

Aufbau und ökologische Inhalte eines Forstlichen Informationssystems - Monitoring und Regionalisierung

Bernhard Manderscheid und Michael Hauhs

Synopsis

The interaction of trees and their environment is the main topic of forestry. These interactions can be formalised in models, which result in different approaches for forest management. Two models are shown: the resource model and the ecosystem model. Traditionally forest planning is done by the resource model. Anthropogen influences on forest ecosystem make obvious that the resource model is no longer sufficient, because it is impossible to get answers to special environmental questions. Based on an ecosystem model a forest ecological information system (FIS) can be developed, which is more adequate. A conception of a FIS is presented.

ecosystem model, ecosystem, forest decline, forest information system

1. Einleitung

Der Stoff- und Energiehaushalt von Waldökosystemen wird direkt und indirekt anthropogen beeinflusst. Die Entnahme von Stoffen (z. B. Biomasseexport) und die Zufuhr von Stoffen (z. B. Immissionen, Düngung) stellen anthropogene Einflüsse auf den Stoffhaushalt dar. Ebenso sind die Zufuhr von Energie (z. B. Bodenbearbeitung = Durchmischung des Bodens) und die Entnahme von Energie (z. B. Biomasseexport = Entzug der Energie für Mikroorganismen) anthropogene Einflüsse auf den Energiehaushalt. Die Änderungen, die Stoff- und Energieflüsse beeinflussen, sind Nutzungen von Waldökosystemen.

Bei der Planung und Überwachung im Forstbereich wurde bis vor kurzem von der Unveränderlichkeit von Klima und Boden ausgegangen. Damit konnten Altersreihen (unterschiedlich alte Waldbestände) als Zeitreihen interpretiert werden. Es hat sich nunmehr gezeigt, daß als Folge der Emission von Spurengasen wie SO_2 , NO_x , CO_2 , CH_4 usw. diese Voraussetzungen schon seit Ende des letzten Jahrhunderts nicht gelten. Dies gilt auch für den chemischen Bodenzustand, für den als Folge des Säureeintrags seit Jahrzehnten Veränderungen in Richtung Versauerung und Nährstoffverarmung nachgewiesen sind. Deswegen müssen neue Konzepte entwickelt werden. Diese Konzepte können in einem Forstlichen Informationssystem (FIS) formalisiert werden.

Ein FIS dient der Bewirtschaftung von Waldökosystemen, d. h. der Umsetzung dessen, was nach wissenschaftlichen Erkenntnissen möglich ist, in das, was nach politischen Vorgaben gewollt ist (Abb. 1). Dementsprechend ist diese Arbeit gegliedert in eine kurze Übersicht über Konzepte der Bewirtschaftung von Waldökosystemen und deren Umsetzung in ein FIS.

Für die Organisation der Informationsverarbeitung müssen die Theorie, gegeben durch die Wissenschaft, und das Ziel, gegeben durch die Politik, bekannt sein.

1) Die forstlichen Wirtschaftsziele müssen direkt oder indirekt politisch gesetzt werden. Grundsätzliche Zielsetzungen ergeben sich dadurch, welche Funktion des Waldes in den Vordergrund gestellt wird. Folgende Funktionen können unterschieden werden:

- Nutzfunktion (z. B. nachhaltiger Holzertrag)
- Informationsfunktion (z. B. wissenschaftliche Forschung)
- Erholungsfunktion (z. B. Einschränkung von Strukturen)
- verborgene Nutzfunktion (z. B. Müllplatz für Luftverunreinigungen)

Heute ist bekannt, daß die Forderung nach nachhaltigem Holzertrag und der verborgenen Nutzung des Waldes durch Luftverunreinigungen sich ausschließende Zielvorgaben sein können (ULRICH 1987). Mit steigendem Einfluß einer verborgenen Nutzung des Waldes wächst das Ri-

siko, daß geplantes forstliches Handeln zum reinen Krisenmanagement, z. B. durch verstärkten Windwurf oder Insektenkalamitäten, wird.

Inwieweit eine theoretisch mögliche Zielvorgabe tatsächlich umgesetzt werden kann, ergibt sich aus der Erfahrung oder im Experiment mit dem Ökosystem.

- 2) Hieraus ergeben sich die einzusetzenden Modellvorstellungen für das System. Als Alternativen werden das Ressourcenmodell, welches dem traditionellen Verständnis der Forstwirtschaft entspricht, und das Ökosystemmodell beschrieben.

