

Kurt Fedra

International Institute for Applied Systems Analysis
Schloss Laxenburg, A-2361 Laxenburg, Austria

NÄHRSTOFFHAUSHALT UND WASSERQUALITÄT
Systemanalyse und numerische Simulation

Kurzfassung

Einleitung

Strukturierung des Systems

Ein prozessorientierter Gliederungsversuch

Die vier Hauptkomponenten

- 1) horizontales Transportmodell
- 2) vertikales Sediment-Modell
- 3) See-Nährstoff-Modell
- 4) Schilf-Modell

die Verknüpfung der Elemente

Datenbedarf und Interpretation

Danksagung

Zitierte Literatur

Kurzfassung

Die vorliegende Arbeit beschreibt ein aus mehreren gekoppelten numerischen Simulationsmodellen aufgebautes System zur Beschreibung und Analyse des Problemkreises der Wasserqualität in Abhängigkeit vom Nährstoffhaushalt für den Neusiedlersee unter Einbezug des Schilfgürtels. Die Koppelung von hydrodynamischen Transportprozessen und biologisch-chemischen Umsetzungsprozessen soll eine umfassende Analyse der Funktion des Gesamtsystems erlauben. Das Modellsystem wird in erster Linie von meteorologischen Größen gesteuert und berücksichtigt die Möglichkeit von Schilfschnitt und -export als Kontrollmaßnahme. Zahlreiche punktuelle wie diffuse Nährstoffeinfuhren können individuell beschrieben werden, um einen Vergleich realistischer Szenarien von Kontrollmaßnahmen zu ermöglichen. Die Probleme der Datenerfordernisse, Modellungenauigkeiten, und der Interpretation von numerischen Simulationsergebnissen werden diskutiert.

Einleitung:

Die vorliegende Arbeit versucht, für den Problemkreis "Nährstoffhaushalt und Gewässerzustand oder Wasserqualität einen formalen methodischen Rahmen zu erstellen. Dieser Rahmen soll es erlauben,

- a) das "Problem" in messbaren Größen und naturwissenschaftlich beschreibbaren Zusammenhängen darzustellen und somit einer quantitativen Analyse zugänglich zu machen;
- b) das vorhandene Wissen aus zahlreichen Teilgebieten einzuordnen, zu verknüpfen und kritisch zu interpretieren;
- c) weiteren Informationsbedarf aufzuzeigen und Anhaltspunkte für gezielte Datenerhebung bzw. die Ausarbeitung von Messtrategien zu geben;
- d) durch die Verknüpfung der vorhandenen Information und die Überprüfung alternativer Hypothesen ein Verständnis der Funktion des Gesamtsystems zu ermöglichen und damit die Grundlage für Prognosen zu schaffen;
- e) und schließlich eine Einordnung der Analyse und ihrer Ergebnisse in einem übergeordneten Rahmen zu gewährleisten.

Abbildung 1 zeigt die Grundstruktur des Problemkreises, wobei die Wasserqualität als primär vom Nährstoffhaushalt des Gewässers abhängig dargestellt ist. Wesentlich ist aber auch die Relativierung der Gewässergüte durch die angelegten (subjektiven) Maßstäbe, die ihrerseits vom sozio-ökonomischen Rahmen oder der Nutzung im weitesten Sinne beeinflusst werden. Die Gewässergüte ihrerseits übt über Mechanismen im sozio-ökonomischen Bereich auf das physikalische Einzugsgebiet und damit den Nährstoffhaushalt zurück.

Die Stellung der Wasserqualität im Rahmen des übergeordneten regionalen politischen, in erster Linie raumplanerischen, Bezugssystems ist in Abbildung 2 dargestellt, wobei hier der Gewässerzustand des Sees nur als eine Komponente der "Umweltqualität" zu verstehen ist, die ihrerseits in Wechselwirkung mit etwa Tourismus, Landwirtschaft, Industrie, und Siedlungswesen zu sehen ist.

Definition und Strukturierung des Systems

Diese Beziehungen stellen wesentliche Randbedingungen für die Definition des zu untersuchenden Problems und die Strukturierung des Systems dar. In der vorliegenden Arbeit wird versucht, den Problemkreis "Wasserqualität des Neusiedlersees" als direkt abhängig vom Nährstoffhaushalt des Sees zu beschreiben. Wasserqualität wird als Funktion der Nährstoffkonzentration aufgefaßt. Das untersuchte System soll also auf eine dynamische Massenbilanz der wichtigsten Nährstoffe Phosphor und Stickstoff reduziert werden; das bedeutet unter anderem, daß die Interpretation der Wasserqualität als Funktion der Nährstoffsituation und abgeleiteter Größen wie etwa Algenbiomasse, Sauerstoffkonzentration oder Trübe nicht mehr unmittelbarer Bestandteil des Systems ist, sondern im nächst übergeordneten System (vgl. Abb. 1) erfolgen muß. Dies nicht zuletzt deshalb, weil "Wasserqualität" ein eher diffuser, von zahlreichen subjektiven Wertmassstäben abhängiger Begriff ist, der nur im Rahmen einer konkreten Nutzungssituation (also eines definierten sozio-ökonomischen Rahmens) pragmatisch definiert werden kann. Umsomehr ist es gerade im Sinne dieser Interpretierbarkeit notwendig, die Erfordernisse des übergeordneten Systemzusammenhangs bei Definition und Strukturierung des zu untersuchenden Systems zu berücksichtigen. Da zum Beispiel die Wasserqualität vor allem in ihrer Auswirkung auf die Nutzung des Gewässers, und hier in erster Linie auf den Tourismus- und Freizeitbereich von Interesse ist, muß ihre Beschreibung auch dementsprechend erfolgen. Unter anderem bedeutet das die Notwendigkeit einer räumlich und zeitlich disaggregierten Beschreibung, also etwa auf täglicher Basis und für mehrere räumliche Abschnitte des Sees und besonders des Ufers, wobei diese räumliche Gliederung wieder sowohl auf natürlichen Gegebenheiten (etwa der Struktur des Schilfgürtels) als auch der Lage unterschiedlicher Nutzungszonen (etwa Badestrände) beruhen sollte. Eine Möglichkeit wäre hier die zumindest teilweise Verwendung der Gemeindegrenzen.

