

## Anpassung von Waldböden an sich ändernde Klimabedingungen

**BFW**  
**Bundeforschungs- und**  
**Ausbildungszentrum für Wald,**  
**Naturgefahren und Landschaft.**



**Kitzler Barbara<sup>1</sup>, Stingl Verena<sup>1</sup>, Zechmeister-Boltenstern Sophie<sup>1</sup>,  
De Brujin Arjan<sup>2</sup>, Kiese Ralf<sup>2</sup>, Butterbach-Bahl Klaus<sup>2</sup>**

**1) BFW, Wien**

**2) IMK-IFU, Garmisch-Partenkirchen**

Wien, im Mai 2009

StartClim2008.G

Teilprojekt von StartClim2008

Projektleitung von StartClim2008:

Universität für Bodenkultur, Department für Wasser – Atmosphäre – Umwelt  
Institut für Meteorologie, Peter Jordan-Straße 82, 1190 Wien

URL: <http://www.austroclim.at/startclim/>

StartClim2008 wurde aus Mitteln des BMLFUW, des BMWF, des BMWFJ, der ÖBF und der Österreichischen Hagelversicherung gefördert.

## Inhaltsverzeichnis

<b>G-1</b>	<b>Einleitung:</b> -----	<b>5</b>
<b>G-2</b>	<b>Methoden:</b> -----	<b>7</b>
<b>G-2.1</b>	<b>Die Standorte:</b> 7	
	G-2.1.1 Achenkirch: 7	
	G-2.1.2 Klausenleopoldsdorf: 7	
	G-2.1.3 Schottenwald: 8	
<b>G-2.2</b>	<b>Modellbeschreibung</b> 10	
<b>G-2.3</b>	<b>Kalibrierung und Validierung</b> 14	
<b>G-3</b>	<b>Ergebnisse:</b> -----	<b>15</b>
<b>G-3.1</b>	<b>Zusammenführung und modellkonforme Aufbreitung aller verfügbaren und für die Modellinitialisierung, -antrieb und –validierung relevanten Daten:</b> 15	
<b>G-3.2</b>	<b>Kalibrierung der Bodentemperatur:</b> 19	
<b>G-3.3</b>	<b>Kalibrierung der Bodenfeuchte:</b> 21	
<b>G-3.4</b>	<b>Kalibrierung der Treibhausgasemissionen:</b> 23	
	G-3.4.1 Kalibrierungsergebnisse Achenkirch 24	
	G-3.4.2 Kalibrierungsergebnisse Schottenwald, Klausenleopoldsdorf26	
<b>G-3.5</b>	<b>Validierung der Treibhausgasemissionen:</b> 29	
<b>G-3.6</b>	<b>Klimaszenarien</b> 31	
	G-3.6.1 Temperaturerhöhung 31	
<b>G-4</b>	<b>Zusammenfassung der Ergebnisse:</b> -----	<b>33</b>
<b>G-5</b>	<b>Literaturverzeichnis</b> -----	<b>35</b>
<b>G-6</b>	<b>Abbildungs- und Tabellenverzeichnis</b> -----	<b>38</b>

## Kurzfassung

Der Rolle der Böden im Klimawandel wurde bislang noch zu wenig Beachtung geschenkt, obwohl Böden wesentliche Kohlenstoffspeicher, und aerobe Böden die einzige bekannte biologische Senke für Methan sind. Böden gelten aber auch als Hauptquelle von Lachgas (55-65%) und Methan (15-45%, in Feuchtgebieten). Aufgrund der Komplexität der beteiligten Prozesse wie Mineralisation der organischen Substanz, Nitrifizierung, Denitrifizierung, Methanaufnahme,- Bildung etc., sind regionale und globale Schätzungen der Quell- bzw. der Senkstärke von Böden für die Treibhausgase Kohlendioxid (CO<sub>2</sub>), Methan (CH<sub>4</sub>) und Lachgas (N<sub>2</sub>O) noch immer sehr unsicher.

Da die mikrobielle Aktivität u.a. temperatur- und feuchtigkeitsabhängig ist, können Böden durch Temperaturerhöhung oder Änderungen der Niederschlagsmuster zu Kohlenstoff- und Stickstoffquellen werden. Aber auch erhöhte Stickstoffeinträge oder Änderungen der Landnutzungsform können zu Änderungen der Raten von Bodenprozessen, der mikrobiellen Aktivitäten und dadurch auch zu einer Änderung der Quellen- bzw. der Senkstärke von Böden für Treibhausgase führen. Aufgrund der hohen räumlichen und zeitlichen Variabilität mikrobieller Prozesse („hot spots“ und „hot moments“) ist eine mögliche Strategie, Freiland- oder Labormessungen durch das mechanistische Verständnis von Bodenprozessen in Simulationsmodellen zu ergänzen, will man diese Veränderungen abzuschätzen.

Mit Hilfe von mehr als 10-jährigen Daten von 3 Waldstandorten aus früheren Forschungsvorhaben (Achenkirch (Tirol), Schottenwald und Klausenleopoldsdorf (Wienerwald)) konnte das prozessorientierte Ökosystemmodell MOBILE-DNDC2 zur Simulation der N- und C-Kreisläufe in Wäldern der gemäßigten Klimazone an Besonderheiten dieser Standorte angepasst und hinsichtlich Temperatur- und Feuchtigkeitsabhängigkeit verbessert werden. Die Validierung des Modells erfolgte mit den Daten beheizter Bodenplots.

Gegenüber den vorindustriellen Werten hat die Temperatur in Österreich bereits jetzt um etwa 2°C zugenommen, bis Mitte des Jahrhunderts ist mit einer weiteren Zunahme um ca. 1-2°C je nach Region zu rechnen. Unsere Modellberechnungen zeigten, dass in österreichischen Waldböden bei einer Temperaturzunahme um 1°C etwa 10% mehr CO<sub>2</sub> durch Bodenatmung freigesetzt wird. Bei einer Temperaturzunahme von 2°C, - die aktuelle politisch vereinbarte Zielgröße der Maßnahmen zum Klimaschutz- werden etwa 20% mehr CO<sub>2</sub> und N<sub>2</sub>O emittiert. Ursache dafür ist der beschleunigte mikrobielle Abbau von im Boden gespeichertem Kohlenstoff und Stickstoff.

Der selbstverstärkende Prozess, dass die durch den Klimawandel verursachte Erwärmung der Böden zur Erhöhung der Treibhausgasemissionen aus den Böden und damit zu einer Verstärkung des Klimawandels führt, konnte im Rahmen des Projektes belegt werden. Eine Wiederbefeuchtung des Bodens nach längeren Trockenperioden, regte besonders die N<sub>2</sub>O Produktion an. Simulationsergebnisse zeigten, dass durch eine Erhöhung der Temperatur dieser Effekt wahrscheinlich noch verstärkt wird.

## Abstract

Little attention has been paid to soils and their role regarding climate change, although soils are large carbon pools and aerobic soils are known to be a major sink for atmospheric methane. Soils are considered to be the major source of nitrous oxide (55-65%) and methane (15-45%, in wetlands). Due to the complexity of the involved processes (mineralization, nitrification, denitrification, methane oxidation -reduction) it is still difficult to estimate the regional and global source and sink strength of soil related greenhouse gas emissions like carbon dioxide (CO<sub>2</sub>), methane (CH<sub>4</sub>) and nitrous oxide (N<sub>2</sub>O).

As microbial activity is very sensitive to temperature and moisture, soils may become nitrogen and carbon sources if temperature increases or precipitation pattern (drought, flooding etc.) change. Furthermore, increases in nitrogen deposition or land-use changes may affect soil process rates and thus may lead to a change in the source and sink strength of soils.

Due to the high spatial and temporal variability of microbial processes ("hot spots" and "hot moments") in soils, and the need for reliable GHG emission estimates, field and laboratory studies have to be supported by process oriented simulation models.

Data of several research projects (>10 years of data from 3 different forest sites (Achenkirch (Tirol), Schottenwald und Klausenleopoldsdorf (Wienerwald)) were used to test, adapt and improve the process-oriented ecosystem model MOBILE-DNDC2 to simulate N and C-cycles of temperate forests. Validation of the model was done by data available from heated soil plots.

Compared to pre-industrial times the temperature in Austria has already increased by about 2°C. Until the middle of the century a further increase by 1-2°C, depending on the region, is expected. Model results showed that from the investigated Austrian forest soils about 10% more CO<sub>2</sub> is produced by soil respiration if air temperature increases by 1°C and about 20% more CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O is emitted if temperature increases by 2°C. The microbial decomposition of stored soil carbon and soil nitrogen is accelerated by an increase of temperature.

The self-reinforcing process - the temperature increase caused by climate change leads to an increase in green-house gas emissions from soils and hence again reinforces climate change could be demonstrated with the presented results. After rewetting of dry soil (caused by extended summer droughts) N<sub>2</sub>O production was especially enhanced. Simulation results showed that a temperature increase may intensify this effect.

## G-1 Einleitung:

Menschliche Aktivitäten beeinflussen die globale Umwelt auf verschiedenste Art und Weise mit zahlreichen direkten und indirekten Auswirkungen auf Ökosysteme. Das Klima und die Zusammensetzung der Atmosphäre sind einem raschen Wandel unterworfen. Treibhausgasemissionen nehmen seit vorindustrieller Zeit zu, mit einem Wachstum von 70% zwischen 1970 und 2004 und die globale Durchschnittstemperatur steigt seit 1861, wobei im 20. Jahrhundert der Anstieg  $0.6 \pm 0.2^\circ\text{C}$  betrug. Kohlendioxid ( $\text{CO}_2$ ) wird als das wichtigste Treibhausgas betrachtet, aber auch Methan ( $\text{CH}_4$ ) und Lachgas ( $\text{N}_2\text{O}$ ) sind bedeutende Treibhausgase. Obwohl die Emissionen von  $\text{CH}_4$  und  $\text{N}_2\text{O}$  im Vergleich zu den Emissionen von  $\text{CO}_2$  kleiner sind, tragen sie wesentlich zum Klimawandel bei, weil sie ein 25 ( $\text{CH}_4$ ) bzw. 298 ( $\text{N}_2\text{O}$ ) mal höheres Erwärmungspotential als  $\text{CO}_2$  haben.  $\text{NO}$  und  $\text{NO}_2$  beeinflussen den Strahlungshaushalt der Erde indirekt, indem sie als Katalysator für die Bildung von Ozon ( $\text{O}_3$ ) in der Troposphäre wirken; . Das ist von großer Bedeutung, weil Ozon nach  $\text{CO}_2$  und  $\text{CH}_4$  das dritt wichtigste Treibhausgas darstellt .

Bisher hat sich die Forschung über den Treibhauseffekt wegen der dominanten Rolle von  $\text{CO}_2$  als Treibhausgas, hauptsächlich auf  $\text{CO}_2$  und den Kohlenstoff-Kreislauf konzentriert. Aber auch der Stickstoff-Kreislauf ist von fundamentaler Bedeutung für das Funktionieren von Ökosystemen und für den Klimawandel. Wegen der Komplexität des Stickstoffkreislaufes (N in vielen Oxidationsstufen, in alle Aggregatzuständen, in vielen Pools und Flüssen) ist die Problematik der N-Eutrophierung schwer kommunizierbar. Auch macht die Komplexität von unzähligen Wechselwirkungen das Stickstoffproblem für eine große Leserschaft weniger empfänglich . Der Stickstoffkreislauf ist eng an den Kohlenstoffkreislauf gekoppelt. Die N-Verfügbarkeit ist ein bestimmender Faktor für die Biodiversität und wirkt sich wesentlich auf die Treibhausgasflüsse und auf den Ozonabbau in der Stratosphäre aus. Durch anthropogene Eingriffe wurde die N-Verfügbarkeit in terrestrischen Ökosystemen verdoppelt ; ; . Während der  $\text{CO}_2$ - Austausch in umfangreichen globalen Netzwerken (z.B. CarboEurope IP, FLUXNET) bereits gemessen wurde, ist der Effekt von Stickstoff-Einträgen auf die Kohlenstoff-Sequestrierung noch nicht gut erforscht . Böden und ihre Nutzung tragen wesentlich (sowohl positiv als auch negativ) zum Treibhauseffekt bei , sie sind eine wichtige Quelle für  $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  und  $\text{CH}_4$  in der Atmosphäre und tragen auch wesentlich zum NO-Haushalt bei . Böden sind auch die einzige bekannte Senke für  $\text{CH}_4$ ; . Der Austausch von Kohlenstoff- und Stickstoffspurengasen zwischen Böden und der Atmosphäre ist das Ergebnis von sich gleichzeitig ereignenden Produktions- und Verbrauchsprozessen, die mit dem Kohlenstoff- und Stickstoffkreislauf eng verbunden sind. Spurengase werden von Böden hauptsächlich durch mikrobielle Prozesse emittiert oder aufgenommen . Neben anderen biotischen und abiotischen Prozessen, sind Mineralisierungsprozesse, Nitrifizierung, Denitrifizierung, Methanogenese und Methanoxidation von vorherrschender Bedeutung. Manche dieser Prozesse sind strikt aerob, während andere fakultativ oder obligatorisch anaerob sind. Das Vorherrschen eines anaeroben oder aeroben Prozesses wird durch die Diffusionsfähigkeit des Bodens und deshalb auch durch die Bodenfeuchtigkeit und andere Bodeneigenschaften reguliert. Außerdem beeinflussen landwirtschaftliche Managementpraktiken mikrobielle Prozesse im Boden und daher den Treibhausgasaustausch, z.B. durch Entwässerung bzw. Bewässerung, Düngung und Bodenbearbeitung. Aufgrund der Komplexität der beteiligten Prozesse, sind regionale und globale Schätzungen der Quellstärke von Böden selbst für die Treibhausgase  $\text{N}_2\text{O}$  und  $\text{CH}_4$  noch immer sehr unsicher. Die Bedeutung von Nitrifizierung und Denitrifizierung für die Produktion bzw. Aufnahme von  $\text{N}_2\text{O}$  und  $\text{NO}$  ist wichtig für das Verständnis des Mechanismus von Stickstoff-Spurengasemissionen aus Böden und für die Quantifizierung der  $\text{N}_2\text{O}$ -Quellen der europäischen terrestrischen Biosphäre. Ein besseres Verständnis der Grundlagen der  $\text{N}_2\text{O}$ -Produktion schafft die Grundlagen für Strategien zur Emissionsminderung. Dasselbe gilt auch für  $\text{CH}_4$ , wobei die anaerobe Methanbildung und die aerobe Methanoxidation den Nettoaustausch zwischen Boden und Atmosphäre bestimmen. Kohlenstoff- und Stickstoffkreislauf in Böden sind eng an den Auf- und Abbau der organischen Bodensubstanz gekoppelt. Aufgrund verringerter Sauerstoffverfügbarkeit werden Feuchtgebiete als herrschende Quelle für  $\text{CH}_4$  betrachtet . Die Quellstärke von Feuchtgebieten für  $\text{CH}_4$  und

die Veränderung der Nettotreibhausgasemissionen dieser Gebiete ist daher von besonderer Bedeutung, z.B. bei einer Veränderung der Treibhausgasbilanz von CH<sub>4</sub> zu CO<sub>2</sub> und N<sub>2</sub>O, die durch erhöhte Mineralisierung in organischen Böden infolge ihrer Entwässerung verursacht werden kann.