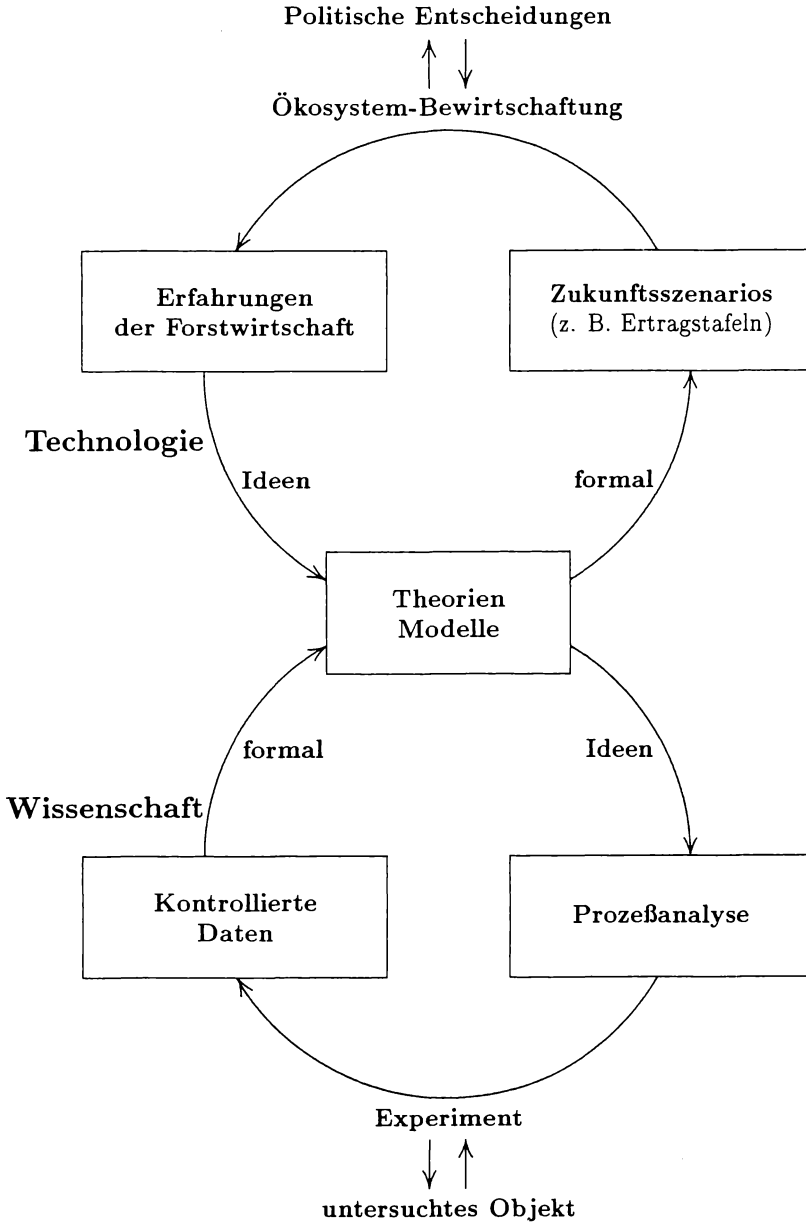


Abb. 1: Modelle als zentrale Kopplung zwischen Wissenschaft und Technologie (nach HAUHS 1990)

1.1 Ressourcenmodell

Das Ressourcenmodell ist dort weit verbreitet, wo die Forstwirtschaft mit der Umwandlung einer anderen Nutzungsform begonnen hat, wie bei der Aufforstung von z. B. Brachflächen. Diese **Modellvorstellung** ist gekennzeichnet durch die zur Verfügung stehenden Ressourcen. Ressourcen werden entweder als nicht steuerbar oder als unabhängig steuerbar angesehen. Als nicht steuerbar wird das Klima betrachtet. Durch die Züchtung erscheint die Genetik, durch Düngung der Boden als unabhängig steuerbar. Bei der Bestandesbegründung wird mit der Entscheidung, wann, wo und welche Baumart angebaut wird, eine bestimmte Ressourcenkombination ausgewählt.

Die Wirtschaft sucht die optimale Kombination der Ressourcen zur Erreichung der Wirtschaftsziele.

Die Grundlage der **Planung** ist die Nachhaltigkeit der Produktion, z. B. der Holzproduktion. Dabei werden die Annahmen gemacht, daß die Wirtschaftsziele in der Produktionsperiode sich nicht ändern und daß die Ressourcen konstant sind oder so steuerbar, daß sie quasi konstant sind (z. B. Boden).

Die fortlaufende **Kontrolle**, inwieweit die Wirtschaftsziele erreicht werden, erfolgt anhand der Produktion, z. B. des Holzvorrates. Die Produktionsbedingungen werden nicht kontrolliert, da als konstant angenommen. Ein Beispiel ist die forstliche Bodenkartierung. Sie erfolgt im allgemeinen nur einmalig nach morphogenetischen Merkmalen. Der aktuelle bodenchemische Zustand als Kontrollgröße wird in der Regel nicht oder nur einmalig erfaßt.

Allgemein bedeutet dies, daß alle Wirtschaftsziele direkt an der Zielgröße kontrolliert werden: der Zuwachs am Vorrat, die Biodiversität an der Artenzahl, die Nutzung als Erholungsraum an der Zahl der Erholungssuchenden etc. Störungen in den Produktionsbedingungen, d. h. Änderung der Ressourcen, werden erst durch die Kontrolle der Zielgröße erfaßt. Aus diesem Grund sind die Steuerungsmöglichkeiten eingeschränkt, da sie, bei langfristigen Veränderungen wie der Bodenversauerung, nicht rechtzeitig erfolgen können bzw. zu wenig ursächliche Eingriffe ermöglichen. Im Ressourcenmodell kann die Prognose und Planung mit einfachen Produktionsmodellen, z. B. den Ertragstafeln, erfolgen. Aus diesem Grund besteht kein Bedarf für ein Forstliches Informationssystem!

1.2 Ökosystemmodell

Das Ökosystemmodell hat sich in Forstwirtschaftssystemen durchgesetzt, die bereits zu Beginn von einem vorgefundenen Waldbestand ausgegangen sind und insbesondere auf die Selbststeuerung innerhalb von Waldökosystemen abheben (z. B. Plenterwaldwirtschaft in der Schweiz). Die zugrundeliegende **Modellvorstellung** ist hierbei ein Ökosystem, welches als zur Selbststeuerung befähigte Einheit betrachtet wird. Sich selbst steuernde Systeme können stationäre Zustandsphasen erreichen, d. h. Stabilität.

Ökosysteme durchlaufen von Natur aus immer wieder instabile Zustände, wie dies z. B. an den biologischen Prozessen der Sukzession und der Evolution der darin vorgefundenen Arten deutlich wird. Die Wirtschaft muß allerdings zwischen der erwünschten Instabilität, z. B. Sukzession, und der unerwünschten Destabilisierung, z. B. durch die verborgene Nutzung, unterscheiden.

