

3.2 Methodik zur Berücksichtigung indikatorenbezogener Unsicherheit

Martin Drechsler

a) Problemstellung

Die quantitative Bewertung von Indikatoren ist häufig Unsicherheiten unterworfen. Gründe hierfür können die Unvorhersagbarkeit zukünftiger Entwicklungen und unvollständiges Wissen über gegenwärtige Zusammenhänge sein. Als Konsequenz kann ein Indikator oft nicht mehr durch eine einzige Zahl bewertet werden, sondern nur über eine Wahrscheinlichkeitsverteilung bzw. über eine fuzzy number (vgl. Zimmermann 1987). In diesem Beitrag sollen zwei Methoden zur Ermittlung solcher Verteilungen entwickelt werden. Beide Methoden gehen davon aus, dass der Indikator mit Hilfe eines numerischen Modells bewertet wird. Beispielsweise dient in dem integrierten Bewertungsverfahren eine Nutzen-Kosten-Analyse zur Ermittlung des Nettonutzens, eine Input-Output-Analyse zur Ermittlung der Bruttowertschöpfung und ein bodenkundliches Modell zur Ermittlung der Nitrat-Konzentration im Sickerwasser. Gemeinsam ist allen Modellen, dass aus einer Vielzahl von Eingabegrößen (Parameter) eine oder mehrere Ausgabegrößen, die Indikatoren, berechnet werden.

Zwei Formen von Unsicherheit können hier auftreten: Strukturelle Unsicherheit und Parameterunsicherheit. Strukturelle Unsicherheit liegt vor, wenn die richtige Modellstruktur nicht genau bekannt ist. So kann die zur Berechnung der Nitrat-Konzentration benötigte Grundwasserneubildung beispielsweise über das Modell ABIMO (vgl. Glugla/Fürtig 1997; Volk et al. 2001) als auch über das Modell CANDY (vgl. Franko 1996; Franko et al. 2001) bestimmt werden. Beide Modelle unterscheiden sich grundlegend voneinander und haben unterschiedliche Vor- und Nachteile, da sie für unterschiedliche Zielsetzungen entwickelt wurden (vgl. Franko et al. 2001; Volk et al. 2001). Es kann nicht entschieden werden, welches der beiden Modelle hinsichtlich der Berechnungen zur Grundwasserneubildung die „richtigeren“ Ergebnisse liefert. „Die vorhandene Datenlage im „Torgauer Raum“ hat dazu geführt, dass die Grundwasserneubildung mit dem Abflussbildungsmodell ABIMO und die Stickstoffauswaschungsraten unter Ackerland mit dem Simulationssystem CANDY ermittelt wurden“ (Franko et al. 2001). Die Ergebnisse der Simulation wurden kombiniert, um flächenhafte Aussagen ermöglichen zu können.

Parameterunsicherheit liegt vor, wenn die Eingangsgrößen der Modelle nur ungenau bekannt sind. Die Nitrat-Konzentration im Sickerwasser hängt beispielsweise von der Grundwasserneubildungsrate ab, für deren Berechnung Klimaparameter wie potenzielle Evapotranspiration, Niederschlag etc. als Inputparameter benötigt werden. Diese Parameter sind allerdings nur mit einer Genauigkeit von plus/minus 7% bekannt (vgl. Wendland/Kunkel 1997; Volk et al. 2001).

b) Zwei Wege zur Ermittlung der Unsicherheit in den Indikatoren

Die Auswirkung der beschriebenen Unsicherheiten auf die Modell-Ausgangsgröße(n) (z.B. Nitrat-Konzentration) kann man mit Hilfe von Sensitivitätsanalysen ermitteln. Beide im folgenden beschriebenen Methoden nutzen Sensitivitätsanalysen und unterscheiden sich in der Frage, wie die Unsicherheiten, erzeugt durch *verschiedene* Modellparameter, verknüpft werden. Beim ersten Weg geschieht dies durch gleichzeitige Variation aller Parameter, im zweiten werden die Parameter einzeln variiert und die Ergebnisse anschließend wahrnehmungstheoretisch aggregiert.