Der Treibhausgasaustausch zwischen Biosphäre und Atmosphäre wird durch externe Faktoren, wie Klima, Stickstoffeintrag, Landnutzung und landwirtschaftliche Managementpraktiken stark beeinflusst, weshalb er auch von den vorhergesagten zukünftigen Veränderungen dieser Faktoren stark betroffen sein wird. Erhöhter atmosphärischer Stickstoffeintrag und CO<sub>2</sub>-Konzentration, der Wandel klimatischer Faktoren, wie Temperatur und Niederschlagsmuster, das Auftreten von Extremereignissen, Veränderungen des Grundwasserspiegels und der Wechsel von landwirtschaftlichen Managementpraktiken, wie Düngereinsatz, Veränderungen in der Landnutzung werden die Kohlenstoff-Stickstoff-Wechselwirkungen beeinflussen.

Auswirkungen einer Erhöhung der bodennahen Temperatur oder einer Änderung der Niederschlagsmuster auf die Kohlenstoff- und Stickstoffmineralisation im Boden sind bisher noch wenig untersucht. Da die mikrobielle Aktivität u.a. temperatur- und feuchtigkeitsabhängig ist, können Böden zu Kohlenstoff- und Stickstoffquellen werden. Aber auch erhöhte Stickstoffeinträge oder Änderungen der Landnutzungsform können zu Änderungen der Bodenprozesse und mikrobiellen Aktivität führen und dadurch auch zu einer Änderung der Quell- bzw. der Senkstärke von Böden. Aufgrund der hohen räumlichen und zeitlichen Variabilität mikrobieller Prozesse („hot spots“ und „hot moments“) reichen Freiland- oder Labormessungen alleine nicht aus um diese Veränderungen abzuschätzen, weshalb wir auf Simulationsmodelle angewiesen sind. Durch die Verbesserung und Weiterentwicklung und Prüfung prozessorientierter Modelle können Unsicherheiten in der Abschätzung von Treibhausgasemissionen aus Böden vermindert werden. „Hot spots“ von Emissionen können besser erfasst werden und so ermöglichen Modelle die Entwicklung gezielter Strategien zur Emissionsminderung (z.B. IPCC).

Aus früheren Forschungsvorhaben am Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren, Landschaft (BFW) existieren aus 3 österreichischen Waldstandorten (Achenkirch (Tirol), Schottenwald und Klausenleopoldsdorf (Wienerwald)) Messdaten über eine Periode von >10 Jahren. Das Ziel dieser Studie war (1) die Zusammenführung und modellkonforme Aufbereitung aller verfügbaren und für die Modellinitialisierung, -antrieb und -validierung relevanten Daten (2) die Anwendung und Überprüfung eines biogeochemischen Modelles zur Simulation des Kohlenstoff- und Stickstoffkreislaufs und den damit verbundenen Kohlenstoff- und Stickstoffspurengasflüssen (Framework: MOBILE-DNDC, Modul: Forest-DNDC2) für 3 ausgewählte Waldstandorte (3) die Identifikation von Modellschwächen und Realisierung möglicher Modell-Verbesserungen. Nach gelungener Abbildung einzelner Treibhausgasflüsse durch das Modell konnten in weiterer Folge Szenarioanalysen und Sensitivitätsstudien durchgeführt werden (4).

## G-2 Methoden:

### 1.1. Die Standorte:

#### G-2.1.1 Achenkirch:

Der Untersuchungsstandort Achenkirch (Abb. G-1) liegt auf einer Seehöhe von 920m ü.M in den Nordtiroler Kalkalpen. Der Boden des Mühleggerköpfels, auf dem sich die Versuchsfläche befindet, ist ein Mosaik aus Mull- und Moderrendsinen mit Beimengungen von Kalk- und Braunlehmmaterial. Der Boden ist im Allgemeinen mit Nährstoffen gut bis sehr gut versorgt. Er weist neben einem hohen pH Wert hohe Kationenaustauschkapazität und Basensättigung auf. Die Pufferreserven sind jedoch aufgrund des Skelettreichtums und ihrer Seichtgründigkeit niedrig. Der Standort liegt im „nördlichen randalpinen Fichten-Tannen-Buchenwaldgebiet“. Der Bestand weist einen höheren Buchen- und geringen Tannenanteil auf (ca. 90% Fichte, <10% Buche, vereinzelt Tanne). Das Bestandesalter liegt bei 127 Jahren. Das langjährige Mittel der Lufttemperatur liegt bei 5.6°C, die durchschnittliche Jahresniederschlagsmenge liegt bei 1450mm. Schnee (mit maximalen Schneehöhen bis zu 3m) liegt von November bis April. Der atmosphärische nasse Stickstoffeintrag liegt zwischen 10 und 15 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>; und übersteigt somit das untere Limit der „Critical loads“ für Nadel und Laubwälder (>10kg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>). Weitere Standortskarakteristika sind in Tab. G-1 zusammengefasst. Treibhausgasmessungen, Bodenanalysen, meteorologische Messungen etc. werden seit 1998 durchgeführt und dienen als Eingangsvariablen für das Modell (siehe auch Tab. G-2). Im Jahr 2005 wurde ein Bodenerwärmungsexperiment angelegt. Mithilfe von Bodenheizkabeln wird während der Vegetationsperiode der Boden um 3-4°C erwärmt. Ziel bei diesem Experiment ist es u.a. die Treibhausgasemissionen (CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, NO, CH<sub>4</sub>) bei einer Temperaturerhöhung abschätzen zu können.



Abb. G-1: Der Standort Achenkirch

#### G-2.1.2 Klausenleopoldsdorf:

Der Standort Klausenleopoldsdorf (510m ü.M) (Abb. G-2) liegt ca. 40km süd-westlich von Wien auf einem NNE-exponiertem Mittelhang. Er ist Teil der Intensivbeobachtungsflächen des Level-2-Programmes (Neumann, Schnabel et al. 2001). Die natürliche Waldgesellschaft



ist ein *Asperulo-odoratae-Fagetum* (Waldmeister-Buchenwald). Der aktuelle Bestand ist ein 62 Jahre alter einschichtiger reiner Buchenbestand mit einer mittleren Höhe von 25m. Der jährliche Stickstoffeintrag beträgt  $13\text{kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ . Der Boden, eine sehr tiefgründige Braunerde, ist in tieferen Schichten leicht pseudovergleyt. Das C:N Verhältnis liegt bei 16, der pH-Wert bei 4.6. Die mittlere Jahrestemperatur liegt bei  $8^{\circ}\text{C}$ , der jährliche Niederschlag bei 728mm (Kitzler, Zechmeister - Boltenstern et al. 2006a). Weitere Standortcharakteristika sind in Tab. G-1 zusammengefasst. Treibhausgasmessungen, Bodenanalysen, meteorologische Messungen etc. werden seit 1996 durchgeführt und dienen als Eingangsvariablen für das Modell (siehe auch Tab. G-3). Seit dem Jahr 2006 wurde ein Düngeversuch ( $+50\text{kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ) angelegt. Ziel bei diesem Experiment ist es u.a. die Treibhausgasemissionen ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{NO}$ ,  $\text{CH}_4$ ) bei einer Erhöhung einer atmosphärischen Stickstoff Deposition abschätzen zu können.



Abb. G-2: Der Standort Klausenleopoldsdorf.

#### G-2.1.3 Schottenwald:

Der Standort Schottenwald (Abb. G-3), ein 142 Jahre alter reiner Buchenbestand (*Lathyro-Fagetum-Allietosum*), liegt nordwestlich von Wien auf einem SE exponierten Hang. Der Bestand stockt auf einer Braunerde über Sandstein. Durch die Nähe zur Stadt Wien ist der Standort durch einen hohen Stickstoffeintrag gekennzeichnet ( $> 23\text{kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ). Die mittlere Jahrestemperatur liegt bei  $9^{\circ}\text{C}$ , der jährliche Niederschlag bei 465mm (Kitzler, Zechmeister - Boltenstern et al. 2006a). Weitere Standortcharakteristika sind in Tab. G-1 zusammengefasst. Weitere Standortcharakteristika sind in Tab. G-1 zusammengefasst. Treibhausgasmessungen, Bodenanalysen, meteorologische Messungen etc. wurden in den Jahren 1998-1998 und 2002-2004 durchgeführt und dienen als Eingangsvariablen für das Modell (siehe auch Tab. G-4). Hier wurden keine Manipulationsexperimente durchgeführt.



Abb. G-3: Der Standort Schottenwald.

Tab. G-1: Standortcharakteristika der 3 Untersuchungsstandorte Achenkirch, Klausenleopoldsdorf und Schottenwald.

Standort	Achenkirch	Klausenleopoldsdorf	Schottenwald
Lage	47°34'N11°38'E	48°07'N16°03'E	48°14'N16°15'E
Exposition		N	NNE
Seehöhe [m ü. M]	895	510	370
Jahresniederschlag [mm]	1450	728	465
Mittl. Lufttemp. [°C]	5.6	8	9
Vegetation	<i>Aposerido-Fagetum caricetosum albae – Carici albae-Fagetum</i>	<i>Asperulo odoratae- Fagetum</i>	<i>Lathyro-Fagetum Allietosum</i>
Baumhöhe [m]	19	25	33
N-Eintrag [kg N ha <sup>-1</sup> y <sup>-1</sup> ]	12.1	13	23
Best. Alter [yr]	127	62	142
Bodentyp	<i>Rendzic Leptosol/ Chromic Cambisol</i>	<i>Dystric cambisol</i>	<i>Dystric cambisol</i>
Bodenart	Lehm	Lehm-lehmiger Ton	schluffiger Lehm
pH	5.8-7.1	4.6	4.4
C:N	16-18	16	16
N <sub>tot</sub> [mg g <sup>-1</sup> ]	9	4.79	2.38
C <sub>org</sub> [mg g <sup>-1</sup> ]	150	74.5	37.7

## 1.2. Modellbeschreibung

Das verwendete Modell MoBiLE-DNDC2 (Modular Biosphere simuLation Environment - Denitrification Nitrification DeComposition) basiert im Wesentlichen auf dem Modell PnET-N-DNDC (Li, Aber et al. 2000); (Stange, Butterbach-Bahl et al. 2000), einem prozessorientierten Ökosystemmodell zur Simulation der N- und C-Kreisläufe in Wäldern der gemäßigten Klimazone. Prozessorientiert bedeutet, dass alle wichtigen an der Umsetzung beteiligten Prozesse, sowohl bio- bzw. geochemische wie auch physikalische, einzeln im Modell durch eine oder mehrere Algorithmen beschrieben werden. Diese Prozesse sind beispielsweise Gastransport im Boden, einzelne Schritte des N-Kreislaufes wie Mineralisierung, Nitrifizierung oder Denitrifizierung, Aufbau und Abbau von mikrobieller Biomasse etc. Neben den direkt mit den Stoffkreisläufen verbundenen Prozessen werden im Modell darüber hinaus noch verschiedene diese Kreisläufe antreibende bzw. beeinflussende Parameter berechnet, z.B. die Bodentemperatur und -feuchte oder die mikrobielle Aktivität.

Schon in der ursprünglichen Form war das Modell modularisiert strukturiert. Dies bedeutet, dass 5 einzelne Module jeweils zusammenhängende Prozesse beschreiben (Bodenklima, Waldwachstum, Mineralisation, Nitrifizierung, Denitrifizierung). Die ursprünglich formulierten Module waren allerdings teilweise noch wenig eindeutig weswegen in einem weiteren Entwicklungsschritt die Implementierung in die flexiblere Modellumgebung MoBiLE erfolgte. Diese nun klarere Modularisierung erlaubt einen verbesserten Austausch von Daten zwischen den verschiedenen Modellkomponenten. Ebenso können nun innerhalb dieses Frameworks alternative Module, beispielsweise für Wasserhaushalt und Bodenbiogeochemie aber auch für verschiedene Vegetations und Landnutzungsformen wie Agrarflächen oder Weideland, leichter ausgetauscht werden. Langfristig ist der Nutzen diese Modularisierung daher auch, dass über ein gekoppeltes GIS Modul ganze Regionen inklusive aller Landnutzungsformen hinsichtlich ihrer Treibhausgasemissionen aus Böden simuliert werden können. Abbildung G-4 zeigt schematisiert den Aufbau der Modulstruktur.

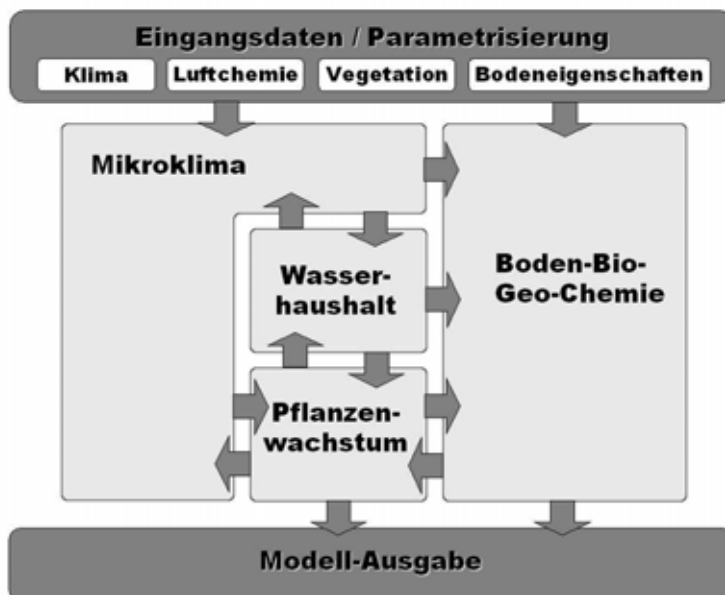


Abb. G-4: Schematische Darstellung des MoBiLE-Frameworks

Für diese Arbeit von besonderem Interesse war das Boden-Bio-Geo-Chemie Modul soilchemistryDNDC2 (De Bruijn, in preparation) eine neu entwickelte Vereinfachung des Vorgänger

Modul soilchemistryDNDC. Durch die Vereinfachung und damit einhergehende Reduzierung der zu kalibrierenden Parameter wird die Rechenzeit merklich verkürzt was besonders für großflächige Simulationen über einen langen Zeitraum (>50 Jahre) von erheblichem Nutzen ist sowie der Automatisierung der Kalibrierung. Bislang wurde dieses neu entwickelte Modul nur am deutschen Versuchsstandort Höglwald ausführlich evaluiert, daher konnte erwartet werden, dass einige weitere größere oder kleinere Anpassungen des Modells an die speziellen Gegebenheiten der österreichischen Standorte durchzuführen sein würden.