Der Referenzzustand eines bewirtschafteten Ökosystems wird als ein stationärer Zustand mit Konstanz von Artenzusammensetzung, Stoffeintrag, Stoffaustrag und Bodenzustand gedacht. Der Referenzzustand eines Systems kann durch Zustandsvariablen ausgedrückt werden. Schwingungen um den Referenzzustand des Systems werden durch Fluktuationen, wie Mutationen von vorhandenen und Einwanderungen von neuen Arten, sowie äußere Störungen, z. B. sich ändernde Umweltbedingungen hervorgerufen. Hierdurch wird das System ständig auf die Probe gestellt. Mathematisch ausgedrückt sind die Änderungen der Zustandsvariablen δX_j mit der Zeit t Funktionen F_j der Variablen im stationären Zustande Xs_j und ihren Fluktuationen x sowie der Zeit t und der Kontrollparameter τ als Ausdruck der äußeren Störungen:

$$\frac{\delta X_j}{\delta t} = F_j(X_j, t, \tau), \quad X_j = Xs_j + x$$

Dabei ist jedoch die Selbststeuerung bei gegebener Zeitskala nur innerhalb bestimmter Stabilitätsgrenzen (Stabilitätsbedingungen nach ULRICH 1989 a) möglich. Werden die Grenzen über-

schritten, so resultieren Absterbevorgänge und/oder Entkopplungen im Stoffkreislauf, die über Mangel oder Überschuß an bestimmten Stoffen plastischen Streß auslösen: es resultiert eine Destabilisierung, Bodenzustand und Artenzusammensetzung und damit das Ökosystem verändern sich.

Das System paßt sich den Randbedingungen an. Die natürliche Adaption an veränderte Klimabedingungen (chemisches Klima, Feuchteklima, Wärmeklima, mechanisches Klima) und Bodenzustand erfolgt durch neue Artenzusammensetzung oder Mutation und Selektion. Bei hinreichend langen Zeiträumen und hinreichend konstanten Randbedingungen wird häufig die Modellvorstellung der sogenannten Klimaxgesellschaft benutzt. Ändert sich zum Beispiel das Klima (Erwärmung) schneller als die Adaptionsfähigkeit der Klimaxgesellschaft, so kann dies zu völlig anderen Ökosystemen führen. Beispielsweise ist dies der Fall, wenn die Wanderungsgeschwindigkeit der Bäume sehr viel geringer ist, als die lokale Änderungsrate des Klimas.

Ein anderer Aspekt ist die Einflußmöglichkeit des Ökosystems auf die Umwelt. Es stellen sich die Fragen nach der Rückwirkung auf das Klima bei großflächiger Entwaldung, z. B. in den Tropen, oder nach der Änderung der Grundwasserzusammensetzung, wenn sich das Waldökosystem ändert, z. B. bei Stickstoffsättigung der Wälder Mitteleuropas.

Beide Aspekte sind nur erfassbar, wenn die Stoffflüsse an den Schnittstellen zur Umwelt bekannt sind. Eine adäquate Beschreibung des Ökosystems ist:

- Das Ökosystem wird als funktionales System (O'NEIL & al. 1986) definiert. Aus der funktionalen Definition ergeben sich die Grenzen zwischen Ökosystem und Umwelt.
- Der Makrozustand des Ökosystems wird durch Input/Output-Bilanzen des Gesamtsystems und der Kompartimente beschrieben. Ähnlich wie in der Physik, wo der Zustand eines Gases bei bestimmten Fragestellungen nicht anhand des Mikrozustandes (Lösen der Bewegungsgleichungen von 10^{23} Teilchen), sondern anhand des Makrozustandes (Energie, Volumen, Teilchenzahl) beschrieben wird, ist es in der Ökosystemforschung oft wenig sinnvoll, das Ökosystem mit Hilfe des Mikrozustandes zu charakterisieren, wenn Aussagen über den makroskopischen Zustand gemacht werden sollen.

Die zugrunde liegende Hypothese hierbei ist: Die Destabilisierung von Waldökosystemen ist mit unausgeglichene Stoffbilanzen verknüpft. Die Änderungen in den Stoffvorräten im System verursachen Veränderungen von ökophysiologischen Parametern. Aus deren Veränderungen läßt sich die Wirkung auf Organismen wenigstens näherungsweise ableiten oder schätzen. Das bedeutet, daß die Information, die aus der Betrachtung der Stoffflüsse und Vorratsveränderungen gewonnen werden kann, groß genug ist, um Risiken für das System zu erkennen.

Verschiedene Modelle zu Ökosystemen werden in der Wissenschaft diskutiert. Alternativ sind die beiden folgenden Modelle zur Herleitung von Stabilitätsbedingungen genannt:

A) Ausgehend von einem Kompartimentmodell werden die Stoffübergänge an den Schnittstellen zur Umwelt und zwischen den Kompartimenten erfaßt (ULRICH 1989 a, Abb. 4). Bei diesem Modellansatz wird davon ausgegangen, daß es prinzipiell möglich ist, Kompartimentsgrenzen auszuscheiden und einzelne Prozesse aus dem Gesamtsystem zu identifizieren.

Dabei sollen solche Prozesse, welche für die Erklärung des Gesamtverhaltens des Systems wichtig erscheinen, durch Laborversuche oder Modelle nachvollzogen werden. Danach wird versucht, das gewonnene Wissen über die Einzelprozesse zu integrieren, um das betrachtete Systemverhalten zu erklären.

Einzelprozesse eines Ökosystems können als offene Elementarzyklen betrachtet werden (Abb. 2). Der Modellansatz geht von der Überlegung aus, daß große Systeme in den Einheiten von Elementarzyklen und ihren lokalen Wechselbeziehungen verstanden werden können. Hierbei ist aber zu beachten, daß sich das Gesamtverhalten biologischer Systeme nicht einfach aus linearen Verknüpfungen der Einzelprozesse herleiten läßt, sondern diese oft in Rückkopplungen eingebunden sind (NORTON 1990).

Biotische Systeme befinden sich allenfalls im Fließgleichgewicht, d. h. stets abseits eines thermodynamischen Gleichgewichtes. Diese Systeme sind gekennzeichnet durch nichtlineare Wechselwirkungen. Durch die nichtlinearen Wechselwirkungen zeigen die zyklisch gekoppelten Untereinheiten anderes Verhalten (kooperatives Verhalten, Selbstorganisation), als dies aus den Elementarzyklen allein abzuleiten wäre.

Einzelprozesse lassen nur als gekoppelte Modelle Aussagen über das Gesamtsystem zu, weswegen die funktionalen Zusammenhänge der Kopplung bekannt sein müssen.