Neben der räumlich-zeitlichen Gliederung des Systems ist eine funktionelle Gliederung, also die Definition der Funktion der betrachteten Elemente des Systems, notwendig. Die Elemente des Systems, also diejenigen Einheiten, über die bzw. mit deren Hilfe Aussagen getroffen werden sollen, können in drei (kybernetische) Hauptgruppen unterteilt werden, nämlich:

- a) Eingabegrößen (oder inputs, forcings, control-variables etc.); das sind Größen, die zwar das System beeinflussen, für die aber ihrerseits keine Rückwirkung des Systems zugelassen wird. Ein Beispiel sind klimatische Größen wie Temperatur oder Niederschlag, oder in der hier gewählten Gliederung, auch Nährstoffzufuhren.
- b) Innere Elemente (oder state variables, Zustandsgrößen), das sind solche Größen, auf die mindestens eine andere Komponente des Systems wirkt, und die ihrerseits wieder mindestens eine andere Größe beeinflussen; ein Beispiel wäre das Phosphat im freien See, oder die Algenbiomasse.
- c) Ausfuhr-Elemente (outputs, exports, algebraic elements), das sind solche Elemente, für die keinerlei Rückwirkung auf die inneren Elemente zugelassen wird. Ein Beispiel wäre der Nährstoff-Export durch den Abfluss.

Diese strikte kybernetische Gliederung wird nun wieder durch die Interpretationserfordernisse und die Einordnung in den übergeordneten Zusammenhang verwischt bzw. weiter unterteilt. Bei den Einfuhren etwa ist eine Gliederung in individuell kontrollierbare Einfuhren (etwa kommunale Abwässer) und im wesentlichen unsteuerbare Größen (etwa aus dem Niederschlag) sinnvoll. Die Verwendung einer möglichst hohen Zahl individuell beschriebener Einfuhren (zur Abschätzung ihrer relativen Bedeutung) ist praktisch nur durch das vorhandene Datenmaterial beschränkt (vgl. FLECK-SEDER, 1980). Neben den Einfuhren werden in erster Linie meteorologische Steuergrößen verwendet, nämlich Einstrahlung, Lufttemperatur, Niederschlag, und das Windfeld über dem See, sowie Größen des Wasserhaushaltes des Sees.

Die inneren Elemente sind nun (in gröbster Vereinfachung) gelöste, als Nährstoff für die Primärproduktion zur Verfügung stehende, Phosphor- und Stickstoffverbindungen, und in Biomasse (Algen bzw. Schilf) gebundener Phosphor und Stickstoff.

Als Ausfahren sind der Abfluss durch den Einser-Kanal (gesteuert von Wasserstand und Schleusenregeln) und der Schilfschnitt und -export vorgesehen. Diese Grundstruktur des Systems ist in Abb. 3 zusammengefaßt. Um für dieses System eine dynamische, räumlich disaggregierte Massenbilanz der Nährstoffe aufstellen bzw. simulieren zu können, müssen noch zahlreiche Hilfsgrößen - etwa Sauerstoff oder Trübe (suspended solids), und zahlreiche Prozesse, - horizontale und vertikale Transportprozesse, biologisch-chemische Umsetzungsprozesse, mit erfaßt und dargestellt werden.

Die wichtigsten Prozesse innerhalb dieses Systems sind nun folgende (zur Vereinfachung der Darstellung wird im Weiteren nur mehr der Phosphor herangezogen): Einfuhren partikulären wie gelösten Phosphors erreichen den Schilfgürtel, wo entsprechend dem Transportweg im Schilf und der jeweiligen örtlichen Struktur des Schilfes die partikuläre Fraktion sedimentiert, die gelöste Konzentrationsgradienten aufbaut (vgl. NEUHUBER et al., 1979) bzw. beide Fraktionen zumindest teilweise über Kanäle in den offenen See gelangen. Daneben erreichen andere Einfuhren, insbesondere solche aus der Atmosphäre, den See direkt. Im See kommt es nun zu Umsetzungen von gelösten und partikulären Phosphorfraktionen im aquatischen Nahrungsnetz bzw. in Wechselwirkung mit dem Sediment. Durch windgetriebene horizontale Transportmechanismen werden nun einerseits horizontale Verteilungsmuster der Konzentrationen aufgebaut (DOKULIL 1975), die mit den biologischen Prozessen nichtlinear gekoppelt sind, zum anderen erfolgt ein Wasser- und Masseaustausch mit dem Schilfgürtel. Vereinfachend kann dabei angenommen werden, daß die partikuläre Fraktion eher im ruhigeren Schilfwasser deponiert wird, gelöste Nährstoffe aber entsprechend den Konzentrationsgradienten verfrachtet werden. Im Schilf kommt es zu einer Aufnahme von Nährstoffen in Schilfbiomasse (die aus dem System exportiert werden kann) und zur Remineralisation der deponierten partikulären Fraktion. Gesteuert wird dieses System von den meteorologischen Größen wie Einstrahlung, Temperatur und Wind, dem Niederschlag bzw. den Schüttungen insbesondere der Wolke und den jeweiligen Nährstoffeinfuhren.

