

CERES

Crop Estimation through Resource and Environment Synthesis

Autor: J.T. Ritchie et. al.

1 Überblick

Die CERES-Modelle wurden von einem interdisziplinären Team, bestehend aus Bodenkundlern, Pflanzenbauern und Pflanzenphysiologen, unter der Leitung von Joe T. Ritchie im Auftrag des United States Department of Agriculture (USDA) entwickelt (Jones & Kiniry, 1986; Kiniry, 1991; Ritchie et al., 1987; Ritchie, 1991).

Die Modellfamilie besteht aus verschiedenen Wachstumsmodellen, die die gleichen Modellansätze für die Bereiche Bodenwasser, Bodenwärme und Bodenstickstoff verwenden. Die Ansätze zur Stickstoff-Dynamik stammen von Godwin (1987).

Die CERES-Modelle wurden mit der Zielsetzung entwickelt, die Wachstumsdauer und den Ertrag unterschiedlicher Pflanzen und Sorten unter verschiedensten Klimavoraussetzungen und unterschiedlichsten Bewirtschaftungsstrategien weltweit abschätzen zu können.

In den CERES-Modellen werden folgende Vorgänge simuliert:

- Bodenwärme
- Bodenwasser
 - Oberflächenabfluß
 - Evapotranspiration
 - Vertikaler Wassertransport
- Stickstofftransformationen
 - Mineralisierung, Immobilisierung
 - Nitrifizierung
 - Denitrifizierung
 - Nitrattransport
 - Stickstoffaufnahme
 - Mineralische N-Düngung
 - Harnstoff-Hydrolyse
- Pflanzenwachstum

2 Bodenwasser und Bodenwärme

2.1 Bodenwasser

Zur Beschreibung des Wasserhaushaltes wird ein einfaches Schichtenmodell verwendet, bei dem der Boden in Schichten mit definierter Mächtigkeit eingeteilt wird. Der Wassergehalt der einzelnen Schichten ist das Resultat von Verdunstung, Wasseraufnahme durch die Wurzeln und Wasserfluß zwischen den Schichten. Als mögliche Grenzen, zwischen denen sich der Wassergehalt der einzelnen Schichten bewegen kann, werden der Wassergehalt bei permanentem Welkepunkt (LL), bei Feldkapazität (DUL) und bei Wassersättigung (SAT) verwendet. Der Wassergehalt bei Wassersättigung ist niedriger als das Gesamtporenvolumen, da in Makroporen und Schrumpfungsrissen Wasser sehr schnell abfließt. Nach *Ritchie* (1993) beträgt der Wassergehalt bei Wassersättigung im Durchschnitt aller Böden ca. 92% des Gesamtporenvolumens (Schwankungsbereich 86 - 98%).

Oberflächenabfluß und Infiltration

Der tägliche Wasserzufluß setzt sich aus der Summe von Niederschlag und Beregnung zusammen. Zunächst wird der Oberflächenabfluß nach einer modifizierten Kurvennummer-Methode des Soil Conservation Service (SCS) berechnet (*Williams et al.*, 1984), die in der Dokumentation zum Modell CREAMS beschrieben ist.

Aus der Differenz von zugeführter Wassermenge (PRECIP) und Oberflächenabfluß (RUNOFF) ergibt sich die versickernde Wassermenge (PINF), die zu einer Neuverteilung des Wassers im Bodenprofil führt. Versickerung in tiefere Schichten findet erst dann statt, wenn der aktuelle Wassergehalt im Boden den Wassergehalt bei Feldkapazität überschreitet. Die Wassermenge (HOLD), die eine Bodenschicht bei gegebenem Wassergehalt (SW) noch speichern kann, ist abhängig von der Mächtigkeit der jeweiligen Bodenschicht (DLAYR) und errechnet sich nach folgender Gleichung:

$$HOLD = (SAT(L) - SW(L)) * DLAYR(L) \quad (1)$$

HOLD	Wassermenge, die von der Schicht noch aufgenommen werden kann
SAT(L)	Wassergehalt der Schicht L bei Wassersättigung
SW(L)	aktueller Wassergehalt der Schicht L
DLAYR(L)	Mächtigkeit der Schicht L

Zur Berechnung der Versickerung wird zusätzlich eine schichtspezifische Sickerrate (SWCON) aus der Porosität und dem Wassergehalt bei Feldkapazität nach Gleichung (2) ermittelt. Die kleinste Sickerrate aller Schichten wird für das gesamte Bodenprofil verwendet.

$$PO(L) = 1 - \frac{BD(L)}{2.65} \quad (2)$$

$$SWCON(L) = \frac{PO(L) - DUL(L)}{PO(L)}$$

SWCON(L)	Sickerrate der Schicht L
PO(L)	Porosität der Schicht L
BD(L)	Lagerungsdichte der Schicht L
DUL(L)	Wassergehalt der Schicht L bei Feldkapazität

Je nach Aufnahmevermögen des Bodens und zugeführter Wassermenge erfolgt die weitere Berechnung des Wasserflusses auf zweierlei Weise:

Ist die versickernde Wassermenge (PINF) kleiner oder gleich HOLD, wird der aktuelle Wassergehalt nach Gleichung (3) neu kalkuliert.

$$SW(L) = SW(L) + \frac{PINF}{DLAYR(L)} \quad (3)$$

SW(L)	aktueller Wassergehalt der Schicht L
PINF	Wassermenge, die zur Versickerung zur Verfügung steht
DLAYR(L)	Mächtigkeit der Schicht L

Solange dieser neue Wassergehalt nicht größer ist als DUL(L) + 0,003, wird keine weitere Versickerung in die nächste Bodenschicht simuliert. Andernfalls erfolgt die Berechnung der in die nächste Schicht versickernden Wassermenge (DRAIN) nach:

$$DRAIN = (SW(L) - DUL(L)) * SWCON * DLAYR(L) \quad (4)$$

DRAIN	in die nächste Schicht versickernde Wassermenge
SW(L)	aktueller Wassergehalt der Schicht L
DUL(L)	Wassergehalt der Schicht L bei Feldkapazität
SWCON	Sickerrate
DLAYR(L)	Mächtigkeit der Schicht L