Das Boden-Bio-Geo-Chemie Modul bildet die Umsetzungsprozesse von Stickstoff und Kohlenstoff im Boden ab. Dabei wird der Boden in Austausch stehende Bodenschichten unterteilt für die einzelnen Umweltparameter wie Bodentemperatur-, Feuchte und Sauerstoffverfügbarkeit berechnet werden die wiederum die jeweiligen C und N Umsetzungsprozesse steuern. Das Boden-Bio-Geo-Chemie Modul ist in sich noch einmal weiter strukturiert in die folgenden Untermodule (schematische Darstellung siehe Abb. G-6):

- *Mineralisation*

Vom Pflanzenwachstumsmodell werden als Eingangsparameter die Menge an Streu (aus Laub und abgestorbenen Feinwurzeln) und die damit assoziierte Menge an organischem Kohlenstoff und Stickstoff übergeben. Diese werden im soilchemistry Modul in drei für die Mineralisation verfügbare Pools geteilt: gelöstes organisches Material (GOM), Lignin und Cellulose. Als Intermediat wird die Entstehung von Humus simuliert, der als weitere Quelle für biologisch verfügbaren Kohlenstoff und Stickstoff dient. Innerhalb dieses Untermoduls wird der Abbau der angeführten C- und N-Pools zu gelöstem organischem Stickstoff bzw. Kohlenstoff (DON, DOC - dissolved organic nitrogen/carbon) modelliert. Die Mineralisation selbst wird beeinflusst durch die Faktoren Bodentemperatur, Bodenfeuchte und pH.

Für den Faktor Temperatur wurde im Rahmen dieser Arbeit neben der ursprünglich im Modell verwendeten Van't Hoff-Funktion (Rodrigo, Recous et al. 1997) zwei weitere alternative Temperaturabhängigkeitsfunktionen implementiert und evaluiert. Im Gegensatz zur ursprünglichen Van't Hoff-Funktion, die für die Temperaturabhängigkeit einen exponentiellen Anstieg der relativen mikrobiellen Aktivität vorsieht, es also keine durch die Funktion definierte optimale Temperatur für die Mineralisationsprozesse gibt besitzen die beiden alternativen Funktionen (Kirschbaum 1995); (Kirschbaum 2000) ein Maximum für die relative mikrobielle Aktivität, was dem realen biochemischen Fall entspricht (siehe Abb. G-5). Das Auftreten eines Temperaturoptimums ist insofern von Nutzen, als bei der Simulation von verschiedenen Klimaszenarien sich die Bodentemperatur in Bereiche verschieben kann, in denen die unterschiedlichen Kurvenverläufe (Abflachung hin zum Optimum bzw. steiler werdender Anstieg für Funktionen ohne Optimum) erheblichen Einfluss auf das Modellergebnis nehmen können.

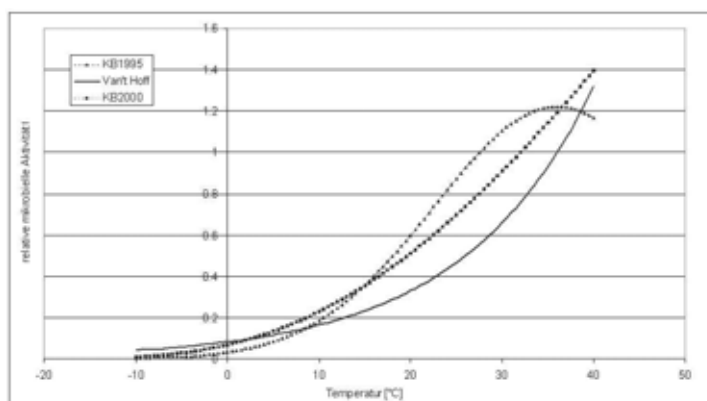


Abb. G-5: Relative mikrobielle Aktivität in Abhängigkeit der Temperatur (ursprüngliche Abhängigkeitsfunktion: Van't Hoff; alternative Funktionen: (Kirschbaum 1995); (Kirschbaum 2000).

- *Mikrobielles Wachstum und Mikrobielle Biomasse*

Während es im realen Fall eine komplexe Vielzahl von mikrobiellen Populationen im Boden gibt, ist es nicht praktikabel diese enorme Variabilität im Modell abzubilden. Daraus würde sich einerseits eine enorme Menge an Parametern ergeben (dies bedeutet immer längere Rechenzeit und stärker mit Unsicherheiten behaftete Modellparametrisierung und -Initialisierung). Andererseits sind die in der Literatur verfügbaren Parameter für die jeweiligen Einzelpopulationen aufgrund der unterschiedlichen Methoden zu ihrer Bestimmung oft nicht miteinander kompatibel. Aus diesem Grund simuliert das Modell der Einfachheit halber nur eine einzelne aggregierte mikrobielle Population. Diese zeigt je nach Bodenbedingungen und Substratverfügbarkeit dann das Verhalten der Einzelpopulationen (anaerob/aerob etc.). Weiters wird in diesem Untermodul auch das Absterben von mikrobieller Biomasse modelliert die wiederum im Mineralisationsmodul in die flüssigen Komponenten der flüssigen Phase (DON und DOC) umgewandelt wird.

- *Ammonifizierung und Nitrifizierung*

In diesem Untermodul wird die sukzessive Umwandlung des gelösten organischen Stickstoffs in zunächst  $\text{NH}_4^+$  (Ammonium) und in weiteren Schritten zu  $\text{NO}_2^-$  (Nitrit) bzw.  $\text{NO}_3^-$  (Nitrat) simuliert. Über die Sauerstoffverfügbarkeit im Boden wird die größte der dafür verantwortlichen mikrobiellen Population berechnet. Die jeweils produzierte Menge der Endprodukte wird berechnet über die Faktoren Substratkonzentration und Fraktion der mikrobiellen Biomasse sowie den Konstanten Umsetzungsgeschwindigkeit und Verwertungseffizienz. Letztere beschreibt die Effizienz mit welcher das aufgenommene Substrat von den Mikroben assimiliert, d.h. in die eigene Biomasse eingebaut, werden kann. Nur das nicht assimilierte Substrat bleibt im Boden als weitere Stufe des Umsetzungsprozesses erhalten. Weiters kommt es während der Umsetzung von  $\text{NH}_4^+$  zu  $\text{NO}_3^-$  zu einem scheinbaren Verlust an Substrat da sich als Nebenprodukte der Umsetzung die Gase  $\text{NO}$  und  $\text{N}_2\text{O}$  bilden. Dieser Verlust wird durch das so genannte "hole-in-the-pipe" Konzept beschrieben bei der ein festgesetzter Anteil des umgesetzten  $\text{NH}_4^+$  in diese beiden Gase umgewandelt wird deren Mischungsverhältnis sich wiederum durch einen fixierten Parameter berechnet.

- *Denitrifizierung*

Auch hier wurde aufgrund der Komplexität des Zusammenhanges zwischen mikrobieller Population und Denitrifizierung ein stark vereinfachender Ansatz gewählt. Es wurde angenommen, dass die denitrifizierende Aktivität der Mikroben mit der Anaerobie des Bodens, also dem Verlagern zu anaeroben mikrobiellen Prozessen, so lange ansteigt bis alle fakultativ anaeroben Mikroben aktiv denitrifizieren. Der Bedarf an Substrat für Denitrifizierung wird berechnet über die für anaerobes Wachstum aufgenommene Menge an DOC da dessen Umsetzung ein oxidativer Prozess ist der Elektronenbedarf erzeugt. Die Elektronen werden über die sukzessive Reduktion der Stickstoff-Verbindungen vom Nitrat hin zu  $\text{N}_2$  geliefert (analog zur Sauerstoffatmung bei der die Reduktion von  $\text{O}_2$  den Elektronenbedarf deckt).

Weiters wurde im Sinne der Vereinfachung die jeweilige Präferenz für ein bestimmtes Substrat ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ), die sich im realen Fall äußerst komplex definiert, ausschließlich



- *Gasdiffusion und -emission*

Die Gasdiffusion im Boden wird berechnet über den Gradienten der Gaskonzentration über die verschiedenen Bodenschichten hinweg. Aus der obersten Schicht kommt es zur Emission der Gase an die umgebende Atmosphäre. Die modellierten Emissionen werden als Vergleich zu den gemessenen Emissionen für Kalibrierung und Validierung herangezogen.

### 1.3. Kalibrierung und Validierung

MoBiLE-DNDC2 hat rund 30 Parameter deren Werte (im Rahmen der aus der Literatur bekannten Bereiche) durch Kalibrierung ermittelt werden müssen. Das Modell verwendet dazu einen automatisierten Bayes-Algorithmus. Dabei werden die Parameterwerte innerhalb von vordefinierten Intervallen iterativ verändert. Der jeweils letzte akzeptierte Wert, das ist jener welcher die bislang beste Anpassungsgüte besitzt, dient als Ausgangspunkt für jeden neuen Lauf. Für jeden Lauf wird statistisch überprüft ob sich die Modellgüte im Vergleich zum vorangegangenen Lauf verbessert hat. Zur Vermeidung der Konvergenz bei lokalen, jedoch nicht globalen, Maxima für die Anpassungsgüte werden während der frühen Läufe manchmal noch Wertepaare akzeptiert die eine Verschlechterung der Anpassungsgüte bedeuten. Im längeren Verlauf der Kalibrierung sollte sich aber ein klares Maxima herauskristallisieren.

Die notwendige Anzahl von Läufen für ein verlässliches Kalibrierungsergebnis ist abhängig von der Anzahl der zu kalibrierenden Parameter. Die verwendete Methode verlangt eine exponentiell mit der Anzahl der zu optimierenden Parameter ansteigende Zahl von Kalibrierungsläufen. Dies bedeutet für die für das Modell verwendete Anzahl an Parametern etwa 1000 Läufe oder eine Kalibrierungszeit von rund 4-5 Tagen.

Das Modell erlaubt eine Kalibrierung auf die Messwerte der Gasemissionen von  $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  und  $\text{NO}$  sowie der Konzentrationen von mineralischem Stickstoff ( $\text{NO}_3^-$ -N und  $\text{NH}_4^+$ -N) im Boden. Ebenso ist die Kalibrierung auf eine Kombination dieser Messwerte möglich. Hierbei berechnet sich die Wahrscheinlichkeit der Kalibrierungsergebnisse über eine Multiplikation der individuellen Wahrscheinlichkeiten für die einzelnen Komponenten.

Die Validierung der durch Kalibrierung erhaltenen Modellergebnisse erfolgt üblicherweise über den Datensatz einer anderen Messperiode (mit welchem nicht kalibriert wurde). Hierbei wird anhand der veränderten Eingangsdaten (hauptsächlich Klimadaten) überprüft, ob die Modellergebnisse auch für diesen Datensatz mit den Messergebnissen übereinstimmen. Im Fall von Achenkirch gibt es aufgrund der dort durchgeführten Manipulationen jedoch zusätzliche interessante Datensätze für die Validierung. Hier kann anhand der Messdaten der beheizten Plots die Temperatursensitivität des Modells validiert werden.

### **G-3 Ergebnisse:**

#### 1.4. Zusammenführung und modellkonforme Aufbereitung aller verfügbaren und für die Modellinitialisierung, -antrieb und -validierung relevanten Daten:

In den Tabellen G-2 bis G-4 sind die seit 1996 bzw. 1998 erhobenen Daten der Standorte Achenkirch, Klausenleopoldsdorf und Schottenwald dargestellt. Diese setzen sich zusammen aus generellen Ökosystemdaten, Vegetationsdaten, Streu und Bodendaten, Bodenwasserdaten, Stickstoffeinträgen, meteorologischen Daten und Bodenemissions-, -depositionsdaten. Die zeitliche Auflösung ist unterschiedlich und reicht von stündlichen Daten (Klima) über tägliche Daten (Gasdaten) zu zwei-wöchentlichen (N-Eintrag und Gasdaten etc.) und einmalig erhobenen Daten (generelle Ökosystemdaten). Die Daten wurden aus verschiedenen Quellen bezogen, einerseits aus Publikationen (Englisch et al., 1995; Smidt, et al. 1996; Meger 1997; Meger et al., 1999; Hahn et al., 2000; Hahn, et al. 2000; Neumann, et al. 2001; Mutsch, 2001; Zechmeister - Boltenstern, et al. 2002; Hackl, et al. 2004; Härtel, et al. 2002; Herman, et al. 2002; Kitzler, et al. 2006a; Kitzler, et al. 2006b; (Smidt, 2002; Smidt, et al. 1996; Schindlbacher, et al. 2009) andererseits aus vorhanden nicht publizierten Daten aus der Datenbank am BFW (Standort Klausenleopoldsdorf), Daten von der Tiroler Landesregierung (Standort Achenkirch) oder der ZAMG (Standort Schottenwald).

Diese Daten wurden für den Modellantrieb (Input- und Sitefiles) und zur Kontrolle der Kalibrierung und Validierung in modellkonforme Formate überführt.