Das hier entworfene Gesamtsystem, insbesondere wenn man den hier vernachlässigten Stickstoffkreislauf mit berücksichtigt, ist zweifelsohne sehr kompliziert und komplex. Auch umspannen die für eine detaillierte, prozessorientierte Beschreibung erforderlichen charakteristischen Dimensionen in Raum und Zeit mehrere Größenordnungen: etwa wenige Sekunden für hydrodynamische Prozesse bis zu mehreren Jahren für Schwankungen im Wasserhaushalt oder wenige Zentimeter für Sedimentations- und Erosionsprozesse bis zu den Quadratkilometerdimensionen von See- und Schilfoberfläche.

Eine simultane Beschreibung bzw. Simulation des Gesamtsystems bei gleichzeitiger Beibehaltung der erwünschten oder erforderlichen Detailauflösung ist damit praktisch unmöglich.

Ein prozessorientierter Gliederungsversuch:

Eine Alternative bietet eine funktionell gegliederte Beschreibung durch sekundär gekoppelte Teilmodelle, die in sich jeweils nur einen geringen Bereich charakteristischer Dimensionen umspannen. Eine mögliche Struktur ist in Abb. 4 dargestellt, wobei das Gesamtsystem in vier gekoppelte Hauptkomponenten bzw. Simulationsmodelle unterteilt ist. Diese vier Komponenten sind:

- 1) ein 2 D tiefenintegriertes Transportmodell für See und Schilfgürtel;
- 2) ein 1 D vertikales Transportmodell für den offenen See;
- 3) ein 1 D vertikales biochemisches Modell für den See;
- 4) ein 0 D biochemisches Modell des Schilfgürtels.

Diese vier Hauptkomponenten werden nun jeweils zur Beschreibung einer Gruppe von Detailprozessen herangezogen und sekundär direkt oder indirekt zu einer Beschreibung des Gesamtsystems gekoppelt. Dazu ist eine möglichst weitgehende Strukturierung der einzelnen Komponenten in bausteinartig geknüpfte Programmteile oder Module vorgesehen.

Die vier Hauptkomponenten:

1) das 2 D tiefenintegrierte Transportmodell

Die wichtigste Funktion dieser Komponente ist die Beschreibung der horizontalen, windgetriebenen Transportprozesse im See bzw. des Wasser- und Masseaustausches zwischen offenem See und Schilfgürtel. Neben Geometrie bzw. Bathymetrie des Sees wird hier das Windfeld über dem See bzw. Schilfgürtel als Eingabe verwendet. Oberflächenschubspannung durch Windeinfluss und Bodenreibung steuern das Modell. Vorgeesehen ist hier die Verwendung einer um die Transportgleichungen und entsprechenden Quellenterme erweiterten Version des Modelles von RAMMING (1979), das für den Neusiedlersee entwickelt wurde und eine horizontale Auflösung von 250 m aufweist. Zur Auflösung der Kanäle im Schilf oder von Einzelheiten der Schilfstruktur insbesondere im Übergangsbereich zum offenen See könnte eine weitere Verfeinerung des Punktenetzes in einem "nested grid" System ohne weiteres eingeführt werden (RAMMING, pers. Mitteilung).

Ausgehend von vorgegebenen Anfangskonzentrationen für gelösten bzw. partikulären Phosphor und Trübe bzw. räumlich verteilte Einfuhren, ermittelt das Modell für die jeweilige dynamische Windsituation Horizontalverteilung und Massetransport für die einzelnen Flächenelemente.

2) das 1 D vertikale Transportmodell

Diese Modellkomponente beschreibt in erster Linie die Prozesse der Erosion und Sedimentation (vgl. SHENG and LICK 1979, SOMLYODY 1980) und, damit gekoppelt, der Nährstoffadsorption an suspendierten Partikeln (GUNATILAKA 1979). Das Modell wird von der Windstärke getrieben und bestimmt vertikale Turbulenz. Mittlere Partikelgröße (zur Abschätzung der Sinkgeschwindigkeit), Oberflächenschubspannung und die für die Erosion verantwortliche Schubspannung am Sediment sind weitere Parameter des Modells. Nährstoffadsorption wird über die Konzentrationen suspendierter Partikel und gelösten Phosphors bestimmt. Daneben kann die Sauerstoffkonzentration (externe Eingabe-Größe) zur Bestimmung eventueller Phosphat-Rücklösung verwendet werden.

3) das 1 D biochemische Seemodell

Dieses Modell beschreibt, für mehrere Segmente des Sees, die biochemischen Umsetzungen zwischen gelösten und partikulären Phosphorfraktionen bzw. deren Koppelung mit dem Sauerstoff als vertikales Diffusionsmodell. Steuergrößen sind Strahlung und Temperatur, die Trübe, vertikale Eddy-Diffusion und der Austausch mit Nachbarsegmenten bzw. dem Schilf. Das Modell beschreibt Primärproduktion unter Verwendung eines 24 Stunden Integrals von STEELE'S (1965) Beziehung, dem ein vereinfachter Tageslichtgang zugrundliegt. Nährstofflimitierung wird unter Verwendung der MICHAELIS-MENTEN Beziehung beschrieben, während für die Temperaturabhängigkeit aller biologischer Umsatzraten eine nichtlineare Abhängigkeit mit einem Temperaturoptimum nahe den beobachteten Maximaltemperaturen angenommen wird.

