiellen Denitrifikation unter anaeroben Bedingungen greifen die heterotrophen Bakterien auf die oxidierten Stickstoffspezies NO_3^- , NO_2^- , NO und N_2O als alternative Elektronenakzeptoren (statt O_2) zurück. Hierfür müssen folgende vier Grundbedingungen erfüllt sein [10]:

- Verfügbarkeit von NO_3^- (oder anderen oxidierten Stickstoffspezies)
- Verfügbarkeit einer Energiequelle (üblicherweise Kohlenstoff, bestimmte mikrobielle Prozesse können aber auch auf andere Elektronendonoren zurückgreifen)
- Sauerstoffarme Bedingungen
- Vorhandensein von denitrifizierenden Mikroben (üblicherweise fakultativ anaerobe Spezies)

In feuchten bis wasser-gesättigten Böden mit feinen Poren ist aufgrund der geringen Sauerstoffkonzentration eine stärkere Denitrifikation als bei eher trockenen, grobkörnigen Böden zu erwarten. Grundsätzlich steigt die hemmende Wirkung des Sauerstoffs mit der Bodentemperatur. O_2 wirkt auf die einzelnen Prozessschritte jedoch unterschiedlich stark inhibierend. V.a. relevant ist die Hemmwirkung für den Schritt $\text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$. Hier steigt mit zunehmender O_2 Konzentration der N_2O -Anteil zu Lasten des N_2 . [8]

Eine besondere Rolle bei der Denitrifikation, besonders bei der Produktion von N_2O , spielen Tau-Ereignisse, die bis zu 70% der N_2O -Jahresemissionen ausmachen können [28]. Die zugrundeliegenden Prozesse für diese Phänomene sind derzeit jedoch nur unzureichend erklärt [19].

Es ist davon auszugehen, dass die meisten Bakterienarten in der Lage sind, Denitrifikationsreaktionen durchzuführen. Jedoch unterscheiden sich offensichtlich je nach Spezies die Pfade und Endprodukte – so produzieren manche Mikrobenarten ausschließlich N_2 , andere eine Mischung aus N_2O und N_2 usw. Hier ist weiter zu beachten, dass die Bodentemperatur ebenfalls einen Einfluss auf die Kinetik hat, wobei bei unterschiedlichen Mikrobenpopulationen von verschiedenen optimalen Temperaturbereichen ausgegangen werden muss. [8]

Andere Denitrifikations-Prozesse im Boden

Der wichtigste Denitrifikationsprozess neben der anaeroben mikrobiellen Denitrifikation ist die chemische Denitrifikation. Diese geschieht durch die Reaktion von NO_2^- mit Aminen und anderen organischen Verbindungen zu den Gasen NO , N_2O und N_2 . Ebenso ist die katalytische

Reaktion von $\text{NO}_2^-/\text{NO}_3^-$ mit bestimmten Metallionen (z.B. Fe^{2+} , Cu^{2+}) zu N_2O bekannt. [8]

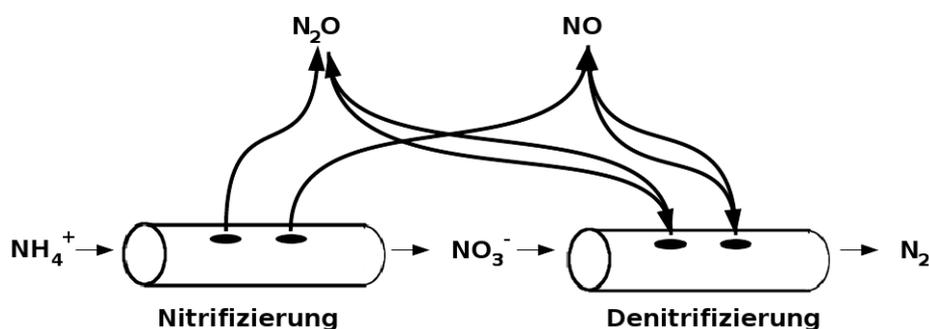
Der Anammox Prozess, die anaerobe Oxidation von Ammonium zu N_2 , ist als relativ neue Entdeckung bislang nur für aquatische Systeme, Klärschlamm und Sedimente nachgewiesen ([51, 25]). Trotz der bisher fehlenden Belege für Anammox-Prozesse im Boden kann dieser jedoch nicht völlig ausgeschlossen werden. Neue genetische Studien zeigen, dass Anammox-Bakterien auch in zahlreichen terrestrischen Ökosystemen verbreitet sind. [29].

Das "Hole-in-the-pipe"-Modell

Die Umsetzungsprozesse des Stickstoffkreislaufs sind sehr stark von Nebenprodukten und Nebenreaktionen zu den Hauptpfaden geprägt. Hervorzuheben ist dabei das "hole-in-the-pipe" Modell von Davidson 1991 [15], das beschreibt, wie zum einen während der Nitrifikation die Nebenprodukte N_2O und NO entstehen können, diese aber im Denitrifikationsschritt sowohl als alternatives Substrat (statt NO_3^-) als auch als Nebenprodukt (anstatt der vollständigen Umsetzung zu N_2) auftreten können (siehe Abb. 9).

Die Einflussfaktoren zur Steuerung der Anteile der jeweiligen End- und Nebenprodukte sind zahlreich (z.B. Feuchtigkeit, Temperatur, Sauerstoffverfügbarkeit, Zusammensetzung der mikrobiellen Population) und erst bedingt verstanden. Somit ist dieser Faktor für die Modellierung des Stickstoffkreislaufs jener der mit der größten Unsicherheit behaftet ist [18].

Abbildung 9: Schematische Darstellung des hole-in-the-pipe-Modells



3.2.5 Fixierung von Ammoniak und organischem Stickstoff im Boden

Sowohl mineralisches Ammonium als auch organisch gebundener Stickstoff adsorbieren reversibel an tonigen Partikeln im Boden. Auf diese Weise ist der Hauptteil des nicht lebendigen Protein-N (und damit des Gesamt-N des Bodens) fixiert. Durch diese Fixierung werden die N-Fractionen resistenter gegen Hydrolyse und sind somit schlechter bioverfügbar, sie sind jedoch nicht als inert zu betrachten [51].

Die Menge des fixierten N hängt zunächst hauptsächlich vom Ton-Anteil des Bodens ab, wobei die Fixierung umso stärker ist, je feinporiger und toniger der Boden ist. Als weiterer Faktor für die Freisetzung ist die Konzentration des gelösten Ammoniums/organischen-Ns zu berücksichtigen, da der fixierte N mit diesem in Gleichgewicht steht. Dieses Gleichgewicht ist schließlich auch noch temperaturabhängig und kann durch Konkurrenzreaktionen mit ähnlichen Ionen (z.B. die Adsorption von K^+ an der Partikeloberfläche) beeinflusst werden. [8]

3.3 Stickstoffhaltige Treibhausgase und die Bedeutung von Bodenemissionen

Wie schon zuvor diskutiert, entstehen als Nebenprodukte des Stickstoffkreislaufes auch die klimarelevanten Gase Lachgas (N_2O), Stickoxide (NO_x) (Kap. 3.2.4) und Ammoniak (Kap. 3.2.3, S. 33). In diesem Abschnitt soll kurz auf ihre allgemeine Bedeutung für das Klima und die Relevanz der Bodenemissionen eingegangen werden.

3.3.1 Lachgas (N_2O)

Lachgas ist selbst ein direkt klimawirksames Gas. Es wirkt als THG 298 mal stärker als CO_2 , was vorrangig auf die lange Verweilzeit in der Atmosphäre von 114 Jahren zurück zu führen ist [22]. Durch diese hohe Wirksamkeit ist es trotz der insgesamt deutlich niedrigeren Konzentration in der Atmosphäre absolut gesehen das viert wichtigste THG [20].

Die Hauptsenke für N_2O ist die Stratosphäre, in welcher es zu einer photolytischen Spaltung zu NO kommt. Dieses wiederum ist katalytisch an der Zerstörung des Stratosphären-Ozons beteiligt [24].

Als weitere mögliche Senken werden in der Literatur N-limitierte Waldökosysteme vorgeschlagen, die zumindest phasenweise mehr N_2O aus der Atmosphäre aufnehmen sollen als sie abgeben. Hierbei sind die verfügbaren Datensätze allerdings noch zu wenig umfangreich um eindeutige Schlüsse zu ziehen [12].

Obgleich die Quellen von N_2O vorwiegend natürlichen Ursprungs sind (siehe Tabelle 1), werden diese durch menschliches Eingreifen beeinflusst. Dieses Eingreifen ist zum einen die landwirtschaftliche Nutzung der Böden, welche durch Düngung und Bearbeitung zu einer erhöhten Emission führt, zum anderen aber auch die Wirkung von erhöhter Stickstoff-Deposition aufgrund von industrieller Aktivität in Ökosysteme mit weitgehend natürlicher Vegetation. Der Beitrag von Böden temperater Wälder zur N_2O -Emission wird dabei auf rund 1 TgN a^{-1} geschätzt [21]. Die große angegebene Spanne von $0,1 - 2,0 \text{ TgN a}^{-1}$ zeigt allerdings, wie unsicher die Schätzungen für die tatsächlichen Emissionen sind.

Besonders erschwert wird die Abschätzung der Emissionen temperaten Wälder durch die große Heterogenität, sowohl räumlich als auch zeitlich (siehe auch 3.2.4). Hier soll durch die Anwendung und Weiterentwicklung von Modellen wie jenem der vorliegenden Arbeit zukünftig ein besseres Verständnis und somit auch eine sicherere Abschätzung von sowohl gegenwärtigen und zukünftigen Emissionen ermöglicht werden.

Tabelle 1: Schätzung der globalen NO₂, NO_x und NH₃ Quellen (in TgN a⁻¹) - nach [20]

Quelle	NO _x		N ₂ O		NH ₃	
	TAR	AR4	TAR	AR4	TAR	AR4
Anthropogene Quellen						
Verbrennung fossiler Treibstoffe & industrielle Prozesse	33 (20-24)	25,6 (21-28)	1,3/0,7 (0,2-1,8)	0,7 (0,2-1,8)	0,3 (0,1-0,5)	2,5
Luftfahrt	0,7 (0,2-0,9)	- (0,5-0,8)	-	-	-	-
Landwirtschaft	2,3 (0-4)	1,6	6,3/2,9 (0,9-17,9)	2,8 (1,7-4,8)	34,2 (16-48)	35 (16-48)
Verbrennung von Biomasse und Biotreibstoffen	7,1 (2-12)	5,9 (6-12)	0,5 (0,2-1,0)	0,7 (0,2-1,0)	5,7 (3-8)	5,4 (3-8)
Menschliche Ausscheidungen	-	-	-	0,2 (0,1-0,3)	2,6 (1,3-3,9)	2,6 (1,3-3,9)
Flüsse, Mündungszonen und Küstenzonen	-	-	-	1,7 (0,5-2,9)	-	-
Athmosphärische Deposition	-	0,3	-	0,6 (0,3-0,9)	-	-
Anthropogen Gesamt	43,1	33,4	8,1/4,1	6,7	42,8	45,5
Natürliche Quellen						
Böden mit natürlicher Vegetation	3,3 (3-8)	7,3 (5-8)	6,0/6,6 (3,3-9,9)	6,6 (3,3-9,0)	2,4 (1-10)	2,4 (1-10)
Ozeane	-	-	3,0/3,6 (1,0-5,7)	3,8 (1,8-5,8)	8,2 (3-16)	8,2 (3-16)
Blitzschlag	5 (2-12)	1,1-6,4 (3-7)	-	-	-	-
Athmosphärenchemie	<0,5	-	0,6 (0,3-1,2)	0,6 (0,3-1,2)	-	-
Natürliche Gesamt	8,8	8,4-13,7	9,6/10,8	11,0	10,6	10,6
Quellen Gesamt	51,9 (27,2-60,9)	41,8-47,1 (37,4-57,7)	17,7/14,9 (5,9-37,5)	17,7 (8,5-27,7)	53,4 (40-70)	56,1 (26,8-78,4)

3.3.2 Stickoxide (NO und NO₂)

Stickoxide selbst wirken nicht direkt als THG. Als äußerst reaktionsfreudiges Gas mit Verweilzeiten in der Atmosphäre von nur wenigen Stunden bis Tagen haben sie dennoch Einfluss auf den Strahlungsantrieb der Erde. Der hauptsächliche Einfluss ist hierbei die Rolle bei der Bildung von bodennahem Ozon, dem drittichtigsten THG [20]. Diese Reaktion läuft bei entsprechend hohen NO-Konzentrationen (>10 ppm) als katalytische Umsetzung von CO oder CH₄ über ein Hydroxyl-Intermediat ab.

NO_x gelangt durch nasse und trockene Deposition (Kap. 3.2.1) wieder in den Boden, wo es durch die Erhöhung des Nährstoffangebots wiederum Auswirkungen auf den Kohlenstoff- und N-Kreislauf erzeugt.

Obwohl auch NO_x, ebenso wie N₂O ein Produkt der mikrobiellen Umsetzung von organischem Stickstoff im Boden ist, ist der Anteil der Emissionen aus dem Boden verhältnismäßig viel geringer als für Lachgas (siehe Tab. 1). Dies ist allerdings vorrangig auf die erheblich größeren Mengen an NO die durch Verbrennungsvorgänge emittiert werden zurückzuführen. [20]

3.3.3 Ammoniak (NH₃)

Ammoniak selbst wirkt zunächst indirekt negativ auf den Strahlungsantrieb, da es die Bildung von Sulfat- und Nitrat-aerosole unterstützt, die wiederum eine abkühlende Wirkung auf das Klima haben. [20]

Auf der anderen Seite gelangt NH₃ ebenso wie NO_x durch Deposition wieder in den Boden und hat somit einen Einfluss auf den Kohlenstoff- und N-Kreislauf.

Der Anteil von NH₃-Emissionen aus natürlichen Böden ist jedoch gegenüber den anthropogenen Emissionen besonders der Landwirtschaft äußerst klein (siehe auch Tab. 1).

4 Material und Methoden

4.1 Modellbeschreibung

Für die vorliegende Arbeit wurde das Modell MoBiLE-DNDC2 [19] herangezogen. Das Modular Biosphere Simulation Environment (MoBiLE)-Framework ist ein Rahmen in dem für dieses Modell eine Adaptierung des etablierten DeNitrification-DeComposition (DNDC) Moduls (ein BGC-Modell) integriert ist.

Das DNDC-Modul selbst wurde ursprünglich von Li et al. zur Simulation der N-Dynamik und insbesondere der N_2O -Emissionen in landwirtschaftlichen Böden entwickelt [42, 41]. Es lässt sich aber aufgrund der Möglichkeit der Koppelung mit anderen Vegetationsmodellen vielseitig anwenden. Das gegenüber anderen Modellansätzen hervorstechendste Merkmal des DNDC Modells, ist die Verwendung des sogenannten "anaeroben Ballons". Die Größe dieses Ballons wird auf Basis des Redoxpotentials des Bodens über die Nernst-Gleichung stündlich berechnet und das vorhandene Substrat auf den anaeroben Ballon und die "aerobe Umgebung" aufgeteilt. Das Substrat steht dann nur mehr den jeweils für den Bereich zulässigen Umsetzungen zur Verfügung (anaerobe bzw. aerobe Reaktionen). Auf die Größe des Ballons nehmen u.a. Mikroklima, Substratkonzentrationsgradienten, Bodeneigenschaften usw. Einfluss. [10]

Später wurde es für die Anwendung für Waldböden mit einer Adaptierung des etablierten Wald-Vegetationsmoduls PnET [1] zu PnET-N-DNDC bzw. Forest-DNDC gekoppelt [40]. Forest-DNDC war in seiner Formulierung schon grundsätzlich modular, durch die Schaffung des MoBiLE-Frameworks wurde diese Ausgestaltung jedoch verbessert und erlaubt dem Modellierer nun leichter verschiedene Elemente wie z.B. unterschiedliche Hydrologiemodule zu einem für die Fragestellung passenden Gesamtmodell zusammenzuführen. Innerhalb des Frameworks sind die Schnittstellen, das heißt die Anforderungen an die Input- und Output-Parameter, klar definiert, was eben jenes bausteinartige Arbeiten erlaubt. [19]

MoBiLE in seiner angewendeten Form ist in C++ programmiert.

Im Framework werden vier Module zusammengeführt (Abb. 10):

- *Vegetation*: Vegetationswachstum sowie Wasser-, C- und N-Dynamiken in der Vegetation werden durch das N-PnET-Modul berechnet. Dieses benutzt eine weitgehend stochastische Herangehensweise (siehe auch Kap. 3.1.2) zur Berechnung über Klimafaktoren und Pauschal-Parametern zur Beschreibung des Vegetationstypus. Im Gegensatz zum ursprünglichen PnET von Aber und Federer [1] wird bei N-PnET die Stickstoffaufnahme und -abgabe durch die Vegetation verbessert simuliert [40].
- *Mikroklima*: Zur Berechnung der Bodentemperatur wird auf das ursprüngliche DNDC Boden-Physik-Modul von Li et al. [42] zurückgegriffen. Die Temperatur wird darin für jede Bodenschicht in Tagesauflösung berechnet.
- *Bodenhydrologie*: Die Bodenfeuchte wird ebenso für die einzelnen Bodenschichten, jedoch in höherer zeitlicher Auflösung (halbstündlich), mittels des leicht adaptierten ursprünglichen Bodenphysikmoduls von DNDC berechnet.
- *Boden-Bio-Geo-Chemie*: Die größte Neuerung gegenüber den Vorläufermodellen stellt das BGC-Modul DNDC2 dar, das ursprünglich zur verbesserten Simulation der Denitrifizierungsprozesse besonders im Zusammenhang mit Tau-Ereignissen entwickelt wurde [19]. Gleichzeitig stellt es eine Vereinfachung des ursprünglichen DNDC-Modells dar. Die Vereinfachung und damit Reduktion der Rechenzeit war besonders im Hinblick auf die angestrebten längeren Simulationszeiträume (>50 Jahre) notwendig (Komplexität vs. Skalierung, 3.1.2).

Dieses Modell wurde vor der vorliegenden Arbeit bislang nur am deutschen Standort Höglwald ausführlich evaluiert [19], weswegen zu erwarten war, dass noch größere und kleinere Modellanpassungen notwendig sein würden, um es für die speziellen Gegebenheiten der österreichischen Standorte geeignet zu machen.

Die im DNDC2 modellierten Prozesse sind im Detail unter Punkt 4.1.1 beschreiben.