Ist die versickernde Wassermenge größer als das Speichervermögen der Schicht, bewegt sich die das Speichervermögen überschreitende Wassermenge als gesättigter

Fluß in die nächste Bodenschicht. Die Versickerung aufgrund ungesättigten Flusses errechnet sich wie folgt:

$$DRAIN = (SAT(L) - DUL(L)) * SWCON * DLAYR(L) \quad (5)$$

DRAIN	in die nächste Schicht versickernde Wassermenge
SAT(L)	Wassergehalt der Schicht L bei Wassersättigung
DUL(L)	Wassergehalt der Schicht L bei Feldkapazität
SWCON	Sickerrate
DLAYR(L)	Mächtigkeit der Schicht L

Die zur weiteren Versickerung zur Verfügung stehende Wassermenge (PINF) errechnet sich nach Gleichung (6):

$$PINF = PINF - HOLD + DRAIN \quad (6)$$

PINF	zur Versickerung zur Verfügung stehende Wassermenge
HOLD	Wassermenge, die von der Schicht noch aufgenommen werden kann
DRAIN	in die nächste Schicht versickernde Wassermenge

Verbleibende Sickerwassermengen nach der Kalkulation aller Bodenschichten werden als Auswaschung in tiefere Schichten betrachtet und im weiteren Verlauf nicht mehr berücksichtigt.

Evaporation und Transpiration

Das Wassermodell beinhaltet auch Berechnungen der Evaporation des Bodens und der Transpiration der Pflanzen. Dazu werden Angaben zur Tagestemperatur und zu den Reflexionseigenschaften (ALBEDO) von Boden und Pflanze gegenüber der Globalstrahlung benötigt. Die Reflexionseigenschaften von Boden und Pflanze werden aus dem Blattflächenindex (LAI) und den Reflexionseigenschaften des Bodens je nach Wachstumsmodell in unterschiedlicher Art und Weise berechnet.

Ausgehend von einer Gleichgewichts-Evaporation wird die potentielle Evaporation von Boden und Pflanze je nach Wachstumsmodell in Abhängigkeit von der Maximaltemperatur ermittelt.

Die Berechnung der aktuellen Transpiration der Pflanze (EP) aus der potentiellen Evaporation berücksichtigt den Blattflächenindex (LAI) und ist je nach Pflanzenmodell unterschiedlich.

Die Kalkulation der tatsächlich stattfindenden aktuellen Evaporation des Bodens (ES) erfolgt unter der Annahme, daß die Evaporation in zwei Abschnitten abläuft. Im ersten Abschnitt wird die Evaporation des Bodens durch die an der Bodenoberfläche verfügbare Licht- und Wärmeenergie begrenzt. Sie steigt bis zu einer von der Bodenart abhängigen Grenze an. Wenn diese Grenze erreicht ist, sinkt die Evaporation im zweiten Abschnitt aufgrund der immer stärkeren Austrocknung proportional zur in diesem Abschnitt vergangenen Zeit.

Die verdunstete Wassermenge verringert den Wassergehalt der oberen Bodenschicht. Dabei darf ein bestimmter Wassergehalt nicht unterschritten werden. Dies verhindert, daß der Boden durch Evaporation über ein vernünftiges Maß hinaus austrocknet. Die Berechnung der unteren Grenze erfolgt in Abhängigkeit von der Schichtdicke und vom Wassergehalt bei permanentem Welkepunkt (LL). Bei einer Schichtdicke von 10 cm liegt die untere Grenze der Austrocknung etwa bei 75% von LL.

Die Wasserverdunstung in der oberen Bodenschicht führt zu einer Aufwärtsbewegung des Wassers in den übrigen Bodenschichten. Zur Berechnung werden THET1 und THET2 benötigt, die den pflanzenverfügbaren Wassergehalt (Wassergehalt oberhalb des permanenten Welkepunktes) für die obere bzw. die darunterliegende Bodenschicht charakterisieren. Die Berücksichtigung des Welkepunktes als gemeinsamen Bezugspunkt erfolgt unter der Annahme, daß bei diesem Wassergehalt die Diffusion in allen Böden etwa gleich ist. Der Diffusionskoeffizient (DBAR) wird nach folgender Gleichung berechnet, wobei Werte über 100 nicht zugelassen werden:

$$DBAR = 0,88 * \exp(35,4 * (THET1 + THET2) * 0,5) \quad (7)$$

DBAR	Diffusionskoeffizient
THET1	Pflanzenverfügbarer Wassergehalt der Schicht L
THET2	Pflanzenverfügbarer Wassergehalt der unter L liegenden Schicht

Die Berechnung des diffusiven Wasserflusses erfolgt nach Gleichung (8).

$$FLOW = DBAR * 0,5 * \frac{THET2 - THET1}{DLAYR(L)+DLAYR(L+1)} \quad (8)$$

FLOW	Diffusiver Wasserfluß zwischen zwei Bodenschichten
DBAR	Diffusionskoeffizient
THET1	pflanzenverfügbarer Wassergehalt der oberen Bodenschicht L
THET2	pflanzenverfügbarer Wassergehalt der unter L liegenden Bodenschicht
DLAYR(L)	Mächtigkeit der Schicht L
DLAYR(L+1)	Mächtigkeit der unter L liegenden Bodenschicht

Ist THET1 größer als THET2, wird FLOW negativ, was einer Wasserbewegung nach unten entspricht, im umgekehrten Fall wird eine Wasserbewegung nach oben simuliert.