Das biologisch-chemische System verwendet in erster Näherung nur zwei Zustandsgrößen, nämlich gelösten, als Nährstoff zur Verfügung stehenden Phosphor und partikulären, photosynthetisch aktiven Phosphor (repräsentativ für Algenbiomasse). Detritus bzw. gelöster organischer Phosphor sowie höhere trophische Niveaus werden unter der vereinfachenden Annahme einer konstanten Relation zur partikulären Fraktion vernachlässigt (vgl. IMBODEN und GÄCHTER, 1978; SIMONS and LAM, 1980). Diese Vereinfachung ist natürlich besonders bei der Interpretation von Felddaten zu berücksichtigen. Die beschriebenen Umsetzungsprozesse Primärproduktion und Respiration bzw. Remineralisation sind über konstante Stöchiometrie mit dem Sauerstoffzyklus gekoppelt. Sedimentation und Sediment-Nährstoff bzw. -Sauerstoff Beziehungen (vgl. JACOBSEN 1977, MEJER et al. 1980) und Sauerstoffaustausch mit der Atmosphäre sind ebenfalls im Modell erfaßte Prozesse. Darüberhinaus ist die Möglichkeit der Eisbedeckung mit entsprechenden Stagnationserscheinungen bzw. sommerlicher Mikro-Stratifizierung im Modell vorgesehen.

4) 0 D biochemisches Modell des Schilfgürtels

Dieses Modell beschreibt die Umsetzung von gelösten bzw. in der oberen Sedimentschicht abgelagerten partikulären und gelösten Phosphorfraktionen in Schilfbiomasse bzw. in gelöstes Phosphat. Das Modell ist ebenfalls licht- und temperaturgesteuert und berücksichtigt die Raum- bzw. Lichtkonkurrenz im Schilfbestand. Damit ist die Möglichkeit einer Beschreibung der Auswirkungen des Schilfschnittes auf den Nährstoffhaushalt gegeben. Sedimentation von partikulärem Material im ruhigeren Wasser des Schilfgürtels und dessen Remineralisation sind bestimmende Prozesse dieses Teilmodells. Das Modell sieht Ein- und Ausfuhr gelösten wie partikulären Phosphors über den Wasseraustausch mit dem offenen See (abhängig vom jeweiligen Konzentrationsgradienten) sowie direkte Einfuhren in den Schilfgürtel vor und kann ebenfalls Stagnationsverhältnisse unter Eis simulieren. Die Darstellung des Sauerstoffzyklus entspricht derjenigen des See-Modelles.

Die Koppelung der Teilmodelle

Diese vier Teilmodelle werden nun zu einer umfassenden Beschreibung des Gesamtsystems unter Berücksichtigung der Wechselwirkung der vier Funktionsgruppen gekoppelt. Eine wesentliche Erleichterung für die praktische Durchführung ergibt sich hier aus dem Umstand, daß das Verhalten des Sees weit weniger von jahreszeitlicher Dynamik als vielmehr von kurzfristigeren Wettersituationen (mit einer charakteristischen Dauer von mehreren Tagen) geprägt scheint (vgl. DOBESCH und NEUWIRTH, 1979). Es können also typische Wettersituationen für jede Jahreszeit entsprechend ihrer relativen Häufigkeit als Grundlage für die Systemsimulation verwendet werden. Die Koppelung der Teilmodelle erfolgt nun auf zweierlei Weise: entweder es werden die Modelle simultan, aber mit unterschiedlicher zeitlicher und räumlicher Auflösung verwendet oder sukzessive, wobei ein Modell eine Zeitreihe von Input- oder Steuergrößen an das jeweils nächste Modell übergibt.

Ein Beispiel für den ersten Fall wäre etwa eine simultane Koppelung von horizontalem Transport und See-Chemismus, wobei aus dem hydrodynamischen Modell nach z.B. jeweils 24 Stunden Simulationszeit ein mittlerer Transport bzw. Masseaustausch für die räumlichen Segmente des See-Modells ermittelt wird; mit diesen Werten wird nun das Seemodell für einen Zeitschritt von einem Tag betrieben, um als Resultat wieder die Ausgangskonzentrationen der Phosphor-Fractionen für das Transportmodell zu liefern. Dabei -- um auch ein Beispiel für sukzessive Koppelung zu liefern -- verwendet das Seemodell das aus dem (mit der entsprechenden Windsituation vorher betriebenen) vertikalen Transportmodell ermittelte Vertikalprofil der Turbulenz.

Datenbedarf und Interpretation

Die Interpretation der Resultate aus diesem Modellsystem hängt weitgehend von Umfang und Qualität der zur Verfügung stehenden Daten ab. Zum besseren Verständnis soll kurz die Art der zu erwartenden Resultate beschrieben werden, um dann deren Abhängigkeit vom Datenmaterial zu diskutieren.

Aus der in Abb. 1 dargestellten Grundstruktur des untersuchten Problems folgt auch die Grundstruktur der Resultate: Wasserqualität in Abhängigkeit vom Nährstoffhaushalt. Als vielleicht einfachstes Maß für Wasserqualität (verstanden im Sinne der in Abb. 2 dargestellten Verflechtungen) kann vielleicht partikuläres organisches Material oder einfach Algenbiomasse herangezogen werden, die, soweit sie nicht ohnedies unmittelbare Einflussgröße ist, mit Qualitätskriterien (etwa dem Geruch des Wassers) in unmittelbarem Zusammenhang steht. Die angestrebten Resultate beschreiben also für gegebene klimatische Verhältnisse und eine gegebene Nährstoffsituation (Anfangskonzentrationen und Einfuhren bzw. Exporte) die lokale und zeitliche Verteilung der Algenbiomasse oder gelösten Sauerstoffs, etc.