4.1.1 Das BGC-Modell DNDC2

Das DNDC2 Modell ist wie schon DNDC im Hinblick auf die Beschreibung des Stickstoffkreislaufs weitgehend mechanistisch mit einigen stochastischen Vereinfachungen vor allem zur

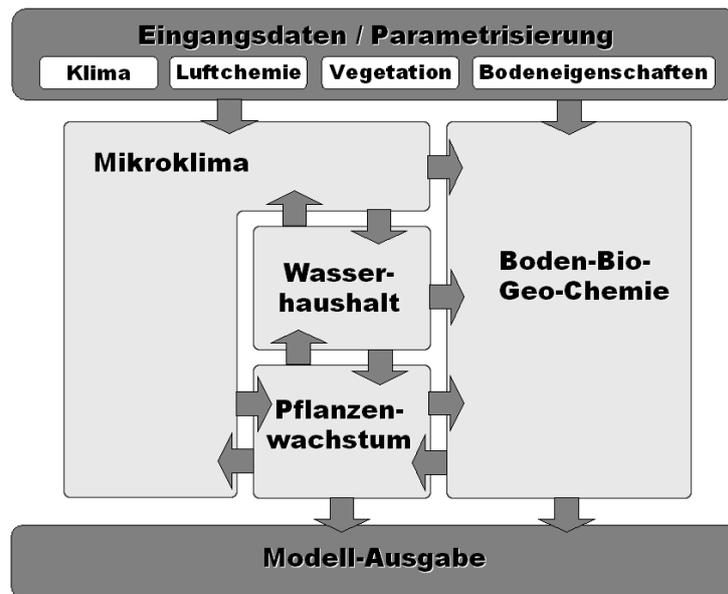


Abbildung 10: Schematische Darstellung des MoBiLE-Frameworks nach [36]

Beschreibung der Depolymerisierung und Mineralisierung (siehe Kap. 3.1.2). Es bildet alle Eintrags-, Austrags- und Reaktionspfade des Stickstoffs im Boden einzeln durch (zumeist) chemisch-physikalisch basierte Gleichungen ab (siehe auch Schema in Abb.11). Die Skalierung ist grundsätzlich variabel, da auch eine Anwendung für große Zeiträume und in Koppelung mit GIS-Systemen für regionale Simulationen angedacht ist. Die Validierung selbst ist aufgrund der zur Verfügung stehenden sehr fein skalierten Messdaten (Kap. 4.3) in der vorliegenden Arbeit jedoch für den kleinen Maßstab durchgeführt worden.

Stickstoffeintrag und Abbau von organischem Material

Zur Berechnung des verfügbaren Stickstoffs (DON) wird der Abbau aus fünf verschiedenen Kompartimenten betrachtet. Diese sind das, in drei nach ihrer Abbaubarkeit gruppierten Kompartimente aufgeteilte, Streu (als Gelöstes Organisches Material (GOM), Lignin und Zellulose), Humus und die mikrobielle Biomasse.

Für den Streu- und Humusabbau wird für alle vier Kompartimente auf eine lineare Gleichung zurückgegriffen, die über die Substratkonzentration, einer substratspezifischen Mineralisationsrate sowie jeweils einem (für alle Substrate gleichen) Temperatur, Feuchtigkeit und pH-Wert abhängigen Korrekturfaktor die Menge an abgebautem Material berechnet (Gl. 10).

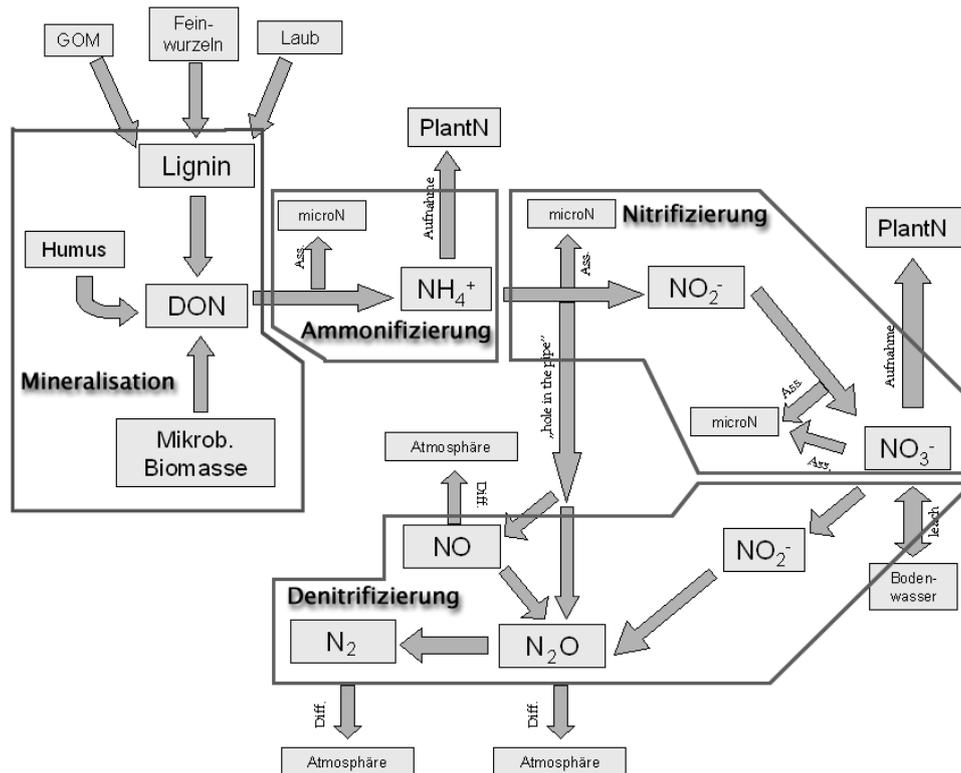


Abbildung 11: Im DNDC2-Modell abgebildete Eintrags-, Austrags- und Reaktionspfade des Stickstoffs aus [36]

$$\left(\frac{\delta C_n}{\delta t}\right)_{dec} = \tau_d * m_d * p_d * K_n * C_n \quad (10)$$

n - GOM, Laubstreu, Wurzeln oder Humus

$\left(\frac{\delta C_n}{\delta t}\right)_{dec}$ - Abbau des jeweiligen organischen Materials

τ_d - temperaturabhängiger Reduktionsfaktor (siehe auch noch 4.2.1)

m_d - feuchtigkeitsabhängiger Reduktionsfaktor

p_d - pH-Wert abhängiger Reduktionsfaktor

K_n - Substratspezifische Mineralisationsrate

C_n - Substratkonzentration

Besondere Rücksicht auf die vorhandene Mikrobenpopulation wird in dieser Vereinfachung nicht genommen. Ebenso wird auch für die unterschiedlichen Kompartimente von jeweils glei-

chen optimalen Bedingungen ausgegangen, die oben angeführten drei Reduktionsfaktoren sind daher für alle vier durch Gl. 10 beschriebenen Kompartimente ident.

Der tatsächlich verfügbare DON berechnet sich in der Folge aus der Abbaurate, multipliziert mit dem C/N-Verhältnis des jeweiligen Substrats, sowie dem Stickstoff aus der abgestorbenen mikrobiellen Biomasse (hierbei geht das Modell davon aus, dass jeden Tag ein fixer Anteil der mikrobiellen Population abstirbt). DON unterscheidet nicht nach chemisch unterschiedlich gebundenen N-Arten (Aminosäuren, DNS-Fragmente usw.; siehe auch Kap. 3.2.2)

Mikrobielle Biomasse

Am stärksten sind die stochastischen Ausprägungen von DNDC2 bei der Beschreibung der mikrobiellen Population. Hierbei wird grundsätzlich darauf verzichtet die enorme Komplexität des mikrobiellen Edaphons zu beschreiben. Diese wird nur in Form eines aggregierten Gesamtparameters als g Kohlenstoff angegeben. Diese Gesamtpopulation wird dann wiederum, wie schon einleitend beschrieben, je nach Bodenbedingungen und Substratverfügbarkeit auf den "anaeroben Ballon" und aerobe Prozesse aufgeteilt.

Ammonifizierung/Nitrifizierung

Als Untermodul wird die Ammonifizierung und Nitrifizierung als weitgehend mechanistisches Modell beschreiben (mit Ausnahme der schon angesprochenen homogenen Betrachtung des DON). Die dabei betrachteten Substrate sind neben DON noch NH_4^+ , NO_3^- und NO_2^- .

Die durch ausschließlich lineare Gleichungen beschriebenen Umsetzungsprozesse (d.h. in der Vereinfachung keine Formulierung als physiologisch korrekte Michaelis-Menten-Gleichung, S. 27) interpretieren die Ammonifizierung entsprechend der Parallel Scheme (PAR)-Hypothese (S. 29). Den Bodenmikroorganismen (jedoch nicht den Pflanzen) stehen in der Modellannahme daher sowohl mineralisierte als auch organische Stickstoffspezies zur Verfügung.

Somit wächst die Menge einer Stickstoffspezies pro Zeitabschnitt jeweils um die Menge des abgebauten Ausgangssubstrats abzüglich der vom Substrat in die mikrobielle Biomasse assimilierten N-Menge. Die assimilierte Menge wiederum wird über einen Effektivitätsfaktor für

die Assimilation für den jeweiligen Schritt berechnet. Einflüsse von Temperatur, Feuchtigkeit und pH werden vom Modell für diese Umsetzungen nicht berücksichtigt.

Beim ersten Schritt der Nitrifizierung ($\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^-$) wird zugleich auch noch die hole-in-the-pipe Theorie berücksichtigt, bei der es als Nebenprodukt dieses Oxidationsschritts auch zur Bildung von N_2O und NO kommt. Die jeweiligen Anteile der Nebenprodukte errechnen sich über zwei zu kalibrierenden Konstanten.

Die Menge um die sich die jeweilige Spezies pro Zeitabschnitt verringert ist wiederum jedenfalls die durch Assimilation bzw. Oxidation umgesetzte Stoffmenge. Im Fall von Nitrit und Nitrat wird weiter auch noch die Umsetzung durch Denitrifikation berücksichtigt, für Nitrat darüber hinaus auch noch die Auswaschung.

Die vollständige mathematische Darstellung dieser Prozesse wird von De Bruijn et al. in [19] aufgeführt.

Denitrifizierung

Wie weiter oben erwähnt, wird zur Beschreibung der anaeroben Mikrobenpopulation der stark vereinfachte Ansatz über den "anaeroben Ballon" herangezogen. Mittels des "average pore models" von Schurger et al. [59] kann der anaerobe Anteil errechnet werden. Auf Basis dessen wird weiter der Elektronenbedarf des Systems/der Bodenschicht ermittelt, der nicht durch O_2 gedeckt werden kann. Der Elektronenbedarf selbst ist wiederum eine Funktion des assimilierten Kohlenstoffs.

Dieser anaerob zu deckende Elektronenbedarf wird dann durch die Spezies NO_3^- , NO_2^- , NO und N_2O befriedigt. Die komplexen realen Zusammenhänge bezüglich der mikrobiellen Präferenzen für das eine oder andere Substrat gingen in die Beschreibung als stark vereinfachte empirische Formulierung ein, in der jeder N-Spezies ein Präferenz-Faktor zugeordnet wird, wobei dieser für die Spezies mit nur einem N höher ausfallen soll, als für das zwei-N-atomige Lachgas (N_2O).

Das Substrat wird für das Denitrifikations-Untermodule in der Modellbeschreibung jeweils gänzlich zur nachfolgenden Spezies umgesetzt, ohne, dass es zur Assimilation durch die mikrobielle Biomasse kommt.

DNDC2 bietet darüber hinaus auch die Möglichkeit der Modellierung der Chemodenitrifikation über simple lineare kinetische Zusammenhänge sowie Temperatur und pH-Wert abhängige Reduktionsfaktoren.

N-Eintrag und Austrag

Der einzige nicht durch die Vegetation bedingte, im Modell berücksichtigte Stickstoffeintragspfad ist die nasse Deposition. Hierzu wird die vorgegebene Jahresdepositionsmenge aliquot auf die Niederschlagsereignisse über das Jahr verteilt. Das Verhältnis NH_4^+ zu NO_3^- folgt hierbei einem vordefinierten Quotienten. Bei Niederschlagsereignissen wird die Depositionsmenge zu den jeweiligen Konzentrationen in der obersten Bodenschicht hinzu addiert. Von dort aus werden sie wie oben beschrieben weiter entweder mikrobiell umgesetzt, von Pflanzen aufgenommen oder gelangen durch Auswaschung in tiefere Bodenschichten.

Für NO_3^- und Dissolved Organic Carbon (DOC) sieht das Modell weiter einen Transport mit der Wasserbewegung im Boden vor. Diese wird durch das Hydrologiemodul simuliert. Werden diese Stoffe aus der untersten simulierten Bodenschicht in eine nicht simulierte darunterliegende Schicht transportiert, gehen sie als Auswaschung in die Output-Parameter des Modellergebnisses ein.

Die während der Denitrifikation u.a. Prozessen entstandenen Gase wurden mittels der Diffusionsgleichung für Böden von Millington und Quirk (1961, zitiert in [19]) wie schon im ursprünglichen Forest-DNDC simuliert. Analog zur Auswaschung wird die Diffusion als Stofffluss von einer tieferliegenden zu einer höherliegenden Bodenschicht dargestellt, das Modell betrachtet hier allerdings als letzte Schicht die bodennahe Atmosphärenluft.

Kohlenstoffkreislauf

Der Kohlenstoffkreislauf ist im DNDC2 deutlich weniger komplex dargestellt, als die N-Umsetzungsprozesse. Es wird hierbei zunächst der Abbau des biologischen Materials zu DOC, wie schon auf S. 44 beschrieben, modelliert. Die Menge an produziertem CO_2 errechnet sich in der Folge ähnlich dem Stickstoffkreislauf über die während der DOC Umsetzung nicht assimilierten Menge an C sowie über die Wurzelatmung.

Eine Implementierung der Methan (CH_4) produzierenden Prozesse in die Modellstruktur wurde beim angewendeten Modell noch nicht durchgeführt. Diese wäre jedoch im Hinblick auf die Senkenfunktion von temperaten Wäldern für CH_4 zukünftig von großem Interesse für eine weitere Modellanwendung.

4.1.2 Modellinitialisierung

Bei der Initialisierung des Modells müssen zunächst verschiedene flächenspezifische Faktoren definiert werden. Dazu werden für die Standorte Site-Files erstellt, in denen allgemeine für die gesamte Modelldauer konstante Bedingungen festgelegt werden. Hierzu zählen beispielsweise die Definition der Bodenschichten in Anzahl, Tiefe und Textur, die Vegetation in Hinblick auf Pflanzenarten, Wuchsdichte usw. sowie Angaben zur geographischen Lage und klimatischen Bedingungen.

Weiter können für das Modell gemessene Klimadaten (driving factors) wie Lufttemperatur, Niederschlag etc. zur Modellierung direkt eingelesen werden. Liegen keine solche Daten vor bzw. soll ein entworfenes Szenario modelliert werden, können diese Variablen auch per Zufallsfunktion aus den geographischen und klimatischen Basisdaten der Versuchsfläche generiert werden.

Zuletzt muss auch noch im Initialisierungsfile für die zu kalibrierenden Parameter ein Ausgangswert sowie ein Bereich, in dem sich die Parameterwerte bewegen dürfen, festgelegt werden. Hierzu müssen im Vorfeld Überlegungen zu realistischen Bereichen für die jeweilige Fragestellung vorgenommen werden. Dabei wurde auf Literatur- und Erfahrungswerte zurückgegriffen [19].

4.1.3 Modellkalibrierung und Validierung

Das DNDC2-Modell besteht aus etwa 30 zu kalibrierenden Parametern (siehe auch eine Auswahl der wichtigsten Parameter in Tab. 2). Die Parametrisierung geschieht auf Basis der im

Initialisierungsfile vordefinierten Wertebereiche. Es besteht auch die Möglichkeit durch dieses Initialisierungsfile einzelnen Parametern fixe Werte zuzuordnen.

In der Modellinitialisierung können ein oder mehrere Messdatensätze als Kalibrierungsreferenz ausgewählt werden. Zulässig sind hier als Referenz die Gasemissionen von CO_2 , N_2O und NO sowie die Konzentrationen des mineralisierten Stickstoffs (NO_3^- , NH_4^+) im Bodenwasser. Die Abweichungen zwischen den Modeloutputs für diese Parameter und den Messwerten bieten dann die Basis für die statistische Auswertung der Anpassungsgüte mittels Regressionsanalyse zur Ermittlung einer Wahrscheinlichkeit (für die Richtigkeit des Parametersatzes). Wird auf mehrere Outputs zugleich kalibriert, wird für jeden Datensatz gesondert die Wahrscheinlichkeit ermittelt und die individuellen Wahrscheinlichkeiten dann zu einer Gesamtwahrscheinlichkeit multipliziert. Eine gleichzeitige Kalibrierung auf mehr als zwei Datensätze ist jedoch nur bedingt sinnvoll, da sich zum einen die Laufzeit der Kalibrierung deutlich erhöht, zum anderen aufgrund des noch in Entwicklung stehenden Modells die Modellergebnisse oft nur unzureichend sind.

Zur Kalibrierung wird ein automatisierter Bayes-Algorithmus auf Basis des Markov-Chain-Monte-Carlo-Verfahren verwendet. Dieser passt die Parameterwerte bei jedem Lauf iterativ innerhalb des vordefinierten Bereichs an. Die Modellergebnisse werden für jeden Lauf mit den zur Kalibrierung zugezogenen Messdaten verglichen und statistisch ausgewertet. Hat sich die Anpassungsgüte des neuen Laufs im Vergleich zum letzten akzeptierten Parametersatz (d.h. jenem Parametersatz der bislang die beste Anpassungsgüte aufgewiesen hat) verbessert, nimmt der Algorithmus den neuen Parametersatz als Ausgangspunkt für den nächsten Lauf, ansonsten wird weiter auf den zuletzt akzeptierten Parametersatz zurückgegriffen. Um eine Konvergenz an lokalen Maximas der Anpassungsgüte zu vermeiden, akzeptiert der Algorithmus während der frühen Kalibrierungsläufe teilweise auch Wertesätze die keine Verbesserung der Anpassungsgüte bewirken. Trotz der Verwendung von Wahrscheinlichkeiten und der Mitbeziehung der Unsicherheiten die die Messdaten erzeugen, entspricht dieser Ansatz dem "Optimal Model"-Konzept (siehe S. 15), da für die weitere Modellierung nur ein Parametersatz (das "optimale Modell") verwendet wird und es nicht zur Kombination von verschiedenen

Tabelle 2: Die wichtigsten zu kalibrierenden Parameter des DNDC2-Moduls

Zustandsvariable	Beschreibung	Einheit
K_{lignin}	Mineralisierungsrate von Lignin	g C g C^{-1}
K_{sol}	Mineralisierungsrate des gelösten org. Materials	g C g C^{-1}
K_{cell}	Mineralisierungsrate der Zellulose	g C g C^{-1}
K_{H}	Mineralisierungsrate des Humus	g C g C^{-1}
θ_{opt}	Optimale Bodenfeuchte (wassergefüllter Porenraum)	-
θ_{S}	Formparameter für Wassersättigung	-
T_{ref}	Referenztemperatur für Abbauprozesse	$^{\circ}\text{C}$
Q_{10}	Veränderung der Abbaurate bei einer Temperaturveränderung von 10°C	g C g C^{-1}
K_{DON}	Potentieller DON Abbau	$\text{g N g B}^{-1} \text{d}^{-1}$
K_{NH_4}	Potentieller NH_4^+ Abbau	$\text{g N g B}^{-1} \text{d}^{-1}$
K_{NO_2}	Potentieller NO_2^- Abbau	$\text{g N g B}^{-1} \text{d}^{-1}$
K_{NO_3}	Potentieller NO_3^- Abbau	$\text{g N g B}^{-1} \text{d}^{-1}$
K_{DOC}	Potentieller DOC Abbau	$\text{g C g B}^{-1} \text{d}^{-1}$
Y_{DON}	Effizienz der DON Assimilation	-
Y_{NH_4}	Effizienz der NH_4^+ Assimilation	-
Y_{NO_2}	Effizienz der NO_2^- Assimilation	-
F_{N}	Verlust an N während Nitrifizierung (hole-in-the-pipe)	-
F_{NO}	Verlust an N in Form von NO während Nitrifizierung (hole-in-the-pipe)	-
D_{Het}	Absterberate der heterotrophen mikrobiellen Population	$\text{g B g B}^{-1} \text{d}^{-1}$
D_{F}	empirischer Formparameter für Bestimmung der Denitrifizierenden Fraktion	-
$K_{\text{D,NO}_3}$	Präferenz für NO_3^- als Elektronendonator	-
$K_{\text{D,NO}_2}$	Präferenz für NO_2^- als Elektronendonator	-
$K_{\text{D,NO}}$	Präferenz für NO als Elektronendonator	-
$K_{\text{D,N}_2\text{O}}$	Präferenz für N_2O als Elektronendonator	-

B.. mikrobielle Biomasse in g C

Modellergebnissen unterschiedlicher Parametersätze, gewichtet nach ihrer Wahrscheinlichkeit kommt.