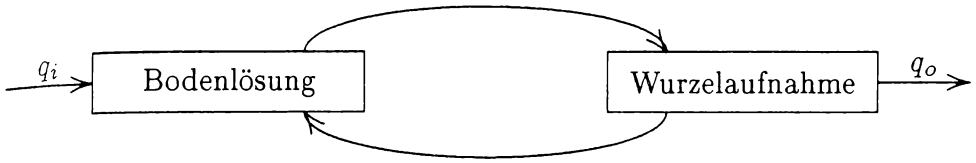


Abb. 2: Offener Elementarzyklus, q_i ist der Inputfluß, q_o ist der Outputfluß

B) Nach einem Modell von HAUHS (1991) können nur die Randflüsse und Ränder eines Ökosystems erfaßt werden. Hier liegt die Hypothese zugrunde, daß es für das im Rahmen der Bewirtschaftung gestellte Ziel ausreicht, die Funktion der Randflüsse zu kontrollieren. Darüber hinaus ist es aber auch in der Wissenschaft nicht möglich, die bekannten Teilstrukturen eines Ökosystems auf ihre Funktion hin zu analysieren. Somit lassen sich keine Einzelprozesse isolieren. Die Ränder des Ökosystems zur Umwelt können aus den mit den Stoffflüssen verbundenen Informationsflüssen hergeleitet werden (HAUHS 1991). Für die Herleitung und Überwachung der Stabilitätsbedingungen ist es aber ausreichend, die Stoff- und Informationsflüsse an den Rändern zu betrachten.

Die Randflüsse und Bilanzen über die Ränder des Systems sind zentral in beiden alternativen Modellen zur Beschreibung von Stabilitätsbedingungen.

Hier wird daher der Entwurf zu einem FIS diskutiert, ohne die wissenschaftliche Entscheidung zwischen diesen Möglichkeiten vorwegzunehmen. Da das Konzept von ULRICH die weitergehenden Forderungen an die zu messenden internen Vorräte stellt, folgt die weitere Diskussion dieser Alternative.

Ziel ist, als Voraussetzung der Nachhaltigkeit der Produktion, die Nachhaltigkeit der ökosystem-internen Produktionsbedingungen, d. h. des chemischen, physikalischen und biologischen Bodenzustandes bzw. seine Restauration. Unter Restauration wird die Veränderung des Systemzustands in Richtung auf die standörtlich mögliche, nachhaltig hohe Produktion verstanden. Die Nutzung des Waldökosystems erfolgt unter Beachtung von Stabilitätsbedingungen bzw. zu definierender Zielzustände.

Als Beispiel dient hier die Stabilitätsbedingung "Ausgeglichene Stoffbilanz". Eine der Bedingungen ist die, daß der Nettoaustrag von Nährstoffen nicht die Nachlieferung durch Verwitterung übersteigen darf. Bei "natürlichen" Versauerungsprozessen, z. B. durch die Freisetzung von CO_2 bei der Wurzel- und Zersetzeratmung, liegen die Nettoausträge maximal auf der Höhe der Verwitterung. Die durch die Deposition hervorgerufenen Versauerungsprozesse führen vielfach zu Nettoausträgen aus dem System, welche die Einträge durch die Verwitterung übersteigen. Eine Düngung würde zwar die Nährstoffversorgung verändern, das System verbliebe aber im Zustand der veränderten Flüsse, wobei die Stabilität verändert bleiben kann und das Prinzip der Selbststeuerung verletzt wird.

Desweiteren ist zu fordern, daß keine Akkumulation von potentiell toxischen Stoffen im System erfolgt. Die Toxizität wird am sensibelsten Systemteil betrachtet. Die meisten der anthropogen freigesetzten Stoffe akkumulieren im System. Daraus läßt sich ein "critical load"-Konzept ableiten. Dies gilt zum Beispiel für SO_2 . Ozon hingegen akkumuliert nicht im System. Die Schädigung erfolgt direkt. Deswegen ist hier der "critical level" von Bedeutung.

Zusammengefaßt sind diese Ansätze in Abb. 3 zu sehen. "Critical loads" bzw. "critical levels" und alle kritischen Eingriffe in das Ökosystem ("critical impacts") führen zu kritischen Zuständen ("critical states"), welche Verluste für das Ökosystem nach sich ziehen und eine potentielle Gefährdung des darauffolgenden Ökosystems darstellen ("critical losses").

Im Ökosystemmodell erfolgt die **Kontrolle** an meßbaren Zustandsgrößen der Produktionsbedingungen und der Produktion. Beispiele sind Zuwachs und Kronenzustand der Bäume, bodenchemischer Zustand, Stoffeinträge, Stoffausträge und Stoffbilanz.

Die Prognose der Zielgrößen und damit die Planung ist nur mit komplexen Modellen wie Wachstumsmodellen, Stoffhaushaltsmodellen und Wasserhaushaltsmodellen möglich. Bei der Anwendung des Ökosystemmodells besteht Bedarf für ein Forstliches Informationssystem.

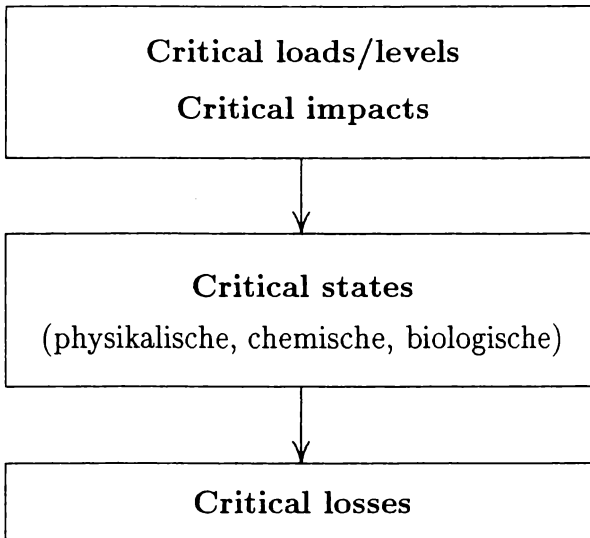


Abb. 3: Kritische Zustände und kritische Prozesse in Ökosystemen (nach BEESE 1990)

2. Aufbau eines Forstlichen Informationssystems

Im folgenden wird die Grundlage für ein FIS nach den Stabilitätsbedingungen von ULRICH (1989 a) skizziert. Ein FIS umfaßt die punktuelle und flächendeckende Gewinnung ökosystemarer Informationen (Monitoring), die modellmäßige Auswertung, das Zurückbringen der Erkenntnisse auf die Fläche (GIS) und die Ableitung von Maßnahmen für ein Ökosystemmanagement im Rahmen der Bewirtschaftung. In dieser Hinsicht stellt ein FIS die Kopplung zwischen Wissenschaft und Technologie (Abb. 1). Die Extrapolation des derzeitigen Kenntnisstandes in Raum (geographisches Informationssystem) und Zeit (dynamische Modelle) ist ein Instrumentarium zur Hypothesenprüfung (LENZ & SCHALL 1991).