Da die Nährstoffsituation zumindest teilweise beeinflussbar ist (mögliche Veränderungen der räumlich-zeitlichen Verteilung der Einfuhren und Ausfuhren, etwa durch Verbesserung der Abwasserbeseitigung und

Schilfschnitt), können nun Szenarien möglicher Kontrollmaßnahmen formuliert (inklusive einer Abschätzung der damit verbundenen Kosten) und in ihrer Auswirkung auf die Wasserqualität simuliert werden. Dabei ist allerdings zu beachten, daß die über die Variabilität der bestimmenden Wetterfaktoren gegebene Unsicherheit eine derartige Aussage nur in Form von Wahrscheinlichkeitsverteilungen möglich macht. Da aber für den Vergleich mehrerer Szenarien von Kontrollmaßnahmen in erster Linie eine relative Betrachtung und Reihung der Wirksamkeit solcher Maßnahmen sinnvoll ist, können Wahrscheinlichkeitsverteilungen hier unmittelbar interpretiert werden.

Neben der von der Variabilität der Wetterereignisse bestimmten Unschärfe sind zwei weitere Komponenten der Unschärfe zu berücksichtigen: nämlich die Variabilität der verwendeten Daten und die Ungenauigkeit im Modellbildungsprozess selbst. Obwohl der Neusiedlersee sicher zu den limnologisch sehr gut untersuchten Seen zu zählen ist (vgl. LÖFFLER 1980), ist das vorhandene Datenmaterial für eine quantitative Bearbeitung der Problematik bei weitem nicht ausreichend. Datenunschärfe resultiert aus der Stichprobenartigkeit der Messungen und Beobachtungen, d.h. zum Beispiel aus der Bestimmung des Phosphorgehalts weniger, sehr kleiner Proben (im Verhältnis zum Gesamtvolumen) muß auf den Phosphorgehalt des gesamten Sees hochgerechnet werden -- daß eine derartige Hochrechnung fehlerbehaftet sein kann, scheint offensichtlich (vgl. NEUHUBER 1978, NEUHUBER et al. 1979). Ein anderes Beispiel ist die zeitliche Dichte von Beobachtungen. Bei etwa monatlicher Probennahme zur Beschreibung der Algenbiomasse kann nicht ausgeschlossen werden, daß kurzfristige (etwa in Wochen-Größenordnungen) ablaufende Prozesse nicht erkannt werden bzw. lediglich die Variabilität des Datensatzes erhöhen (vgl. DOKULIL, 1979). Und schließlich muß in vielen Fällen unter Verwendung zahlreicher mehr oder weniger willkürlicher Annahmen von einer gemessenen Größe (z.B. partikulärer Phosphor oder Chlorophyll) auf eine andere, im Modell wesentliche Größe (z.B. Algenbiomasse in Phosphor-Equivalenten) geschlossen werden.

In einigen Fällen fehlen unmittelbare Messdaten fast gänzlich, wie etwa bei diffusen Einträgen aus der Landwirtschaft oder bei den Grundwasseraustauschvorgängen. Da aber diese Einflüsse für eine Darstellung des Gesamtsystems unerlässlich sind, muß auch hier auf stark vereinfachende Hilfsannahmen bzw. wieder Modellrechnungen zurückgegriffen werden. So wird zum Beispiel im Rahmen der "Austrian Lake Ecosystems Case Study" am IIASA an der Verwendung eines Modells zur Abschätzung der Grundwasserneubildung "RASTER" (GLUGLA et al. 1977) mit einer räumlichen Auflösung von einem Quadratkilometer gearbeitet, sowie an einem vom US Department of Agriculture entwickelten Modell zur Abschätzung des Nährstoffablaufes und der Bodenerosion landwirtschaftlicher Nutzungsflächen (CREAMS, USDA 1980). Diese modellhaften Abschätzungen weiterer wesentlicher Einfuhren bzw. Einflußgrößen bringt naturgemäß weitere Unschärfe mit sich.

All diese Unschärfe ist nun sowohl in der Modellstruktur als auch in den zu verwendenden Koeffizienten und Parametern reflektiert (FEDRA 1979, FEDRA et. al 1980) und wirkt sich unmittelbar auf die Präzision der Vorhersage und damit auf die Interpretierbarkeit der Simulationsresultate als politische oder ökonomische Entscheidungsgrundlage aus (FEDRA, in press a,b).

Trotzdem scheint die Verwendung derartiger Modellrechnungen nicht nur gerechtfertigt, sondern sehr wohl notwendig: erstens ist unter der Annahme ^{eines} unabhängig verteilten Fehlers (und die extrem hohe Zahl von Fehlerquellen läßt diese Annahme vernünftig erscheinen) der Vergleich von Szenarien nicht beeinträchtigt;

und zweitens ist die nur bedingte Vorhersagbarkeit ein wesentliches Element einer vernünftigen Planungsstrategie (vg. HOLLING, 1978), sodaß Fehlergrenzen ein wesentliches Element der Vorhersage selbst sein sollten. Eine Planung, die von einer völligen Kontrollierbarkeit und damit Vorhersagbarkeit von Umweltsystemen ausgeht, scheint naiv und von vornherein zum Scheitern verurteilt.