Es empfiehlt sich eine schrittweise Anpassung des Modells vorzunehmen, bei welcher zunächst ein guter Modell-Fit für jene intermediären Zustandsvariablen, die direkt durch die Input-Variablen beeinflusst werden, erzeugt wird. Diese wichtigen Intermediate sind v.a. die Bodentemperatur- und Feuchte, die über die Reduktionsfaktoren (siehe auch Gl.10) einen bedeutenden Einfluss auf die Prozesse des BGC-Moduls haben. Eine Kalibrierung auf ausgewählte Output-Variablen ist daher erst nach der Anpassung dieser intermediären Variablen zielführend.

Die mindestens notwendige Anzahl an Kalibrierungsläufen, und damit die Gesamtdauer der Kalibration, steigt exponentiell mit der Anzahl der zu kalibrierenden Parameter. Für die o.a. volle Parameterzahl sind dabei rund 1000 Läufe beziehungsweise, bei der zur Verfügung stehenden Rechenkapazität, eine Laufzeit von rund 4-5 Tagen erforderlich. Es empfiehlt sich daher gerade in frühen Entwicklungsschritten für weniger sensitive Parameter (d.h. mit weniger starkem Einfluss auf das Modellergebnis und den Modellfehler) diese zunächst auf einem wahrscheinlichen Wert konstant zu halten.

Zur Validierung muss auf einen weiteren Datensatz, der sich von jenem zur Kalibrierung verwendeten unterscheidet, zurückgegriffen werden. Das Modell arbeitet hierbei dann mit neuen Eingangsdaten (Klima, Deposition etc.) für den neuen Messdatensatz und dem zuvor kalibrierten Parametersatz zur Errechnung neuer Modellergebnisse. Während hierbei üblicherweise auf Daten einer anderen Messperiode zurückgegriffen wird, stehen für Achenkirch (AK) auch die Ergebnisse der zeitgleich durchgeführten Manipulationsversuche zur Verfügung (Kap. 4.3.1). Da hinsichtlich Temperatur nur die Lufttemperatur als Eingangsparameter eingelesen werden kann, war hierbei die zusätzliche Herausforderung, die Eingangsparameter so anzupassen, dass eine Bodenerwärmung entsprechend den gemessenen Bodentemperaturen der beheizten Plots erreicht werden konnte.

4.2 Modellanpassungen

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit sollen auch die verwendete Modellierung zur Simulation der Temperaturabhängigkeit der Abbauprozesse des organischen Materials und das Zusammenspiel der die Mineralisierung beeinflussenden Parameter Feuchte, Temperatur und pH-Wert untersucht werden. Hierzu wurden alternative mathematische Modelle zur Beschreibung dieser Abhängigkeiten in das Modell eingebaut und die Ergebnisse verglichen.

4.2.1 Alternative Temperaturabhängigkeitsmodelle für die Mineralisierung

DNDC2 verwendeten zur Beschreibung der Temperaturabhängigkeit ursprünglich die in der Literatur stark verbreitete Van't Hoff-Funktion [56] (Gl. 11). Diese setzt als Annahme voraus, dass der relative Anstieg der Mineralisationsrate pro Temperatureinheit über den gesamten Bereich gleich ist (d.h. sie arbeitet mit einem konstanten Quotienten Q_{10}). Diese Annahme scheint jedoch für komplexe Bodenökosysteme nicht grundsätzlich zulässig, wenn halbwegs große, d.h. realistische Temperaturintervalle betrachtet werden.

$$\tau = \frac{v_T}{v_{ref}} = Q_{10}^{(T-T_{ref}/10)} \quad (11)$$

f_T - relative Rate der Reaktionsgeschwindigkeitserhöhung

$v_{T,ref}$ - Reaktionsgeschwindigkeit bei aktueller Temperatur bzw. bei Referenztemperatur

Q_{10} - Konstante mit dem Wert der Erhöhung der Reaktionsgeschwindigkeit bei einer Temperaturerhöhung von 10°C

T_{ref} - Referenztemperatur für die Parameter $K_{Lignin, Cell, Sol, H}$

Von Kirschbaum wurde jedoch in einer vergleichenden Studie gezeigt, dass Q_{10} selbst wiederum eine Funktion der Temperatur ist, die exponentiell für steigende Temperaturen sinkt [32, 33]. Dabei bewegen sich die Werte von Q_{10} zwischen > 10 (für $T < 0^\circ\text{C}$) und rund 2 (für $T > 25^\circ\text{C}$), was eine Approximation von Q_{10} mit einem konstanten Wert zwischen 2 und 3 (wie sie bei Van't Hoff üblicherweise vorgenommen wird [56]) sehr ungenau macht, speziell für tiefe Temperaturbereiche.

Die Van't Hoff-Gleichung nimmt als streng monoton steigende Funktion, genauso wie andere nicht-komplexe Temperaturabhängigkeitsmodelle, z.B. Arrhenius (Gl. 12), an, dass es im endlichen Bereich keine maximale Mineralisationsrate gibt. Diese Annahme ist für rein chemische Fragestellungen, für welche die Arrhenius-Gleichung ursprünglich formuliert wurde, zwar hinreichend wahr, im biochemischen Fall liegt jedoch eine maximale Mineralisationsrate bei einer optimalen Temperatur vor. Im realistischen Fall steigt die Mineralisationsrate also nicht exponentiell an, sondern erreicht bei einer optimalen Mineralisationstemperatur (T_{opt}) einen realen Maximalwert und sinkt nach Überschreiten von T_{opt} wieder ab.

$$k = A * e^{\frac{-E_A}{R * T}} \quad (12)$$

k - Reaktionsgeschwindigkeitskonstante

A - präexponentieller Faktor

E_A - Aktivierungsenergie [$\text{J} \cdot \text{mol}^{-1}$]

R - allgemeine Gaskonstante ($8,314 \text{ J} \cdot \text{K}^{-1} \cdot \text{mol}^{-1}$)

T - Temperatur [K]

Im Gegensatz zur Temperatur(un)abhängigkeit von Q_{10} erscheint der Punkt eines Reaktionsmaximas bei optimaler Temperatur jedoch weniger problematisch, da im realen (mitteleuropäischen) Fall T_{opt} für gewöhnlich auch nicht in der Näherung erreicht wird (für T_{opt} werden Werte rund um 40°C angegeben [32, 56]). Zum Tragen kommt dieser Effekt nur während besonders heißer Sommer, wenn sich die Bodentemperaturen in einem Bereich bewegen, bei dem "realistischere" Modelle eine Abflachung der Mineralisationsrate simulieren, während weniger temperaturflexible Modelle weiterhin steil ansteigen. In diesem Fall kommt es zu deutlichen Unterschieden in den Simulationsergebnissen der simplen und der "realistischen" Modellen. (siehe Abb. 12).

Aufbauend auf der Annahme, dass die Mineralisationsrate nicht linear mit der Temperatur zunimmt, es also kein konstantes Q_{10} über den gesamten Temperaturbereich gibt, schlägt Kirschbaum zwei alternative Funktionen zur Beschreibung der Temperaturabhängigkeit der

Abbauprozesse vor. Beide berücksichtigen die Temperaturabhängigkeit der relativen Reaktionsgeschwindigkeitssteigerung im Sinne einer Abflachung bei höheren Temperaturen, wobei nur KB95 auch das physiologisch realistische Maxima bei optimaler Temperatur darstellt.

Kirschbaum 1995 (KB95) [32]

Die 1995 vorgeschlagene Gleichung (Gl. 13; basierend auf den Arbeiten von O'Connell [53]) folgt einer empirischen Formulierung auf Basis von Labordaten:

$$\tau = \exp\left[\alpha + \beta * T\left(1 - 0,5 \frac{T}{T_{opt}}\right)\right] \quad (13)$$

τ - Relative Aktivität

α - allgemeine Reaktionsrate

β - Temperaturkorrekturfaktor

T_{opt} - optimale Temperatur [°C]

Es wurden daher zur Implementierung dieser Gleichung (im Folgenden KB95 genannt) die drei neuen Variablen α , β und T_{opt} anstatt der Van't Hoff Parameter Q_{10} und T_{ref} eingeführt. Auf Basis von Literaturdaten [32] wurden die Kalibrationsintervalle für α mit -2,5 bis -4 angesetzt (Kirschbaum: -3,432), für β mit 0,05 bis 2 (Kirschbaum: 0,168) und für T_{opt} mit 30-40 (Kirschbaum: 36,9).

Kirschbaum 2000 (KB2000) [33]

Die zweite Formulierung (Gl. 14) durch Kirschbaum basiert auf den Arbeiten von Lloyd und Taylor [43]. In der untenstehenden Formulierung wurde diese Gleichung auch in das weit verbreitete CENTURY-Modell für die Anwendung in Waldböden eingebunden [34]. Die untenstehende Formulierung zeigt kein Maximum der relativen Aktivität bei einer optimalen Temperatur, erlaubt jedoch die Simulation einer Abflachung der Steigerung der Reaktionsrate bei erhöhten Temperaturen (asymptotischer Verlauf). Angesichts der üblicherweise nie auch nur näherungsweise erreichten optimalen Temperaturen in Waldböden ist dies eine zulässige Vereinfachung.

$$\tau = \exp\left[\frac{E_0}{T_{ref} + C_0} * \frac{T - T_{ref}}{T + C_0}\right] \quad (14)$$

τ - Relative Aktivität

E_0 - Temperaturparameter

T_{ref} - Referenztemperatur für die Parameter $K_{Lignin, Cell, Sol, H}$

C_0 - Initialtemperatur außerhalb des Messbereichs [°C]

Für diese Gleichung (im Folgenden: KB2000) mussten die zwei neuen Parameter E_0 und C_0 eingeführt werden, für die auf Basis der Literaturdaten (Kirschbaum 2000 bzw. Lloyd & Taylor 1994) folgende Intervalle gewählt wurden (die Werte in Klammer beziehen sich auf die Angaben in [33] bzw. [43]):

$$E_0 = \{200, \dots, 350\} \text{ (241,5; 308,6)}$$

$$C_0 = \{25, \dots, 55\} \text{ (31,79; 46,05)}$$

Eine Berücksichtigung der mittels der Arrhenius-Gleichung (Gl. 12) beschriebenen Zusammenhänge für τ wurde für die vorliegende Arbeit zwar überlegt, aber aufgrund der sehr großen Ähnlichkeit mit der Modellierung durch Van't Hoff und die relative Inflexibilität zugunsten der beiden Kirschbaum-Formulierungen nicht weiter verfolgt.

4.2.2 Alternative Kombination der Reduktionsfaktoren

MoBiLE-DNDC2 sieht für die Reduktionsfaktoren der Mineralisierung die schon in Gl. 10 angeführte Multiplikation der Temperatur-, Feuchtigkeits- und pH-Wert-Reduktoren vor. Alternativ sollte dazu das Liebigsche Minimumgesetz, sowie ein weiterer von Stange 2007 vorgeschlagener Ansatz [61] versucht werden.

Das Liebig'sche Minimumgesetz (Gl. 15) zur Beschreibung von Pflanzenwachstum besagt, dass bei verschiedenen limitierenden Faktoren die knappste Ressource das Wachstum beschränkt. Es kommt somit also zu keiner gegenseitigen Verstärkung der limitierenden Faktoren, aber auch nicht zu einer Abschwächung der Limitierung bei stark favorisierenden Bedingungen für einen einzelnen Faktor. Obgleich der zu modellierende Fall natürlich vom Pflanzenwachs-

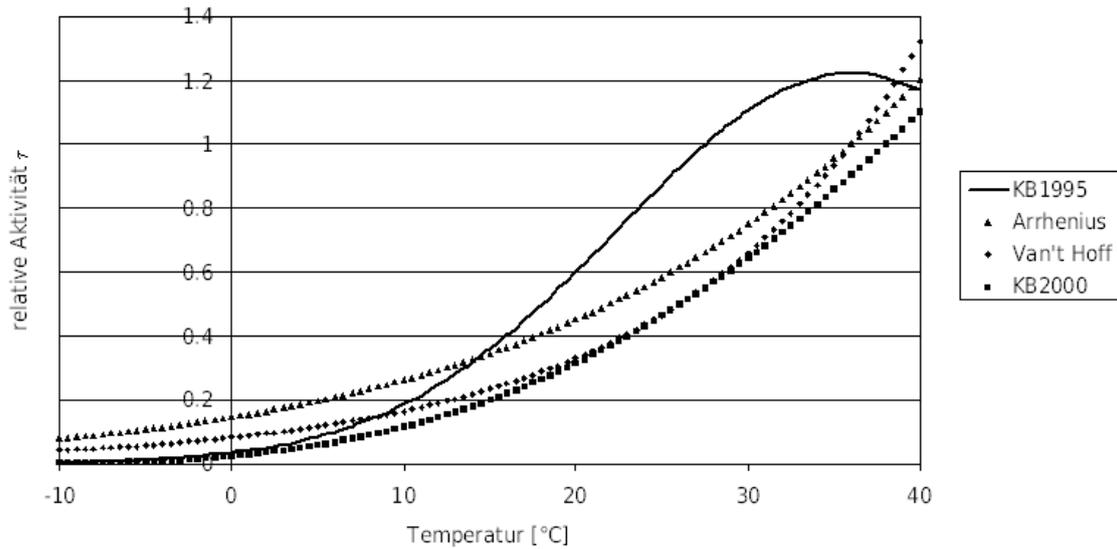


Abbildung 12: Vergleich der relativen Umsetzungsrate durch mikrobielle Aktivität bei verschiedenen Temperaturabhängigkeitsmodellen

tum sehr verschieden ist, sollte dieser Ansatz aufgrund seiner Einfachheit versuchsweise im Modell implementiert werden.

$$g_{x_1 \dots x_n} = \min(f(x_{1 \dots n})) \quad (15)$$

$g_{x_1 \dots x_n}$ - kombinierter Reduktionsfaktor der Einflussgrößen x_1 bis x_n

$f(x_i)$ - Reduktionsfunktion der Einflussgröße x_i (mit i z.B. Temperatur, Feuchtigkeit,...)

Der von Stange veröffentlichte Ansatz versucht im Wesentlichen das Liebigsche Minimumgesetz mit dem verbreiteteren multiplikativen Ansatz zu kombinieren. Hierzu wurde folgende mathematische Formulierung aufgestellt:

$$g_{x_1 \dots x_n} = \frac{n}{\sum_{i=1}^n 1/f(x_i)} \quad (16)$$

$g_{x_1 \dots x_n}$ - kombinierter Reduktionsfaktor der Einflussgrößen x_1 bis x_n

$f(x_i)$ - Reduktionsfunktion der Einflussgröße x_i (mit i z.B. Temperatur, Feuchtigkeit,...)

Beide dieser alternativen Ansätze können aufgrund keiner weiteren neu einzuführenden Parameter sehr leicht in das DNDC2-Modell implementiert werden.

4.3 Verwendete Messdaten und Standortbeschreibung

Zur Kalibration und Validierung des Modelles wurden auf die Messdaten von zwei Versuchsfeldern, betrieben vom Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft (BFW), zurückgegriffen. An den Standorten Achenkirch und Klausenleopoldsdorf (KL) wurden mittels Gasmesskammern (siehe Abb. 13) die Gasemissionen des Bodens bei unveränderten Bedingungen und im Zuge von verschiedenen Manipulationsexperimenten gemessen. [[58, 57, 38, 37] und Kitzler et al. in preparation]



Abbildung 13: Messkammern für Bodengasemissionen (Photo vom Versuchsstandort Schotterwald aus Jahresbericht des BFW 2009 [35])

Neben den Messungen von CO_2 , N_2O , NO und CH_4 wurden auch zahlreiche weitere Parameter gemessen, die als Input- bzw. Output-Variable für die Modellentwicklung von Nutzen sind, z.B.: Temperatur und Bodenfeuchte in verschiedenen Bodentiefen sowie Temperatur der Umgebungsluft, Konzentration des mineralisierten Stickstoff im Bodenwasser bzw. als extrahierbarer mineralisierter N im Boden, Niederschlagsmenge, etc. Eine Übersicht der gesammelten Messdaten sowie Art und Häufigkeit der Messungen findet sich im Anhang (AK Tab. 5, S. 97, KL Tab. 6, S. 98).

4.3.1 Achenkirch (AK)

Die Versuchsfläche Achenkirch (Abb. 14) wird seit 1998 durch das BFW betrieben. Sie befindet sich in den Nordtiroler Kalkalpen auf einer Seehöhe von ca. 920 m. Der Boden ist äußerst heterogen mit einem Mosaik aus Mull- und Moderrendsinen sowie Beimischungen von Kalk und Braunlehmmaterial. Die Bodenschicht ist relativ seicht mit einer Tiefe zwischen 30-60 cm (Chromic Cambisol, ca. 20% der Fläche) bzw. 15-30 cm (Rendzic Leptosol, ca. 80%). Das unterliegende Muttergestein ist Dolomit. [57, 58]

Der Boden ist relativ gut mit Nährstoffen versorgt und das C/N-Verhältnis von 15-18 deutet auf hohe biologische Aktivität hin. Der Boden ist weiter charakterisiert durch einen relativ hohen pH Wert (ca. 7 in der obersten Bodenschicht), hoher Kationenaustauschkapazität jedoch niedriger Pufferkapazität aufgrund des hohen Skelettreichtums und der Seichtgründigkeit. [36]

Der Baumbestand ist als nördliches randalpines Fichten-Tannen-Buchenwaldgebiet charakterisiert. Lokal dominieren Fichtenbestand mit ca. 90% des Bestands, Buchen machen etwas weniger als 10% aus, Tannen sind nur vereinzelt vertreten. Der Bestand ist ca. 130 Jahre alt. [57, 58]

Das Klima ist aufgrund der natürlichen Barriere der Berge relativ mild und niederschlagsreich. Die langjährige Durchschnittstemperatur der Luft liegt bei 5,6 °C, die durchschnittliche Gesamtjahresniederschlagsmenge bei ca. 1450 mm. Hierbei wird das Niederschlagsmaximum im Sommer erreicht, ca. 600 mm des Niederschlags fällt als Schnee. Die Fläche ist gewöhnlich von November bis April von einer Schneedecke von mehr als 1 m bedeckt. Mit dem Niederschlag kommt es zu einer nassen Deposition von ca. 10-15 kg N ha⁻¹ a⁻¹ was unterhalb des unteren Limits für "critical loads" für Nadel- und Laubwälder liegt. [36, 57]. Ein Überblick über die Standortcharakteristika findet sich in Tabelle 3 auf Seite 62.