Wasseraufnahme durch die Pflanzenwurzeln

Bei der Kalkulation der Wasseraufnahme durch die Pflanzenwurzeln wird davon ausgegangen, daß der Bodenwiderstand, der Wurzelwiderstand oder die Transpiration der Pflanzen die Aufnahme begrenzen. Als Modell dient eine einzelne Pflanzenwurzel, um die herum radialer Fluß stattfindet. Dabei wird angenommen, daß die hydraulische Leitfähigkeit aller Böden ähnlich ist, wenn als gemeinsamer Bezugspunkt der Wassergehalt bei Permanentem Welkepunkt verwendet wird. Dies trifft vor allem bei niedrigen Wassergehalten gut zu. Einen großen Einfluß auf die Wasseraufnahme übt auch die Wurzellängendichte (RLV) aus, die im Wachstumsmodell in Abhängigkeit von Wassergehalt und Bodentiefe berechnet wird. Die Wurzellängendichte ist ein Maß für die Gesamtlänge aller Wurzeln in einem definierten Bodenvolumen. Zur Kalkulation der potentiellen Wasseraufnahmerate (RWU) aus den einzelnen Schichten dient folgende Gleichung:

$$RWU(L) = \frac{2,67 * 10^{-3} * \exp(62 * (SW(L) - LL(L)))}{6,68 - \ln RLV(L)} \quad (9)$$

RWU(L)	potentielle Wasseraufnahme aus der Schicht L
SW(L)	aktueller Wassergehalt in der Schicht L
LL(L)	Wassergehalt der Schicht L bei Permanentem Welkepunkt
RLV(L)	Wurzellängendichte in der Schicht L

Diese Gleichung geht von einem konstanten Wasserspannungsgradienten zwischen Wurzel und Boden aus, der sich unter praktischen Bedingungen schon innerhalb eines Tages deutlich verändert. Da aber die Wasseraufnahme nur in Tagesschritten berechnet wird, wird dieser statische empirische Ansatz zur Simulation der Wasseraufnahme als ausreichend angesehen. Als obere Grenze für die Wasseraufnahme durch die Pflanzenwurzeln (RWUMX) wird ein Wert von $0,03 \text{ cm}^3$ pro cm Wurzellänge angesetzt.

Wieviel Wasser tatsächlich von der Pflanze aufgenommen wird, hängt vom Bedarf der Pflanze ab, der vorher bei der Berechnung der Transpiration (EP) kalkuliert wurde. Ist der Pflanzenbedarf geringer als die potentielle Wasseraufnahme, wird auch nur diese Menge aufgenommen. Steht den Pflanzen weniger Wasser zur Verfügung als sie aufgrund der errechneten Transpiration benötigen, entspricht die tatsächliche Wasseraufnahme der potentiellen. Deshalb muß die errechnete Transpiration entsprechend

nach unten korrigiert werden. Zusätzlich werden Defizitfaktoren berechnet, die im Wachstumsmodell aufgrund des Wassermangels zu einer Wachstumshemmung führen.

2.2 Bodenwärme

Das in den CERES-Modellen verwendete Bodentemperaturmodell ist vergleichbar mit dem des EPIC-Modells (*Williams et al.*, 1984). Die Berechnung der Temperatur an der Bodenoberfläche erfolgt als Funktion von maximaler und mittlerer Lufttemperatur, Albedo, Globalstrahlung und gleitender mittlerer Bodentemperatur der letzten 5 Tage. Um die Bodentemperatur in verschiedenen Tiefen simulieren zu können, wird zunächst die Tiefe berechnet, ab der die täglichen Schwankungen der Lufttemperatur keine Veränderung der Bodentemperatur mehr hervorrufen. In geringeren Bodentiefen führen die täglichen Temperaturschwankungen auch zu Veränderungen der Bodentemperatur, wobei die Veränderung in der Nähe der Bodenoberfläche am größten ist. Wie tief die täglichen Temperaturschwankungen in den Boden vordringen, hängt von der Lagerungsdichte und dem Wassergehalt des Bodens ab, da diese Faktoren den Wärmefluß im Boden entscheidend beeinflussen.

3 Bodenstickstoff

3.1 Mineralisierung

Der in den CERES-Modellen gewählte Ansatz zur Beschreibung von Mineralisierung und Immobilisierung wurde von *Godwin* (1987) entwickelt und beruht auf dem PA-PRAN-Modell (*Seligman & van Keulen*, 1981). Es ist ein Versuch, die Funktionalität von Modellen auf der Mikroorganismen-Ebene in einer stark vereinfachten Form auszunutzen.

Mineralisierung und Immobilisierung werden über den Zerfall zweier Arten von organischer Substanz simuliert. Die organische Substanz wird unterteilt in die frische organische Substanz (FOM), die sich aus Ernterückständen und Grünmasse zusammensetzt, und in einen stabilen Humus-Pool (HUM). Der FOM-Pool ist nochmals unterteilt in die Fraktionen Kohlenhydrate, Zellulose und Lignin. Zu Beginn der Simulation wird ein Verhältnis von 20% Kohlenhydraten, 70% Zellulose und 10% Lignin angesetzt. Zur Kalkulation der Menge und Verteilung umsetzbarer organischer Substanz werden die Menge an zugeführten Ernte- und Wurzelrückständen, das C/N-Verhältnis der Rückstände und die Einarbeitungstiefe herangezogen. Der Abbau der drei FOS-Pools erfolgt mit unterschiedlicher Geschwindigkeit. Unter optimalen Bedingungen werden

Zerfallsraten (RDECR) von 0,8 für Kohlenhydrate, 0,05 für Zellulose und 0,0095 für Lignin verwendet. Die Zerfallskonstante von 0,8 für Kohlenhydrate unterstellt, daß unter optimalen Bedingungen 20% des gesamten Pools innerhalb eines Tages abgebaut werden. Optimale Bedingungen sind jedoch in landwirtschaftlich genutzten Böden fast nie vorzufinden, da Bodentemperatur, Bodenfeuchte oder die Zusammensetzung der Ernterückstände den Zerfallsprozeß deutlich beeinträchtigen können. Zur Quantifizierung dieser Beeinträchtigungen werden zusätzliche Reduktionsfaktoren in die Zerfallsgleichungen aufgenommen.

Ein Feuchtefaktor (MF) berücksichtigt den Einfluß suboptimaler Bodenfeuchte auf die Mineralisierung. Die Berechnung des Feuchtefaktors stützt sich auf Untersuchungen von *Myers et al.* (1982) und *Linn & Doran* (1984) über die Auswirkungen der Bodenfeuchte auf die Mineralisierung. Optimale Bedingungen für die Mineralisierung liegen danach bei Wassergehalten im Bereich der Feldkapazität vor. Mit sinkenden Wassergehalten wird die Mineralisierung linear eingeschränkt, kommt aber erst bei lufttrockenem Boden zum Erliegen. Unter sehr nassen Bedingungen wurden noch halb so hohe Mineralisierungsraten wie unter optimalen Bedingungen beobachtet, weshalb der Feuchtefaktor linear von 1 auf 0,5 bei Wassersättigung reduziert wird. Die folgende Abbildung zeigt den Verlauf des Feuchtefaktors in Abhängigkeit vom Wassergehalt im Vergleich mit anderen N-Transformationen.