Danksagung

Die vorliegende Arbeit wurde im Rahmen der "Austrian Lake Ecosystems Case Study" am IIASA vom Fonds zur Förderung der Wissenschaftlichen Forschung, Projekt No. 3905, unterstützt.

L i t e r a t u r

- DOBESCH, H. and NEUWIRTH, F., 1979: Climatic Conditions. In:
H.Löffler ed., Neusiedlersee: Limnology of a shallow
lake in central Europe. 47-64.
Dr.W.Junk, The Hague.
- DOKULIL, M., 1975: Horizontal- und Vertikalgradienten in einem
Flachsee (Neusiedlersee, Österreich). Verh.Ges.Ökologie,
Wien, 177-187.
- DOKULIL, M., 1979: Seasonal pattern of phytoplankton. In: H. Löffler
ed., Neusiedlersee: Limnology of a shallow lake in
central Europe. 203-231. Dr.W.Junk, The Hague.
- FEDRA, K., 1979: A stochastic approach to model uncertainty: a lake
modeling example. WP-79-63 International Institute for
Applied Systems Analysis, A-2361 Laxenburg, Austria; 46pp.
- FEDRA, K., 1980: Estimating model prediction accuracy: a stochastic
approach to ecosystems modeling. WP-80-168 International
Institute for Applied Systems Analysis, A-2361 Laxenburg,
Austria; 26 pp.
- FEDRA, K., G. van Straten and M.B. BECK, 1980: Uncertainty and arbitrariness
in ecosystems modeling: a lake modeling example.
International Institute for Applied Systems Analysis,
A-2361 Laxenburg, Austria; 39 pp.
- FEDRA, K. (in press) Mathematical modelling: a management tool for
aquatic ecosystems? Helgoländer Wiss. Meeresuntersuchungen
34, 2, 1980
- FLECKSEDER, H., 1980: Die Erarbeitung einer längerfristigen Strategie
zur Abwasserreinigung im Einzugsgebiet des Neusiedlersees
ÖWW 32, 181-192
- GLUGLA, G., R. ENDERLEIN und A. EYRICH, 1977: Anwenderinstruktionen für
das Rechenprogramm RASTER. Institut für Wasserwirtschaft,
Berlin, 36 pp.
- GUNATILAKA, A., 1978: Role of seston in the phosphate removal in
Neusiedler See Verh. Internat. Verein. Limnol. 20, 986-991.

- HOLLING, C.S. (ed.), 1978: Adaptive Environmental Assessment and Management. Wiley, Cichester, 377 pp.
- IMBODEN, D. and R. GÄCHTER, 1978: A dynamik lake model for trophic state prediction. *Ecol.Model.* 4, 77-98
- JACOBSEN, O.S., 1977: Sorption of phosphate by Danish lake sediments *Vatten* 3/77, 290-298.
- KNISEL, W.G., (ed). 1980: CREAMS A Field Scale Model for Chemicals, Runoff, and Erosion From Agricultural Management Systems. U.S. Department of Agriculture, Conservation Research Report no. 26, 640 pp.
- MEJER, J., JORGENSEN, S.E. and KAMP-NIELSEN, L., 1980: A sediment phosphorus model. Proceedings of the Second Jouint MTA/IIASA Task Force Meeting on Lake Balaton Modeling, II. 104-131
- LÖFFLER, H. (ed.), 1979: Neusiedlersee: Limnology of a shallow lake in central Europe. *Monographiae Biologicae* 37, 543 pp, Dr.W.Junk, The Hague.
- NEUHUBER, F., 1978: Die Phosphorsituation des Neusiedler Sees. *ÖWW* 30, 94-99
- NEUHUBER, F., H.BROSSMANN, und P. ZAHRADNIK, 1979: Phosphorus and Nitrogen. In: H. Löffler, ed.: Neusiedlersee:Limnology of a shallow lake in central Europe. 101-120. Dr.W.Junk, The Hague.
- RAMMING, H.-G., 1979: The dynamics of shallow lakes subject to wind and application to lake Neusiedl, Austria. p65 - 75, In: W.H.Graf and C.H. MORTIMER, eds.: Hydrodynamics of lakes. Elsevier, Amsterdam.
- SIMONS, T.J. and LAM, D.C.L., 1980: Some limitations of water quality models for large lakes: a case study of lake Ontario. *Water Resources Research*, 16, 105-116.
- SHENG, Y.P. and LICK, W., 1979: The transport and resuspension of sediments in a shallow lake. *Journ. Geophys. Research*, 84, 1809- 1826.
- SOMLYODY, L,1980: Preliminary study on wind induced interaction between water and sediment for lake Balaton (Szemes Basin). Proceedings of the Second Joint MTA/IIASA Task Force Meeting on Lake Balaton Modeling, II. 26-49.