Beide Wege kommen im Rahmen des Bewertungsverfahrens zum Einsatz: der erste für die Ermittlung der Unsicherheiten in der Bruttowertschöpfung und der Beschäftigung (Klauer 2001), der zweite für die Bestimmung der Unsicherheit im Nettonutzen (Messner/Geyler 2001) und in der Nitrat-Konzentration (vgl. Franko et al. 2001). Die Gründe für die unterschiedliche Behandlung der Kriterien liegen in der Praxis begründet: Aus modelltechnischen Gründen war eine simultane Variation aller Parameter bei der Ermittlung von Nettonutzen und Nitrat-Konzentration (Weg 2) nicht möglich. Demgegenüber hat das Modell der Input-Output-Analyse, welches zur Bestimmung von Bruttowertschöpfung und Beschäftigung diente, so viele Parameter, dass die getrennte Variation jedes einzelnen Parameters nicht möglich war. Eine Bewertung, welcher der beiden Wege grundsätzlich vorzuziehen ist, findet sich am Ende dieses Beitrags. In den folgenden beiden Abschnitten werden die beiden Wege beschrieben, der erste am Beispiel des Kriteriums „Bruttowertschöpfung“ (wobei das Kriterium „Beschäftigung“ ganz analog behandelt wird), der zweite am Beispiel der Nitrat-Konzentration im Sickerwasser (wobei der Nettonutzen analog behandelt wird). Nachfolgend wird auf das Problem der Korrelation eingegangen, bevor die abschließende Bewertung erfolgt.

b.1) Weg 1: gleichzeitige Parametervariation am Beispiel des Kriteriums „Bruttowertschöpfung“

Als erstes werden für alle Parameter des Modells plausible Bandbreiten, d.h. Intervalle für die Parameterwerte, festgelegt (Klauer 2001). Nun wird aus jedem dieser Intervalle zufällig eine Zahl gezogen und dem entsprechenden Parameter zugewiesen. Für diese zufällige Kombination der Modellparameter wird das Modell analysiert und die Indikatoren (Bruttowertschöpfung und Beschäftigte) für alle Alternativen des Bewertungsverfahrens ermittelt. Für die multikriterielle Bewertung von Interesse sind die paarweisen Differenzen zwischen den Alternativen (Drechsler 2001). Es werden also die Bruttowertschöpfungsdifferenzen und die Beschäftigungsdifferenzen für alle Alternativenpaare ermittelt. Diese Prozedur wird nun einige Male, im konkreten Fall der Analyse von Klauer (2001) 100 Mal, durchgeführt. Das Ergebnis sind für jedes Alternativenpaar genau 100 verschiedene Bruttowertschöpfungsdifferenzen und 100 verschiedene Beschäftigungsdifferenzen (vgl. Tab. 1). Die Häufigkeit, mit der bestimmte Differenzen ermittelt wurden, kann durch ein Histogramm dargestellt werden (Abb. 3 in Klauer 2001 und Abb. 1). Das Histogramm bildet gerade die diskrete Version der gewünschten Wahrscheinlichkeitsverteilung für die paarweise Alternativendifferenz, die in Drechsler (2001) zur Ermittlung einer paarweisen Präferenz benötigt wird.

Tab. 1: Bruttowertschöpfungsdifferenzen zwischen den vier Szenarien R_1 bis R_4 des Entwicklungsrahmens REALO (in Mio. DM) aus 100 Simulationen.