Seit 2005 führt das BFW in Achenkirch Bodenerwärmungsversuche durch. Hierbei wird während der Vegetationsperiode der Boden von drei parallelen Versuchsplots durch Heizkabel um ca. 3-4 °C erwärmt, was in etwa den Prognosen pessimistischer Szenarien durch das IPCC für die Erwärmung des alpinen Raums entspricht [14]. Für diese Versuchsplots werden durch die Gasmesskammern durch manuelle Beprobung mit nachfolgender GC-Messung im Labor bzw. Online-Messungen vor Ort die Emissionen der Treibhausgase CO₂, N₂O, NO und



Abbildung 14: Die Versuchsfläche Achenkirch (Foto aus [36])

CH₄ gemessen, sowie weitere wichtige meteorologisch, physikalische und chemische Parameter. Parallel fanden die gleichen Messungen auch für nicht-manipulierte, d.h. nicht erwärmte Bodenplots statt (siehe auch Tab. 5 mit einer Übersicht der durchgeführten Messungen).



Abbildung 15: Die Versuchsfläche Klausenleopoldsdorf (Foto aus [36])

4.3.2 Klausenleopoldsdorf (KL)

Die Versuchsfläche KL wird vom BFW seit 1996 betrieben. Sie befindet sich in einem etwa 70 Jahre alten reinen Buchenwald ca. 40 km südwestlich von Wien auf einem NNO-exponierten Mittelhang (siehe Abb. 15).[38, 36, 37]

Der Boden ist eine tiefgründige Braunerde mit einem durchschnittlichen pH von 4,6 und einem C/N-Verhältnis von 16. Das Klima ist mild und trocken mit einem langjährigen Temperaturmittel von 8 °C und 728 mm durchschnittlichem Jahresniederschlag. Der Stickstoffeintrag durch nasse Deposition liegt bei ca. 13 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Weitere Standortcharakteristika sind in Tab. 3 zu finden

Seit 2006 werden in KL Düngeversuche durchgeführt, bei denen jährlich zusätzliche 50 kg N ha⁻¹ aufgebracht werden. Diese Versuche sollen helfen Auswirkungen von verstärktem atmosphärischen N-Eintrag zu verstehen.

Tabelle 3: Standortcharakteristika der Versuchsflächen Achenkirch und Klausenleopoldsdorf nach [36, 38]

Standort	Achenkirch	Klausenleopoldsdorf
Lage	47°34'N11°38'E	48°07'N16°03'E
Exposition		N
Seehöhe [m ü. M]	895	510
Jahresniederschlag [mm]	1450	728
Mittl. Lufttemp. [°C]	5.6	8
Vegetation	<i>Aposerido-Fagetum caricetosum albae – Carici albae-Fagetum</i>	<i>Asperulo odoratae-Fagetum</i>
Baumhöhe [m]	19	25
N-Eintrag [kg N ha ⁻¹ y ⁻¹]	12.1	13
Best. Alter [yr]	127	62
Bodentyp	<i>Rendzic Leptosol/ Chromic Cambisol</i>	<i>Dystric cambisol</i>
Bodenart	Lehm	Lehm-lehmiger Ton
pH	5.8-7.1	4.6
C:N	16-18	16
N _{tot} [mg g ⁻¹]	9	4.79
C _{org} [mg g ⁻¹]	150	74.5

5 Ergebnisse

5.1 Modellkonforme Aufbereitung der verfügbaren Standortdaten

Sämtliche für die Modellinitialisierung, -validierung und -kalibrierung benötigten vorliegenden Mess- und Standortdaten der beiden Versuchsflächen (siehe Tabellen 14 und 6) wurden in Form von modellkonformen Eingabedateien aufbereitet.

Standortdaten zu geographischer Lage und Höhe, Bodenstruktur, Vegetation und klimatischen Bedingungen (inkl. N-Deposition) gehen hierbei in die Site-Dateien ein. Diese sind Textdateien die bei der Modellinitialisierung eingelesen werden. Die zu Beginn erstellten Site-Dateien bilden jedoch nur die Grundlage für weitere manuelle Anpassungen, vor allem der Daten zur Bodenstruktur (Schichthöhen, minimaler und maximaler Feldkapazität, pH-Wert, Skelettanteil und Anteil des organischen Kohlenstoffs). Diese Nachjustierungen sind im Zuge der Kalibrierung der Parameter Bodenfeuchte und -temperatur (siehe Kap. 5.2) notwendig.

Meteorologische Daten - so vorhanden - werden in Driving-Force (dri) Dateien aufbereitet. In diesen können in Tagesauflösung die Einflussgrößen Niederschlag, Temperaturdurchschnitt, -maxima und -minima, Windgeschwindigkeit, relative Luftfeuchtigkeit und Globalstrahlung dargestellt werden. Liegen für eine Größe oder eine Periode keine Messdaten vor, so werden zufällige, wahrscheinliche Werte durch das Modell auf Basis von geographischer Lage, Tag und allgemeinen klimatischen Daten generiert. Die eingelesenen bzw. generierten Daten werden vom Modell als Inputgrößen verwendet.

Zur Modellkalibrierung und -validierung wird auf Messdaten der Gasemissionen und des Ammoniumgehalts im Bodenwasser zurückgegriffen. Diese werden ebenfalls in Tagesauflösung für das Modell aufbereitet.

5.2 Kalibrierung allgemeiner Rahmenbedingungen

Wie schon ausführlich in Kapitel 3.2 dargestellt, sind viele Prozesse des Stickstoffkreislaufs von den Größen Bodenfeuchte und -temperatur abhängig. Daher ist es entscheidend, dass diese beiden Faktoren möglichst wirklichkeitsgetreu im Modell berücksichtigt werden. Da Bodenfeuchte und -temperatur keine Eingabegrößen für das Modell sind, sondern auf Basis von meteorologischen Daten, Boden- und Vegetationsstruktur errechnet werden, wurde im nächsten Schritt die Übereinstimmung von Modell- und Messdaten für diese beiden Größen überprüft und notwendige Anpassungen in der Standortdefinition (Site-Files) durchgeführt.

Da die beiden Faktoren sich jeweils gegenseitig beeinflussen – der Feuchtigkeitsgehalt der Bodenschicht beeinflusst die Wärmeleitfähigkeit, die Temperatur die Wasserbewegung und Evapotranspiration – wurden die jeweiligen Einflussgrößen iterativ angepasst, bis es für beide Parameter hinreichend gute Fits zu den Messwerten gab. Dennoch mussten, da die Einflussgrößen für Feuchte und Temperatur teilweise überschneidend sind, Kompromisse wie eine schlechtere Übereinstimmung der Bodenfeuchte in tieferen Schichten hingenommen werden.

5.2.1 Bodentemperatur

Die Bodentemperatur ist zunächst von der Lufttemperatur abhängig. Das Modell berechnet dabei den Wärmetausch zwischen der Atmosphäre und der obersten Bodenschicht sowie zwischen den Bodenschichten. Die jeweilige Höhe der modellierten Bodenschichten kann beliebig vordefiniert werden, die Modell-Bodenschichten haben hierbei nur eine Hilfsfunktion und sind nicht mit den im Setup-File definierten Bodenhorizonten zu verwechseln. Jeder Modell-Bodenschicht wird eine homogene Temperatur pro Zeitabschnitt zugeordnet. Die Wärmeleitfähigkeit sowie die Wärmekapazität der einzelnen Schichten berechnet sich hierbei kumulativ aus der Wärmeleitfähigkeit bzw. -kapazität der einzelnen Bodenkomponenten (mineralisches bzw. organisches Material, Wasser und Eis) und ihres Anteils in der Bodenschicht. Vorzugsweise ist für die Anpassung des Wärmetauschs zwischen den Bodenschichten nur die Definition der Schichten (in Zusammensetzung, Textur und Mächtigkeit) zu verändern, nicht aber die im Quellcode fixierten Literaturwerte für Wärmekapazität und -leitfähigkeit der einzelnen Komponenten.

Zusätzlich haben auf die Temperatur auch die Dämpfung des Wärmeaustauschs durch Vegetation, Streuschicht und Schnee einen merklichen Einfluss. Diese Einflüsse können durch die Anpassung von konstanten Parametern direkt im Quellcode modifiziert werden.

Durch iterative Anpassung von Site-File, Dämpfungsfaktoren und Vegetationsparametern konnten für alle drei Standorte gute Übereinstimmungen der modellierten Bodentemperaturen erreicht werden. Besonderes Augenmerk wurde stets auf einen guten Modell-Fit der obersten Schichten gelegt, da in diesen das organische Material dominiert und somit der Hauptteil der Mineralisierungsprozesse abläuft.

Für die schneefreien Monate produziert das Modell für den Standort Achenkirch (AK), wie in Abb. 16 zu sehen, gute Übereinstimmungen für alle Bodenschichten. Deutlichere Abweichungen gibt es jedoch in den Wintermonaten, für die das Modell rasch eine Absenkung der Bodentemperatur knapp über dem Gefrierpunkt errechnet, während die Messwerte eine wesentlich langsamere Abkühlung des Bodens über die Wintermonate zeigen. Dies deutet darauf hin, dass die temperaturpuffernde Wirkung von Streu- und Schneeschicht im Modell noch nicht ausreichend berücksichtigt ist. Veränderungen der für die Pufferwirkung im Quellcode vorgesehenen Parameter im realistischen Rahmen konnten diesen Mangel nicht beheben. Da für die Fragestellung der vorliegenden Arbeit jedoch vorrangig die Temperaturbereiche von über 5°C von Interesse ist, da es erst dann zu relevanten Gasemissionen kommt, waren diese Abweichungen tolerierbar. Es wurde daher vorrangig berücksichtigt, dass das Modell keine falschen Frostperioden erzeugt, da ein Gefrieren des Bodens in AK einerseits üblicherweise nie vorkommt (siehe auch Messwerte in Abb. 16) und das Modell andererseits gerade auf die Darstellung von N₂O Emissionen nach Tau-Ereignissen optimiert ist [19].

Für den Standort Klausenleopoldsdorf (KL) zeigt sich das Problem der unzureichenden Temperaturpufferung durch Streu- und Schneeschichten noch wesentlich deutlicher (siehe Abb. 17). Dies ist vermutlich dadurch bedingt, dass das ursprünglich für landwirtschaftliche Nutzflächen entwickelte Bodenphysik-Modul physicsDNDC nicht auf die in KL dominierende Laubstreuerschicht optimiert ist. Das Laubstreu hat gerade in den ersten Wintermonaten, wenn die Blatt-

Abbildung 16: Gemessene und modellierte Bodentemperatur am Standort Achenkirch in 5, 15 bzw. 50 cm Bodentiefe

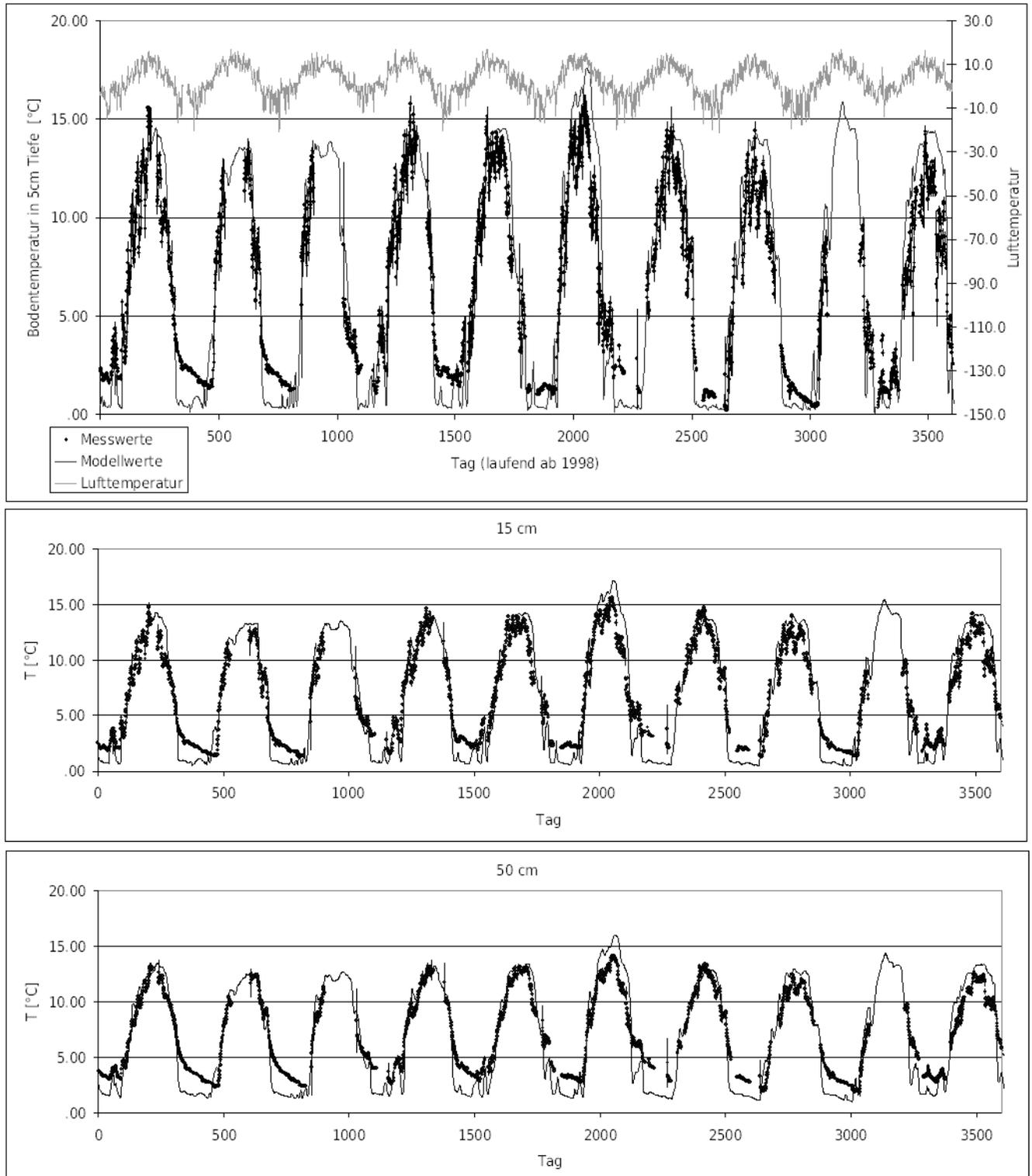
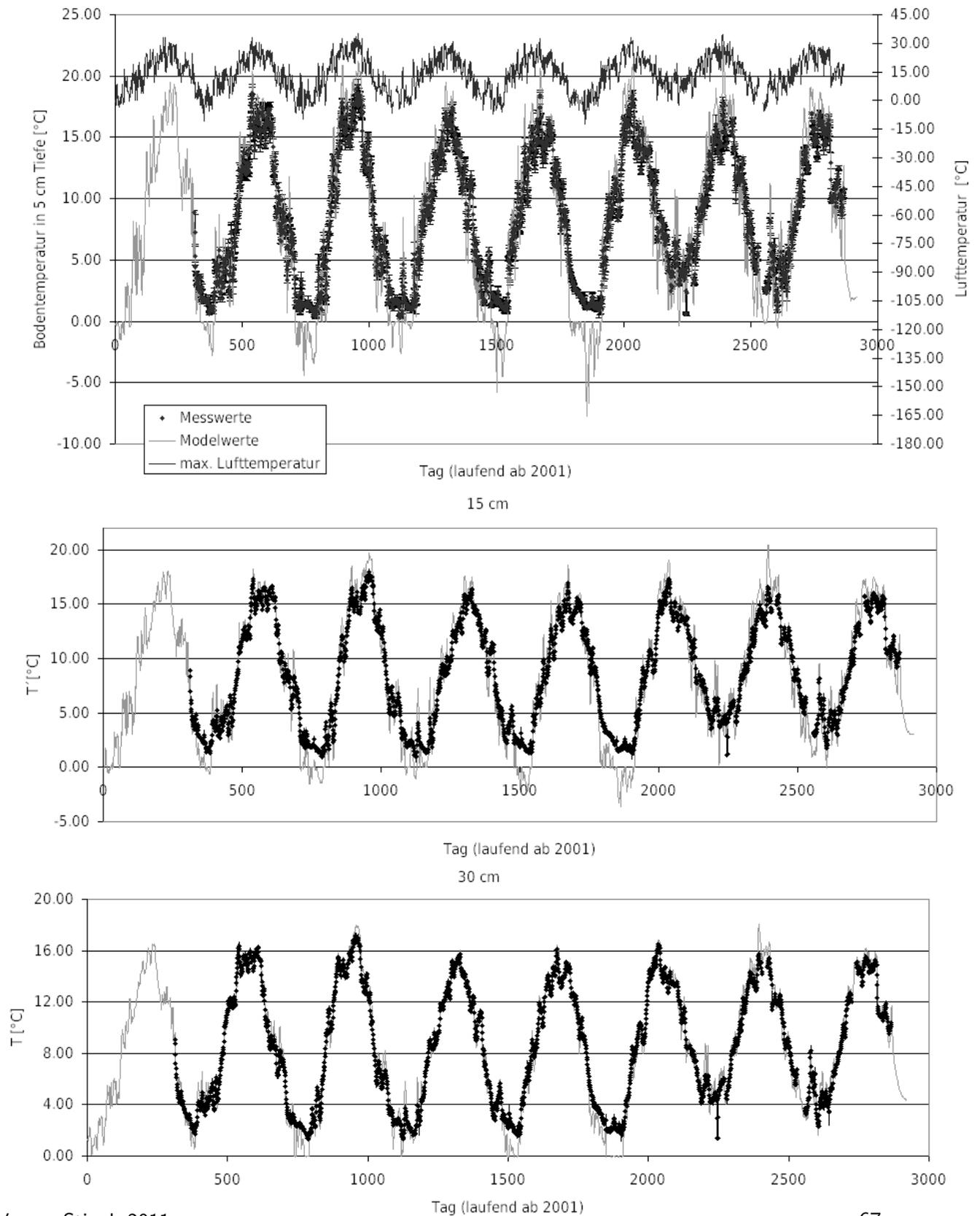


Abbildung 17: Gemessene und modellierte Bodentemperatur am Standort Klausenleopoldsdorf
in 5, 15 bzw. 30 cm Bodentiefe



struktur noch weitgehend unzersetzt ist, eine sehr stark isolierende Wirkung auf den Boden, wie sich auch in den Messdaten in Abb. 17 zeigt. Die weiteren Probleme des Modells mit der Modellierung der Pufferwirkung von Schneeschichten zeigt sich auch dadurch, dass die Modellergebnisse für Jahre mit warmen Wintern (ab Tag 2000 in Abb. 17), in denen keine bis nur kurzfristige Schneebedeckung vorlag, wesentlich besser den realen Messwerten entsprechen, als für die vorangegangenen Jahre mit schneereicheren Wintern.