2.1 **Monitoringkonzept**

Das Monitoringkonzept dient der Erfassung des Ist-Zustandes der Beobachtungsflächen. Dem Meßkonzept liegt ein Kompartimentmodell (Abb. 4) zugrunde. Es sollen die Stoffübergänge an den Schnittstellen der Kompartimente innerhalb des Ökosystems und an den Schnittstellen zur Umwelt erfaßt werden.

Je nach Erfassungsintensität können drei Arten von Meßflächen unterschieden werden:

- Intensivmeßflächen
- Referenzstandorte
- flächendeckende Kartierung

2.1.1 **Intensivmeßflächen**

Die Intensivmeßflächen stellen Beispiel-Ökosysteme unterschiedlicher Belastung und Standortstypen dar. Das Meßziel ist die Erfassung der Quantität und Dynamik des Wasser- und Stoffhaushaltes sowie der Vegetationsentwicklung anhand von Biomasse- und Bioelementinventuren. Hierbei sollen möglichst alle Randflüsse erfaßt werden. Die Messungen müssen Mindestanforderungen hinsichtlich der räumlichen und zeitlichen Auflösung genügen. Standardmeßkonzepte gewährleisten die Vergleichbarkeit der Daten. Die Messungen erfolgen mit Feldmeßsystemen (kontinuierliche Messungen) oder im Labor.

Die Datenerhebung umfaßt:

- bodenhydrologische Daten (Matrixpotential, Wassergehalt, pF, Leitfähigkeit),
- meteorologische Daten (Freilandniederschlag, Bestandesniederschlag, Temperatur, Sonnenscheindauer, Dampfdruckdefizit, Wasseräquivalent der Schneedecke, Stammablauf),
- Daten der räumlichen Struktur (Gauß-Krüger-Koordinaten, Forstamt, Abteilung, Hangneigung, Exposition, topologische Struktur),
- chemische Daten (Stickstoffkonzentrationen im Bestandesniederschlag, Freilandniederschlag, Sickerwasser, Stammablauf, Kationenaustauschkapazität, pH),
- vegetationskundliche Daten (Blattaustrieb, Blattfall, Blattflächenindex, Feinwurzelverteilung, Feinwurzelmenge, Baumschicht, Strauchschicht, Krautschicht),
- ertragskundliche Daten (Bestand, Alter, Höhe, Brusthöhendurchmesser),
- Daten der Waldschadenserhebung (Schadstufen),
- Daten der Bewirtschaftungsmaßnahmen (Durchforstung, Düngung, Vollbaumnutzung).

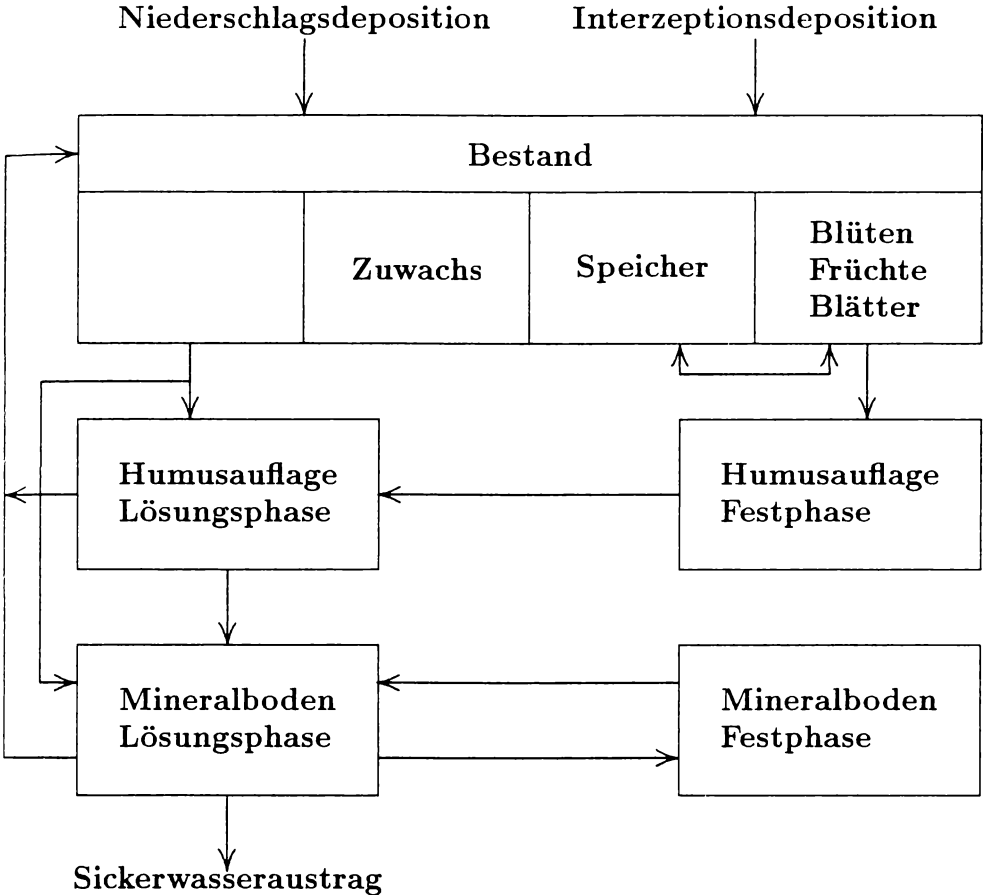


Abb. 4: Kompartimentmodell der Vorräte und Flüsse in Waldökosystemen (nach MATZNER 1988)

2.1.2 Referenzstandorte

Hierbei wird das Ziel verfolgt, die an den Intensivmeßflächen entwickelten Aussagen zu regionalisieren. Die Datenerhebung umfaßt nur wenige derzeit kritische Randflüsse und Zustandsvariable. Dazu gehören ertragskundliche und Waldschadensdaten, Eintrag von Säure und Nährstoffen, bodenchemischer Zustand und die Bodenlösungschemie.