Simulation	R_1-R_2	R_1-R_3	R_1-R_4	R_2-R_3	R_2-R_4	R_3-R_4
1	-14,9	3,9	-13,2	18,8	1,7	-17,1
2	-14,9	3,7	-13,3	18,6	1,5	-17,0
3	-16,1	3,9	-14,3	20,1	1,9	-18,2
4	-15,4	4,1	-13,5	19,5	1,9	-17,6
5	-15,0	4,3	-12,9	19,2	2,1	-17,2
6	-15,4	5,1	-12,7	20,5	2,7	-17,8

99	-16,5	4,0	-14,4	20,5	2,0	-18,4
100	-16,1	3,8	-14,2	19,9	1,9	-18,0

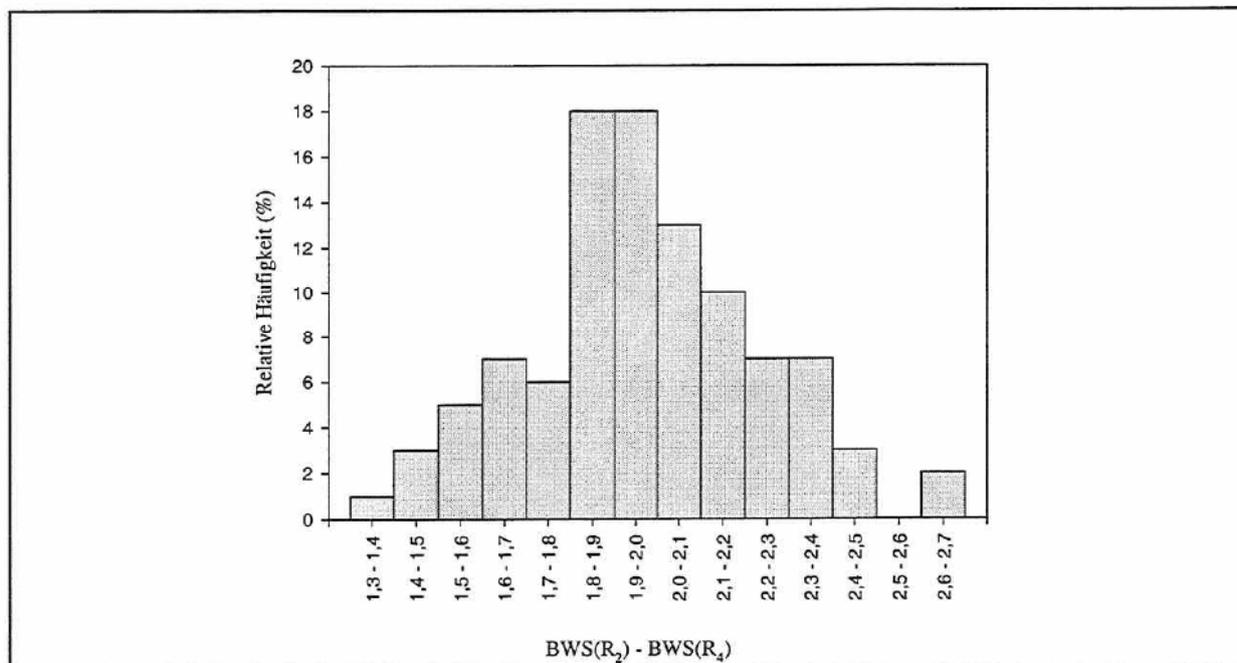


Abb. 1: Häufigkeit, in 100 Simulationen eine bestimmte Bruttowertschöpfungsdifferenz zwischen den Szenarien R_2 und R_4 zu beobachten.

b.2) Weg 2: einzelne Parametervariation am Beispiel der Analyse von CANDY zur Ermittlung von Grundwasserneubildung und Nitrat-Konzentration

Die Nitrat-Konzentration hängt von der Grundwasserneubildungsrate und dem Stickstoffaustrag aus der Bodenzone ab. Erstere hängt unter Wald und Grünland von vier Parametern ab:

- Ertragsklasse (Vegetationsentwicklung) – ERT
- potentielle Evapotranspiration – ETP
- nutzbare Feldkapazität des Bodens – nFK
- Niederschlag – P.

Unter Ackerland hängt sie ab von:

- nutzbare Feldkapazität des Bodens – nFK
- Niederschlag – P
- Bedeckungsgrad – B.

Es werden zunächst Wald und Grünland betrachtet.