Aufgrund dieser Modelldefizite kommt es für kalte Winter im Modell zur fälschlichen Simulation von Frostereignissen im Boden, die nicht durch weitere Adaptierungen der Standort- und Pufferparameter in der Modellinitialisierung behoben werden können, ohne die grundlegende Struktur des Bodenphysikmoduls zu verändern. Aufgrund der schon o.a. Problematik mit fälschlich simulierten Tau-Ereignissen (zum einen die physikalische Freisetzung von schon vorhandenen Gasen nach dem Auftauen, zum anderen verstärkte mikrobielle Aktivität nach dem Frost) muss bei der weiteren Arbeit die Möglichkeit falscher Tau-Peaks von N_2O am Winterende berücksichtigt werden.

5.2.2 Bodenfeuchte

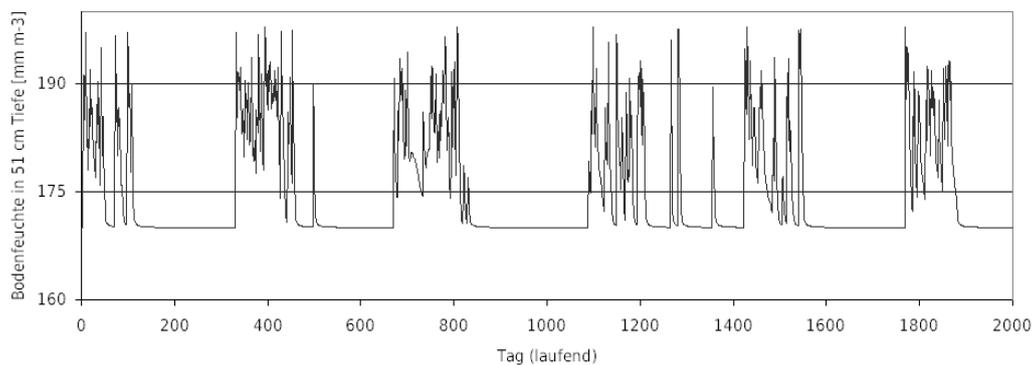
Bestimmend für die korrekte Darstellung der Bodenfeuchte sind die Definitionen der Bodenstruktur im Hinblick auf minimale und maximale Feldkapazität, Welkepunkt, Bodenstruktur (Skelett- und Humusanteil) der einzelnen Bodenschichten sowie die Definition der Schichten selbst. Außerdem fließt der Kronenschluss in die Berechnung der Interzeption und somit der Modellierung des tatsächlich die oberste Bodenschicht erreichenden Niederschlags ein. Diese Eigenschaften können, wie oben erwähnt, im jeweiligen Site-File angepasst werden.

Vorrangiges Ziel war es, einen guten Modellfit der Bodenfeuchte für die obersten Bodenschichten bis ca. 15 cm Tiefe zu erreichen, da in diesen die (feuchtigkeits- und temperaturabhängigen) Mineralisierungsprozesse aufgrund des reichlich vorhandenen organischen Materials am stärksten ablaufen [39]. Dieser Anspruch konnte für alle Standorte in ausreichender Qualität erfüllt werden.

Die in tieferen Bodenschichten (>50 cm) weniger zufriedenstellenden Modell-Fits waren daher im Rahmen der Fragestellung hinreichend akzeptabel, da in diesen das mineralische Ma-

terial dominiert, Mineralisierungsprozesse daher vernachlässigbar sind. Hier ist vor allem ein für alle Standorte zu beobachtender Modellfehler zu nennen, der für die tiefste Bodenschicht – vermutlich aufgrund der räumlichen Limitierung des Modellsystems – das Vorliegen eines nicht zu unterschreitenden minimalen Wassergehalt simuliert, bei dem der Wassergehalt “abgeschnitten” wird (siehe Abb. 18).

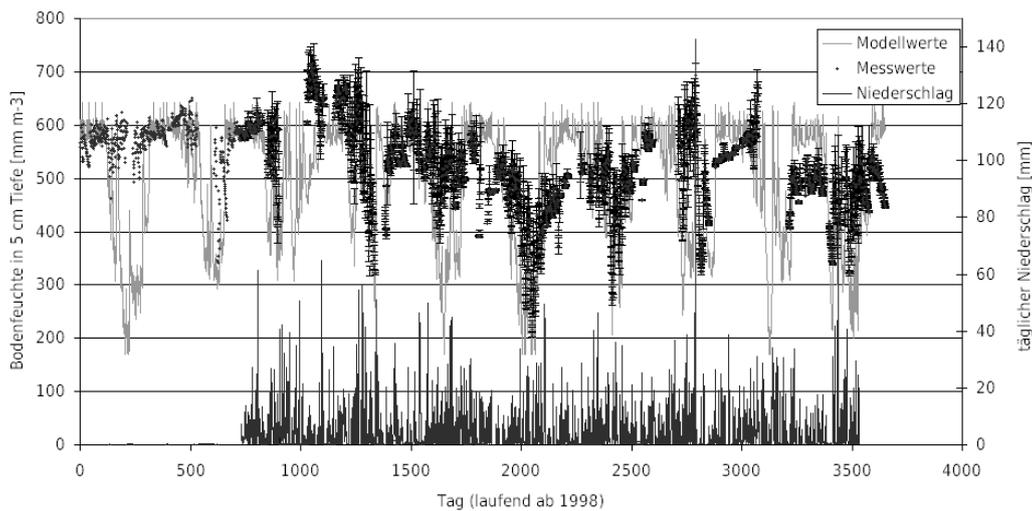
Abbildung 18: Beispiels des Modellfehlers für die Bodenfeuchte in den tiefsten Bodenschichten



Für Achenkirch konnte eine für die Fragestellung ausreichend gute Übereinstimmung zwischen gemessener und modellierter Bodenfeuchte für die obersten Bodenschichten in den schneefreien Monaten erreicht werden (siehe auch Abb. 19). Während der Wintermonate (bspw. November 2003 bis März 2004 - in Abb. 19 Tag 2150 bis 2270) produziert das Modell jedoch wesentlich höhere Bodenfeuchten als tatsächlich gemessen wurden. Dies ist vermutlich darauf zurück zu führen, dass das Modell eine stark vereinfachte Schneedeckensimulation berücksichtigt (Abschmelzen bei Lufttemperaturen über dem Gefrierpunkt). Durch diese Vereinfachung können die realen Verhältnisse von teilweise meterdicken Schneedecken wie sie in AK üblicherweise in den Wintermonaten vorherrschen nicht adäquat abgebildet werden, stattdessen wird teilweise das totale Abschmelzen der Schneedecke simuliert. Dadurch kommt es in den Modellergebnissen zu einem steten Eintrag von Schmelzwasser in das System, welches in der Realität üblicherweise erst bei der Schneeschmelze im Frühjahr in großen Mengen in den Boden gelang (siehe bspw. die Feuchtigkeitsspitze um Tag 3000 in Abb. 19). Auch hier gilt wie bei der Bodentemperatur, dass es für die zu bearbeitende Fragestellung wichtiger war,

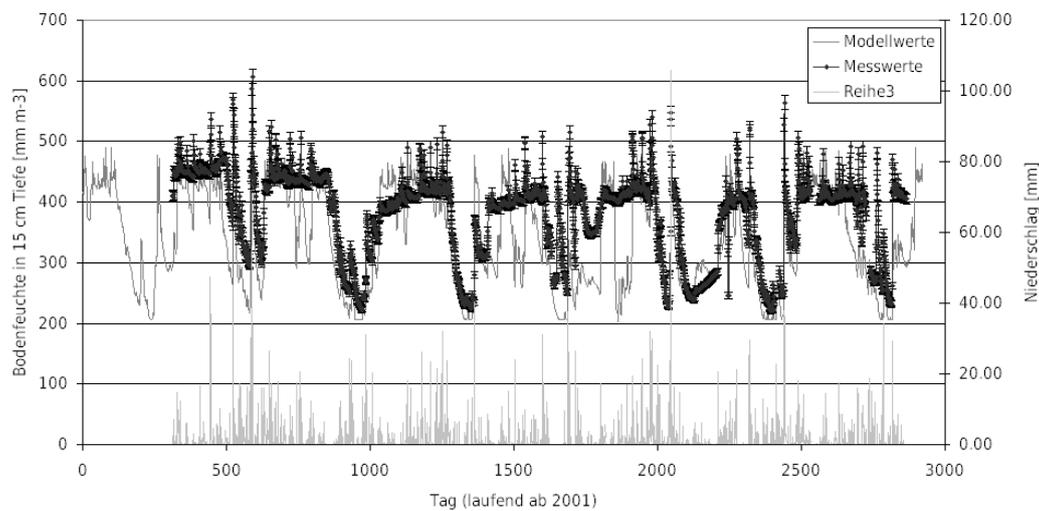
für die schneefreien Monate gute Modellfits zu erzeugen, da in diesen die Gasemissionen und Mineralisierungsprozesse deutlich stärker ablaufen. Daher wurden keine weiteren Anpassungen im Modell selbst durchgeführt um die Schneedeckensimulation zu verbessern.

Abbildung 19: Bodenfeuchte in 5 cm Tiefe für den Standort AK



Für den Standort Klausenleopoldsdorf (Abb. 20) zeigte sich ebenfalls das Problem der zu stark vereinfachten Schneedeckensimulation. Dies ist besonders gut ersichtlich anhand der sehr guten Modellfits für die beiden schneearmen Winter 2006/07 und 2007/08 (Tage 2200-2350 und 2500-2700 in Abb. 20), für die erheblich bessere Übereinstimmungen erzeugt werden konnten als für die vorangegangenen schneereichen Winter. Für die Sommermonate konnte hingegen eine sehr gute Abbildung der üblicherweise sehr trockenen ostösterreichischen Sommer erreicht werden, bei der es teilweise zu einer Absenkung der Bodenfeuchtigkeit auf unter 10% kommen kann. Die solchen längeren Trockenperioden folgenden raschen Anstiege des Bodenwassergehalts infolge von Regenfällen konnten vom Modell ebenfalls gut abgebildet werden.

Abbildung 20: Bodenfeuchte in 15 cm Tiefe für den Standort KL



5.2.3 Vegetation

Da das vorliegende Modell bislang nur ausführlich am Beispiel des Versuchsstandorts Höglwald, einem reinen Fichtenwald, erprobt und evaluiert wurde, musste für die in der vorliegenden Arbeit betrachteten Standorte gesondertes Augenmerk auf die korrekte Darstellung der Vegetationsdynamik gelegt werden. Dies galt besonders für den Standort KL mit seinem dominierenden Laubbaumbestand. Der Verlauf der Vegetationszyklen im Modell wurde über optional erstellte Ausgabefiles zur Biomasse in Wurzeln und Blättern/Nadeln überprüft.

Besonders für den Laubwaldstandort KL bedurfte es noch einiger Anpassungen der Vegetationsparameter im Quellcode um eine realistische Simulation der Vegetation zu erreichen, da diese in der Ausgangsparametrisierung einen jährlichen Rückgang der lebenden Biomasse simulierte.

5.3 Kalibrierung der Treibhausgasemissionen

Nach der zufriedenstellenden Modellinitialisierung im Bezug auf Bodenfeuchte, -temperatur und Vegetation wurde mit der eigentlichen Kalibrierungsarbeit begonnen. Dabei wurden zunächst einige erst durch die Eigenheiten der österreichischen Standorte augenfälligen systemischen Fehler im Modellcode ("Bugs") identifiziert und beseitigt. Nach jeder Fehlerbeseitigung wurde ein Modellrun mit plausiblen Parametersatz gelaufen, um anhand der Modelloutputs eine nicht-statistische Validierung des Modells durchzuführen. Dabei wurde überprüft ob alle relevanten Gas-Emissionen sowie die Ionenkonzentration im Bodenwasser über den Jahreszyklus bzw. für längere Simulationslaufzeiten plausible Dynamiken aufzeigen – z.B. geringere Emissionen im Winter als im Sommer, nur natürliche Schwankungen der Jahresemissionen, keine kontinuierlich sinkenden oder steigenden Emissionen über mehrere Jahre etc.

Sobald die Stoffflussdynamik weitgehend realistisch dem Jahresverlauf entsprach (ungeachtet der Realitätsnähe der modellierten Absolutwerte) wurden für die beiden Standorte Kalibrationen für verschiedene Treibhausgase durchgeführt (siehe auch Kap. 4.1.3). Für beide Standorte wurde nach zahlreichen Vorversuchen entschieden, die Kalibration jeweils nur auf Einzelgase durchzuführen, da für diese wesentlich bessere Modellfits erzeugt werden konnten, als für Kalibration auf kombinierte Gasemissionen (z.B. N_2O und CO_2). Diese schlechten Ergebnisse der kombinierten Kalibrationen sind ein Hinweis auf noch vorhandene gröbere Mängel im Modell bei der Betrachtung der Abhängigkeiten zwischen den Outputparametern. Ein Beispiel dafür ist, dass eine in den Messungen von AK öfter betrachtete gegenläufige Dynamik von N_2O und NO (Anstieg des einen Gases, wenn die Emissionen des anderen zurückgehen) aufgrund des konstant parametrisierten "hole-in-the-pipe"-Verhältnis dieser beiden Gase (siehe auch Kap. 3.2.4), das einen dominierenden Einfluss auf die Modellergebnisse hat, nicht abbildbar ist. Da die Behebung solcher strukturellen Mängel nicht Teil der Fragestellung war und andererseits für Einzelgaskalibrationen zufriedenstellende Modellfits erzeugt werden konnten, wurde diesem Problem jedoch nicht weiter nachgegangen.

5.3.1 Kalibrierungsergebnisse Achenkirch

Für die CO₂-Emissionen am Standort Achenkirch konnten ohne weitere Modellanpassungen akzeptable Kalibrierungsergebnisse erzeugt werden (siehe Abb. 21). Dabei ist auffällig, dass vor allem bei den Wintermonaten stärkere Abweichungen zwischen Modell und Messwerten zu beobachten sind. Diese Abweichungen hängen insofern mit der Schneedecke und den Problemen ihrer Simulation im Modell zusammen, weil die Messung in Kammern oberhalb der Schneedecke durchgeführt wurden, während die Modellergebnisse die Emissionen von einer hypothetisch schneefreien Fläche simulieren. In diesem Fall berücksichtigt das Modell nicht die Barrierewirkung einer dicken Schneeschicht, die als zusätzliche Schichten bei der Berechnung der Gasdiffusion an die Oberfläche im Modell berücksichtigt werden müsste.

Zusätzliche Gründe für die in einzelnen Jahren schlechteren Modellfits sind die wenig komplex implementierte Temperatur- und Feuchtigkeitsabhängigkeit, die sich nur auf die Mineralisierungsprozesse bezieht und somit über die daraus resultierende Menge an DON und DOC sowie die Größe der Mikrobenpopulation alle weiteren Umsetzungen steuert. Daher wird bei Nicht-Berücksichtigung der bremsenden Wirkung tiefer Temperaturen auf die weiteren Umsetzungen alles vorhandene DON und DOC zügig in die jeweiligen Endprodukte umgesetzt und es kommt somit zu überhöhten Simulationsergebnissen für den Winter.

Durch die versuchsweise Einführung einer zusätzlichen Temperaturabhängigkeit der Mineralisierungsprozesse (in diesem Fall der Umsetzung von DOC und CO₂) konnte der Modellfit insgesamt deutlich verbessert werden (siehe untere Grafik in Abb. 21). Der Einfachheit halber wurde zur Darstellung der temperaturkorrigierten Umsetzung derselbe Dämpfungsfaktor t_{mp} wie für den Abbau des organischen Materials selbst gewählt.

Nach Behebung der eingangs erwähnten Bugs im Quellcode konnten auch für N₂O zufriedenstellende Ergebnisse erzeugt werden (siehe Abb. 22). Auffällig sind allerdings die starken Abweichungen zwischen Modell- und Messergebnis für die ersten beiden Jahre des Simulationslaufs, die auf die lange Vorlaufzeit des Modells, bis stabile Simulationsergebnisse geliefert werden, zurückzuführen sind. Sehr schön zeigt sich die Fähigkeit des Modells, Wiederbefeuchtungs-Peaks für N₂O abzubilden, wobei es nach längeren Trockenperioden nach den ersten stärkeren Niederschlägen zum sprunghaften Anstieg der Gasemissionen kommt (siehe auch Abb. 23)

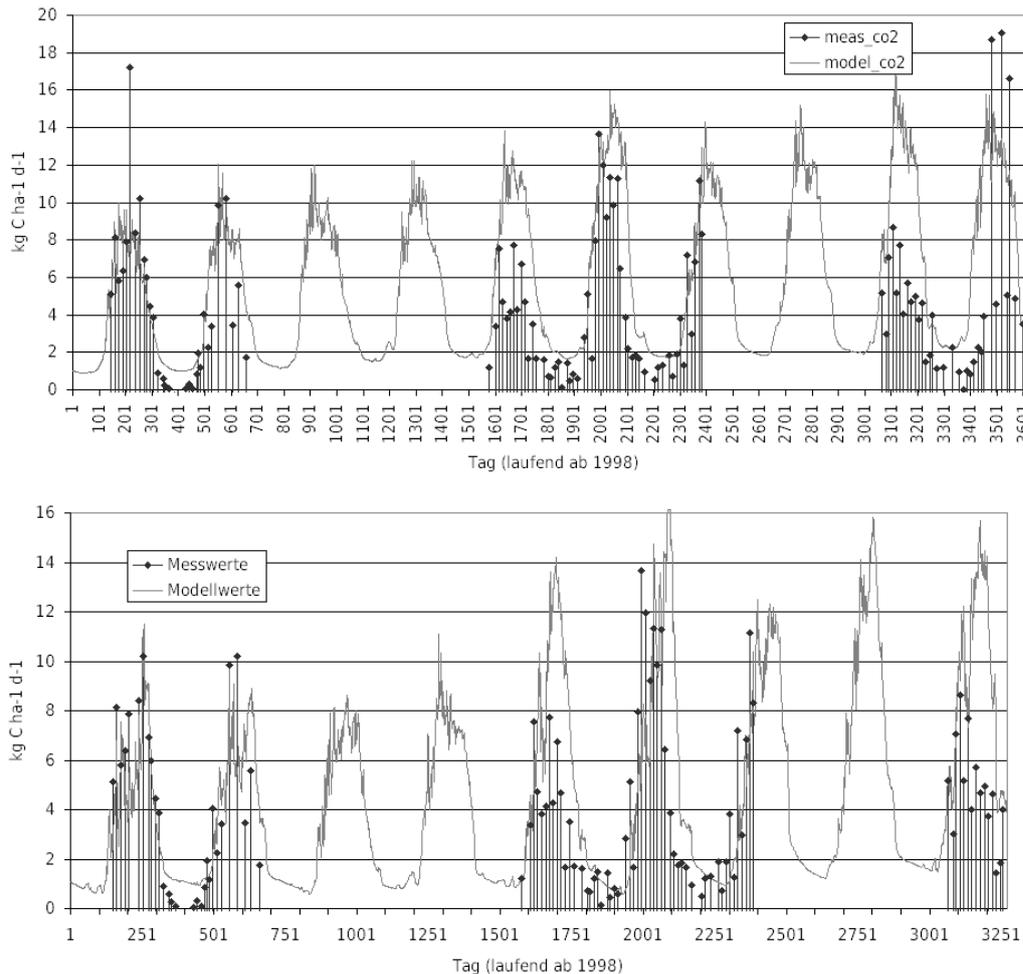


Abbildung 21: Modellierte und gemessene CO₂ Emissionen am Standort Achenkirch ohne (oben) und mit (unten) temperaturabhängiger Umsetzung von DOC

Während die Modellergebnisse für die beiden wichtigsten Klimagase aus Bodenemissionen, CO₂ und N₂O ausreichend gute Modellfits ergeben haben, liefert MoBiLE-DNDC2 für NO-Emissionen noch stark verbesserungswürdige Outputs. Dies ist unter anderem bedingt durch die schon weiter oben angesprochene erzeugte Kopplung der Dynamik von NO und N₂O-Emissionen durch ein festes Verhältnis in der Modellbeschreibung. Wie in Abb. 24 ersichtlich, sind die Dynamik von NO und N₂O Emissionen aneinander gekoppelt – wird das eine Gas emittiert kommt es auch zur Emission des anderen.