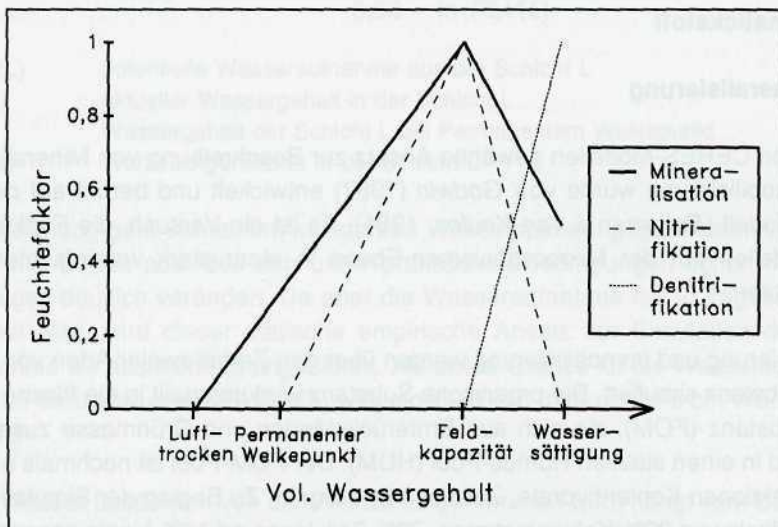


Abb. 1: Auswirkung des Wassergehaltes auf den Feuchtefaktor bei verschiedenen N-Transformationen (nach *Godwin* (1987), geändert)

Die Auswirkungen unterschiedlicher Temperaturen auf die Mineralisierung werden durch einen Temperaturfaktor (TF) berücksichtigt, der nach folgender Gleichung aus der Bodentemperatur kalkuliert wird. Als untere Grenze für die Mineralisierung werden 5° C angenommen.

$$TF = \frac{ST(L) - 5,0}{30,0} \quad (10)$$

TF Temperaturfaktor
ST(L) Bodentemperatur der Schicht L

Die dritte mineralisationshemmende Wirkung geht vom C/N-Verhältnis der Ernterückstände aus. Das sich bei der Einarbeitung von Ernterückständen im Boden einstellende C/N-Verhältnis (CNR) wird nach Gleichung (11) aus dem in der frischen organischen Substanz enthaltenen Kohlenstoff (40% der Gesamtmenge) und dem für den Zerfallsprozeß zur Verfügung stehenden Stickstoff ermittelt. Der für den Zerfallsprozeß zur Verfügung stehende Stickstoff setzt sich aus dem Stickstoff in der frischen organischen Substanz (FON) und dem anorganisch gebundenen Stickstoff (TOTN) zusammen.

$$CNR = \frac{0,4 * FOM(L)}{FON(L) + TOTN(L)} \quad (11)$$

CNR C/N-Verhältnis im Boden
FOM(L) frische organische Substanz in der Schicht L
FON(L) Stickstoff in der frischen organischen Substanz in der Schicht L
TOTN(L) gesamter anorganisch gebundener Stickstoff in der Schicht L

Zur Berechnung des C/N-Faktors (CNRF) wird folgende Gleichung verwendet:

$$CNRF = \exp(0,69 * \frac{CNR - 25}{25}) \quad (12)$$

CNRF Reduktionsfaktor für C/N-Verhältnis
CNR C/N-Verhältnis im Boden

Bis zu einem C/N-Verhältnis von 25 wird danach die Mineralisierung nicht negativ beeinflusst. Bei Ernterückständen mit weitem C/N-Verhältnis wie Getreidestroh kann jedoch die Mineralisierung stark beeinträchtigt sein. Dies ist vor allem dann der Fall, wenn gleichzeitig nur geringe Mengen mineralischen Stickstoffs im Boden vorhanden sind, die den Mikroorganismen als Nahrungsquelle dienen können.

Die tägliche Zerfallsrate (G1) der einzelnen FOS-Pools wird durch multiplikative Verknüpfung der maximalen Zerfallsrate (RDECR) mit den drei Reduktionsfaktoren nach folgender Gleichung berechnet:

$$G1 = TF * MF * CNRF * REDCR \quad (13)$$

G1	Zerfallsrate des jeweiligen FOM-Pools
TF	Temperaturfaktor
MF	Feuchtefaktor
CNRF	C/N-Faktor
RDECR	maximale Zerfallsrate des jeweiligen FOM-Pools

Bei der Berechnung des freigesetzten Stickstoffs wird neben der Zerfallsrate auch der Anteil des jeweiligen Pools an der Gesamtmenge berücksichtigt. Der gesamte mineralisierte Stickstoff (GRNOM) ergibt sich aus der Summe der aus den drei Pools freigesetzten Mengen.

Die N-Freisetzung (RHMIN) aus dem im Humus-Pool gebundenen organischen Stickstoff (NHUM) erfolgt nur mit einer sehr kleinen Zerfallsrate von 83 ppm unter Berücksichtigung des bereits berechneten Temperatur- und Feuchtefaktors. Zusätzlich wird ein standortspezifischer Koeffizient (DMOD) eingeführt, um z.B. die erhöhte Freisetzung nach Grünlandumbruch berücksichtigen zu können.

$$RHMIN(L) = 8,3 * 10^{-5} * NHUM(L) * TF * MF * DMOD \quad (14)$$

RHMIN(L)	N-Freisetzung aus dem Humus der Bodenschicht L
NHUM(L)	im Humus gebundener Stickstoff der Bodenschicht L
TF	Temperaturfaktor
MF	Feuchtefaktor
DMOD	standortspezifischer Koeffizient