Grundwasserneubildung und Nitrat-Konzentration unter Wald und Grünland

Die plausiblen Unsicherheiten der vier Parameter, die unter Wald und Grünland die Grundwasserneubildungsrate bestimmen, sind in Tabelle 2 abgebildet.

Tab. 2: Plausible Ober- und Untergrenzen (Maximum und Minimum) der Modellparameter und zugehörige Grundwasserneubildungsrate relativ zur Standardparameterkombination unter Wald/Grünland.

Modellparameter	Grenzen des Modellparameters		Grenzen der Grundwasserneubildungsrate		Multiplikator	
	%	%	Minimum	Maximum	Minimum	Maximum
ERT	+6 %	- 6 %	- 3,6 %	3,6 %	0,964	1,036
ETP	+7 %	- 7 %	- 11,9 %	13,4 %	0,881	1,134
NFK	+2 Vol. %	-2 Vol. %	- 9,8 %	9,4 %	0,902	1,094
P	- 7 %	- 7 %	- 18,9 %	20,3 %	0,811	1,203

Um die Wirkung dieser Unsicherheiten auf die Grundwasserneubildungsrate zu ermitteln, erfolgt eine gewöhnliche Sensitivitätsanalyse, in der die vier Parameter nacheinander auf ihren Maximal- und ihren Minimalwert gesetzt werden, während die anderen drei Parameter auf ihrem wahrscheinlichsten Wert festgehalten werden. Man erhält acht verschiedene Parameterkombinationen. Eine neunte Parameterkombination ist die Standard-Parameterkombination, in der alle Parameter ihren wahrscheinlichsten Wert annehmen. Für jede Parameterkombination wird das Modell analysiert und die Grundwasserneubildungsrate ermittelt. Für jede der acht variierten Parameterkombinationen wird die Grundwasserneubildungsrate mit derje-

nigen der Standard-Parameterkombination (132,9 mm/a) verglichen und die relative Abweichung errechnet (Tab. 2). Man erhält so für die Nitrat-Konzentration vier Unsicherheitsbereiche, von denen jeder durch die Unsicherheit genau eines der vier Modellparameter hervorgerufen wird.

Durch Addition der Zahl 1 lassen sich die relativen Abweichungen aus Tabelle 2 auch durch Multiplikatoren ausdrücken, mit denen der wahrscheinlichste Wert der Grundwasserneubildung zu multiplizieren ist, um den Wert nach Parametervariation zu erhalten (Tab. 2). Tabelle 2 lässt sich dann wie folgt interpretieren: Variiert man ERT innerhalb seiner plausiblen Grenzen (-6%; +6%), so variiert die Grundwasserneubildung innerhalb eines Bereichs, der gegeben ist durch den wahrscheinlichsten Wert $G_0=132,9$ mm/a multipliziert mit den zugehörigen Maximal- und Minimalwerten (0,964; 1,036) aus Tabelle 2.

Folglich lässt sich die Wirkung der Unsicherheit in ERT auf die Grundwasserneubildung simulieren, indem man einen zufälligen Wert x_1 aus dem Intervall [0,964; 1,036] zieht und diesen Wert mit G_0 multipliziert. Die so simulierte Grundwasserneubildungsrate beträgt G_0x_1 . Dieser Wert wird aber nun noch von den Unsicherheiten der anderen drei Parameter aus Tabelle 2 beeinflusst. Die Wirkung der Unsicherheit in ETP auf die Grundwasserneubildungsrate wird nun analog zu der von ERT integriert, indem man einen Wert x_2 aus dem Intervall [0,881; 1,134] (vgl. Tab. 2) zieht, und diesen mit dem Ausgangswert der Grundwasserneubildungsrate G_0x_1 multipliziert. Die simulierte Grundwasserneubildungsrate unter Berücksichtigung der Unsicherheiten in ERT und ETP ist dann das Produkt $G_0x_1x_2$. Genauso werden nun die Unsicherheiten der übrigen beiden Parameter integriert. Insgesamt lässt sich die Unsicherheit in der Grundwasserneubildung simulieren, indem man aus jedem der vier Intervalle ($i=1..4$) aus Tabelle 2 je einen Wert x_i zufällig zieht und das Produkt dieser vier Zahlen mit der wahrscheinlichsten Grundwasserneubildung G_0 bildet, also