Tab. G-2: Gesammelte und aufbereitete Daten und Aufnahmefrequenz vom Standort Achenkirch:

description	control	heating
<b>frequency</b>		
<b>Basic ecosystem characteristics</b>		
latitude, longitude, slope, rooting depth tree type, soil type, litter type etc.		once once
<b>Vegetation</b>		
tree age canopy height biomass vegetation C and N contents and ratios		once every 5 years once once
<b>Litter</b>		
litter layer mass depth C and N content	bimonthly-4/year (1998-2004) bimonthly-4/year (1998-2004) bimonthly-4/year (1998-2004)	
<b>Soil</b>		
soil layers, soil depth, soil density, texture, stone fraction, conductivity, porosity, field capacity, wilting point, available water, C and N content pH pF Curves (soil water retention curves) Soil NO <sub>3</sub> , NH <sub>4</sub> Microbial biomass C and N in soil Mineralization, denitrification, nitrification		once  bimonthly (1998-2004, 2006-2008) once 1998-2008: monthly- 4/year at 0-5 cm 1998-2008: monthly- 4/year at 0-5 cm 1998-2008: 4/year 1998-1999: 4/year 2006-2008: 4/year at 0-5 cm 2006-2008: 4/ year at 0-5 cm 1998-2008: 4/year
<b>Soil water chemistry, seepage and NO<sub>3</sub> leaching</b>		
NO <sub>3</sub> , NH <sub>4</sub> , DOC, DON concentrations in soil water Seepage water and NO <sub>3</sub> leaching (modelled)	biweekly (1998-2008)	biweekly (2006-2008)  no
<b>N inputs</b>		
Wet and dry nitrogen deposition, throughfall N input by fixation	biweekly (1998-2008)	like control  no
<b>Meteorology</b>		
Meteorology (Air temperature, radiation, PPFD, precipitation, humidity, wind speed)  Soil temperature  Soil moisture	1998-2008 (every 5min-hourly)  1998-2004: every 4 h at 5, 15, 25 and 50 cm  2006-2008: hourly at 5 and 15cm 1998-2004: every 4 h at 5, 15, 25 and 50 cm  2006-2008: hourly at 5 and 15 cm	like control   2006-2008: hourly at 5 and 15 cm  2006-2008: hourly at 5 and 15 cm
<b>Soil emissions</b>		
CO <sub>2</sub> emissions from soil  CH <sub>4</sub> uptake  No <sub>x</sub>  N <sub>2</sub> O	1998-1999, 2002-2004, 2006-2008: biweekly manually 1998-1999, 2006-2008: biweekly manually 2002-2008 automatic chamber, discontinuously 1998-1999, 2002-2004, 2006-2008: biweekly manually 2002-2004, 2006-2008: automatic chamber (daily)	2006-2008: biweekly manually  2006-2008 automatic chamber, discontinuously  2006-2008: biweekly manually, daily with automatic chamber

Tab. G-3: Gesammelte und aufbereitete Daten und Aufnahmefrequenz vom Standort Klausenleopoldsdorf.

description	control	fertilizing
<b>frequency</b>		
<b>Basic ecosystem characteristics</b>		
latitude, longitude, slope, rooting depth	once	
tree type, soil type, litter type etc.	once	
<b>Vegetation</b>		
tree age	once	
canopy height	every 5 years	
biomass	once	
vegetation C and N contents and ratios	once	
<b>Litter</b>		
litter layer mass	bimonthly-4/year (1996-1997, 2002-2004, 2006-2008)	
depth	bimonthly-4/year (1996-1997, 2002-2004, 2006-2008)	
C and N content	bimonthly-4/year (1996-1997, 2002-2004, 2006-2008)	
<b>Soil</b>		
soil layers, soil depth, soil density, texture, stone fraction, conductivity, porosity, field capacity, wilting point, available water, C and N content	once	
pH	bimonthly (1996-1997, 2002-2004, 2006-2008)	
pF Curves (soil water retention curves)	once	
Soil NO <sub>3</sub> , NH <sub>4</sub>	(1996-1997, 2002-2004, 2006-2008): monthly- 4/year at 0-5 cm	2006-2008: 4/year at 0-5 cm
Microbial biomass C and N in soil	(1996-1997, 2006-2008): 4/year	1998-2008: 4/year
Mineralization, denitrification, nitrification	(1996-1997, 2006-2008): 4/year	
<b>Soil water chemistry, seepage and NO<sub>3</sub> leaching</b>		
NO <sub>3</sub> , NH <sub>4</sub> , DOC, DON concentrations in soil water	biweekly (1996-1997, 2002-2004, 2006-2008)	biweekly (1996-1997, 2002-2004, 2006-2008)
Seepage water and NO <sub>3</sub> leaching (modelled)	no	
<b>N inputs</b>		
Wet and dry nitrogen deposition, throughfall	biweekly (1996-2008)	like control
N input by fixation	no	
<b>Meteorology</b>		
Meteorology (Air temperature, radiation, PPFD, precipitation, humidity, wind speed)	1996-2008 (every 5min-hourly)	like control
Soil temperature	1996-2008 (every 5min-hourly)	2006-2008: hourly at 5 and 15 cm
Soil moisture	1996-2008 (every 5min-hourly)	2006-2008: hourly at 5 and 15 cm
<b>Soil emissions</b>		
CO <sub>2</sub> emissions from soil	(1996-1997, 2002-2004, 2006-2008): biweekly manually	
CH <sub>4</sub> uptake	(1996-1997, 2006-2008): biweekly manually	2006-2008: biweekly manually
NO <sub>x</sub>	(2002-2004, 2006-2008) automatic chamber, continuously	(2006-2008) automatic chamber, continuously
N <sub>2</sub> O	(1996-1997, 2002-2004, 2006-2008): biweekly manually	
	(2002-2004, 2006-2008): automatic chamber (daily)	(2006-2008): biweekly manually, daily with automatic chamber

Tab. G-4: Gesammelte und aufbereitete Daten und Aufnahmefrequenz vom Standort Schottenwald:

description	control
frequency	
<b>Basic ecosystem characteristics</b>	
latitude, longitude, slope, rooting depth	once
tree type, soil type, litter type etc.	once
<b>Vegetation</b>	
tree age	once
canopy height	once
biomass	once
vegetation C and N contents and ratios	once
<b>Litter</b>	
litter layer mass	bimonthly-4/year (1996-1998, 2002-2004)
depth	bimonthly-4/year (1996-1998, 2002-2004)
C and N content	bimonthly-4/year (1996-1998, 2002-2004)
<b>Soil</b>	
soil layers, soil depth, soil density, texture, stone fraction, conductivity, porosity, field capacity, wilting point, available water, C and N content	once
pH	bimonthly (1996-1998, 2002-2004)
pF Curves (soil water retention curves)	once
Soil NO <sub>3</sub> , NH <sub>4</sub>	monthly- 4/year at 0-5 cm
Microbial biomass C and N in soil	(1996-1998): 4/year
Mineralization, denitrification, nitrification	(1996-1998): 4/year
<b>Soil water chemistry, seepage and NO<sub>3</sub> leaching</b>	
NO <sub>3</sub> , NH <sub>4</sub> , DOC, DON concentrations in soil water	biweekly (1996-1998)
Seepage water and NO <sub>3</sub> leaching (modelled)	no
<b>N inputs</b>	
Wet and dry nitrogen deposition, throughfall	biweekly (2002-2004)
N input by fixation	no
<b>Meteorology</b>	
Meteorology (Air temperature, radiation, PPFD, precipitation, humidity, wind speed)	(1996-1998, 2002-2004) (every 5min-hourly)
Soil temperature	2002-2004: every 4 h at 5, 15 cm
Soil moisture	2002-2004: every 4 h at 5, 15 cm
<b>Soil emissions</b>	
CO <sub>2</sub> emissions from soil	1996-1998, 2002-2004: biweekly manually
CH <sub>4</sub> uptake	1996-1998: biweekly manually
No <sub>x</sub>	2002-2004 automatic chamber, continuously, hourly
N <sub>2</sub> O	1996-1998, 2002-2004: biweekly manually
	2002-2004: automatic chamber (daily)

### 1.5. Kalibrierung der Bodentemperatur:

Aus der Literatur ist bekannt, dass die Treibhausgasemissionen/aufnahmen sehr stark von den klimatischen Bedingungen abhängen können. Um Treibhausgase modellieren zu können mussten vorerst diese klimatischen Gegebenheiten im Modell abgebildet werden können. Das betrifft vorrangig Bodentemperatur und Bodenfeuchte und eine gute Abbildung der Vegetationszyklen. Da die Bodentemperatur mit der Lufttemperatur, und die Bodenfeuchte mit dem Niederschlag gekoppelt sind, wurden diese beiden Eingangsparameter in das Modell integriert. Durch die Änderung von unterschiedlichen Parametern (isolierende Wirkung der Vegetationsschicht, Kronenschluss, Baumartenzusammensetzung, Anpassung der Bodenfeuchte (siehe unten) konnte die Bodentemperatur auf allen 3 Standorten sehr gut abgebildet werden (Fig. G-7 bis G-9).

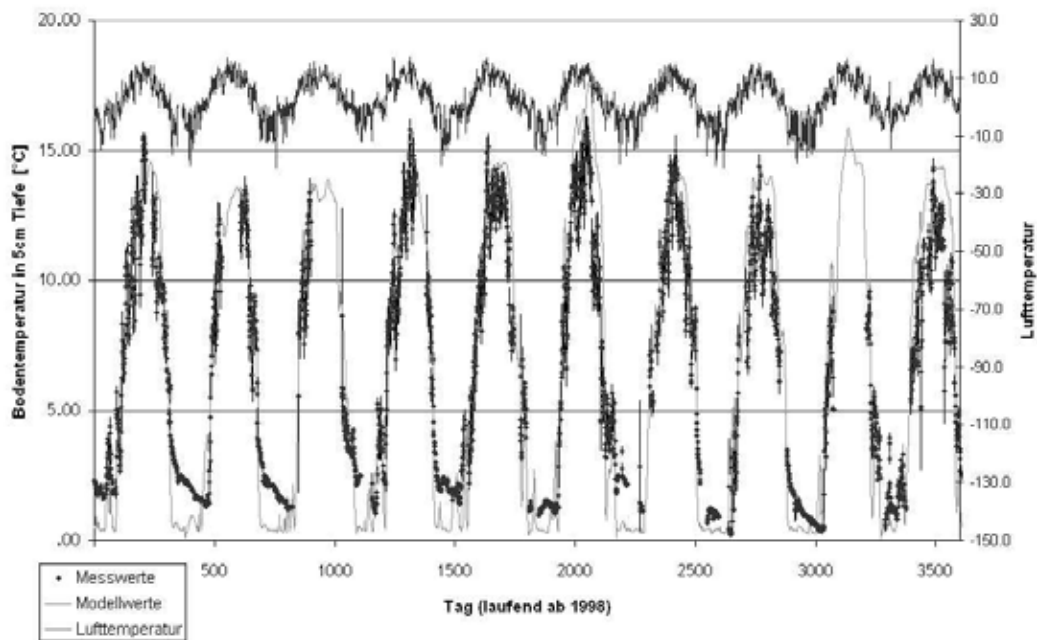


Abb. G-7: Kalibrierung der Bodentemperatur am Standort Achenkirch.

Wie aus Abb. G-7 ersichtlich ist, stimmen die Simulationsergebnisse im Sommer gut mit den tatsächlichen Messwerten überein, während es im Winter Abweichungen gibt. Auf diesem Standort in den Nordtiroler Kalkalpen erreicht die Bodentemperatur im Winter kaum weniger als 0°C da die Schneeschicht einen isolierenden Einfluss auf die Bodentemperatur hat. Diese Abweichungen der modellierten Bodentemperatur erklären sich dadurch, dass das Modell den Isoliereffekt von Streuschicht und Schneedecke noch unzureichend berücksichtigt. Für diese Arbeit ist die beobachtete Diskrepanz allerdings nur zweitrangig da die Gasflüsse oberhalb der Schneedecke in den betroffenen Monaten ohnehin sehr gering sind, so dass ein Temperaturunterschied von 1-2 °C für den Bereich von < 5 °C sich nicht merklich in einer Veränderung der Emissionen zeigen würde.

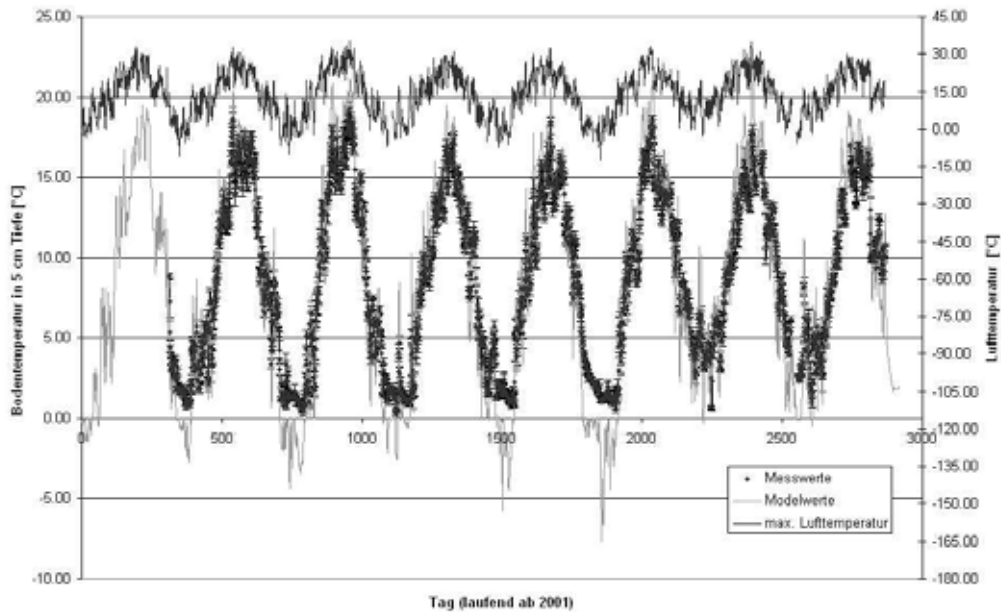


Abb. G-8: Kalibrierung der Bodentemperatur am Standort Klausenleopoldsdorf.

Bei der Temperatursimulation für Klausenleopoldsdorf (Abb G-8) zeigt sich das Problem der abweichenden Modellergebnisse für die Wintermonate noch deutlicher. Dies ist vermutlich darauf zurück zu führen, dass die Ausbildung von über das Jahr sehr variablen Streuschichten bei Laubwäldern vom Modell bislang noch wenig berücksichtigt wird. Dementsprechend ist die isolierende Wirkung, die diese Streuschicht gerade in den ersten kalten Monaten hat (bevor sie weitgehend zersetzt ist) unterrepräsentiert. Zugleich sinkt die allgemeine temperaturpuffernde Wirkung der Vegetation, da diese mit dem Blattoberflächenindex (leaf area index) gekoppelt ist, welcher für Laubwälder im Winter Null ist. In Summe wird also wegen des zu wenig berücksichtigten Isolationseffektes eine weit tiefere Bodentemperatur modelliert, als tatsächlich beobachtet wurde. Aber auch die Schneedecke spielt aufgrund ihrer isolierenden Wirkung eine Rolle. In den letzten beiden Wintern konnte die Bodentemperatur sehr gut durch das Modell abgebildet werden. Diese beiden letzten Winter waren bedeutend wärmer als in den vorangegangenen Jahren. Eine durchgehende Schneedecke war entweder gar nicht oder nur kurzfristig vorhanden. Unter solchen Gegebenheiten lässt sich die Bodentemperatur durch das Modell sehr gut abbilden.

Im Gegensatz zu Achenkirch müssen in Klausenleopoldsdorf diese abweichenden Simulationsergebnisse beachtet werden, da es auf diesem Standort zu geringerer, bzw. keiner Schneedeckenbildung kommen kann und der Boden sehr wohl gefriert da der isolierende Effekt des Schnees wegfällt. Sehr hohe Emissionen, so genannte „Auftau-Peaks“ können während des Auftauens des gefrorenen Bodens im Winter oder Frühling auftreten. Sie entstehen einerseits durch physikalische Freisetzungen von angereichertem  $N_2O$ , das während der Wintermonate unterhalb der gefrorenen Schichten gebildet wurde oder durch Stimulation der mikrobiellen Denitrifizierungsaktivität nach Freisetzung von Stickstoff aus abgestorbenen Mikroorganismen.