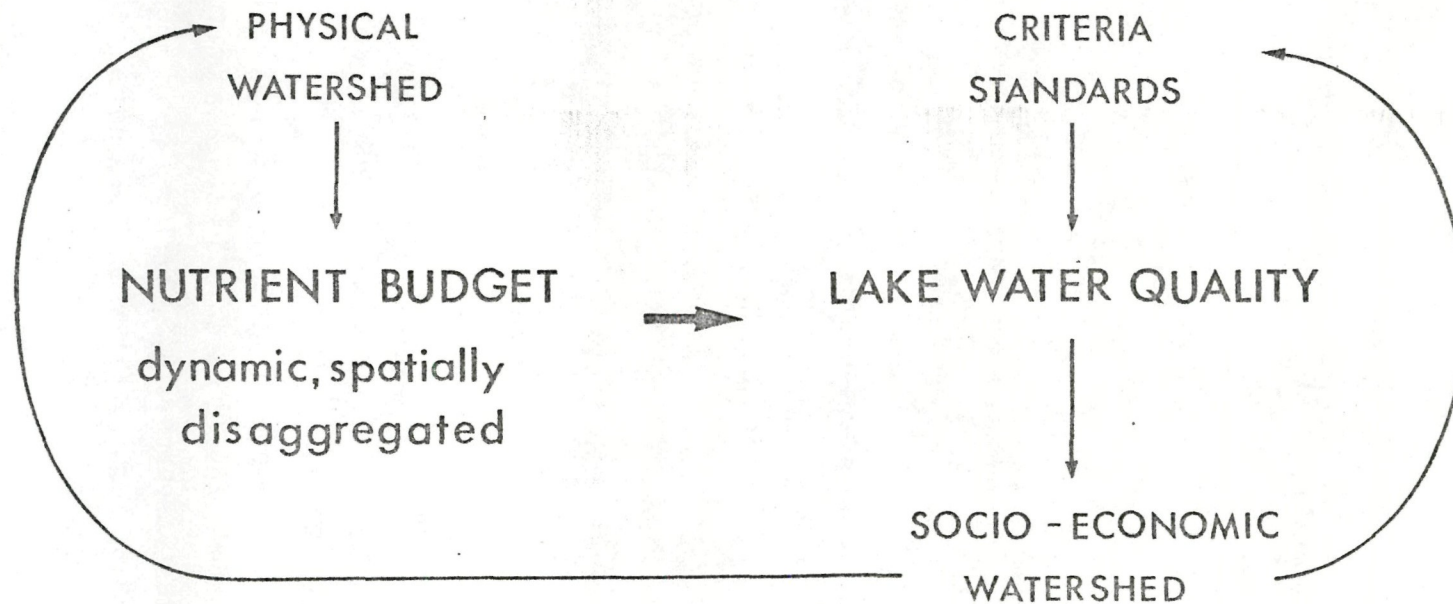


Fig. 1

Abbildung 1: Grundstruktur des Problemkreises. Wasserqualität in direkter Abhängigkeit vom dynamischen, räumlich disaggregierten Nährstoffhaushalt. Wasserqualität wird definiert durch bestimmte Kriterien und Standards, die ihrerseits von der Nutzungs-Situation (dem Sozio-ökonomischen Einzugsgebiet) bestimmt werden. Von hier erfolgt eine Rückwirkung auf das physikalische Einzugsgebiet (Nährstofffreisetzung bzw. Kontrollmaßnahmen), die wieder den Nährstoffhaushalt beeinflussen.