Bei der Neuberechnung des Humusgehaltes und des Stickstoffs im Humus wird angenommen, daß 20% des freigesetzten Stickstoffs in Form von schwer abbaubaren N-Verbindungen festgelegt werden und dem Humus zugerechnet werden müssen. Dabei wird ein N-Gehalt im sich bildenden Humus von 4% (C-Gehalt: 40%; C/N-Verhältnis: 10) angenommen. Auch beim Abbau frischer organischer Substanz wird Stickstoff für den Einbau in die mikrobielle Biomasse benötigt, wobei ein N-Bedarf der mikrobiellen Biomasse von 2% bezogen auf die frische organische Substanz unterstellt wird. Der Wert von 2% ergibt sich aus dem Produkt des C-Gehaltes in der FOS (40%), der biologischen Effizienz des Kohlenstoffabbaus durch die Mikroben (40%) und des durchschnittlichen N/C-Verhältnisses der Mikroben (0,125). Der N-Bedarf der Mikroben (RNAC) entspricht dem immobilisierten Stickstoff. Ist der N-Bedarf jedoch größer als der im Boden vorhandene mineralische Stickstoff, kann nur diese Menge

immobilisiert werden. Das Verhältnis von benötigtem und freiwerdendem Stickstoff entscheidet darüber, ob Netto-Mineralisierung oder Netto-Immobilisierung simuliert wird. Die gesamte tägliche N-Freisetzung (NNOM) aus allen organischen Stickstoff-Quellen wird wie folgt berechnet:

$$NNOM = 0,8 * GRNOM + RHMIN - RNAC \quad (15)$$

NNOM	gesamte tägliche N-Freisetzung
GRNOM	Freisetzung aus der frischen organischen Substanz
RHMIN	N-Freisetzung aus dem Humus
RNAC	N-Immobilisierung durch die Mikroben

Es werden nur 80% des Stickstoffs aus der frischen organischen Substanz berücksichtigt, da der Rest in die Humusfraktion eingebaut wird. Dieser freiwerdende Stickstoff (NNOM) erhöht den Ammoniumgehalt des Bodens. Steht bei Netto-Immobilisierung nicht genügend Ammonium zur Verfügung, wird auf das Nitrat im Boden zurückgegriffen.

3.2 Nitrifizierung

Zur Berechnung der Nitrifizierung wird zunächst die potentielle Nitrifizierungsrate ermittelt, die durch eine Reihe hemmender Faktoren reduziert werden kann.

Eine Hemmung der Nitrifizierung kann durch niedrige Ammoniumkonzentrationen verursacht werden, weshalb ein Ammoniumkonzentrationsfaktor (SANC) nach folgender Gleichung berechnet wird:

$$SANC = 1 - EXP(-0,01363 * SHN4(L)) \quad (16)$$

SANC	Ammoniumkonzentrationsfaktor
SHN4(L)	Ammoniumgehalt in der Bodenschicht L

Die Auswirkungen der Bodentemperatur auf die Nitrifizierung werden daher durch einen Temperaturfaktor (TF) berücksichtigt, der mit einem Optimum bei 30°C dem der Mineralisierung entspricht. Weiterhin wird ein Feuchtefaktor (WFD) für die Nitrifizierung eingeführt. Dieser nimmt bei Wassergehalten unterhalb des Permanenten Welkepunktes einen Wert von Null an, steigt mit zunehmenden Wassergehalten linear bis zur Feldkapazität auf 1 an, um dann aufgrund des zunehmenden Sauerstoffmangels bis zur Wassersättigung wieder auf 0 abzufallen. Der kleinste dieser drei Faktoren (SANC, TF, WFD) wird als für die Nitrifizierung limitierender Umweltfaktor (ELNC) angesehen. Ungünstige Bedingungen für die Nitrifizierung am Vortag können dazu führen, daß sich die Mikrobenpopulation erst mit einer gewissen Zeitverzögerung auf-

baut. Deshalb werden bei der Berechnung des relativen Nitrifizierungspotentials (RP2) nach folgender Gleichung das Nitrifizierungspotential des Vortages und der limitierende Umweltfaktor einbezogen, wobei nur Werte zwischen 0,05 und 1 zugelassen sind.

$$RP2 = CNI(L) * e^{2,302 * ELNC} \quad (17)$$

RP2	relatives Nitrifizierungspotential
CNI(L)	Nitrifizierungspotential des Vortages in der Bodenschicht L
ELNC	limitierender Umweltfaktor

Diese Exponential-Funktion erlaubt einen starken Anstieg des relativen Nitrifizierungspotentials im Vergleich zum Vortag bis auf das 10-fache, wenn optimale Voraussetzungen für die Nitrifizierung vorliegen (ELNC=1). Ist der Umgebungsfaktor jedoch 0, d.h. verhindert z.B. ein zu niedriger Wassergehalt die Nitrifizierung, bleibt das Nitrifizierungspotential auf dem Niveau des Vortages. Zur Berücksichtigung des pH-Einflusses auf die Nitrifizierung wird an dieser Stelle ein pH-Faktor (PHN) eingeführt, der optimale Nitrifizierung zwischen pH 6 und 8 zuläßt und Nitrifizierung unterhalb pH 4,5 und oberhalb pH 9 ausschließt .

Als relative Nitrifizierungsrate (A) wird der Minimumwert aus Feuchtefaktor, Temperaturfaktor, pH-Faktor und relativem Nitrifizierungspotential verwendet. Diese relative Nitrifizierungsrate wird zusammen mit der Ammoniumkonzentration in einer Michaelis-Menten-Funktion nach *McLaren* (1970) dazu benutzt, um den an diesem Tag nitrifizierten Stickstoff (B) zu schätzen.

$$B = \frac{A * 40,0 * NH4(L)}{90,0 + NH4(L)} * SNH4(L) \quad (18)$$

B	nitrifizierte Ammoniummenge
A	relative Nitrifizierungsrate
NH4(L)	Ammoniumkonzentration in der Bodenschicht L (ppm)
SNH4(L)	Ammoniumgehalt in der Bodenschicht L (kg/ha)

Diese Funktion führt zu höheren Umsetzungsgeschwindigkeiten und damit höheren nitrifizierten Ammoniummengen mit steigenden Substratkonzentrationen (Ammoniumkonzentrationen). Das nitrifizierte Ammonium wird anschließend dem Nitratpool des Bodens zugeschlagen. Der Zwischenschritt der Nitrifizierung über Nitrit wird im Modell nicht berücksichtigt.