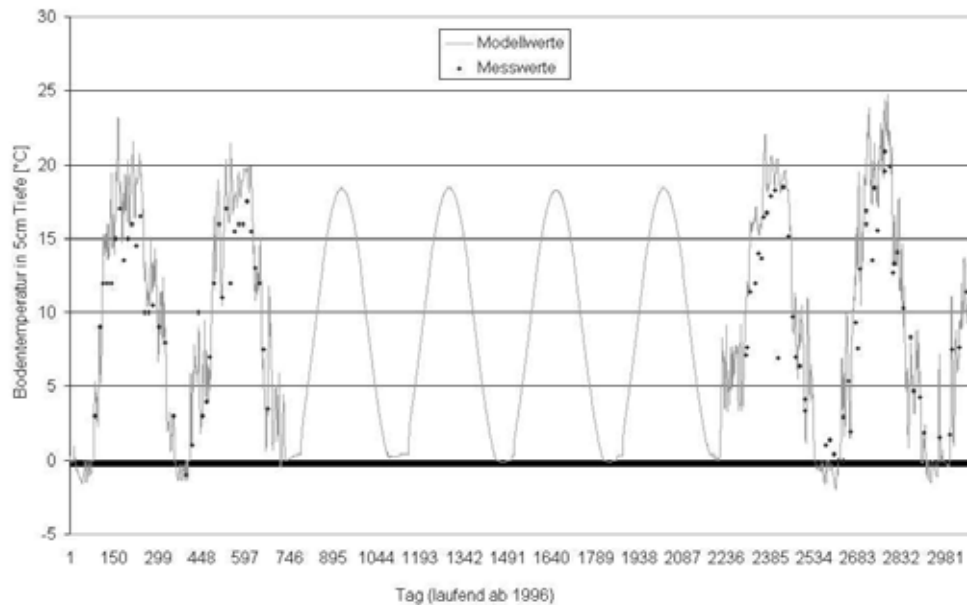


Abb. G-9: Kalibrierung der Bodentemperatur am Standort Schottenwald.

Die verfügbaren und die modellierten Bodentemperaturdaten vom Standort Schottenwald sind in Abb. G-9 dargestellt. Die verfügbaren Daten (Messwerte, Tab. G-4) sind in geringerer Auflösung vorhanden, da in den vorangegangenen Jahren nur manuelle Messungen (2-wöchentlich) gemacht wurden. Die Lufttemperaturdaten die ins Modell als Input-Parameter eingehen werden für die Modellierung der Bodentemperatur vom Modell verwendet. Die Jahre in denen keine Lufttemperaturwerte verfügbar waren (1998-2001) werden vom Modell zwar berechnet, werden aber ohne Schwankungen dargestellt.

#### 1.6. Kalibrierung der Bodenfeuchte:

Die korrekte Darstellung der Bodenfeuchte im Modell ist besonders für die obersten Bodenschichten wichtig, da aus der Literatur bekannt ist, dass in diesen Schichten der Einfluss der Feuchtigkeit auf die Mineralisationsrate am höchsten ist (Leirós and Trasar-Cepedab 1999).

Durch Adaptation der Setup-Files hinsichtlich Welkepunkt, maximaler und minimaler Feldkapazität, Grobskelettgehalt, Bodentextur, Humustyp und Humusmächtigkeit, Kronenschluss sowie Mächtigkeit der Bodenhorizonte konnten auch hier gute Übereinstimmungen zwischen Mess- und Modellwerten erzielt werden. Für tiefere Bodenschichten (>50cm) wurden zwar Modellwerte produziert die phasenweise stärker von den Messwerten abweichen - vermutlich geschah dies aufgrund der Limitierung der Bodenschichten die sozusagen zu einem "Abschneiden" des Systems führen. Da es sich in diesen Schichten allerdings um weitgehend mineralisches Material handelt und die Mineralisation von organischem Material in tieferen Bodenschichten ein vernachlässigbarer Prozess ist, wurden diese Abweichungen akzeptiert.

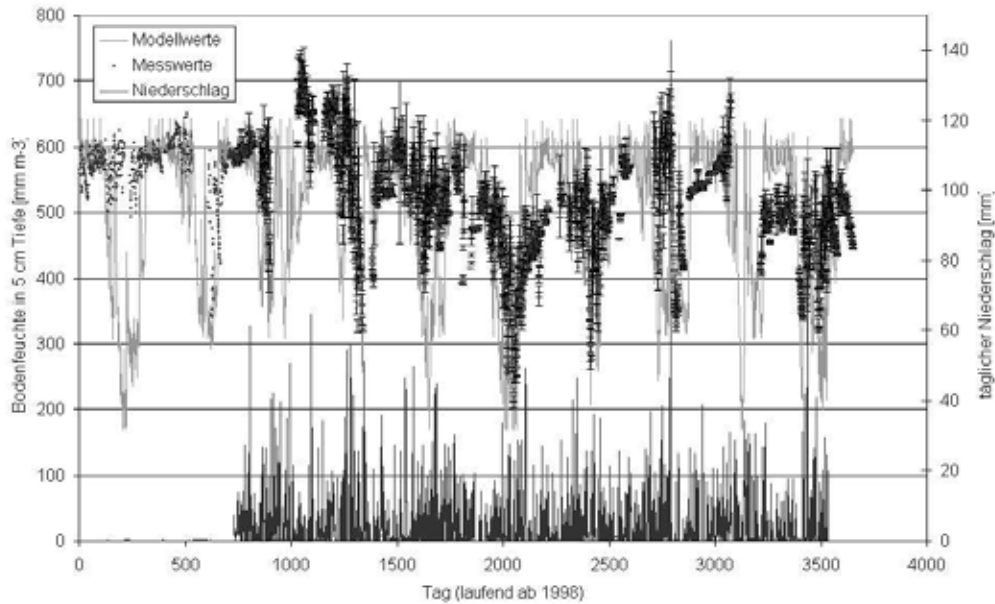


Abb. G-10: Kalibrierung der Bodenfeuchte in 5 cm Tiefe am Standort Achenkirch.

Die Abweichung zwischen Modell und Messwert (Abb. G-10) während der Wintermonate (bspw. zwischen Tag 2150 und 2270, das ist von Nov. 2003 bis März 2004) beruht vermutlich auf der vereinfachten Schneedeckensimulation im Modell wo es schon während des Winters regelmäßig zur Simulation des teilweisen und vollständigen Abschmelzens der Schneedecke kommt. In der Realität weist der Standort Achenkirch jedoch zwischen diesen Monaten für gewöhnlich eine durchgehend bestehende Schneedecke auf. Wie schon im Fall der abweichenden Modellergebnisse für die Bodentemperatur sind diese Monate jedoch von geringerer Relevanz für die Gasemissionen und daher konnten diese Abweichungen akzeptiert werden nachdem die warmen und für Emissionen relevanten Monate vom Modell gut abgebildet wurden.

In Abb. G-11 und G-12 ist die modellierte und gemessene Bodenfeuchte auf den beiden Buchenstandorten Klausenleopoldsdorf (Abb. G-11) und Schottenwald (Abb. G-12) dargestellt. Der Jahresverlauf der Bodenfeuchte sowie lang anhaltende Trockenperioden, die im Sommer auf diesen Standorten im Osten Österreichs häufig auftreten und den Wassergehalt unter 10% sinken lassen können, konnte gut abgebildet werden. Auch der rasche Anstieg der Bodenfeuchte nach Regenfällen nach diesen längeren Trockenperioden konnte das Modell gut darstellen.

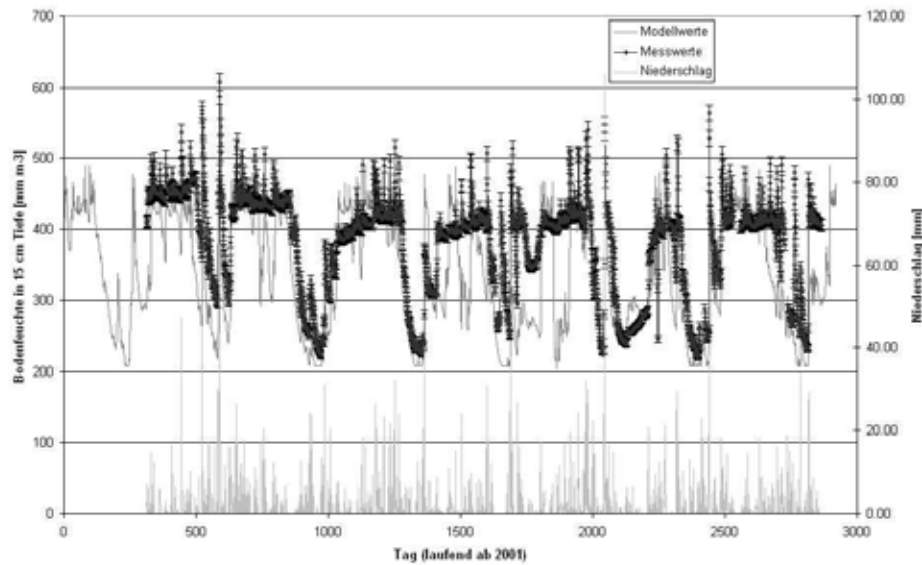


Abb. G-11: Kalibrierung der Bodenfeuchte in 15 cm Tiefe am Standort Klausenleopoldsdorf.

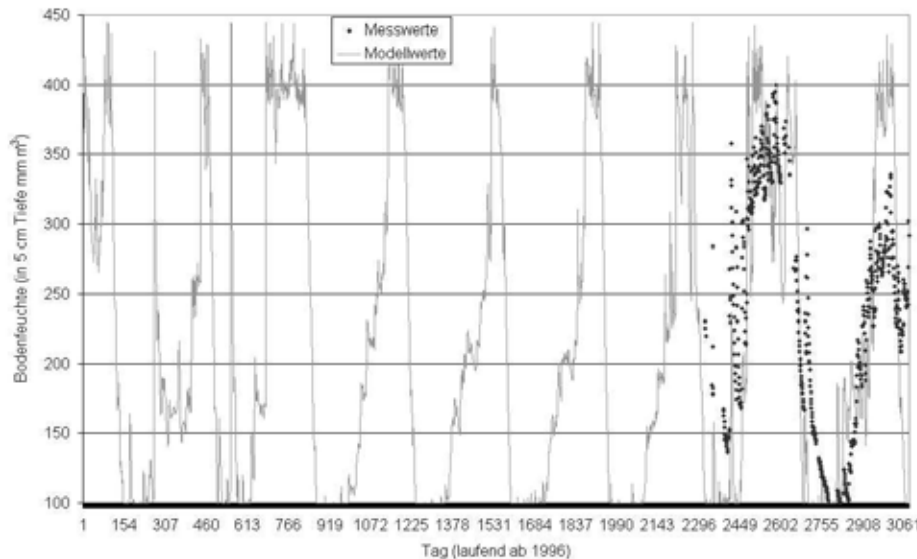


Abb. G-12: Kalibrierung der Bodenfeuchte in 5 cm Tiefe am Standort Schottenwald.

### 1.7. Kalibrierung der Treibhausgasemissionen:

Nach der Kalibrierung auf die Stickstoffkreislauf steuernden Faktoren Bodenfeuchtigkeit und -temperatur folgte die Kalibrierung auf die gemessenen Treibhausgasemissionen. Hierbei zeigte sich gleich zu Anfang der Bedarf von kleineren und größeren Modelladaptationen. Zunächst wurde die Parametrisierung der verschiedenen Vegetationsarten optimiert. Besonders die Werte für Laubwälder bedurften angesichts dessen, das das Modell vorrangig am deutschen Högwald, einem reinen Fichtenwald, evaluiert wurde, einiger Anpassungen.

Sobald die Vegetationszyklen realistisch simuliert wurden, d.h. der Aufbau und Abbau der Biomasse vom Modell hinreichend korrekt dargestellt werden konnte, begann die eigentliche Kalibrierungsarbeit. Dabei wurden durch die Eigenheiten der österreichischen Standorte (gegenüber Högwald) einige systemische Fehler im Code ("Bugs") identifiziert und beseitigt.



Nachdem auch hier für die einzelnen Emissionswerte (Gasphase) und Ionenkonzentrationen (flüssige Phase) realistische Verläufe erzeugt werden konnten, d.h. das Zu- und Abnehmen der Stoffflüsse in seiner Dynamik (wenn auch nicht zwingend der Größenordnung) dem beobachteten Jahresverlauf entsprachen, wurde mittels des Bayes-Algorithmus auf die jeweiligen Messwerte kalibriert.

### G-3.1.1 Kalibrierungsergebnisse Achenkirch

Für CO<sub>2</sub> konnten ohne aufwendige Modellkalibrierungen zufrieden stellende Simulationsergebnisse erzielt werden. Hierbei fiel auf, dass besonders in den Wintermonaten das Modell erheblich höhere Stoffflüsse errechnet als beobachtet wurde. Dies ist darauf zurück zu führen, dass das Modell die Gasflüsse simuliert, die unterhalb der Schneedecke auftreten, simuliert, während Messwerte von Kammern stammen, die sich oberhalb der Schneedecke befanden. Auch hier hat die Schneedecke im realen Fall eine diffusionshemmende Wirkung. Diese Barrierewirkung der Schneedecke ist aber - aufgrund der fehlenden Notwendigkeit für den schneearmen Versuchsstandort Höglwald - bislang noch nicht implementiert.

Ein weiterer Erklärungsansatz ist, dass zur Zeit eine Temperaturabhängigkeit für Umsetzungsprozesse nur für Mineralisationsprozesse implementiert ist. Nachdem die Größe der Mikrobenpopulation auch nur indirekt über die anfallende Menge an DOC und DON temperaturgesteuert ist, könnte die Einführung eines Temperaturfaktors für die einzelnen weiteren Umsetzungsschritte eventuell verbesserte Ergebnisse liefern. Dieser Ansatz wurde jedoch aufgrund der limitierten Kapazitäten dieses Projektes noch nicht zu Ende verfolgt.

Neben den guten Simulationsergebnissen für CO<sub>2</sub> konnten auch für N<sub>2</sub>O gute Modellwerte erzeugt werden (Abb. G-13).

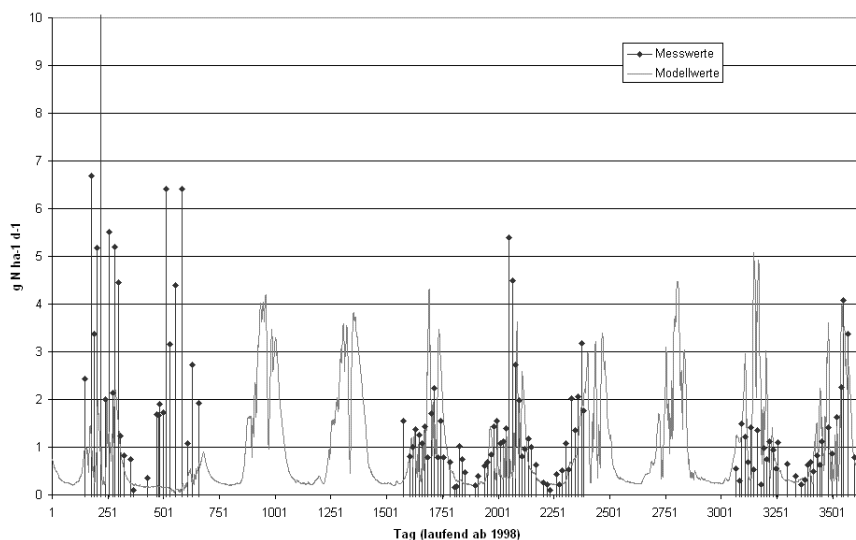


Abb. G-13: Mess- und Modellwerte der N<sub>2</sub>O Emissionen von Achenkirch

Die starken Abweichungen in den ersten beiden Jahren könnten sich aus einem Initialisierungsproblem des Modells ergeben, da es erst nach 1-4 Vorlaufjahren der Simulation zu stabilen Ergebnissen kommt.