2.1.3 Flächendeckende Kartierung

Die Stratifizierung aller Forststandorte hinsichtlich Vegetation, Standortstyp, Boden, Klima, Topographie und Belastung ist das Ziel der flächendeckenden Kartierung. Diese gewonnenen Straten bilden die Datengrundlage zur Ausscheidung von Standorts- und Waldökosystemtypen. Die Datenerhebung umfaßt (z. B. LENZ 1991):

- Bodenkartierung, einschließlich der Ausweisung von bodenchemischen Pufferbereichen,
- Kartierung von Risikofaktoren der Depositionsbelastung (TOBIAS & al. 1989 a),
- klimatische Randbedingungen,
- Baumarten, Waldgesellschaft,
- Waldschadenserhebung (qualitatives Monitoring).

2.2 Datenbankkonzept

Die Datenbank dient der Langzeitspeicherung der Daten, der Bereitstellung der Daten für Auswertungen sowie dem Austausch der Daten mit anderen Datenbanken. Die Datenbasis bilden die Daten aus früheren Erhebungen der Intensivmeßflächen, der Referenzstandorte und der flächendeckenden Kartierung. Die Strukturierung der Daten in der Datenbank erfolgt hierarchisch nach der räumlichen Lage (Fläche), welche den Hauptzugriff bildet, innerhalb der Flächen nach der Zeit und innerhalb der Zeit nach den Methoden.

2.3 Auswertungskonzept

Das Auswertungsziel ist die Zustandsbeschreibung anhand von Ökosystemtypen, das Erkennen zeitlicher Entwicklungen unter verschiedenen Szenarien der Randbedingungen und die Überprüfung der Stabilitätsbedingungen. Als Auswertungsverfahren werden Modelle zur Simulation des Wasser- und Stoffhaushalts und kartographische Verfahren verwendet.

2.3.1 Zustandsbeschreibung

Die Zustandsmerkmale für den Standort, den Bestand und das Ökosystem sind in Tab. 1 zusammengefaßt. Zur Beschreibung des Stoffhaushaltes werden Input-Outputbilanzen (MANDERSCHEID & LOHMANN 1987) wichtiger Nähr- und Schadstoffe aufgestellt. Durch Input-Output-Bilanzen kann das durch die anthropogenen Stoffeinträge bzw. -austräge bewirkte Ausmaß der Abweichung vom Fließgleichgewicht aufgezeigt werden (ULRICH 1989 b).

Zur Berechnung der Stoffflüsse müssen die Wasserflüsse des Freilandniederschlags, des Bestandesniederschlags sowie der Versickerung bekannt sein. Die Sickerwassermengen sind durch Simulation mit einem Wasserhaushaltsmodell errechenbar. Der simulierte Wasserhaushalt wird anhand der gemessenen Matrixpotentiale überprüft. Exemplarisch ist der Wasserhaushalt einer Intensivmeßfläche (Leisel: Idar-Wald, Rheinland Pfalz; Merzalben: Pfälzer Wald, Rheinland-Pfalz) in Tab. 2 wiedergegeben.

Die partikuläre und gasförmige Interzeption der Stoffe ist nicht direkt meßbar. Näherungsweise kann die unbekannt Interzeptions-Deposition aus der Flüßebilanz des Kronenraumes ermittelt werden (BREDEMEIER 1987). Auf diese Weise können Stoffhaushaltsbilanzen aufgestellt werden die die Stoffflüsse an den Schnittstellen der Kompartimente angeben. In Tab. 3 ist die Stoffhaushaltsbilanz für das Element Kalium dargestellt.

Zur Klassifikation des Bodenzustandes kann die Reaktion der Protonen mit der Bodenmatrix und die Sickerwasserchemie herangezogen werden (Pufferbereiche). Diese Klassifikation dient auch als Grundlage zur Ausscheidung von Stoffhaushaltstypen (Tab. 4), da sie in Abhängigkeit vom chemischen Bodenzustand charakteristische Merkmale und Entwicklungstrends aufweist.

Tab. 1: Typische Beispiele für Zustandsmerkmale von Waldökosystemen

	Zustandsmerkmale	
	qualitative	quantitative
<i>Standort</i>	Klimatyp (Klima, Höhenlage, Exposition) Bodentyp Wasserhaushaltsklassen Nährstoffhaushaltsklassen (Trophiestufen)	Input von Wasser Input von Säuren/Basen Input von pot. Nährstoffen Input von pot. Schadstoffen Pufferbereiche Basensättigung Basen/Säure-Vorräte Zusammensetzung der Bodenlösung Silikatverwitterungsrate
<i>Bestand</i>	Baumartenzusammensetzung Waldgesellschaft Kronenzustand Humusform	Zuwachs Tiefengradient der Wurzeln Blattanalysen
<i>Ökosystem</i>		Input-Outputbilanzen (Säuren, Basen, Nährstoffe)

Tab. 2: Jahressummen der Wasserflüsse 1987/88

Wasserflüsse ($mm \cdot a^{-1}$)	Fläche	
	Leisel	Merzalben
<i>Freilandniederschlag</i>	1065.9	945.0
<i>Kronentraufe</i>	708.0	783.6
<i>aktuelle Transpiration</i>	330.0	326.9
<i>Sickerwasser in 80 cm</i>	392.5	–
<i>Sickerwasser in 115 cm</i>	–	500.9