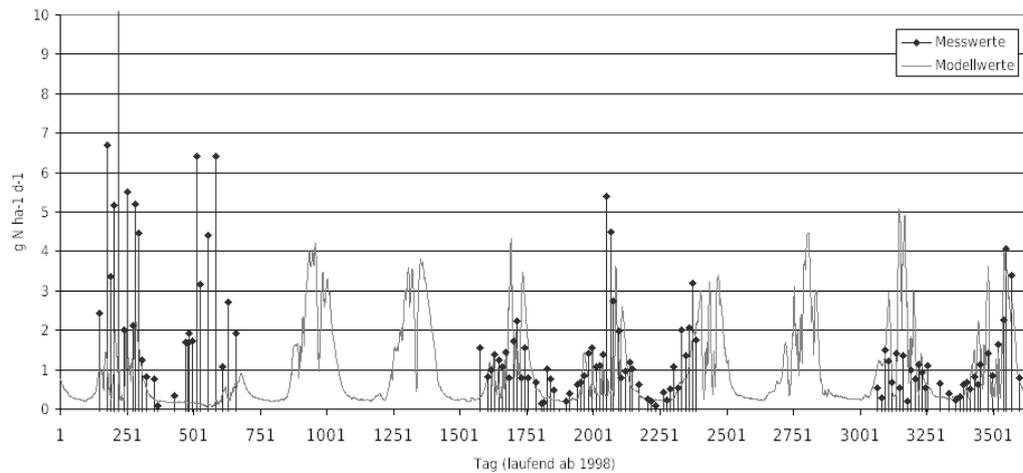


Abbildung 22: Modellierte und gemessene N_2O Emissionen am Standort Achenkirch

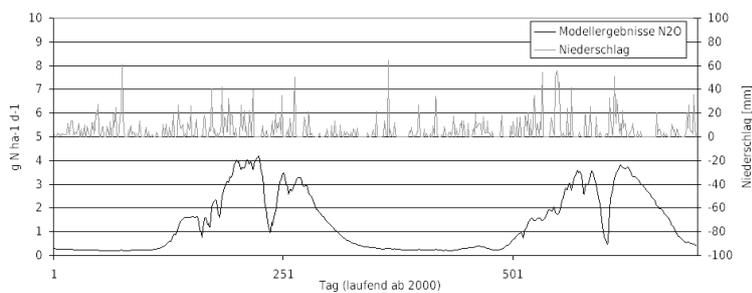


Abbildung 23: Simulation von Wiederbefeuchungsereignissen

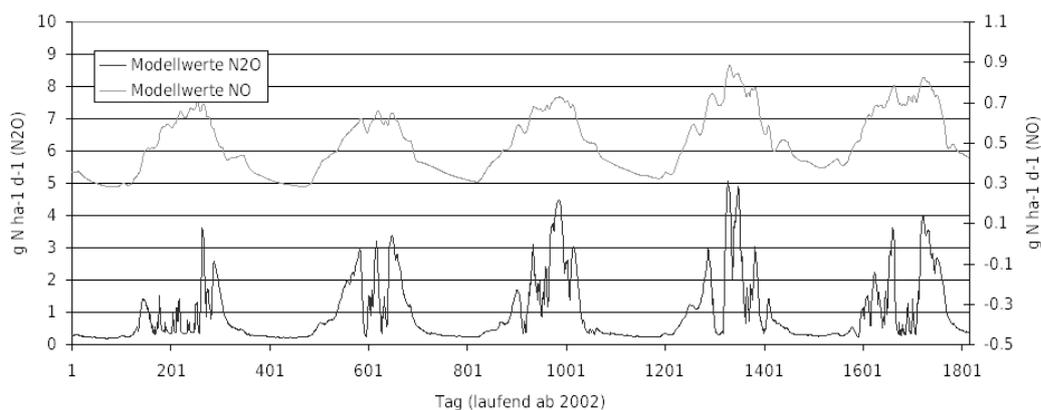


Abbildung 24: Modellergebnisse für NO - und N_2O -Emissionen am Standort Achenkirch

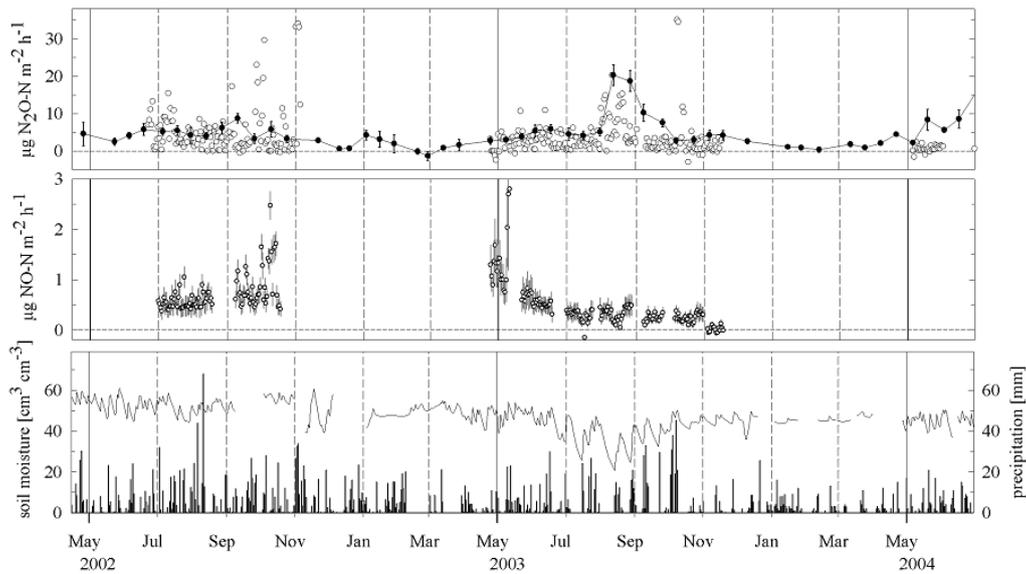


Abbildung 25: Messergebnisse für NO- und N₂O-Emissionen am Standort Achenkirch aus [37]

Im Gegenteil zu dieser Modelldynamik zeigen jedoch Messergebnisse der Stickstoffemissionen des Standorts Achenkirch beispielsweise für das Jahr 2003 eine gegenläufige Dynamik und keine direkte Kopplung zwischen den beiden Gasen (siehe Abb. 25 aus Kitzler et al., 2006 [37]).

Neben der Kalibration für die ursprüngliche Modellformulierung wurden auch Kalibrierungen auf die alternativ eingefügten Temperaturfunktionen KB95 und KB2000 (siehe Kap.4.2.1) durchgeführt. Die Modellfits der Kalibrierungsergebnisse waren jedoch nur für KB95 zufriedenstellend (siehe Abb. 26), für KB2000 konnten auch nach zahlreichen Kalibrierungsläufen keine akzeptablen Modellfits erreicht werden.

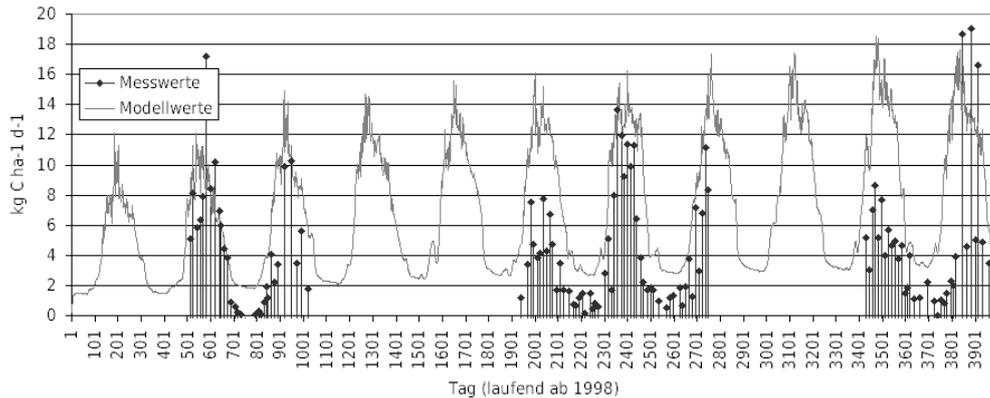


Abbildung 26: Simulationsergebnisse für die Verwendung der KB95 Funktion zur Beschreibung der Temperaturabhängigkeit von CO₂-Emissionen am Standort Achenkirch

5.3.2 Kalibrierungsergebnisse Klausenleopoldsdorf

Auch für den Standort Klausenleopoldsdorf konnte nach Anpassung einiger Standortspezifika die vor allem die Laubbaumvegetation betreffen eine zufriedenstellende Modellierung der CO₂- und N₂O-Emissionen sowohl im Hinblick auf Dynamik als auch Größenordnung erzielt werden (siehe Abb. 27 und 28). Auch hier wurden gute Modellergebnisse erzeugt, insbesondere die Simulation von "Peak-Emissionen" nach Regenfällen die auf länger andauernde Trockenperioden folgen.

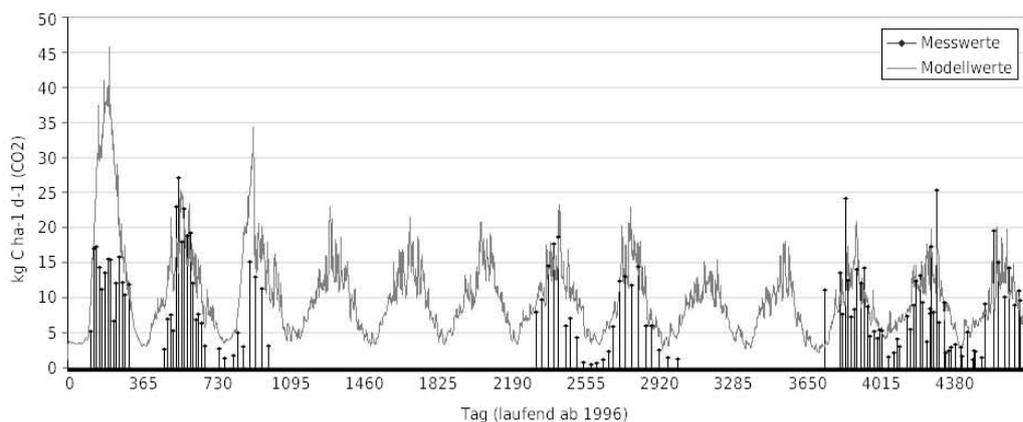


Abbildung 27: Modellerte und gemessene CO₂ Emissionen am Standort Klausenleopoldsdorf

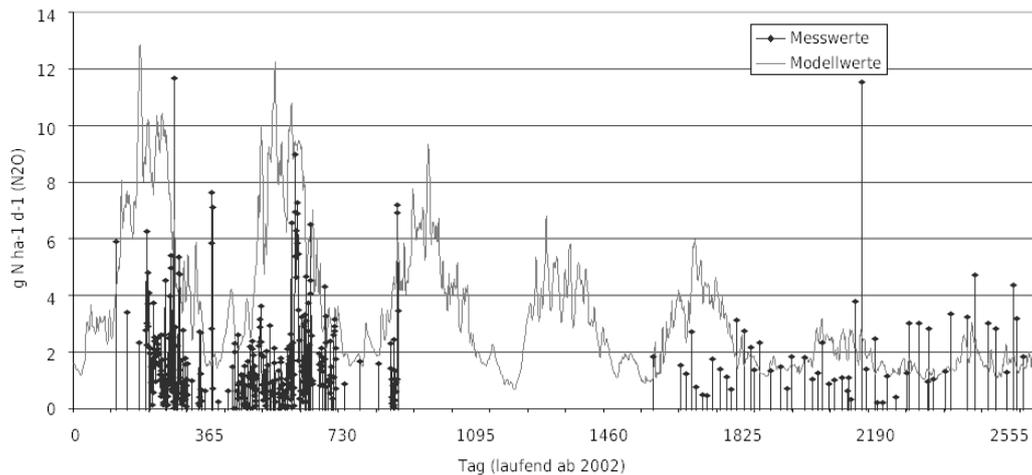


Abbildung 28: Modellerte und gemessene N_2O Emissionen am Standort Klausenleopoldsdorf

5.4 Validierung der Treibhausgasemissionen

Die Validierung des Modells wurde anhand weiterer Messdaten, die nicht in die Kalibrierung eingingen, durchgeführt. Dabei konnte für den Standort Achenkirch auf die Messungen der Bodenmanipulationsexperimente mit beheizten Bodenplots zurückgegriffen werden. Hier stellte sich jedoch analog zu Kap. 5.2 das Problem der korrekten Abbildung der Bodentemperatur. Diese musste durch aufwändigere manuelle Manipulation der eingelesenen Lufttemperatur im dri-File unter Berücksichtigung der Heizperioden (Ausfälle; im Winter fand keine Erwärmung statt) und den durchschnittlichen Temperaturunterschieden zwischen beheiztem und unbeheiztem Plot erzeugt werden. Eine zunächst versuchte automatische Anpassung der Lufttemperatur um eine definierte Temperaturdifferenz über den Quellcode war nicht zielführend. Durch die manuelle Anpassung konnten akzeptable Übereinstimmungen für die Bodentemperatur erreicht werden (siehe Abb. 29).

Mit den aus der Kalibration erhaltenen Parametersätzen sowohl für die ursprüngliche Formulierung als auch für die KB95 Funktion wurde nun anhand der Messwerte validiert (siehe Abb. 30 und 31). Dabei zeigte sich, dass durch die Einführung einer alternativen Temperaturabhängigkeitsfunktion keine weiteren Verbesserungen des Modellfits erzeugt werden konnten.

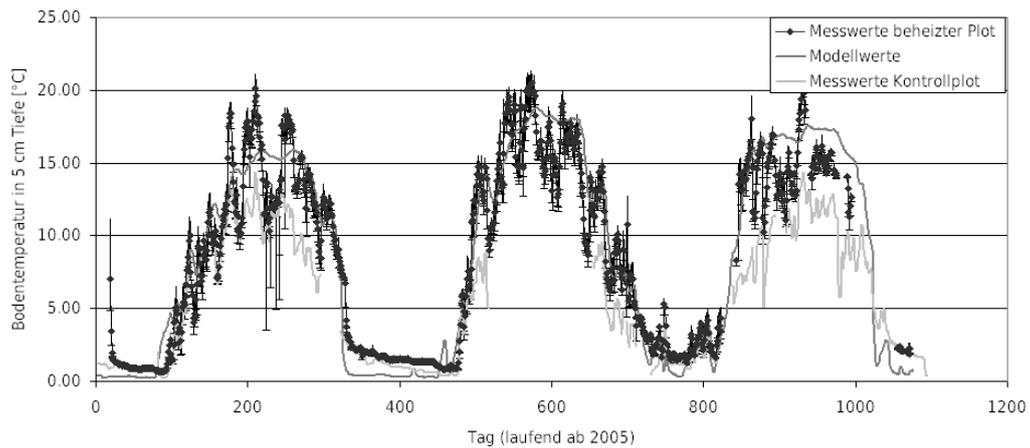


Abbildung 29: Anpassung der modellierten Bodentemperatur an die Messwerte der Bodenmanipulationsexperimente

Für den Standort Klausenleopoldsdorf wurde die Validierung auf Basis der Messdaten eines Jahres durchgeführt, die nicht in die Kalibrierung eingegangen waren. Aufgrund des insgesamt kleineren Datenvolumens (Daten von drei Jahren für Kalibration, Daten von einem Jahr für Validierung) als Achenkirch wurden insgesamt etwas schlechtere Fits erzeugt.