Verbesserungsfähige Modellergebnisse wurden für die Emissionen von NO erzeugt. Diese werden im Modell als in ihrer Dynamik an die N<sub>2</sub>O Emissionen gekoppelt simuliert (siehe Abb. G-14).

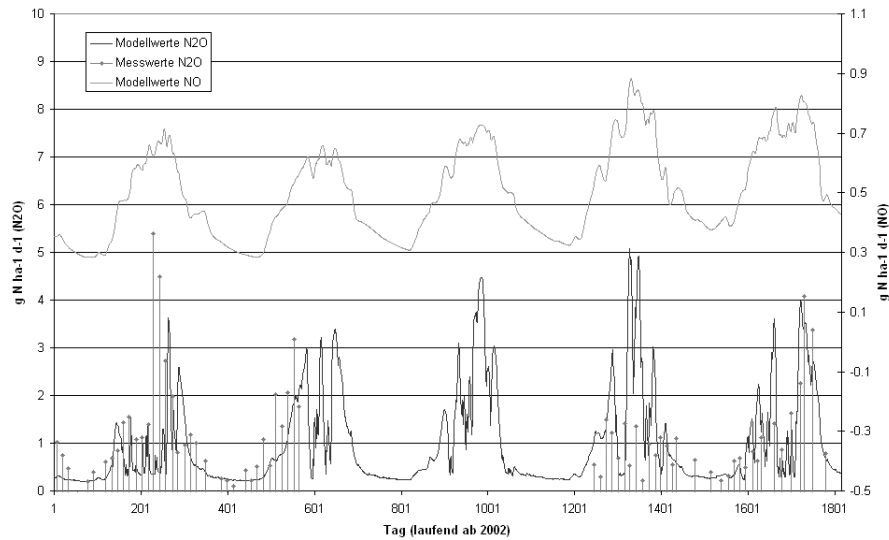


Abb. G-14: Dynamik von NO und N<sub>2</sub>O

Im Gegensatz dazu zeigen die tatsächlich gemessenen Emissionen von NO und N<sub>2</sub>O in Achenkirch im Jahr 2003 eine gegenläufige Dynamik (Abb. G-15) wie sie aufgrund der Modellstruktur bestenfalls annähernd in der Simulation abgebildet werden kann. Am Standort wurden die höchsten N<sub>2</sub>O Emissionen von August-November gemessen wohingegen die höchsten NO Emissionen im Frühjahr gemessen wurden (Kitzler, et al. 2006b).

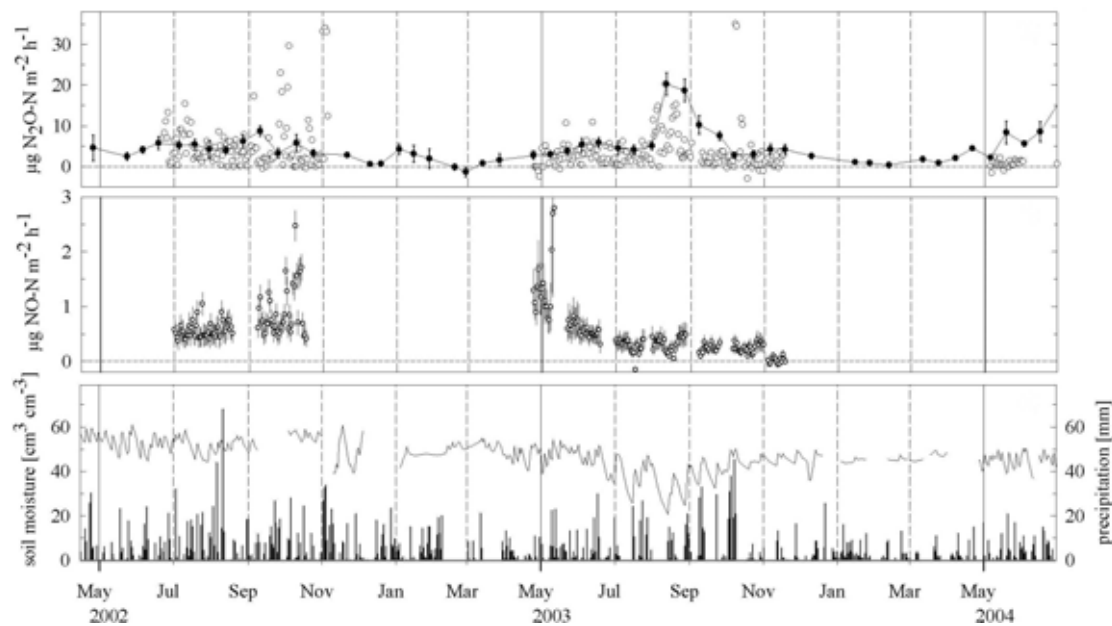


Abb. G-15: Messwerte N<sub>2</sub>O und NO (Quelle: (Kitzler, et al. 2006b).

NO entsteht überwiegend aus der Nitrifizierung unter trockeneren Bedingungen, vorausgesetzt genügend Ammonium ist vorhanden. Im Frühling war die Konzentration von NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N im Humus und in den obersten Mineralbodenhorizonten hoch, im Herbst jedoch war kaum mehr NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N verfügbar (Kitzler, Zechmeister - Boltenstern et al. 2006b). Diese unterschiedlichen Dynamiken lassen sich in der momentanen Modellstruktur nicht darstellen, und würden tiefer greifende Veränderungen der Programmstruktur erfordern, die nicht Ziel des gegenständigen Projektes waren. In weiteren Schritten könnte u.a. versucht werden durch eine Kalibrierung des mineralischen Stickstoffs NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N und NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N im Boden diese Dynamik zu erklären.

## G-3.1.2 Kalibrierungsergebnisse Schottenwald, Klausenleopoldsdorf

In Abb. G-16 bis G-18 sind die modellierten und gemessene  $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  und  $\text{NO}$  Emissionen dargestellt. Die allgemeine Dynamik und der Jahresverlauf der drei Gasflüsse konnte nach Implementierung diverser standortsspezifischer Parameter gut dargestellt werden. Wie schon bei der Kalibrierung der Bodenfeuchte konnten auch die Gasflüsse nach Regenfällen nach lang anhaltenden Trockenperioden, die im Sommer auf diesen Standorten im Osten Österreichs häufig auftreten, vom Modell gut abgebildet werden. Auch die „Peak-Emissionen“ nach Regenfällen konnte das Modell gut darstellen (z.B. Abb. G-18 ab Tag 254).

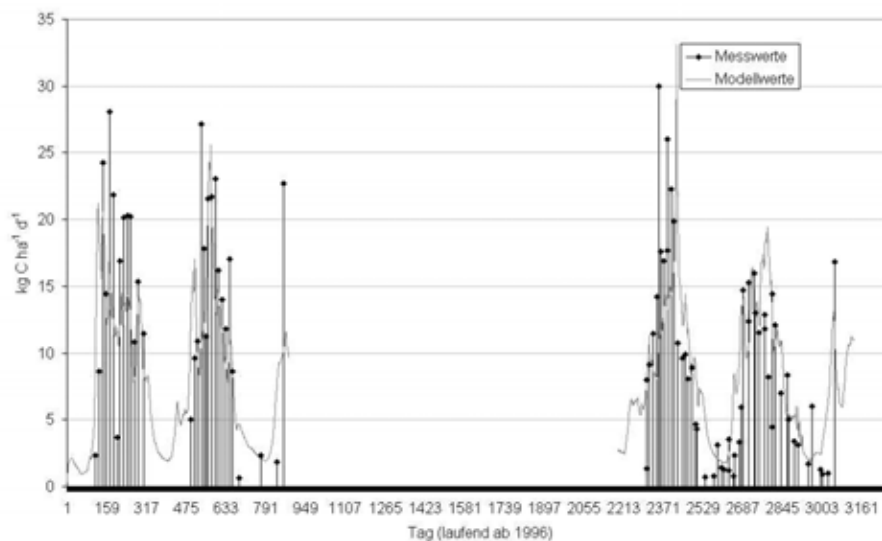


Abb. G-16: Kalibrierung der  $\text{CO}_2$  Emissionen am Standort Schottenwald (1996-2004).

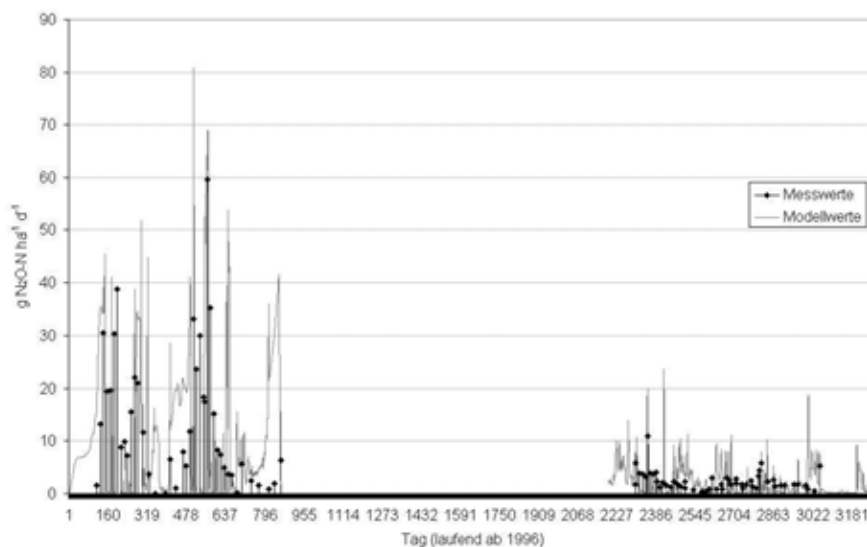


Abb. G-17: Kalibrierung der  $\text{N}_2\text{O}$  Emissionen am Standort Schottenwald (1996-2004).

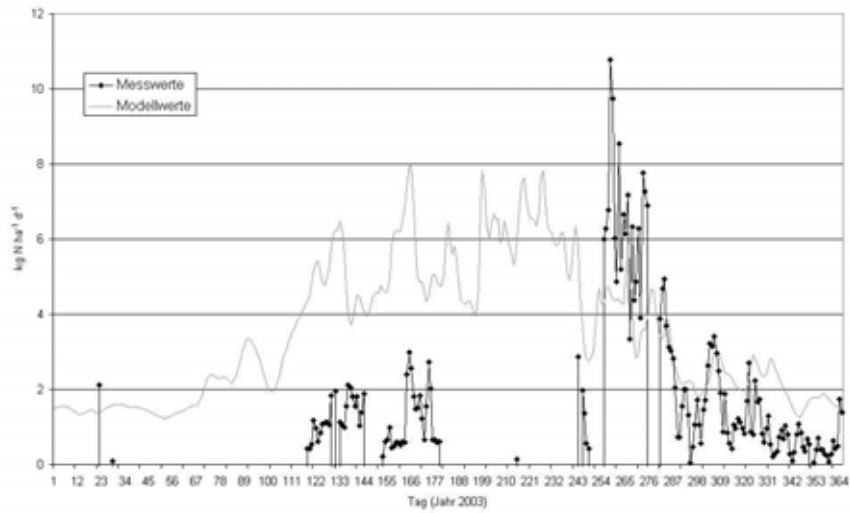


Abb. G-18: Kalibrierung der NO Emissionen am Standort Schottenwald (Jahr 2003).

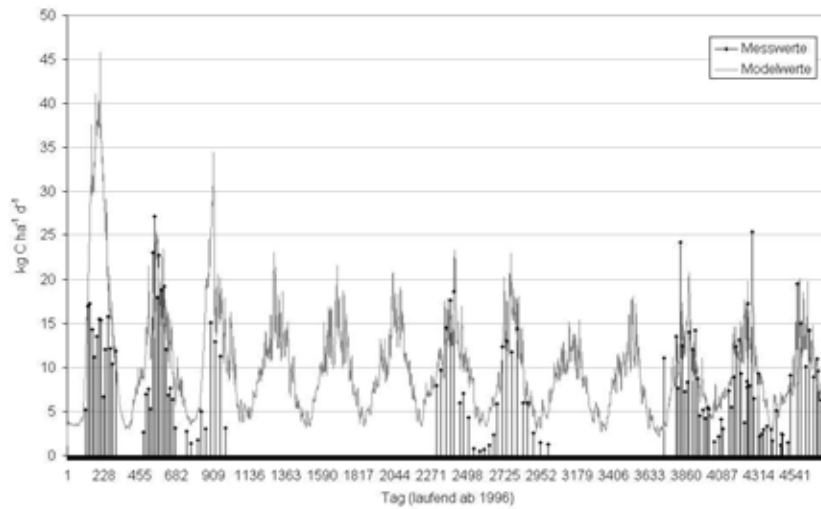


Abb. G-19: Kalibrierung der CO<sub>2</sub> Emissionen am Standort Klausenleopoldsdorf (Jahre: 1996-2008).

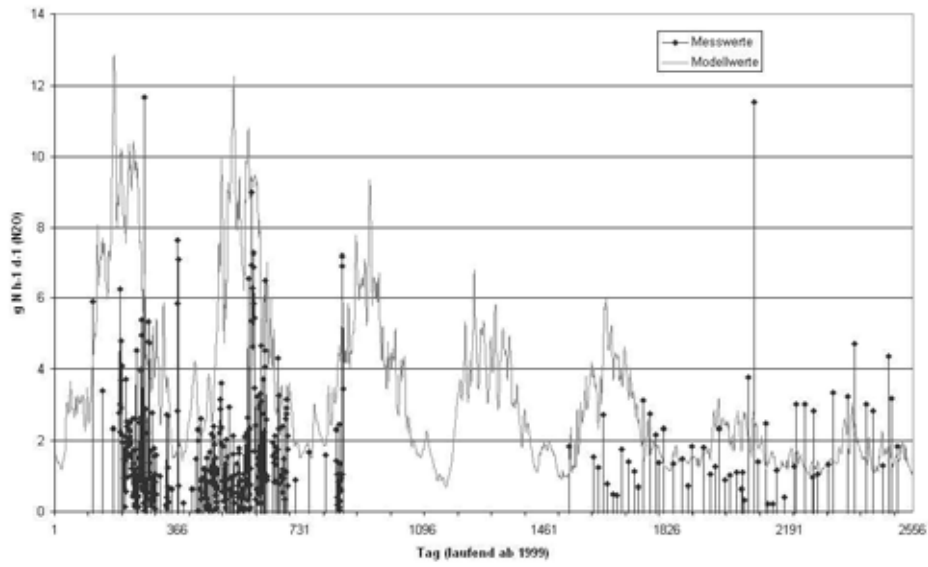


Abb. G-20: Kalibrierung der N<sub>2</sub>O Emissionen am Standort Klausenleopoldsdorf (Jahre: 2002-2008).