Tab. 3: Jahressummen der K^+ -Stoffflüsse in Leisel 1987/88

Stoffflüsse $K^+ \text{ kmolIA} \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$	Leisel	
	ungekalkt	gekalkt
<i>Niederschlagsdeposition</i>	0.03 (0.02 ... 0.04)	0.03 (0.02 ... 0.04)
<i>partikuläre Deposition</i>	0.03	0.03
<i>Gesamtdeposition</i>	0.06	0.06
<i>Kronentraufe</i>	0.40 (0.34 ... 0.47)	0.42 (0.34 ... 0.51)
<i>Sickerwasseraustrag in 10 cm</i>	0.69 (0.60 ... 0.80)	0.31 (0.22 ... 0.42)
<i>Sickerwasseraustrag in 30 cm</i>	0.13 (0.06 ... 0.19)	0.12 (0.07 ... 0.17)
<i>Sickerwasseraustrag in 80 cm</i>	0.08 (0.05 ... 0.12)	0.04 (0.02 ... 0.05)

Tab. 4: Stoffhaushaltstypen nach Pufferbereichen im Boden (nach ULRICH 1989 b)

Stoffhaushaltstypen von Waldökosystemen

- A: Ökosysteme mit Unterböden im Carbonat-Pufferbereich
- B: Ökosysteme mit Unterböden im Austauscher-Pufferbereich
- C: Ökosysteme mit Unterböden im Aluminium-Pufferbereich
- D: Ökosysteme mit Unterböden im Eisen-Pufferbereich

Untergliederung der Pufferbereiche anhand der Stickstoff-Bilanz:

- 1: NH_4 wird ganz, NO_3 wird weitgehend akkumuliert.
- 2: NH_4 wird ganz, NO_3 wird wenig oder nicht akkumuliert.
- 3: NO_3 -Output erreicht oder überschreitet N-Deposition.
- 4: NH_4 wird teilweise, NO_3 völlig ausgewaschen.

Untergliederung der Stickstoff-Bilanz anhand der SO_4 -Bilanz:

- a: SO_4 -Bilanz ist ausgeglichen
- b: Sulfatakkumulation: Output < Input
- c: Sulfatfreisetzung: Output > Input

2.3.2 Abschätzung der zeitlichen Entwicklungen unter bekannten Randbedingungen

Die zeitliche Entwicklung der Stoffbilanz kann aus der Extrapolation des derzeitigen Zustands abgeschätzt werden (Tab. 5). Die sehr groben Abschätzungen der einzelnen Vorräte und Flüsse müssen schrittweise durch differenziertere Modellansätze verfeinert werden.

Ein weitergehendes Ziel ist es, durch Modellierung abgelaufener Prozesse zu einem Systemverständnis zu gelangen, welches es erlaubt, zukünftige Entwicklungen des Systems quantitativ abzuschätzen. Um zu Modellvorstellungen des Ökosystems zu kommen, muß die Struktur des Systems durch Weglassen weniger wichtig erscheinender Funktionen auf ein handhabbares Modell abgebildet werden. Diese Abschätzungen dienen als Entscheidungsgrundlage für die Forstplanung, der Risikoabschätzung und der Maßnahmenplanung (LENZ & SCHALL 1991, LENZ 1991).

Grundlage ist ein Modell mit untereinander gekoppelten Teilmodellen:

- 1) Depositionsmodell und Silikatverwitterungsmodell (obere Randbedingung)
- 2) Wachstumsmodell (zeitliche Entwicklung des Biomassevorrats und der in der Biomasse enthaltenen Nährstoffe)
- 3) Modelle der "Übertragungsfunktion" (Änderung des chemischen Bodenzustandes als Folge der Stoffeinträge, z. B. als Bilanzmodell: Vermehrung der Vorräte an austauschbaren Kationen und Stickstoff)
- 4) Modelle der "Ergebnisfunktion":
 - Wasserhaushaltsmodell: Berechnung der Evapotranspiration und der Versickerungsrate in Abhängigkeit vom chemischen Bodenzustand
 - Modelle zur Berechnung ökophysiologischer Parameter

Mit Hilfe dieser Modelle können Szenarien simuliert werden, die unter verschiedenen Annahmen hinsichtlich der Randflüsse (Deposition, zeitliche Entwicklung des Nährstoffvorrates in der Biomasse) Aussagen über die Veränderung ökophysiologischer Parameter und der Vorräte zulassen. Für die forstplanerische Praxis sind solche Modelle zu aufwendig. Daher müssen aus diesen Modellen für die Praxis Modelle entwickelt werden, die auf wenigen Schlüsselprozessen aufbauen.

Tab. 5: Stoffbilanz eines Fichtenökosystems über 100 Jahre. Hierin bedeuten Mb: basisch wirkende Metallkationen, KAK: Kationenaustauschkapazität, Ma: versauernd wirkende Metallkationen, BS: Basensättigung

	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	M _b	KAK	M _a	BS %
	<i>kmol IÄ · ha⁻¹ · a⁻¹</i>						
<i>austauschbarer Vorrat</i>							
<i>Mineralboden 0-70cm</i>	13	26	73	112	560	448	20
<i>Verwitterung in 100 J.</i>	10	30	10	50			
<i>neuer theoretischer Bodenvorrat</i>	23	56	83	162	560	398	29
<i>Biomasseexport in 100 J.</i>	10	23	10	46			
<i>neuer theoretischer Bodenvorrat</i>	13	33	73	116	560	444	21
<i>Deposition in 100 J.</i>	20	15	50	85		260	
<i>neuer theoretischer Bodenvorrat</i>	33	48	123	201			
<i>Auswaschung in 100 J.</i>	20	44	117	181		79	
<i>Endvorrat Mineralboden nach 100 J.</i>	13	4	6	23	560	537	4

2.4 Geographisches Informationssystem

Das Geographische Informationssystem dient der Aggregation der forstrelevanten Daten einer Fläche (BARTHELME 1989, TOBIAS & al. 1989 b) und der operationalen Systemtypisierung. Die forstrelevanten Daten bilden sich aus extrapolierten Meßdaten und Modelldaten. Durch kartographische Darstellungen sollen räumliche Strukturen aufgezeigt werden (STOCK 1990). Ebenso dienen die Darstellungen als Entscheidungsgrundlage bei der Maßnahmenplanung auf der Fläche.