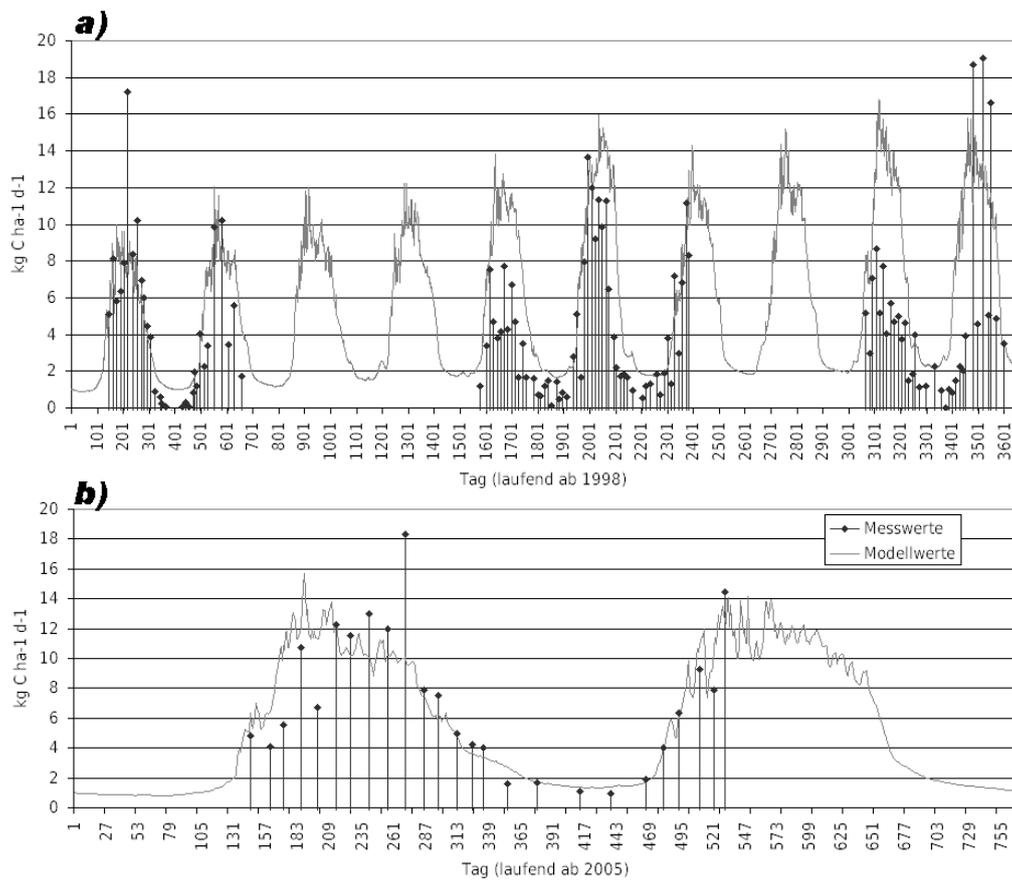


Abbildung 30: Validierungsergebnisse der ursprünglichen Temperaturfunktion; a) Kalibration, b) Validierung

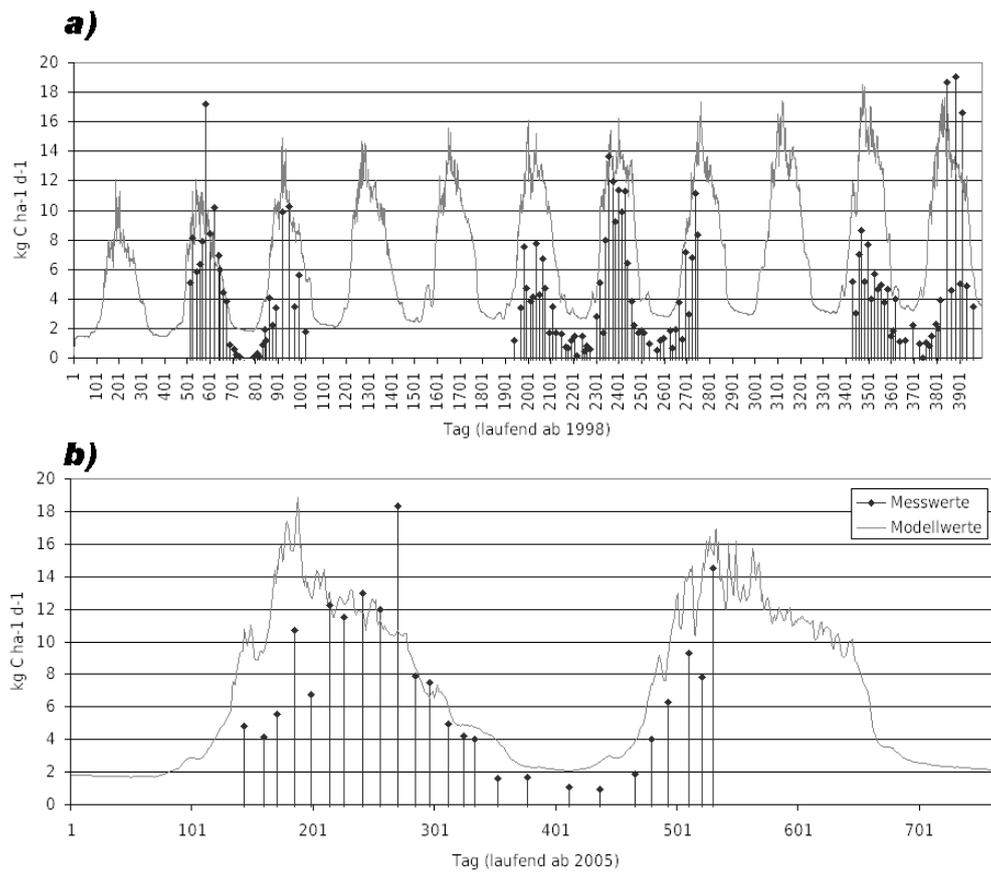


Abbildung 31: Validierungsergebnisse für Temperaturfunktion KB95; a) Kalibration, b) Validierung

5.5 Klimaszenarien

Für den Standort Achenkirch wurden nach der erfolgreichen Kalibrierung und Validierung der Modells auf CO₂- und N₂O-Emissionen die Modellierung der Treibhausgasemissionen für verschiedene Klimaszenarien durchgeführt. Dazu wurden die Klimadaten der bestehenden Messjahre hinsichtlich der Temperatur um jeweils +1°C (M+1T), +2°C (M+2T) und +3°C (M+3T) verändert, während die Niederschlagsdaten und andere Input-Daten gleich gehalten wurden. Dies erlaubte den direkten Vergleich der Auswirkung von erhöhter Lufttemperatur ohne weitere störende Einflussfaktoren.

Die Modellierungen zeigten, dass schon eine leichte Erwärmung der Umgebungsluft merkliche Auswirkungen auf die Treibhausgasemissionen des Bodens bewirkt. So stieg bei einer Temperaturerhöhung um +1°C die Bodenrespiration (CO₂-Emission) um bis zu 10%, bei Szenario M+2T erhöhte sich die CO₂-Emission zwischen 10 und 18% und für +3°C Erwärmung stiegen die Emissionen um bis zu 20%.

Tabelle 4: Simulationsergebnisse der CO₂- und N₂O-Emissionen für verschiedene Klimaszenarien am Standort Achenkirch (M+1T: +1°C, M+2T: +2°C, M+3T: +3°C)

Jahr	Änderung der N ₂ O-Emissionen [%]			Änderung der CO ₂ -Emissionen [%]		
	M+1T	M+2T	M+3T	M+1T	M+2T	M+3T
1999	6	12	14	10	18	20
2000	7	15	20	8	16	20
2001	7	14	19	8	14	18
2002	6	7	16	7	10	18
2003	6	13	19	6	12	18

Ähnliche Ergebnisse wurden für die Modellierungen der Lachgasemissionen für die verschiedenen Temperaturszenarien beobachtet. Auch hier wurde eine homogene Erhöhung der Emissionen über alle modellierten Jahre simuliert, die umso deutlicher ausfiel, je wärmer das Temperaturszenario war. So wurde für M+1T schon eine Emissionssteigerung um 6-7% beobachtet. Die Erwärmung um 2°C ergab eine Steigerung bis knapp 15% und bei 3 Grad Erwärmung stiegen die simulierten Lachgas-Emissionen um bis zu 20% gegenüber dem Ausgangsszenario.

6 Zusammenfassung der Ergebnisse, Diskussion und Ausblick

Messdaten der zwei Versuchsfelder Achenkirch und Klausenleopoldsdorf wurden zunächst modellkonform für das bestehende Modell MoBiLE-DNDC2 aufbereitet. In einem ersten Schritt wurde dann das Modell so parametrisiert, dass hinreichend gute Simulationsergebnisse für bodenklimatische Parameter (Bodenfeuchte und -temperatur) erzielt wurden. In diesem Schritt wurden auch einige kleinere Modellanpassungen bzw. Fehlerkorrekturen hinsichtlich Vegetation und Bodenwasserhaushalt durchgeführt. Durch unzureichende Realitätstreue der Schneedecken- und Streusimulation in einem gekoppelten Modul konnten allerdings nur unzureichende Übereinstimmungen für die Monate Dezember bis März erreicht werden. Aufgrund der allerdings geringen Gasemissionen in dieser Periode konnte diese Modellschwäche jedoch für die weitere Arbeit akzeptiert werden.

Nach Anpassung der Modellergebnisse für Bodenfeuchte und -temperatur wurde das Modell für die beiden Standorte anhand von Emissionsmessdaten für die Output-Parameter CO₂, N₂O und NO unabhängig voneinander kalibriert. Bei der Kalibration konnten besonders für die CO₂- und N₂O-Emissionen gute Modellfits sowohl im Hinblick auf Emissionsdynamik als auch auf absolute Emissionsgrößen erzeugt werden. Diese Daten hielten auch der Validierung auf unabhängige Datensätze stand (im Fall von Achenkirch Messergebnisse von Bodenwärmungsversuchen, im Fall Klausenleopoldsdorf Messdaten anderer Jahre).

Für den Standort Achenkirch wurde das validierte Modell zur Simulation unterschiedlicher Klimaszenarien (Temperaturerhöhungen um +1, +2 und +3°C) herangezogen. Dabei zeigte sich deutlich die Auswirkung von Temperaturerhöhungen auf die Emissionen von CO₂ und N₂O, welche beide um bis zu 20% (bei +3°C) anstiegen.

Diese Modellierungsergebnisse zeigen daher, dass eine Erwärmung des Klimas deutliche Auswirkungen auch auf das Ökosystem des Bodens haben, indem der erwärmte Boden die Mineralisierungsaktivitäten antreibt und zu merklichen Steigerungen der CO₂-Emissionen führt. Durch eine Steigerung der Emissionen von ca. 7-10% pro Grad Celsius im betrachteten Tem-

peraturbereich hat eine Temperaturerhöhung damit folglich eine merkliche Auswirkung auf den Nettoaustausch von Kohlenstoff zwischen Wald und Atmosphäre.

Obgleich für den betrachteten Standort auch bei den Lachgas-Emissionen ein homogenes Bild für die Auswirkungen einer Temperaturerhöhung gewonnen werden konnte, ist anzumerken, dass bei einer parallel durchgeführten Simulation eines weiteren ostösterreichischen Standortes weniger konsistente Modellaussagen erzeugt wurden. Am klimatisch variableren Standort Schottenwald, der häufigere Trockenperioden als Achenkirch zeigt, wurde der Einfluss der Bodenfeuchte auf die N_2O -Emission sichtbar durch stark schwankende Differenzen der Gasemissionen zwischen den Szenarien bei eher trockenen oder eher feuchten Jahren [36].

Für die Treibhausgase NO und CH_4 konnten mit dem Modell in der derzeitigen Version noch keine (zufriedenstellenden) Ergebnisse erzeugt werden. Die ökologischen Dynamiken für Methan, für welches die temperaten Wälder üblicherweise eine Senke darstellen, sind derzeit noch nicht vollständig in das Modell implementiert.

NO ist zwar grundsätzlich in der Gesamtabbildung des Stickstoffkreislaufs im Modell implementiert, aufgrund der hohen Komplexität durch verschiedene Emissionsquellen im N-Kreislauf und eine Vielzahl an Einflussgrößen - und aufgrund der verhältnismäßig geringeren Bedeutung gegenüber N_2O - wurde die Modellierung allerdings noch nicht so weit optimiert, dass zufriedenstellende Ergebnisse erzielt werden können. Es ist daher anzudenken, durch Modellverfeinerung zukünftig auf für NO bessere Modellergebnisse zu erreichen. Beispiele für solche möglichen Modellverfeinerungen wären:

- eine bessere Steuerung des Denitrifizierungsprozesses, bei der im gegenwärtigen Modell die mikrobiellen Präferenzen für NO und N_2O gleichgesetzt sind
- eine Dynamisierung des "hole-in-the-pipe"-Verhältnisses, zum Beispiel in (der in der Literatur belegten) Abhängigkeit von der Bodenfeuchte [18]
- Anpassungen bei der Modellierung der anaeroben und aeroben Fraktion (NO überwiegend aus Nitrifizierung, N_2O überwiegend aus Denitrifizierung).

Darüber hinaus hat sich gezeigt, dass das Modell aufgrund der im Vorfeld nur für einen in Vegetation und Boden weitgehend homogenem Standort (Höglwald, D) erfolgten Optimierung für die Anwendung auf heterogenere Systeme noch großen Anpassungsbedarf hat. Dies hat sich zunächst schon bei der Parametrisierung der Vegetation gezeigt. Für eine regionale Anwendung ist daher im Vorfeld jedenfalls eine eingehende Überprüfung der verwendeten Vegetationsparameter notwendig.

Ebenfalls unzureichend war im Modell auch die Simulation von Schneedecken, die gerade im alpinen Bereich ein Faktor mit bedeutendem Einfluss auf Klima und ökosystemarische Dynamik des Bodens sind. Während die sehr simplifizierte Darstellung für schneearme Standorte einen Vorteil im Hinblick auf Rechengeschwindigkeit darstellt, stellt sie die Modellierung des schneereichen Standorts Achenkirch vor große Herausforderung, da weder die temperaturisierende Wirkung der Schneedecke, noch ihre auf die Emissionen bedeutend einflussnehmende Funktion als Gasbarriere hinreichend in das Modell eingeht.

Durch diese große Anzahl an noch bestehenden Unstimmigkeiten im Modell - aber auch durch die vergleichsweise sehr kleine sowohl räumliche als auch zeitliche Skalierung der Modellschritte - ist es nicht anzuraten das Modell in der derzeitigen Form für die Simulation regionaler oder aber auch europaweiter Szenarien zu verwenden. Aufgrund der im Wesentlichen sehr detaillierten und fein skalierten Abbildung der Kreisläufe im Boden und zwischen Boden und Atmosphäre ist dieses Modell jedoch gut geeignet, das Detailverständnis der Abläufe im Boden zu stärken und Theorien zu überprüfen. Ebenso können die Modellergebnisse von MoBiLE-DNDC2 zur Validierung von gröber-skalierten regionalen Modellen verwendet werden. Als solches liefert es einen nützlichen Beitrag zur Entwicklung sinnvoller Landnutzungsstrategien zur Reduktion der Bodenemissionen von treibhauswirksamen Gasen.

Abbildungsverzeichnis

1	Verschiedene Gruppen von Modellfragestellungen und Zuordnung von geeigneten Validierungsstrategien aus Rykiel, 1998 [31]	17
2	Modellierungs- und Validierungskreislauf nach [31]	18
3	Einteilungsraster zur Modellklassifizierung nach [4]	18
4	Vereinfachte Darstellung eines linearen chemischen Umsetzungsprozesses nach der Arrheniusgleichung und der nicht-linearen Beschreibung einer enzymatischen Reaktion mittels Michaelis-Menten-Gleichung	20
5	Schematische Darstellung der typischerweise in einem BGC-Modell berücksichtigten biogeochemischen Prozesse nach [26]	21
6	Schematische Darstellung des Stickstoffkreislaufs im Boden, angelehnt an [8] p.410	23
7	Das klassische und das realistischere Modell der Stickstoffmineralisierung (nach [51]).	26
8	Mineralization-Immobilization-Turnover	30
9	Schematische Darstellung des hole-in-the-pipe-Modells	37
10	Schematische Darstellung des MoBiLE-Frameworks nach [36]	44
11	Im DNDC2-Modell abgebildete Eintrags-, Austrags- und Reaktionspfade des Stickstoffs aus [36]	45
12	Vergleich der relativen Umsetzungsrate durch mikrobielle Aktivität bei verschiedenen Temperaturabhängigkeitsmodellen	57
13	Messkammern für Bodengasemissionen (Photo vom Versuchsstandort Schotterwald aus Jahresbericht des BFW 2009 [35])	59
14	Die Versuchsfläche Achenkirch (Foto aus [36])	61
15	Die Versuchsfläche Klausenleopoldsdorf (Foto aus [36])	61
16	Gemessene und modellierte Bodentemperatur am Standort Achenkirch in 5, 15 bzw. 50 cm Bodentiefe	66
17	Gemessene und modellierte Bodentemperatur am Standort Klausenleopoldsdorf in 5, 15 bzw. 30 cm Bodentiefe	67
18	Beispiels des Modellfehlers für die Bodenfeuchte in den tiefsten Bodenschichten	69

19	Bodenfeuchte in 5 cm Tiefe für den Standort AK	70
20	Bodenfeuchte in 15 cm Tiefe für den Standort KL	71
21	Modellierte und gemessene CO ₂ Emissionen am Standort Achenkirch ohne (oben) und mit (unten) temperaturabhängiger Umsetzung von DOC	74
22	Modellierte und gemessene N ₂ O Emissionen am Standort Achenkirch	75
23	Simulation von Wiederbefeuchungsereignissen	75
24	Modellergebnisse für NO- und N ₂ O-Emissionen am Standort Achenkirch	75
25	Messergebnisse für NO- und N ₂ O-Emissionen am Standort Achenkirch aus [37]	76
26	Simulationsergebnisse für die Verwendung der KB95 Funktion zur Beschreibung der Temperaturabhängigkeit von CO ₂ -Emissionen am Standort Achenkirch . . .	77
27	Modellierte und gemessene CO ₂ Emissionen am Standort Klausenleopoldsdorf .	77
28	Modellierte und gemessene N ₂ O Emissionen am Standort Klausenleopoldsdorf .	78
29	Anpassung der modellierten Bodentemperatur an die Messwerte der Bodenma- nipulationsexperimente	79
30	Validierungsergebnisse der ursprünglichen Temperaturfunktion; a) Kalibration, b) Validierung	80
31	Validierungsergebnisse für Temperaturfunktion KB95; a) Kalibration, b) Vali- dierung	81

Tabellenverzeichnis

1	Schätzung der globalen NO_2 , NO_x und NH_3 Quellen (in TgN a^{-1}) - nach [20]	40
2	Die wichtigsten zu kalibrierenden Parameter des DNDC2-Moduls	51
3	Standortcharakteristika der Versuchsflächen Achenkirch und Klausenleopoldsdorf nach [36, 38]	62
4	Simulationsergebnisse der CO_2 - und N_2O -Emissionen für verschiedene Klimaszenarien am Standort Achenkirch (M+1T: $+1^\circ\text{C}$, M+2T: $+2^\circ\text{C}$, M+3T: $+3^\circ\text{C}$)	82
5	Messdaten mit Aufnahmefrequenz vom Standort Achenkirch [36]	97
6	Messdaten mit Aufnahmefrequenz vom Standort Klausenleopoldsdorf [36]	98

Literatur

- [1] J. Aber and C.A. Federer. A generalized, lumped parameter model of photosynthesis, evapotranspiration and net primary production in temperate and boreal forest. *Oecologia*, 92:463–474, 1992.
- [2] T.M. Addiscott. Simulation modeling and soil behaviour. *Geoderma*, 60:15–40, 1993.
- [3] T.M. Addiscott. Measuring & modelling nitrogen leaching: Parallel problems. *Plant & Soil*, 181:1–6, 1996.
- [4] T.M. Addiscott. *Handbook of processes and modeling in the soil-plant system*, chapter 22 - Modeling: Potential and Limitations, page 707. The Haworth Reference Press, 2003.
- [5] T.M. Addiscott and N.A. Mirza. New paradigms for modeling mass transfers in soils. *Soil and Tillage Research*, 47:105–109, 1998.
- [6] T.M. Addiscott and R.J. Wagenet. Concept of solute leaching in soils: A review of modelling approaches. *Journal of Soil Science*, 36:411–424, 1985.
- [7] D. Barraclough. The direct or mit route for nitrogen immobilization: a ¹⁵N mirror image study with leucine and glycine. *Soil Biology & Biochemistry*, 29:101–108, 1997.
- [8] D.K. Benbi and R. Nieder. *Handbook of processes and modeling in the soil-plant system*, chapter 14 - Nitrogen Dynamics. The Haworth Reference Press, 2003.
- [9] E. Bosatta and G.I. Ågren. Theoretical analysis of carbon and nutrient dynamics in soil profiles. *Soil Biology & Biochemistry*, 28:1523–1531, 1996.
- [10] E.W. Boyer, R.B. Alexander, W.J. Parton, C. Li, K. Butterbach-Bahl, S.D. Donner, R.W. Skaggs, and S.J. Del Grosso. Modelling denitrification in terrestrial and aquatic ecosystems at regional scales. *Ecological Applications*, 16:2123–2142, 2006.
- [11] B. Breckling, F. Jopp, and H. Reuter. *Modelling Complex Ecological Dynamics*, chapter 1 - Backgrounds and Scope of Ecological Modelling. Springer Verlag, 2011.