### 1.8. Validierung der Treibhausgasemissionen:

Zur Validierung wurden für den Standort Achenkirch die Messdaten eines Bodenerwärmungsexperimentes herangezogen. Im ersten Schritt wurde das Eingabe-File für Klimadaten (Lufttemperatur) so adaptiert, dass durch das Modell die korrekten Bodentemperaturen simuliert werden konnten. Diese manuelle Adaptation, im Gegensatz zu einer „hartkodierten“ Erhöhung um einen konstanten Wert, war nötig, da die Beheizung der Versuchsflächen periodenweise mit Unterbrechungen (vor allem im Winter) durchgeführt wurde. Abb. G-19 zeigt die gute Übereinstimmung mit den Messwerten.

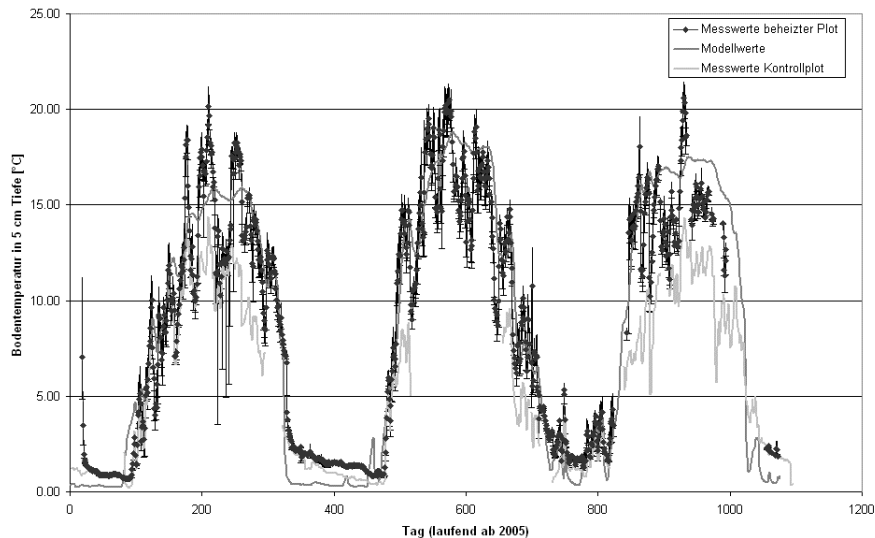


Abb. G-21: Anpassung der simulierten Bodentemperatur an die Messwerte der beheizten Versuchsflächen

Mittels diesen adaptierten Klimadaten wurden nun die im vorangegangenen Schritt kalibrierten Parameterwerte validiert. Es wurden alle drei implementierten Temperaturabhängigkeitsfunktionen erprobt, wobei sich nur für die ursprüngliche sowie eine alternative Funktion (Kirschbaum, 1995) gute Ergebnisse bei der Validierung zeigten (Abb. G-20 und G-21), für die zweite alternative Funktion (Kirschbaum 2000) konnten keine zufriedenstellenden Validationsergebnisse erzeugt werden.

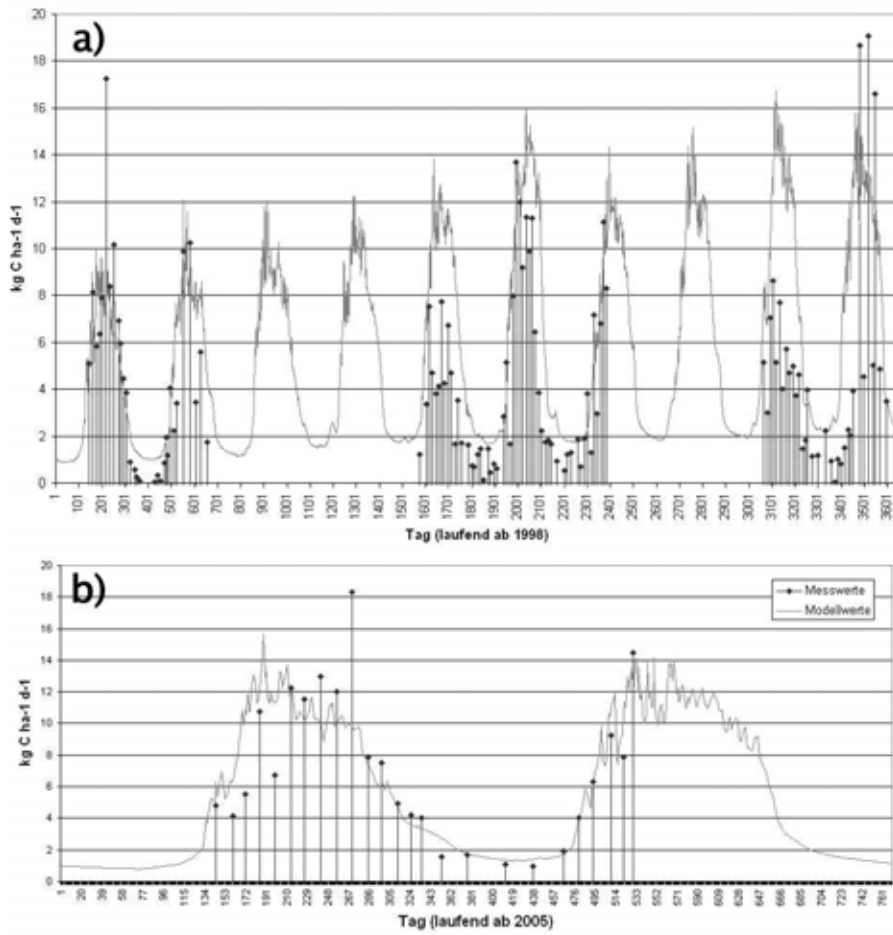


Abb. G-22: Validation des Modells (ursprüngliche Temperaturfunktion)

Da zwischen der ursprünglichen Funktion und der alternativen Funktion keine deutliche Qualitätssteigerung erzielt wurde, wurde die ursprünglich verwendete Funktion im Modell beibehalten.

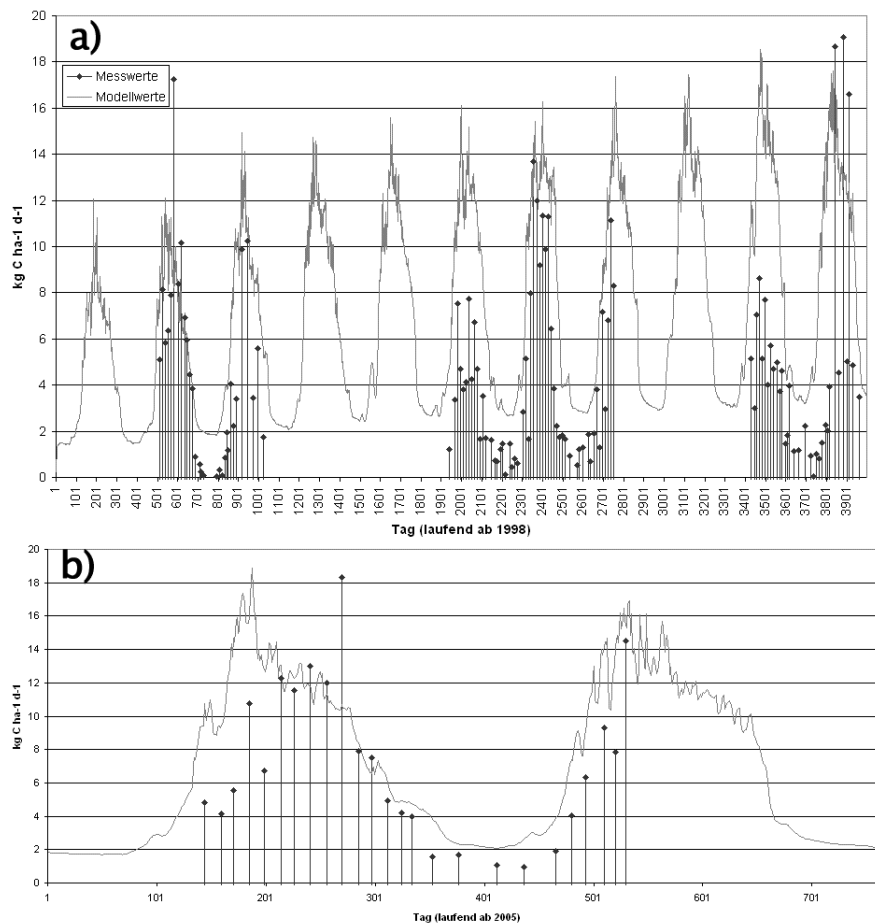


Abb. G-23: Validation des Modells (Temperaturfunktion Kirschbaum 1995)

## 1.9. Klimaszenarien

### G-3.1.3 Temperaturerhöhung

Nach erfolgreicher Kalibrierung der Treibhausgasemissionen  $\text{CO}_2$  und  $\text{N}_2\text{O}$  vom Standort Schottenwald wurden die Treibhausgasänderungen unter verschiedenen Klimaszenarien simuliert. Angenommen wurde eine Temperaturerhöhung in den Messjahren von  $1^\circ\text{C}$  (M+1T),  $2^\circ\text{C}$  (M+2T) und  $3^\circ\text{C}$  (M+3T) bei gleich bleibender Niederschlagsmenge. Am Beispiel Schottenwald würde eine Erhöhung der Lufttemperatur um  $1^\circ\text{C}$ , verglichen mit den tatsächlich gemessenen Lufttemperaturen, eine Erhöhung der Bodenrespiration ( $\text{CO}_2$ -Emission) um  $< 10\%$  zur Folge haben. Eine Änderung um  $2^\circ\text{C}$  zwischen  $13$  und  $18\%$  und eine Erhöhung um  $3^\circ\text{C}$  um  $20$ - $30\%$ . Die Änderung der  $\text{CO}_2$  Emissionen aus dem Boden weist relativ geringe Jahresschwankungen auf und pro Grad Erwärmung wären die Emissionen um den Faktor 2-4 angestiegen.

Die  $\text{N}_2\text{O}$ -Emission hingegen schwankt beträchtlich innerhalb der Jahre (zwischen  $-3\%$  und  $+6\%$  bei um  $1^\circ\text{C}$  höheren Temperaturen im Vergleich zu den unter tatsächlich gemessenen Lufttemperatur modellierten Werten). Diese Schwankungen sind wahrscheinlich auf die unterschiedlichen Prozesse (Nitrifizierung, Denitrifizierung) und anderen Einflussfaktoren (N-Eintrag, Niederschlag, pH, Wassergehalt etc.) auf die  $\text{N}_2\text{O}$  Produktion zurückzuführen.

Bei einer modellierten Temperaturerhöhung um  $2^\circ\text{C}$  wäre im Jahr 2003 bereits um  $22\%$  mehr  $\text{N}_2\text{O}$  emittiert worden. Nach der Wiederbefeuchtung des Bodens nach längeren Trockenperioden (wie im Jahr 2003) wurden ebenfalls sehr hohe  $\text{N}_2\text{O}$  peaks gemessen (Kitzler, et al. 2006a). Diese „Ereignisemissionen“ können auf manchen Standorten mehr als  $50\%$  der



Jahresemissionen ausmachen. Durch eine Erhöhung der Temperatur würde dieser Effekt wahrscheinlich noch verstärkt werden. Ein Anstieg der Temperatur in niederschlagsreichen Jahren (z.B. 2002) würde hingegen nur eine geringe Mehrproduktion von N<sub>2</sub>O zur Folge haben.

Tab. G-5: Modellerte Emissionsänderungen (N<sub>2</sub>O und CO<sub>2</sub>) in % bei erhöhter Lufttemperatur (M+1T = +1°C; M+2T = +2°C und M+3T = +3°C) in den Jahren 1996-1997 und 2002-2003.

Jahr	N <sub>2</sub> O (%)			CO <sub>2</sub> (%)		
	M (+1T)	M (+2T)	M (+3T)	M (+1T)	M (+2T)	M (+3T)
1996	-3	-2	-4	7	15	24
1997	6	10	6	6	13	21
2002	0	1	3	7	15	24
2003	4	22	28	7	18	26

Für den Standort Achenkirch konnten ähnliche Ergebnisse für CO<sub>2</sub> Emissionen beobachtet werden, sowie eine klare Zunahmetendenz für Lachgas (siehe Tab. G-6). Bei Simulation der gleichen Szenarien (Erwärmung um +1, +2 und +3°C bei keiner Niederschlagsänderung) führt für CO<sub>2</sub> schon 1 Grad Erwärmung zu einem Anstieg der Bodenrespiration um bis zu 10%, eine Erwärmung um +2 °C zu 10-18% Steigerung und eine Erwärmung von +3 °C zu bis zu 20% mehr Bodenrespiration.

Für Lachgas zeigt sich ein ähnliches Bild mit homogeneren Ergebnissen als für Schottenwald. Hier führt eine Temperaturerwärmung um +1°C zu Emissionssteigerungen von 6-7%, eine Erwärmung um +2°C zu <15% Steigerung und eine Erhöhung der Temperatur um +3°C zu einer Steigerung der N<sub>2</sub>O-Emission um bis zu 20%. Die ähnlichen Ergebnisse zwischen den Jahren sind wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass die beobachteten Jahre für Achenkirch in ihren klimatischen Bedingungen homogener waren, als jene für Schottenwald und der Waldboden im Sommer nie in dem Ausmaß austrocknet wie der Waldboden im Osten Österreichs.

Tab. G-6: Tab. G-6 Modellerte Emissionsänderungen (N<sub>2</sub>O und CO<sub>2</sub>) in % bei erhöhter Lufttemperatur (M+1T = +1°C; M+2T = +2°C und M+3T = +3°C) Standort Achenkirch in den Jahren 1999-2002.

Jahr	N <sub>2</sub> O (%)			CO <sub>2</sub> (%)		
	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

## G-4 Zusammenfassung der Ergebnisse:

Zunächst wurden die Daten aller drei Standorte so aufbereitet, dass sie zur Parametrisierung und Initialisierung des Modells verwendet werden konnten. Anhand dieser Daten konnten in einem ersten Schritt kleine, bislang nicht zum Tragen gekommene Fehler des Modellcodes gefunden und beseitigt werden (Vegetationsparametrisierung, Wasserhaushalt, etc.).

Anhand des so adaptierten Modellcodes wurden für drei Treibhausgase  $N_2O$ ,  $CO_2$  und  $NO$  gute Simulationsergebnisse erzielt, die einerseits der Validierung über mehrere Jahre, andererseits, im Falle Achenkirch's, der Validierung anhand von Daten eines Bodenerwärmungsexperiments standhielten.