3.3 Denitrifizierung

In den CERES Modellen wird Denitrifizierung nur dann berechnet, wenn der aktuelle Bodenwassergehalt die Feldkapazität überschreitet, die Bodentemperatur höher als 1°C ist und die Nitratkonzentration im Boden über 1 ppm liegt.

Es wird ein Feuchtefaktor (FW) eingeführt, der von der Feldkapazität bis zur Wassersättigung linear von 0 auf 1 ansteigt. Temperaturveränderungen wirken sich bei der Denitrifizierung weniger stark aus als bei den übrigen N-Transformationen. Die Berechnung des Temperaturfaktors erfolgt nach folgender Gleichung:

$$FT = 0,1 * e^{0,046 * ST(L)} \quad (19)$$

FT Temperaturfaktor
ST(L) Bodentemperatur der Schicht L

Ein dritter entscheidender Faktor für die Denitrifizierung ist der Gehalt an wasserlöslichem Kohlenstoff (CW). Dieser setzt sich aus einem bestimmten Teil des Kohlenstoffs (58% C) der stabilen organischen Substanz (HUM) und dem Kohlenstoff (40% C) in den Kohlenhydraten zusammen. Unter Berücksichtigung eines Umrechnungsfaktors (FAC) wird CW nach Gleichung (20) berechnet:

$$CW(L) = 24,5 + 0,4 * FPOOL(L,1) + 0,0031 * 0,58 * HUM(L) * FAC(L) \quad (20)$$

CW wasserlöslicher Kohlenstoff in der Schicht L
FPOOL(L,1) Menge an Kohlenhydrate in der Schicht L
HUM(L) Humusmenge in der Schicht L
FAC(L) Umrechnungsfaktor

Für die Berechnung des denitrifizierten Stickstoffs gilt:

$$DNRATE = 6,0 * 10^{-5} * NO3(L) * FW * FT * DLAYR(L) \quad (21)$$

DNRATE denitrifizierter Stickstoff
NO3(L) Nitratkonzentration in der Schicht L
FW Feuchtefaktor
FT Temperaturfaktor
DLAYR(L) Mächtigkeit der Schicht L

Der berechnete denitrifizierte Stickstoff wird anschließend vom Nitrat-Pool abgezogen, wobei eine minimale Nitratkonzentration von 1 ppm nicht unterschritten werden darf.

3.4 Mineralische Düngung

Die Wirkung ausgebrachter Düngergaben auf die N-Dynamik im Boden wird nach *Godwin* (1987) in Abhängigkeit von der Düngerart unterschiedlich berücksichtigt.

Die Nitrat- und Ammoniumanteile mineralischer Dünger werden ohne jegliche Verlustquellen dem Nitrat- und Ammoniumpool der obersten Bodenschicht zugerechnet. Stickstoff in Harnstoff-Düngern kann zunächst keinem Bodenpool zugerechnet werden. Erst nach der hydrolytischen Spaltung durch das Enzym Urease steht der Stickstoff in Form von Ammonium für die Pflanzenernährung zur Verfügung.

Der Harnstoffzerfall wird im Modell in Abhängigkeit von Bodenfeuchte und -temperatur sowie von pH-Wert und organischem Kohlenstoffgehalt simuliert. Der Harnstoffabbau reagiert weniger empfindlich auf Wassermangel als die Mineralisierung, weshalb an dieser Stelle der Feuchtefaktor im Vergleich zur Mineralisierung um 0,2 erhöht wird. Der Temperaturfaktor für den Harnstoffabbau hat bei 0°C einen Wert von 0,2 und wird bei wärmeren Temperaturen pro 10°C jeweils um 0,25 erhöht. Der kleinere dieser beiden Faktoren wird als begrenzender Faktor für den Harnstoffzerfall angesehen. Die maximale Zerfallsrate wird aus organischem Kohlenstoffgehalt und pH-Wert nach folgender Gleichung berechnet:

$$R_{MAX} = -1,12 + (1,31 * OC) + (0,203 * pH) - (0,155 * OC * pH) \quad (22)$$

RMAX	maximale Abbaurrate für Harnstoff
OC	organischer Kohlenstoffgehalt
pH	pH-Wert

Im Minimalfall wird eine Zerfallsrate von 0,25 angesetzt. Die täglich freiwerdende Ammoniummenge errechnet sich aus dem Produkt von Zerfallsrate, begrenzendem Faktor (Temperatur oder Feuchte) und der Harnstoffmenge im Boden. Ist der Harnstoffabbau nach 21 Tagen noch nicht abgeschlossen, wird der verbleibende noch nicht hydrolysierte Harnstoff dem Ammoniumpool zugerechnet.

3.5 Stickstofftransport

In den CERES-Modellen wird ausschließlich die Verlagerung von Nitrat simuliert. Ammoniumverlagerung wird nicht berücksichtigt. Die Simulation basiert aufgrund der geringeren Rechenzeit und der leichteren Parameterableitung auf einfachen funktionalen Ansätzen nach *Godwin* (1987).

Die gegenwärtige Wassermenge in jeder Schicht und die zwischen den Schichten transportierte Wassermenge werden benutzt, um den Nitratverlust nach Gleichung (23) zu berechnen. Je nach Richtung der Wasserbewegung kann Nitrat sowohl aufwärts als auch abwärts transportiert werden.

$$NOUT(L) = \frac{SNO3(L) * FLUX(L)}{SW(L) * DLAYR(L) + FLUX(L)} \quad (23)$$

NOUT(L)	N-Verlagerung aus der Bodenschicht L
SNO3(L)	Nitratgehalt in der Schicht L
FLUX(L)	Wasserfluß aus der Schicht (L)
SW(L)	Wassergehalt der Schicht (L)
DLAYR(L)	Mächtigkeit der Schicht L

Jeder Sickervorgang führt deshalb zur Verlagerung eines Teils der in der jeweiligen Schicht vorhandenen Nitratmenge (SNO3). Der Nitratverlust einer Schicht wird bei diesem einfachen Stufenmodell zum Nitratgehalt der darunter liegenden Schicht addiert. Unterhalb einer Nitratkonzentration von 1 ppm wird keine Verlagerung mehr simuliert.