$$G=G_0x_1x_2x_3x_4. \quad (1)$$

Da es sich bei den Werten x_1 bis x_4 um Zufallszahlen handelt, ist das Produkt G nicht repräsentativ für den wahren Wert der Grundwasserneubildungsrate. Um ein repräsentatives Bild zu erhalten, muss die im vorangegangenen Abschnitt beschriebene Prozedur viele Male (z.B. 1.000 Mal) wiederholt werden. Man erhält 1.000 simulierte „Replikate“ der Grundwasserneubildung, deren Werte man in einem Histogramm darstellen kann (Abb. 2). Dieses Histogramm ist die gesuchte Wahrscheinlichkeitsverteilung für die Unsicherheit in der Grundwasserneubildungsrate.

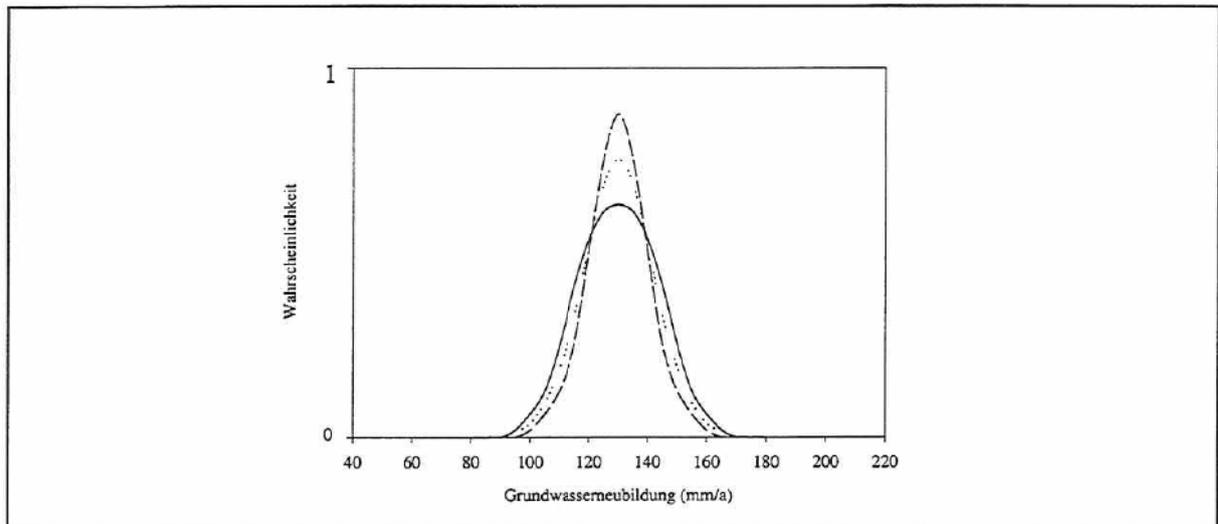


Abb. 2: Wahrscheinlichkeitsverteilung der Grundwasserneubildungsrate (Grünland/Wald durchgezogen; Ackerland gestrichelt; Durchschnitt gepunktet).

Die Wahrscheinlichkeitsverteilung für die Nitrat-Konzentration C_{NO_3} ist analog zu ermitteln. Sie ergibt sich aus der Grundwasserneubildungsrate G durch die Formel

$$C_{NO_3} = \frac{N}{G} * 4,43 * 100, \quad (2)$$

wobei N der Stickstoffaustrag ist. Sein Fehler beträgt bei den durchgeführten Untersuchungen plus/minus 50% (vgl. Franko et al. 2001) und wird mit der Dreiecksverteilung in Abbildung 3 beschrieben.