Zusätzlich wurden zwei alternative Temperaturabhängigkeitsfunktionen für die Mineralisation der Biomasse in das Modell implementiert und evaluiert. Hierbei zeigte sich keine erhebliche Verbesserung der Modellqualität zwischen der ursprünglichen Funktion und der besseren der zwei alternativen Funktionen. Deshalb wurde für die Modellierung von Klimaszenarien die ursprüngliche Temperaturabhängigkeitsfunktion beibehalten.

Langfristig gesehen sind Wälder "CO<sub>2</sub>-neutral", das heißt Aufnahme und Freisetzung von CO<sub>2</sub> halten sich die Waage. Durch C-Vorratsänderung (durch Nutzung), Klimaänderung, Erhöhung der CO<sub>2</sub>-Konzentration in der Atmosphäre oder Erhöhung der Stickstoff-Einträge können Wälder allerdings zu Quellen oder Senken für atmosphärisches CO<sub>2</sub> werden. Die Bodenatmung (nicht zu verwechseln mit dem Nettoaustausch zwischen Wald und Atmosphäre) würde nach unseren Modellierungsergebnissen im Falle eines Temperaturanstieges pro Grad Celsius eine lineare Erhöhung der Mineralisation des im Boden gespeicherten organischen Kohlenstoffes und damit eine Mehrproduktion von CO<sub>2</sub> um etwa 10% pro 1°C zur Folge haben.

Bei der Modellierung dieser Klimaszenarien für  $N_2O$  können keine konsistenten Aussagen getroffen werden, da die Emission von Lachgas wesentlich stärker von anderen Prozessen gesteuert wird und von mehreren Parametern abhängt.

Die Lachgasproduktion variiert stark zwischen den Jahren im Gegensatz zur Bodenatmung. In trockenen Jahren, wie sie im Osten Österreichs in Zukunft vermehrt auftreten könnten, würde eine Temperaturerhöhung die  $N_2O$  Produktion nach einer Wiederbefeuchtung des trockenen Bodens verstärken.

Für die Treibhausgase  $NO$  sowie  $CH_4$  konnten mit dem Modell bislang keine zufrieden stellenden Ergebnisse erzielt werden. Im Fall von  $CH_4$  (für welches der Boden von temperaten Wäldern gewöhnlich eine Senke darstellt) ist die Umsetzung noch nicht in das Modell implementiert. Im Fall von  $NO$  gibt es aufgrund der Modellstruktur teilweise noch Schwierigkeiten die Emissionsdynamik korrekt abzubilden. Für die Zukunft wird daher vorgeschlagen verschiedene Denkansätze weiter zu verfolgen und eventuell für das Modell zu adaptieren. Diese Ansätze sind unter anderem eine feinere Steuerung der Denitrifizierungsprozesse bei welchen im Augenblick der Einfachheit halber die Präferenzen der Mikroben für  $NO$  und  $N_2O$  gleichgesetzt sind; weiters eine mögliche Dynamisierung des "hole-in-the-pipe"-Verhältnisses, also des  $NO:N_2O$  Verhältnisses als Nebenprodukt zur Nitrifizierung, beispielsweise in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte (DAVIDSON, 2000). Eventuell wäre auch eine veränderte Modellierung der anaeroben bzw. aeroben Fraktion von Vorteil ( $NO$  stammt hauptsächlich aus dem aeroben Prozess der Nitrifizierung,  $N_2O$  wiederum stammt vorrangig aus dem anaeroben Prozess der Denitrifizierung).

Anhand der verwendeten Vegetationsarten hat sich weiters gezeigt, dass der Bedarf besteht die bislang nicht zu Modellierungen genutzten Baumarten vor einer Verwendung in einem regionalisierten Modell einzeln in ihrer Parametrisierung zu überprüfen.

Ein immer wieder auftretendes Problem war die Simulation von Schneedecken. Diese ist im Modell stark vereinfacht dargestellt. Der Wassergehalt pro Flächeneinheit geht als einzig definierende Variable ein. Auf sehr schneereichen Standorten wie Achenkirch zeigte sich, dass

dieser Ansatz nicht ausreicht, um einerseits die temperaturisolierende Wirkung von Schnee zu simulieren, andererseits seine Wirkung als Gasbarriere darzustellen. Gerade diese letzte Funktion hat allerdings erheblichen Einfluss auf die Zusammensetzung der Bodengasemissionen.

Für die Zukunft ist eine regionale bzw. europaweite Anwendung des Modells in Kombination mit den Modulen für andere Landnutzungsformen geplant. Diese dient zum einen dem Erkennen von aktuell bestehende "Hot Spots" für die Emission von Treibhausgasen, zum anderen aber auch der Identifikation von potentiellen zukünftigen „Hot-Spots“ anhand der Modellierung von Klimaszenarien. Das Erkennen solcher Treibhausgasquellen kann, in Verbindung mit einem effizienten Landnutzungsmanagement, zur Reduzierung der Emission von klimaaktiven Gasen genutzt werden.

## G-5 Literaturverzeichnis

Chapin, F. S., P. A. Matson, et al. (2002). Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology. New York, USA, Springer.

Conrad, R. (1996). "Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H<sub>2</sub>, CO, CH<sub>4</sub>, OCS, N<sub>2</sub>O, NO)." Microbiology Reviews **60**: 609-640.

Crutzen, P. J. (1979). "The role of NO and NO<sub>2</sub> in the chemistry of the troposphere and stratosphere." Annu. Rev. Earth Planet. Sci. **7**: 443-472.

Englisch, M. and F. Starlinger (1995). Waldgesellschaften und Standorte im Bereich der Höhenprofile Achenkirch. FBVA-Bericht. **87**: 25-54.

Galloway, J. N., J. D. Aber, et al. (2003). "The nitrogen cascade." BioScience **53**(4): 341-356.

Galloway, J. N., A. R. Townsend, et al. (2008). "Transformation of the Nitrogen Cycle: Recent Trends, Questions, and Potential Solutions." Science **320**: 889-892.

Hackl, E., S. Zechmeister-Boltenstern, et al. (2004). "Comparison of Diversities and Compositions of Bacterial Populations Inhabiting Natural Forest Soils." Applied and Environmental Microbiology: 5057–5065.

Hahn, M., K. Gartner, et al. (2000). "Greenhouse gas emissions (N<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub>) from beech forests near Vienna with different water and nitrogen regimes." Die Bodenkultur-Austrian Journal of Agricultural Research **51**: 91-101.

Hahn, M. and S. Zechmeister - Boltenstern (2000). "Treibhausgas-Emissionen aus Buchenwäldern: Unterscheidung der N<sub>2</sub>O-bildenden mikrobiellen Prozesse und Tagesgangmessungen." Centralblatt für das gesamte Forstwesen **117**: 1-16.

Härtel, E., S. Zechmeister - Boltenstern, et al. (2002). "Gaseous nitrogen losses from a forest site in the north Tyrolean limestone alps." Environmental Science and Pollution research Special Issue 2: 23-30.

Herman, F., S. Smidt, et al. (2002). Investigations of nitrogen fluxes and pools on a limestone site in the Alps.

IPCC (2001). Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel of Climate Change. J. T. Houghton, Y. Ding, D. J. Griggset al. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, Cambridge University Press: 881.

IPCC (2007). Climate Change. The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. S. Solomon, D. Qin, M. Manninget al. Cambridge, UK and New York, USA, Cambridge University Press.

Khan, S. A., R. L. Mulvaney, et al. (2007). "The Myth of Nitrogen Fertilization for Soil Carbon Sequestration." J Environ Qual **36**: 1821-1832.

Kirschbaum, M. U. F. (1995). "The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic storage." Soil Biol. Biochem. **27**(6): 753-760.

Kirschbaum, M. U. F. (2000). "Will changes in soil organic carbon act as a positive or negative feedback on global warming?" Biogeochemistry **48**(21-51).

Kitzler, B., S. Zechmeister - Boltenstern, et al. (2006a). "Nitrogen oxides emission from two beech forests subjected to different nitrogen loads." Biogeosciences Discussions **3**.

Kitzler, B., S. Zechmeister - Boltenstern, et al. (2006b). "Controls over N<sub>2</sub>O, NO<sub>x</sub> and CO<sub>2</sub> fluxes in a calcareous mountain forest soil." Biogeoscience **3**: 383-395.

Leirós, M. C. and C. Trasar-Cepedab (1999). "A Dependence of mineralization of soil organic matter on temperature and moisture." Soil Biol. Biochem. **31**: 327-335.

Li, C., J. D. Aber, et al. (2000). "A process-oriented model of N<sub>2</sub>O and NO emission from forest soils, 1, Model development." J. Geophys. Res. **105** (4): 4369- 4384.

Meger, S. (1997). Stickstoffkreislauf und Methanoxidation in Buchenwäldern. Vienna, University of Vienna: 106.

Meger, S. and S. Zechmeister - Boltenstern (1999). "Emission und Abbau von Treibhausgasen (NO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> und CO<sub>2</sub>) in Buchenwäldern." Centralblatt für das gesamte Forstwesen **116**(4): 229-248.

Mutsch, F. (2001). Bodenchemische Charakterisierung des Mühleggerköpfls im Rahmen einer Untersuchung über Stickstoff-Flüsse in den Norditoler Kalkalpen. Wien.

NEU (2006). The nitrogen cycle and its influence on the European greenhouse gas balance, Integrated Project, Annex I - "Description of Work".

Neumann, M., G. Schnabel, et al. (2001). "Waldzustandsmonitoring in Österreich: Ergebnisse der Intensivbeobachtungsflächen (Level II) = Forest Condition Monitoring in Austria: Results of the Permanent Observation Plots (Level II)." FBVA-Berichte **122**: 235.

Raich, J. W. and W. H. Schlesinger (1992). "The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate." Tellus **44B**: 81-99.

Rodrigo, A., S. Recous, et al. (1997). "Modelling temperature and moisture effects on C-N transformations in soil: comparison of nine models." Ecological Modelling **102**: 325-339.

Schindlbacher, A., S. Zechmeister-Boltenstern, et al. (2009). "Carbon losses due to soil warming: Do autotrophic and heterotrophic soil respiration respond equally?" Global Change Biology **15**: 901-913.

Smidt, S. (2002). "Analyses of NO<sub>x</sub> and Wet Depositions at Mühleggerköpfl, North Tyrolean Limestone Alps." Environmental Science and Pollution Research(Special Issue 2): 10-15.

Smidt, S., F. Herman, et al. (1996). Studies of ecosystems in the Limestone Alps - 'Achenkirch Altitude Profiles'. Horn, Austria.

Smith, K. A., T. Ball, et al. (2003). "Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes." Eur. J. Soil Science **54**(4): 779-791.

Stange, F., K. Butterbach-Bahl, et al. (2000). "A process-oriented model of N<sub>2</sub>O and NO emissions from forest soils: 2. Sensitivity analysis and validation." J. Geophys. Res. **105**: 4385-4398.

Vitousek, P. M., J. D. Aber, et al. (1997). "Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences." Ecol. Applic. **7**: 737-750.

Zechmeister - Boltenstern, S., M. Hahn, et al. (2002). "Nitrous oxide emissions and nitrate leaching in relation to microbial biomass dynamics in a beech forest soil." Soil Biol Biochem **34**: 823-832.

## G-6 Abbildungs- und Tabellenverzeichnis

### Abbildungen:

- Abb. G-1: Der Standort Achenkirch
- Abb. G-2: Der Standort Klausenleopoldsdorf.
- Abb. G-3: Der Standort Schottenwald.
- Abb. G-4: Schematische Darstellung des MoBiLE-Frameworks
- Abb. G-5: Relative mikrobielle Aktivität in Abhängigkeit der Temperatur (ursprüngliche Abhängigkeitsfunktion: Van't Hoff; alternative Funktionen: (Kirschbaum 1995); (Kirschbaum 2000).
- Abb. G-6: Schematische Darstellung der im Modell verwendeten Untermodule des Stickstoffkreislaufes
- Abb. G-7: Kalibrierung der Bodentemperatur am Standort Achenkirch.
- Abb. G-8: Kalibrierung der Bodentemperatur am Standort Klausenleopoldsdorf.
- Abb. G-9: Kalibrierung der Bodentemperatur am Standort Schottenwald.
- Abb. G-10: Kalibrierung der Bodenfeuchte in 5 cm Tiefe am Standort Achenkirch.
- Abb. G-11: Kalibrierung der Bodenfeuchte in 15 cm Tiefe am Standort Klausenleopoldsdorf.
- Abb. G-12: Kalibrierung der Bodenfeuchte in 5 cm Tiefe am Standort Schottenwald.
- Abb. G-13: Mess- und Modellwerte der N<sub>2</sub>O Emissionen von Achenkirch
- Abb. G-14: Dynamik von NO und N<sub>2</sub>O
- Abb. G-15: Messwerte N<sub>2</sub>O und NO (Quelle: (Kitzler, et al. 2006b).
- Abb. G-16: Kalibrierung der CO<sub>2</sub> Emissionen am Standort Schottenwald (1996-2004).
- Abb. G-17: Kalibrierung der N<sub>2</sub>O Emissionen am Standort Schottenwald (1996-2004).
- Abb. G-18: Kalibrierung der NO Emissionen am Standort Schottenwald (Jahr 2003).
- Abb. G-19: Kalibrierung der CO<sub>2</sub> Emissionen am Standort Klausenleopoldsdorf (Jahre: 1996-2008).
- Abb. G-20: Kalibrierung der N<sub>2</sub>O Emissionen am Standort Klausenleopoldsdorf (Jahre: 2002-2008).
- Abb. G-21: Anpassung der simulierten Bodentemperatur an die Messwerte der beheizten Versuchsflächen
- Abb. G-22: Validation des Modells (ursprüngliche Temperaturfunktion)
- Abb. G-23: Validation des Modells (Temperaturfunktion Kirschbaum 1995)

**Tabellen:**

Tab. G-1: Standortcharakteristika der 3 Untersuchungsstandorte Achenkirch, Klausenleopoldsdorf und Schottenwald.

Tab. G-2: Gesammelte und aufbereitete Daten und Aufnahmefrequenz vom Standort Achenkirch.

Tab. G-3: Gesammelte und aufbereitete Daten und Aufnahmefrequenz vom Standort Klausenleopoldsdorf.

Tab. G-4: Gesammelte und aufbereitete Daten und Aufnahmefrequenz vom Standort Schottenwald:

Tab. G-5: Modellierete Emissionsänderungen ( $N_2O$  und  $CO_2$ ) in % bei erhöhter Lufttemperatur (M+1T = +1°C; M+2T = +2°C und M+3T = +3°C) in den Jahren 1996-1997 und 2002-2003.

Tab. G-6 Modellierete Emissionsänderungen ( $N_2O$  und  $CO_2$ ) in % bei erhöhter Lufttemperatur (M+1T = +1°C; M+2T = +2°C und M+3T = +3°C) Standort Achenkirch in den Jahren 1999-2002.