Diesem Ansatz liegt die Annahme zugrunde, daß das gesamte Nitrat gleichmäßig und vollständig im gesamten Wasser der jeweiligen Schicht gelöst ist. Unterschiede in den relativen Anteilen von Wasser in den Fein- bzw. Grobporen zwischen den Ton- und Sandböden werden als Funktion der relativen Größe der Wassergehalte bei Feldkapazität und Wassersättigung berücksichtigt. In einem Sand wird Nitrat deshalb stärker verlagert, da das Verhältnis von potentieller Sickerwassermenge zu gespeicherter Wassermenge im Vergleich zu schwereren Bodenarten wesentlich höher ist.

4 Pflanze

Die CERES-Modellfamilie enthält mittlerweile zahlreiche verschiedene Wachstumsmodelle, unter anderem für Weizen, Gerste, Mais, Soja, Hirse und Reis. Eine detaillierte Beschreibung aller Wachstumsmodelle würde aufgrund ihrer Komplexität den Rahmen dieser Publikation sprengen.

Ausführliche Beschreibungen über in den CERES-Modellen verwendete Ansätze zum Pflanzenwachstum finden sich bei Jones & Kiniry (1986), Ritchie et al. (1987), Hanks & Ritchie (1991) und Hodges (1991).

Dennoch sollen hier einige Gemeinsamkeiten der Wachstumsmodelle genannt werden.

- Die Modelle sind sehr komplex aufgebaut, d.h. das Wachstum aller wichtigen Pflanzenorgane wird getrennt simuliert.
- Der Beginn und die Dauer unterschiedlicher Wachstumsstadien wird im wesentlichen über Temperatursummen gesteuert.
- Die Verteilung der Assimilate in die einzelnen Pflanzenorgane unterliegt keinem festen, vom Entwicklungsstadium abhängigen Schema, sondern wird in Abhängigkeit von Klimabedingungen und Nährstoffversorgung berechnet.
- Stickstoff- und Wassermangel führen zu Wachstumsdepressionen.
- Der Sorteneinfluß auf das Wachstum wird über zahlreiche genetische Faktoren gesteuert

N-Aufnahme durch die Pflanzen

Die N-Aufnahme durch die Pflanzen wird in Abhängigkeit von der Pflanzenart unterschiedlich simuliert. Allgemein gilt, daß die beiden Komponenten Bedarf und Angebot zunächst getrennt berechnet werden. Der kleinere Wert wird verwendet, um die aktuelle Pflanzenaufnahme zu bestimmen. Wird eine kritische, vom Wachstumsstadium abhängige N-Konzentration in der Pflanze unterschritten, kommt es aufgrund des N-Mangels zu einer Wachstumshemmung der Pflanze. Während der generativen Phase kann Stickstoff aus den vegetativen Pflanzenteilen in die generativen Organe verlagert werden.

5 Modellüberprüfung

Die CERES-Modelle wurden weltweit an zahlreichen Standorten getestet und überprüft. Aufgrund der weiten Verbreitung der CERES-Modelle ist eine Auflistung aller Versuche und ein Vergleich aller Testergebnisse im Rahmen dieser Publikation nicht möglich.

6 Ein- und Ausgabedaten

6.1 Eingabedaten

Für jeden Simulationslauf werden insgesamt mindestens acht ASCII-Dateien mit unterschiedlichen Eingabewerten benötigt. An dieser Stelle erfolgt lediglich eine Aufzählung der für die Simulation unbedingt notwendigen Variablen ohne eine Zuordnung zu den einzelnen Dateien.

Name des Versuchs bzw. Standorts

Wetterdaten

- Jahresdurchschnittstemperatur
- Amplitude der monatlichen Durchschnittstemperaturen
- Phyllochronintervall
- Tägliche Wetterdaten
 - Globalstrahlung
 - Maximumtemperatur
 - Minimumtemperatur
 - Niederschlag

Beschreibung des Bodenprofils

- Albedo (Bodenfarbe)
- Maximale Evaporation pro Tag U
- Versickerungskonstante SWCON
- SCS-Kurvennummer
- Mineralisierungsparameter DMOD
- Physikalische und chemische Eigenschaften für jede Bodenschicht
 - Mächtigkeit der Schicht
 - Lagerungsdichte
 - Organischer Kohlenstoffgehalt
 - Volumetrischer Wassergehalt bei Permanenetem Welkepunkt
 - Volumetrischer Wassergehalt bei Feldkapazität
 - Volumetrischer Wassergehalt bei Wassersättigung

Bewirtschaftungsdaten

- Simulationsbeginn (= Erntetermin der Vorfrucht)
- Menge an Ernterückständen
- C/N-Verhältnis der Ernterückstände
- Einarbeitungstiefe der Ernterückstände
- Menge an Wurzelrückständen

- Saattermin der Hauptfrucht
- Saaddichte
- Saattiefe
- Reihenabstand
- Sorteneigenschaften (Name + 5 genetische Parameter)
- Berechnung (Termin und Menge)
- Mineralische Düngung (Termin, Düngerart, N-Menge, Einarbeitungstiefe)

Startwerte für jede Bodenschicht

- Mächtigkeit der Schicht
- Aktueller Wassergehalt
- pH-Wert
- Nitratgehalt
- Ammoniumgehalt

6.2 Ausgabedaten

Für jeden simulierten Schlag werden vier Ausgabedateien angelegt. Die erste Ausgabedatei enthält eine Beschreibung des Standortes sowie der wichtigsten Bewirtschaftungsmaßnahmen und eine summarische Auflistung wichtiger Simulationsergebnisse. Die Files 2 bis 4 enthalten den zeitlichen Verlauf von

- wichtigen Pflanzenvariablen,
- Bodenwassergehalten und
- Stickstoffgehalten im Boden und in Pflanzenorganen.

Die Ausgabedateien 1 und 2 unterscheiden sich in ihrer Struktur je nach Pflanzenmodell bezüglich der dargestellten Variablen und der genetischen Koeffizienten.

7 EDV-technische Umsetzung

Die CERES-Modelle sind in FORTRAN-77 programmiert. Sie sind lauffähig auf jedem IBM-kompatiblen Personal-Computer mit 640 kB RAM.