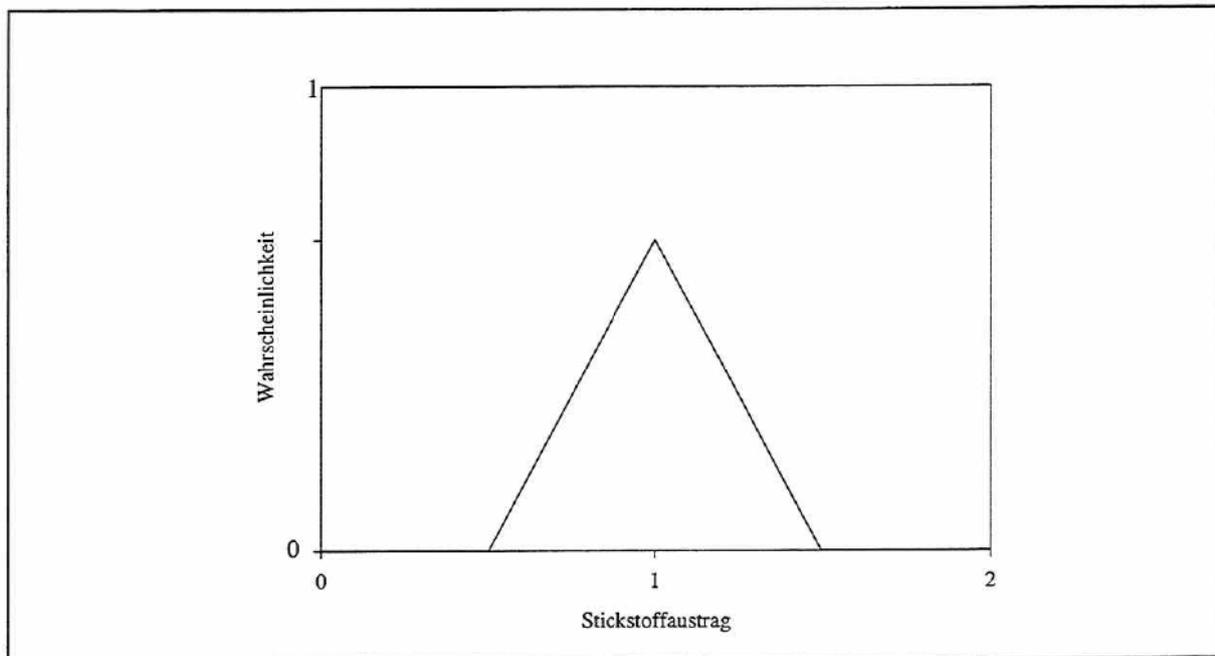


Abb. 3: Wahrscheinlichkeit des Stickstoffaustrags relativ zum Richtwert unter Grünland.

Um den relativen Fehler in C_{NO_3} zu simulieren, wird nun für die Grundwasserneubildungsrate aus der Verteilung in Abbildung 2 ein zufälliger Wert u und für den Stickstoffaustrag ein zufälliger Wert v aus der Verteilung in Abbildung 3 gezogen. Der Quotient v/u gibt die relative Abweichung der Nitrat-Konzentration von ihrem wahrscheinlichsten Wert an. Die simulierte Nitrat-Konzentration ist dann das Produkt aus v/u und dem wahrscheinlichsten Wert der Nitrat-Konzentration (78 mg/l für Szenario R_1). Ähnlich wie bei der Grundwasserneubildung ist der Multiplikator v/u wieder nur ein möglicher von vielen Zufallswerten, und dasselbe gilt dann für die simulierte Nitrat-Konzentration $(78 \text{ mg/l}) \cdot v/u$. Um die gesamte Wahrscheinlichkeitsverteilung für die Nitrat-Konzentration zu erhalten, muss eine Vielzahl von Werten u und v bzw. Quotienten v/u zufällig ermittelt und mit 78mg/l multipliziert werden. Das Ergebnis zeigt Abbildung 4.