- [12] K. Butterbach-Bahl, R. Gasche, Ch. Huber, and K. Kreutzer. Impact of n-input by wet deposition on N-trace gas fluxes and CH₄-oxidation in spruce forest ecosystems of the temperate zone in Europe. *Atmospheric Environment*, 32:559–564, 1998.
- [13] F.S. Chapin, P. Matson III, and H. Mooney. *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. Springer Verlag, 2002.
- [14] W. Cramer, J.I. Holten, Z. Kaczmarek, P. Martens, R.J. Nicholls, M. Öquist, M.D.A. Rounsevell, and J. Szolgay. *Climate Change 2001: Impacts, Adaptation, and Vulnerability - Contribution of Working Group II to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, chapter 13 - Europe. Cambridge University Press, 2001.
- [15] E.A. Davidson. Sources of nitric oxide and nitrous oxide following wetting of dry soil. *Soil Science Society of America Journal*, 56:95–102, 1991.
- [16] E.A. Davidson and J.P. Schimel. *Biogenic trace gases: measuring emissions from soil and water*, chapter Microbial processes of production and consumption of nitric oxide, nitrous oxide and methane, in *biogenic trace gases: measuring emissions from soil and water*. Blackwell, 1995.
- [17] E.A. Davidson and S. Seitzinger. The enigma of progress in denitrification research. *Ecological Applications*, 16:2057–2063, 2006.
- [18] E.A. Davidson and L.V. Verchot. Testing the hole-in-the-pipe model of nitric and nitrous oxide emissions from soils using the TRAGNET database. *Global Biogeochemical Cycles*, 14:1035–1043, 2000.
- [19] A.M.G. de Bruijn, K. Butterbach-Bahl, S. Blagodatsky, and R. Grote. Model evaluation of different mechanisms driving freeze-thaw N₂O emissions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 133:196–207, 2009.
- [20] K.L. Denman, G. Brasseur, A. Chidthaisong, P. Ciais, P.M. Cox, R.E. Dickinson, D. Hauglustaine, C. Heinze, E. Holland, D. Jacob, U. Lohmann, S. Ramachandran, P.L. da Silva Dias, S.C. Wofsy, and X. Zhang. *Climate Change 2007: The Physical Science*

- Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press, 2007.
- [21] D. Ehhalt, M. Prather, F. Dentener, R. Derwent, E. Dlugokencky, E. Holland, I. Isaksen, J. Katima, V. Kirchhoff, P. Matson, P. Midgley, and M. Wang. *Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, chapter Atmospheric Chemistry and Greenhouse Gases. Cambridge University Press, 2001.
- [22] P. Forster, V. Ramaswamy, P. Artaxo, T. Berntsen, R. Betts, D.W. Fahey, J. Haywood, J. Lean, D.C. Lowe, G. Myhre, J. Nganga, R. Prinn, G. Raga, M. Schulz, and R. Van Dorland. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, chapter Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. Cambridge University Press, 2007.
- [23] J.N. Galloway, F.J. Dentener, D.G. Capone, E.W. Boyer, R.W. Howarth, S.P. Seitzinger, G.P. Asner, C.C. Cleveland, P.A. Green, E.A. Holland, D.M. Karl, A.F. Michaels, J.H. Porter, A.R. Townsend, and C.J. Vöörsmarty. Nitrogen cycles: past, present and future. *Biogeochemistry*, 70:153–226, 2004.
- [24] T.E. Graedel and P.J. Crutzen. *Chemie der Atmosphäre*. Spektrum Akademischer Verlag, 1994.
- [25] P.M. Groffman, M.A. Altabet, J.K. Bohlke, K. Butterbach-Bahl, M.B. David, M.K. Firestone, A.E. Giblin, T.M. Kana, L.P. Nielsen, and M.A. Voytek. Methods for measuring denitrification: diverse approaches to a difficult problem. *Ecological Applications*, 16:2091–2122, 2006.
- [26] H.V. Haraldsson and H. U. Sverdrup. *Environmental Modelling - Finding Simplicity in Complexity*, chapter 11 - Finding Simplicity in Complexity in Biogeochemical Modelling. John Wiley & Sons Ltd., 2004.

- [27] S.S. Hengnirun, S. Barrington, S.O. Prasher, and D. Lyew. Development and verification of a model simulating ammonia volatilization from soil and manure. *Journal of Environment Quality*, 28:108–114, 1999.
- [28] H.Papen and K. Butterbach-Bahl. Three years continuous record of N-trace gas fluxes from untreated and limed soil of a N-saturated spruce and beech forest ecosystem in germany, 1. N₂O emissions. *Journal of Geophysical Research*, 104:18487–18503, 1999.
- [29] S. Humbert, S. Tarnawski, N. Fromin, M.-P. Mallet, M. Aragno, and J. Zopfi. Molecular detection of anammox bacteria in terrestrial ecosystems: distribution and diversity. *The ISME Journal*, 4:450–454, 2010.
- [30] P.-E. Jansson. *Handbook of processes and modeling in the soil-plant system*, chapter 1 - Physical Processes. The Haworth Reference Press, 2003.
- [31] E.J. Rykiel Jr. Testing ecological models: the meaning of validation. *Ecological Modelling*, 90:229–244, 1996.
- [32] M.U.F. Kirschbaum. The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic storage. *Soil Biology & Biochemistry*, 27:753–760, 1995.
- [33] M.U.F. Kirschbaum. Will changes in soil organic carbon act as a positive or negative feedback on global warming? *Biogeochemistry*, 48:21–51, 2000.
- [34] M.U.F. Kirschbaum and K.I. Paul. Modelling c and n dynamics in forest soils with a modified version of the CENTURY model. *Soil Biology & Biochemistry*, 34:341–354, 2002.
- [35] B. Kitzler. *Jahresbericht 2009 - Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft*, chapter Treibhausgasemissionen aus Waldböden bei sich ändernden Klimabedingungen. BFW, 2009.
- [36] B. Kitzler, V. Stingl, S. Zechmeister-Boltenstern, A. De Bruijn, R. Kiese, and K. Butterbach-Bahl. *Anpassung an den Klimawandel in Österreich - StartClim 2008*

- Endbericht*, chapter Anpassung von Waldböden an sich ändernde Klimabedingungen. 2009.
- [37] B. Kitzler, S. Zechmeister-Boltenstern, C. Holtermann, U. Skiba, and K. Butterbach-Bahl. Controls over N₂O, NO_x and CO₂ fluxes in a calcareous mountain forest soil. *Biogeosciences*, 3:383–395, 2006.
- [38] B. Kitzler, S. Zechmeister-Boltenstern, C. Holtermann, U. Skiba, and K. Butterbach-Bahl. Nitrogen oxides emission from two beech forests subjected to different nitrogen loads. *Biogeosciences*, 3:293–310, 2006.
- [39] M.C. Leirós, C. Trasar-Cepeda, S. Seoane, and F. Gil-Sotres. Dependence of mineralization of soil organic matter on temperature and moisture. *Soil Biology and Biochemistry*, 31:327–335, 1999.
- [40] C.S. Li, J. Aber, F. Stange, K. Butterbach-Bahl, and H. Papen. A process-oriented model of N₂O and NO emissions from forest soils: 1. model development. *Journal of Geophysical Research*, 105:4369–4384, 2000.
- [41] C.S. Li, S. Frolking, and T.A. Frolking. A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events, 1. model applications. *Journal of Geophysical Research*, 97:9777–9783, 1992.
- [42] C.S. Li, S. Frolking, and T.A. Frolking. A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events, 1. model structure and sensitivity. *Journal of Geophysical Research*, 97:9759–9776, 1992.
- [43] J. Lloyd and J.A. Taylor. On the temperature dependence of soil respiration. *Functional Ecology*, 8:315–323, 1994.
- [44] S. Manzoni and A. Porporato. Theoretical analysis of nonlinearities and feedbacks in soil carbon and nitrogen cycle. *Soil Biology & Biochemistry*, 39:1542–1556, 2007.
- [45] S. Manzoni and A. Porporato. Soil carbon nad nitrogen mineralization: Theory and models across scales. *Soil Biology & Biochemistry*, 41:1355–1379, 2009.

- [46] S. Manzoni, A. Porporato, and J.P. Schimel. Soil heterogeneity in lumped mineralization-immobilization models. *Soil Biology and Biochemistry*, 40:1137–1146, 2008.
- [47] M.E. McClain, E.W. Boyer, C.L. Dent, S.E. Gergel, N.B. Grimm, P.M. Groffman, S.C. Hart, J.W. Harvey and C.A. Johnston, E. Mayorga, W.H. McDowell, and G. Pinay. Biogeochemical hot spots and hot moments at the interface of terrestrial and aquatic ecosystems. *Ecosystems*, 6:301–312, 2003.
- [48] F. Müller, B. Breckling, F. Jopp, and H. Reuter. *Modelling Complex Ecological Dynamics*, chapter 2. Springer Verlag, 2011.
- [49] J.A.E. Molina, C.E. Clapp, M.J. Shaffer, F.W. Chester, and W.E. Larson. Ncsoil, a model of nitrogen and carbon transformations in soil - description, calibration and behaviour. *Soil Science Society of America Journal*, 47:85–91, 1983.
- [50] M. Mulligan and J. Wainwright. *Environmental Modelling - Finding Simplicity in Complexity*, chapter 1 - Modelling and Model Building. John Wiley & Sons Ltd., 2004.
- [51] P. Nannipieri and P. Eldor. The chemical and functional characterization of soil N and its biotic components. *Soil Biology & Biochemistry*, 41:2357–2369, 2009.
- [52] C.C. Nikiforoff. Some general aspects of the chernozem formation. *Soil Science Society of America Proceedings*, 1:333–342, 1936.
- [53] A.M. O’Connell. Microbial decomposition (respiration) of litter in eucalypt forests of south-western australia: an empirical model based on laboratory incubations. *Soil Biology & Biochemistry*, 22:153–160, 1990.
- [54] K.I. Paul, P.J. Polglase, A.M. O’Connell, J.C. Carlyle, P.J. Smethurst, and P.K. Khanna. Defining the relation between soil water content and net nitrogen mineralization. *European Journal of Soil Science*, 54:39–47, 2003.
- [55] T. Raab, D. Lipson, and R. Monson. Soil amino acid utilization among species of the cyperaceae: plant and soil processes. *Ecology*, 80:2408–2419, 1999.

- [56] A. Rodrigo, S. Recous, C. Neel, and B. Mary. Modelling temperature and soil moisture effects on C-N transformations in soils: comparison of nine models. *Ecological Modelling*, 102:325–339, 1997.
- [57] A. Schindlbacher, S. Zechmeister-Boltenstern, G. Glatzel, and R. Jandl. Winter soil respiration from an austrian mountain forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 146:205–215, 2007.
- [58] A. Schindlbacher, S. Zechmeister-Boltenstern, and R. Jandl. Carbon losses due to soil warming: Do autotrophic and heterotrophic soil respiration respond equally? *Global Change Biology*, 15:901–913, 2009.
- [59] G. Schurgers, P. Dörsch, L. Bakken, P. Leffelaar, and L.E. Haugen. Modelling soil anaerobiosis from water retention characteristics and soil respiration. *Soil Biology & Biochemistry*, 38:2637–2644, 2006.
- [60] S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor, and H.L. Miller, editors. *IPCC 2007: Zusammenfassung für politische Entscheidungsträger. In: Klimaänderung 2007: Wissenschaftliche Grundlagen. Beitrag zur Arbeitsgruppe I zum Vierten Sachstandsbericht des Zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimaänderung (IPCC)*. Cambridge University Press, 2007.
- [61] C.F. Stange. A novel approach to combine response functions in ecological process modelling. *Ecological Modelling*, 204:547–552, 2007.
- [62] F.J. Stevenson. *Nitrogen in Agricultural Soils*. American Society of Agronomy, 1985.
- [63] R.E. Ulanowicz. *Theoretical Systems Ecology*, chapter 4 - Prediction, Chaos, and Ecological Perspective. Academic Press, 1979.

Annex

Tabelle 5: Messdaten mit Aufnahmefrequenz vom Standort Achenkirch [36]

Beschreibung	Kontrollplot	beheizter Plot
Häufigkeit		
allgemeine Ökosystemcharakteristika		
Breiten- und Längengrad, Durchwurzelungstiefe, Baum- und Bodenarten, usw.	einmalig	
Vegetation		
Baumalter, Biomasse Kronenhöhe C/N-Gehalt & Verhältnis in der Biomasse	einmalig alle 5 Jahre einmalig	
Streu		
Streuschichtmasse Tiefe C/N-Gehalt	zweimonatlich bis quartalsweise (1998-2004)	
Boden		
Bodenschichten, Tiefe, Dichte, Textur, Skelettanteil, Leitfähigkeit, Porosität, Feldkapazität, Welkepunkt, verfügbares Wasser, C/N-Gehalt	einmalig	
pH pF-Kurven (Bodenwasserretention)	zweimonatlich (1998-2004, 2006-2008) einmalig	
Boden NO ₃ ⁻ , NH ₄ ⁺	1998-2008: monatlich bis quartalsweise bei 0-5 cm	2006-2008: quartalsweise bei 0-5 cm
Mikrobielle Biomasse (C, N)	1998-2008: quartalsweise	2006-2008: quartalsweise
Mineralisierung, Denitrifikation, Nitrifikation	1998-1999: quartalsweise	
Bodenwasserchemie, Versickerung und Auswaschung		
NO ₃ ⁻ , NH ₄ ⁺ , DOC und DON Konzentration im Bodenwasser	1998-2008: zweiwöchentlich	2006-2008: zweiwöchentlich
Auswaschung und Versickerung	nie	
N-Einträge		
trockene und nasse Deposition	1998-2008: zweiwöchentlich	analog zu Kontrollplot
N-Fixierung	nie	
Meteorologische Daten		
Atmosphärische Meteorologie (Lufttemperatur, Strahlung, Niederschlag, Luftfeuchtigkeit, Windgeschwindigkeit)	1998-2008: alle 5 min bis stündlich	analog zu Kontrollplot
Bodentemperatur	1998-2004: alle 4 h bei 5, 15, 25 und 50 cm 06-08: stündlich bei 5 und 15 cm	2006-2008: stündlich bei 5 und 15 cm
Bodenfeuchte	1998-2004: alle 4 h bei 5, 15, 25 und 50 cm 06-08: stündlich bei 5 und 15 cm	2006-2008: stündlich bei 5 und 15 cm
Bodenemissionen		
CO ₂ Emissionen des Bodens	1998-1999, 2002-2004, 2006-2008 zweiwöchentlich manuell	2006-2008 zweiwöchentlich manuell
CH ₄ -Aufnahme des Bodens	1998-1999, 2006-2008 zweiwöchentlich manuell	2006-2008 zweiwöchentlich manuell
NO _x	2002-2008 diskontinuierlich per automatischer Messkammer	2006-2008 diskontinuierlich per automatischer Messkammer
N ₂ O	1998-1999, 2002-2004, 2006-2008 zweiwöchentlich manuell 2002-2004, 2006-2008 täglich, automatische Messkammer	2006-2008 täglich, automatische Messkammer

Tabelle 6: Messdaten mit Aufnahmefrequenz vom Standort Klausenleopoldsdorf [36]

Beschreibung	Kontrollplot	beheizter Plot
Häufigkeit		
allgemeine Ökosystemcharakteristika		
Breiten- und Längengrad, Durchwurzelungstiefe, Baum- und Bodenarten, usw.	einmalig	
Vegetation		
Baumalter, Biomasse Kronenhöhe C/N-Gehalt & Verhältnis in der Biomasse	einmalig alle 5 Jahre einmalig	
Streu		
Streuschichtmasse Tiefe C/N-Gehalt	zweimonatlich bis quartalsweise (1996-1997, 2002-2004, 2006-2008)	
Boden		
Bodenschichten, Tiefe, Dichte, Textur, Skelettanteil, Leitfähigkeit, Porosität, Feldkapazität, Welkepunkt, verfügbares Wasser, C/N-Gehalt	einmalig	
pH pF-Kurven (Bodenwasserretention)	zweimonatlich (1996-1997, 2002-2004, 2006-2008) einmalig	
Boden NO ₃ ⁻ , NH ₄ ⁺	(1996-97, 2002-04, 06-08): monatl. bis quartalsweise bei 0-5 cm	2006-2008: quartalsweise bei 0-5 cm
Mikrobielle Biomasse (C, N)	1996/97, 2006-2008: quartalsweise	2006-2008: quartalsweise
Mineralisierung, Denitrifikation, Nitrifikation	1996/97, 2006-2008: quartalsweise	
Bodenwasserchemie, Versickerung und Auswaschung		
NO ₃ ⁻ , NH ₄ ⁺ , DOC und DON Konzentration im Bodenwasser	1996/97, 2002-04, 2006-08: zweiwöchentlich	2006-2008: zweiwöchentlich
Auswaschung und Versickerung	nie	
N-Einträge		
trockene und nasse Deposition	1996-2008: zweiwöchentlich	analog zu Kontrollplot
N-Fixierung	nie	
Meteorologische Daten		
Atmosphärische Meteorologie (Lufttemperatur, Strahlung, Niederschlag, Luftfeuchtigkeit, Windgeschwindigkeit)	1996-2008: alle 5 min bis stündlich	analog zu Kontrollplot
Bodentemperatur	1996-2004: alle 5 min bis stündlich	2006-2008: stündlich bei 5 und 15 cm
Bodenfeuchte	1996-2004: alle 5 min bis stündlich	2006-2008: stündlich bei 5 und 15 cm
Bodenemissionen		
CO ₂ Emissionen des Bodens	1996-97, 2002-04, 2006-08: zweiwöchentlich manuell	
CH ₄ -Aufnahme des Bodens	1996/97, 2006-2008 zweiwöchentlich manuell	2006-2008 zweiwöchentlich manuell
NO _x	2002-04, 2006-08 kontinuierlich per automatischer Messkammer	2006-2008 kontinuierlich per automatischer Messkammer
N ₂ O	1996/97, 2002-2004, 2006-2008 zweiwöchentlich manuell 2002-04, 2006-08 täglich, automatische Messkammer	2006-2008 täglich, automatische Messkammer und zweiwöchentlich manuell