2.5 Ableitung der Maßnahmen für ein Ökosystemmanagement

Das aus den Fallstudien/Intensivmeßflächen gewonnene Wissen über die Waldökosysteme muß so formalisiert werden, daß Maßnahmenplanungen auf der Fläche unterstützt werden, d. h., quantitative und qualitative Maßnahmen für ein Ökosystemmanagement müssen aus dem Forstinformationssystem ableitbar sein.

Wegen des hohen Vernetzungsgrades in Ökosystemen und der Anpassungsfähigkeit der Organismen und Populationen sind die Ursache/Wirkungs-Zusammenhänge in den Ökosystemen jedoch so komplex, daß sie in absehbarer Zeit noch nicht in Simulationsmodellen realistisch abgebildet werden können. Das Forstinformationssystem kann Entwicklungen im Ökosystem erkennen lassen und Risiken ausweisen, wie sie z. B. durch Nährstoffversorgung und Bodenversauerung bedingt sind. Hieraus können Art und Dringlichkeit von Gegenmaßnahmen abgeleitet werden. Die komplexen Auswirkungen möglicher Gegenmaßnahmen sind jedoch in praxisnahen Versuchen zu prüfen. Nur nach einer derartigen Prüfung ist die Übernahme von Maßnahmenempfehlungen für bestimmte Ökosystemtypen großflächig zu verantworten.

Literatur

- BARTHELME, N., 1989: GIS Technologie, Geoinformationssysteme, Landinformationssysteme und ihre Grundlagen. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York: 280 S.
- BEESE, F., 1990: Vortrag auf dem Seminar der Deutschen Bodenkundl. Ges.: Stoffflüsse in Waldökosystemen, gehalten in Seeburg am 25.10.1990.
- BREDEMEIER, M., 1987: Stoffbilanzen, Interne Produktion und Gesamtsäurebelastung des Bodens in verschiedenen Waldökosystemen Norddeutschlands, Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/-Waldsterben. Göttingen Bd. A3: 183 S.
- HAUHS, M., 1990: Ecosystem Modelling: Science or Technology? Journal of Hydrology 116: 25-33.
- HAUHS, M., 1991: Der Wasser- und Stofftransport von Waldökosystemen aus informationstheoretischer Sicht. Habilitationsschrift, Göttingen: 108 S.
- LENZ, R., 1991: Charakteristika und Belastungen von Waldökosystemen NO-Bayerns - eine landschaftsökologische Bewertung auf stoffhaushaltlicher Grundlage. Dissertation, Fakultät Landwirtschaft und Gartenbau, TUM-Weihenstephan.
- LENZ, R. & O. SCHALL, 1989: Darstellung waldschadensrelevanter Ökosystembeziehungen als Grundlage von dynamischen Modellen und Hypothesensimulationen am Beispiel der Stickstoffhypothese. Verh. Ges. Ökol. 17: 633-641.
- LENZ, R. & R. SCHALL, 1991: Theorie und Modellierung von Waldschadensprozessen im Fichtengebirge - ihre hierarchische Strukturierung und technologische Anwendung. Verh. Ges. Ökol. 19: im Druck.
- MANDERSCHIED, B. & H. LOHMANN, 1987: Stoffbilanzierung, ein Instrument der Forstplanung, des Bodenschutzes, der Umweltkontrolle. Mitt. d. Deutschen Bodenkundl. Ges. 55/I: 209-22.
- MATZNER, E., 1988: Der Stoffumsatz zweier Waldökosysteme im Solling. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Göttingen, Bd. A40: 217 S.
- NORTON, F. I., 1990: Studies in Evaporation and their Lessons for the Environmental Sciences. Canad. Water Resources Journal: in press.
- O'NEIL, C, DE ANGELIS, D. L., WAIDE, J. B. & T. F. H. ALLEN, 1986: A hierarchical Concept of Ecosystems. Princeton University Press, Princeton: 253 S..
- STOCK, R., 1990: Die Verbreitung von Waldschäden in Fichtenforsten des Westharzes - Eine geographische Analyse. Göttinger Geograph. Abhandl., Glotze Verlag, Göttingen: 102 S.
- TOBIAS, K., BACHHUBER, R. & M. GROSSMANN, 1986: Landschafts-Informationssystem: Methodischer Beitrag zur Ökosystemforschung am Beispiel von vier Schwerpunktforschungsräumen in der Bundesrepublik Deutschland. Verh. Ges. Ökol. 17: 627-631.
- TOBIAS, K., LANG, R. & P. SCHALL, 1989 a: Flächenbezogene Abschätzung der Depositionsmengen von H, N, Ca, Mg in vier Schwerpunktforschungsräumen der BRD. GIS, 2. Jg., H. 4: 26-32.
- ULRICH, B., 1987: Stabilität, Elastizität und Resilienz von Waldökosystemen unter dem Einfluß von saurer Deposition. Forstarchiv 58: 232-239.
- ULRICH, B., 1989 a: Stabilitätsbedingungen von Waldökosystemen, Forschungsantrag an das Bundesministerium für Forschung und Technologie Bonn. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/-Waldsterben. Göttingen Bd. 14: 279 S.
- ULRICH, B., 1989 b: Stoffhaushalte von Waldökosystemen. In: Forschungsbeirat Waldschäden/-Luftverunreinigungen, Dritter Bericht Teil B Band II: 1-14.

Adresse

Dipl.-Forstwirt Bernhard Manderscheid
Dr. Michael Hauhs
Institut für Bodenkunde und Waldernährung
Universität Göttingen
Büsgenweg 2

W - 3400 Göttingen

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie](#)

Jahr/Year: 1991

Band/Volume: [20_2_1991](#)

Autor(en)/Author(s): Hauhs Michael, Manderscheid Bernhard

Artikel/Article: [Aufbau und ökologische Inhalte eines Forstlichen Informationssystems - Monitoring und Regionalisierung 673-684](#)