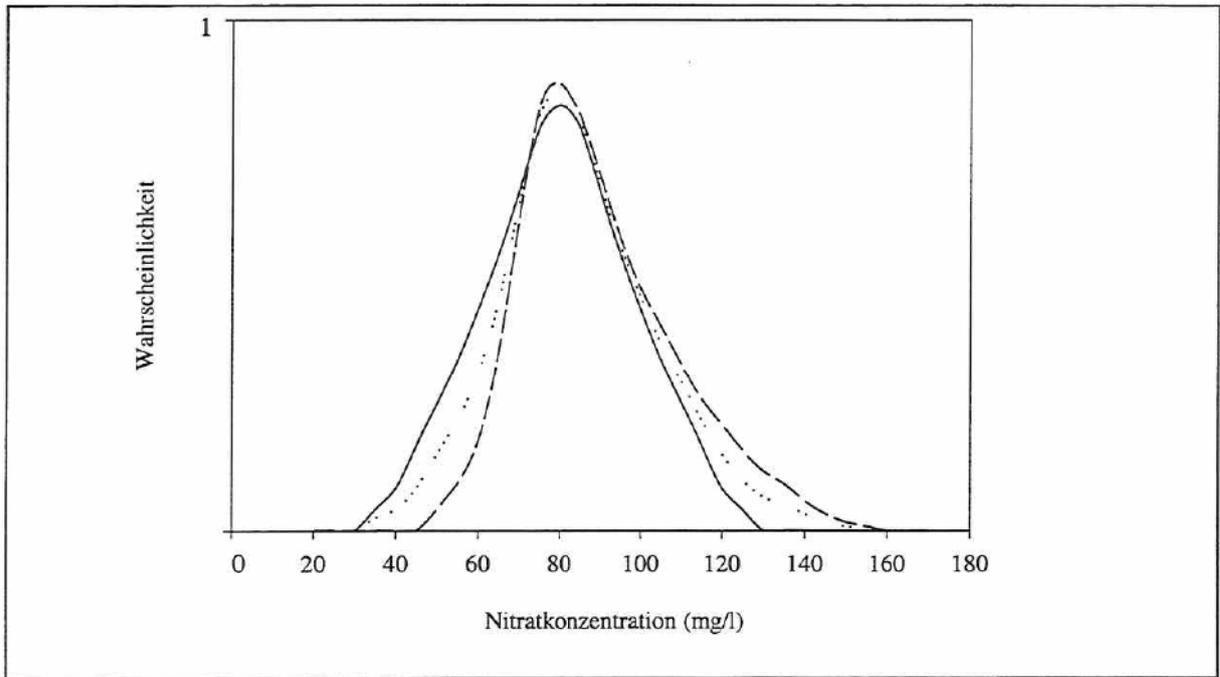


Abb. 4: Wahrscheinlichkeitsverteilung der Nitrat-Konzentration (Grünland/Wald durchgezogen; Ackerland gestrichelt; Durchschnitt gepunktet)

Grundwasserneubildung und Nitrat-Konzentration unter Ackerland

Bevor Grundwasserneubildungsrate und Nitrat-Konzentration für die gesamte Region simuliert werden können, müssen die Wahrscheinlichkeitsverteilungen für die Grundwasserneubildungsrate und die Nitrat-Konzentration unter Ackerland bestimmt werden. Dies erfolgt analog zum Wald und Grünland mit den drei Parametern (nFK, P, B) für das Ackerland-Modell (s.o.; Tab. 3).

Tab. 3: Plausible Ober- und Untergrenzen (Maximum und Minimum) der Modellparameter und zugehörige Grundwasserneubildungsrate relativ zur Standardparameterkombination (in Prozent) unter Ackerland.

Modellparameter	Grenzen des Modellparameters		Grenzen der Grundwasserneubildungsrate		Multiplikator	
	Minimum	Maximum	Minimum	Maximum	Minimum	Maximum
P	-10	+10	-30	+17	0,70	1,17
NFK	+10	-10	-8	+9	0,92	1,09
B	+12	-12	-7	+7	0,93	1,07

Der Fehler in der Abschätzung der Stickstoffaustrages N (Gl. 2) beträgt -25% bis $+50\%$ und wird analog zum Grünland mit einer Dreiecksverteilung beschrieben (vgl. Abb. 3). Die Verteilung für die Werte der Grundwasserneubildungsrate und der Nitrat-Konzentration zeigen die Abbildungen 2 und 4 (gestrichelte Linien).