Die meisten CERES-Modelle sind in das DSSAT-Programmpaket (Decision Support System for Agrotechnology Transfer) integriert. Dieses Programmpaket entstand im Rahmen des IBSNAT-Projektes (International Benchmark Sites Network for Agrotechnology Transfer), welches am Department of Agronomy and Soil Science der University of Hawaii durchgeführt wurde. Ein wichtiges Ziel des IBSNAT-Projektes war es, verbesserte Möglichkeiten zu entwickeln, die Übertragbarkeit landwirtschaftlicher Produktionsverfahren auf andere Standorte zu überprüfen. Um dieses Ziel zu erreichen,

verfolgt IBSNAT einen Systemansatz. Dieser betrachtet das Gesamtsystem Boden-Pflanze-Klima und benutzt Wachstumsmodelle, um die Auswirkungen unterschiedlicher Produktions-Alternativen auf Boden und Pflanze abzuschätzen.

Das DSSAT-Programmpaket enthält:

- mehrere Wachstumsmodelle
- ein Datenbankmanagementsystem zur Verwaltung und Eingabe der Daten
- graphische Ausgabemöglichkeiten zum Vergleich von Simulationswerten und Meßwerten
- Decision Making Tools zur Ableitung von Management-Strategien
- zwei Wetter-Generatoren
- ein Strategie-Überprüfungsprogramm zur Abschätzung des Anbaurisikos

Für den Einsatz des DSSAT-Programmpakets wird ein IBM-kompatibler PC benötigt mit:

- 640 kB Arbeitsspeicher
- Festplatte (empfohlen) oder zwei Diskettenlaufwerke
- DOS ab Version 3.0
- Graphikkarte
- Mathematischer Koprozessor (empfohlen)

8 Literatur

Bowen, W.T., J.W. Jones, R.J. Carsky and J.O. Quintana (1993): Evaluation of the Nitrogen Submodel of CERES-Maize Following Legume Green Manure Incorporation. *Agronomy Journal*, 85, 153-159.

Godwin, D.C. (1987): Simulation of nitrogen dynamics in wheat cropping systems. Dissertation, University of New England.

Hanks, J. and J.T. Ritchie (1991): Modeling soil and plant systems, *Agronomy Monographs*, No. 31.

Hodges, T. (1991): Predicting crop phenology, CRC Press, Boca Raton, Florida

Hodges, T., D. Botner and C.M. Sakamoto (1987): Using the CERES-Maize model to estimate production for the U.S. Cornbelt. *Agricultural and Forest Meteorology*, 40, 293-303.

- Hoffmann, F., R. Beinhauer and F. Dadoun (1993):** Soil Temperature Model for CERES and Similar Crop Models. *Journal of Agronomy and Crop Science*, 170, 56-65.
- Jones, C.A. and J.R. Kiniry (1986):** CERES-Maize - A simulation model of maize growth and development. Texas A&M University Press.
- Kiniry, J.R. (1991):** Maize phasic development. In: Hanks, J. and J.T. Ritchie (eds), *Modelling plant and soil systems*, 55-69.
- Linn, D.M. and J.W. Doran (1984):** Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils. *Soil Science Society of American Journal*, 48, 1267-1272.
- McLaren, A.D. (1970):** Temporal and vectorial reactions of nitrogen in soil. *Canadian Journal of Soil Science*, 50, 97-109.
- Mearns, L.O., C. Rosenzweig and R. Goldberg (1992):** Effect of changes in inter-annual climatic variability on CERES-Wheat yields: sensitivity and 2 x CO₂ general circulation model studies. *Agricultural and Forest Meteorology*, 62, 159-189.
- Myers, R. J. K., C. A. Campbell and K. L. Weier (1982):** Quantitative relationship between net nitrogen mineralization and moisture content of soils. *Canadian Journal of Soil Science*, 62, 111-124.
- Otter, S. and J.W. Bergermeyer (1985):** Das Weizensimulationsmodell CERES - Aufbau und Anwendungen. *Informationsverarbeitung Agrarinformatik*, 9, 413-424.
- Otter-Nacke, S, D.C. Godwin and J.T. Ritchie (1986):** Testing and validating the CERES-Wheat model in diverse environments. Publ. YM-15-00407 JSC 20244. LBJ Space Center, Houston, Texas: Earth Research Applied Div.
- Porter, J.R., P.D. Jamieson and D.R. Wilson (1991):** A comparison of the wheat crop simulation models AFRCWHEAT2, CERES-WHEAT and SWHEAT. Department of Agricultural Sciences, University of Bristol, AFRC Institute of Arable Crops Research, Long Ashton Research Station, Long Ashton, Bristol, BS18 9AF, United Kingdom, 24pp.
- Ritchie, J.T., D.C. Godwin and S. Otter-Nacke (1987):** CERES-WHEAT - A simulation model of wheat growth and development. Unveröffentlichtes Manuskript zur Beschreibung des Modells.

Ritchie, J.T. (1991): Wheat phasic development. In: Hanks, J. and J.T. Ritchie (eds), Modelling plant and soil systems, 31-54.

Ritchie, J.T. (1993): Mündliche Mitteilung.

Seligman, N. C. and H. van Keulen (1981): PAPRAN: A simulation model of annual pasture production limited by rainfall and nitrogen. In: Frissel, M.J. and J.A. van Veen (eds) Simulation of Nitrogen Behaviour in Soil-Plant Systems. Pudoc Wageningen, 192-221.

Williams, J. R., C. A. Jones and P. T. Dyke (1984): EPIC, The Erosion-Productivity Impact Calculator, Volume I., Model documentation, Chapter 1, The EPIC Model. United States Department of Agriculture, Agricultural Research Service, Temple, 1984.

Wu, Y., C.M. Sakamoto and D.M. Botner (1989): On the Application of CERES-Maize model to the North China Plain. Agricultural and Forest Meteorology, 49, 9-22.



Abb. 1: Flussdiagramm zur Schätzung pflanzlicher Ausbeute (nach Jones, 1980)

Kern der Bestimmung von Pflanzschichtgerängen. Die einzelnen Teilmodelle sind ebenfalls eigenständig, wobei die Schätzung des Wasserhaushalts und die Bestim-