Grundwasserneubildung und Nitrat-Konzentration für die gesamte Region

Da sich die Grundwasserneubildung und Nitrat-Konzentration der gesamten Region als die Summe der entsprechenden Werte aus den beiden Teilregionen (Wald/Grünland und Ackerland) errechnet, ist der wahrscheinlichste Wert für die Grundwasserneubildungsrate das gewichtete Mittel der beiden Werte für die Einzelregionen. Die Gewichte sind dabei die relativen Flächenanteile der beiden Teilregionen zu 100% (Wald/Grünland: 49%; Ackerland: 51%) (Volk, pers. Mitteilung). Mit sehr geringem Fehler haben beide Teilregionen also dasselbe Gewicht. Die Wahrscheinlichkeitsverteilungen für die Gesamtregion werden daher durch den Durchschnitt der jeweiligen Teilregionen-Verteilungen approximiert (Abb. 2 und 4, gepunktete Linien). Die gepunktete Linie in Abbildung 4 ist nun das Endergebnis der Sensitivitätsanalyse, also die Verteilung der Nitrat-Konzentration im Sickerwasser für das Szenario R₁, wie sie in die multikriterielle Bewertung (Drechsler 2001, Abb. 2) eingeht. Analog werden die Verteilungen für die anderen Szenarien bestimmt.

c) Diskussion

Weg 1 oder Weg 2 ?

Welcher der beiden Wege gewählt wird, sollte zuallererst davon abhängen, was technisch machbar ist. Falls jedoch beide Wege gleichermaßen gangbar sind, sollte der erste gewählt werden. Bei der multiplikativen Berechnung der Wahrscheinlichkeitsverteilung nach Weg 2 (vgl. Gl. 1) wird nämlich implizit angenommen, dass die Wirkungen der Modellparameter auf das Modellergebnis (Grundwasserneubildung) voneinander unabhängig sind. Diese Annahme ist nicht immer realistisch. Da in Weg 1 alle Modellparameter simultan variiert werden, sind diese Wechselwirkungen automatisch im Ergebnis (Tabelle 1) enthalten, die Annahme der Nicht-Wechselwirkung ist also nicht notwendig.

Korrelationen zwischen den Modellparametern

Bisher wurde davon ausgegangen, dass die Modellparameter untereinander unkorreliert sind, also dass *nicht* z.B. ein hoher Wert in ERT stets mit einem hohen Wert in P oder einem kleinen Wert in nFK korreliert. Wäre dies der Fall, so müsste diese Korrelation in Weg 1 bei der Erzeugung der zufälligen Modellparameterkombinationen bzw. in Weg 2 beim „Zusammenmultiplizieren“ der Variationen in Gleichung 1 berücksichtigt werden. Auch hier scheint Weg 1 günstiger zu sein.

Zur Genauigkeit der Ergebnisse

Insgesamt sollte festgehalten werden, dass die Ableitung der Indikatorunsicherheiten relativ heuristisch erfolgt und nicht immer mit perfekter mathematischer Exaktheit vorgegangen wird. Dies ist auch nicht notwendig, da das Ziel nur eine grobe Abschätzung der Unsicherheiten und nicht ihre exakte Quantifikation ist. Für die multikriterielle Bewertung, in die diese Informationen eingehen, ist dies ausreichend, nicht zuletzt auf der im Nachhinein festgestellten Robustheit der Ergebnisse der multikriteriellen Analyse gegenüber der Unsicherheit (Drechsler 2001).

**Integriertes Bewertungsverfahren
und seine beispielhafte Anwendung im Torgauer Raum**

Helga Horsch,¹⁾ Frank Messner¹⁾ und Martin Volk²⁾ (Hrsg.)

- 1) Sektion Ökonomie, Soziologie und Recht
- 2) Sektion Angewandte Landschaftsökologie