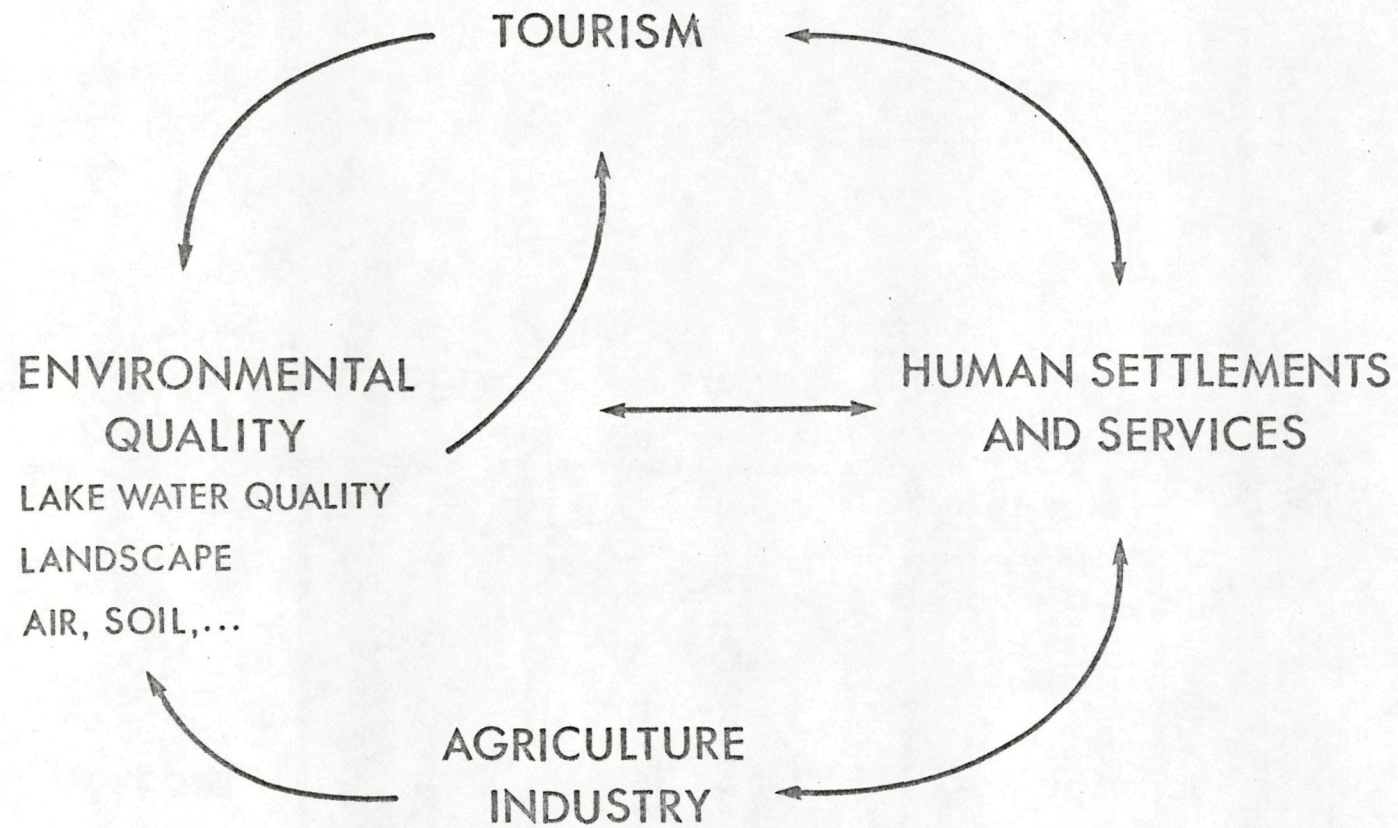


Fig. 2

Abbildung 2: Wasserqualität im übergeordneten (umwelt)politischen Bezugssystem. Wasserqualität ist als eine Komponente der Umweltqualität mit ihren Verflechtungen mit Tourismus, Landwirtschaft und Industrie, und dem Siedlungswesen im weitesten Sinne dargestellt.

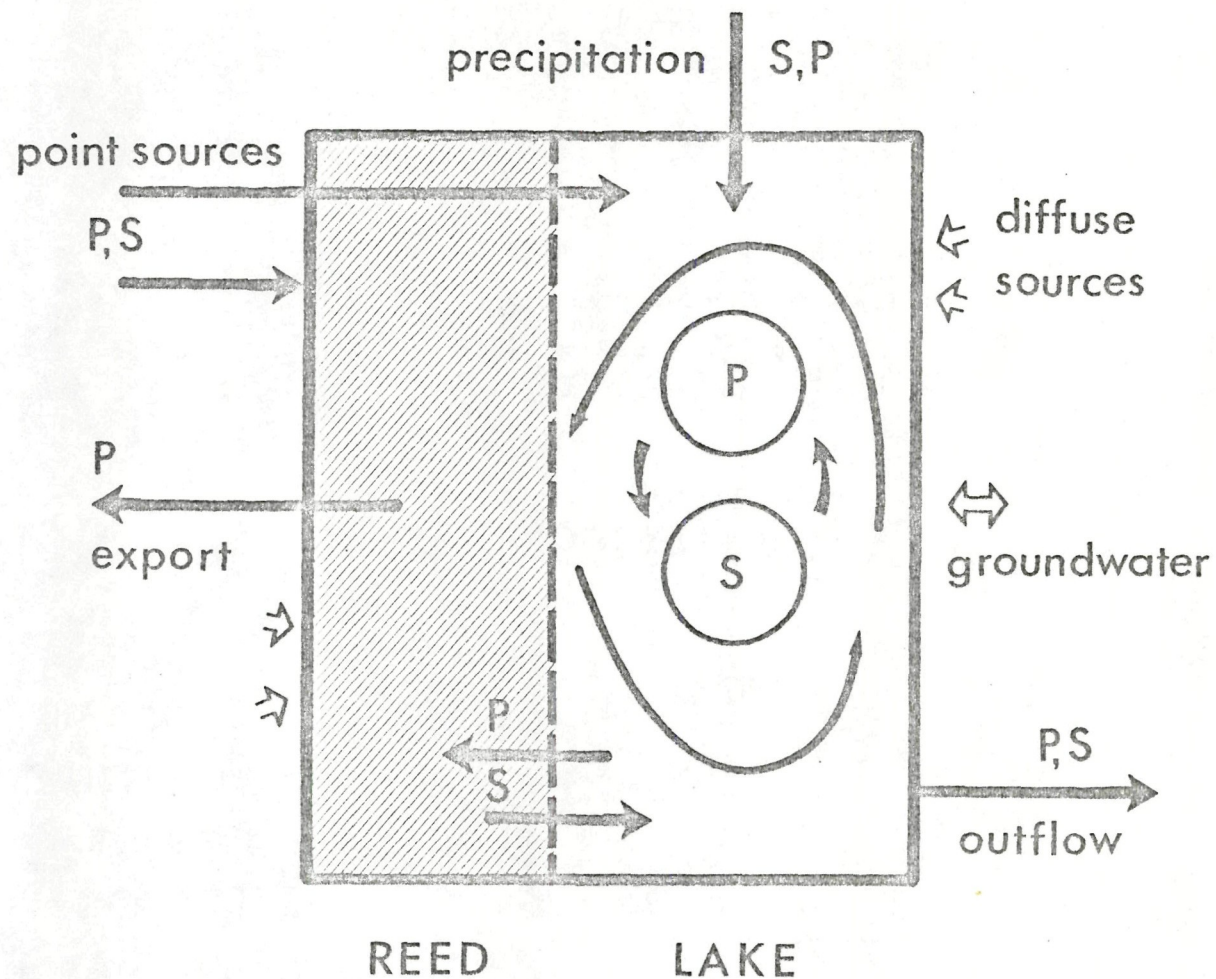


Fig. 3

Abbildung 3: Grundstruktur des Nährstoffsystems für Schilf und See;
 P: partikuläre Nährstoffe (inklusive Algen- und Schilfbiomasse);
 S: gelöste Nährstoffe. Die Pfeile deuten Ein- und Ausfahren sowie
 Umsetzungs- und Transportprozesse an.

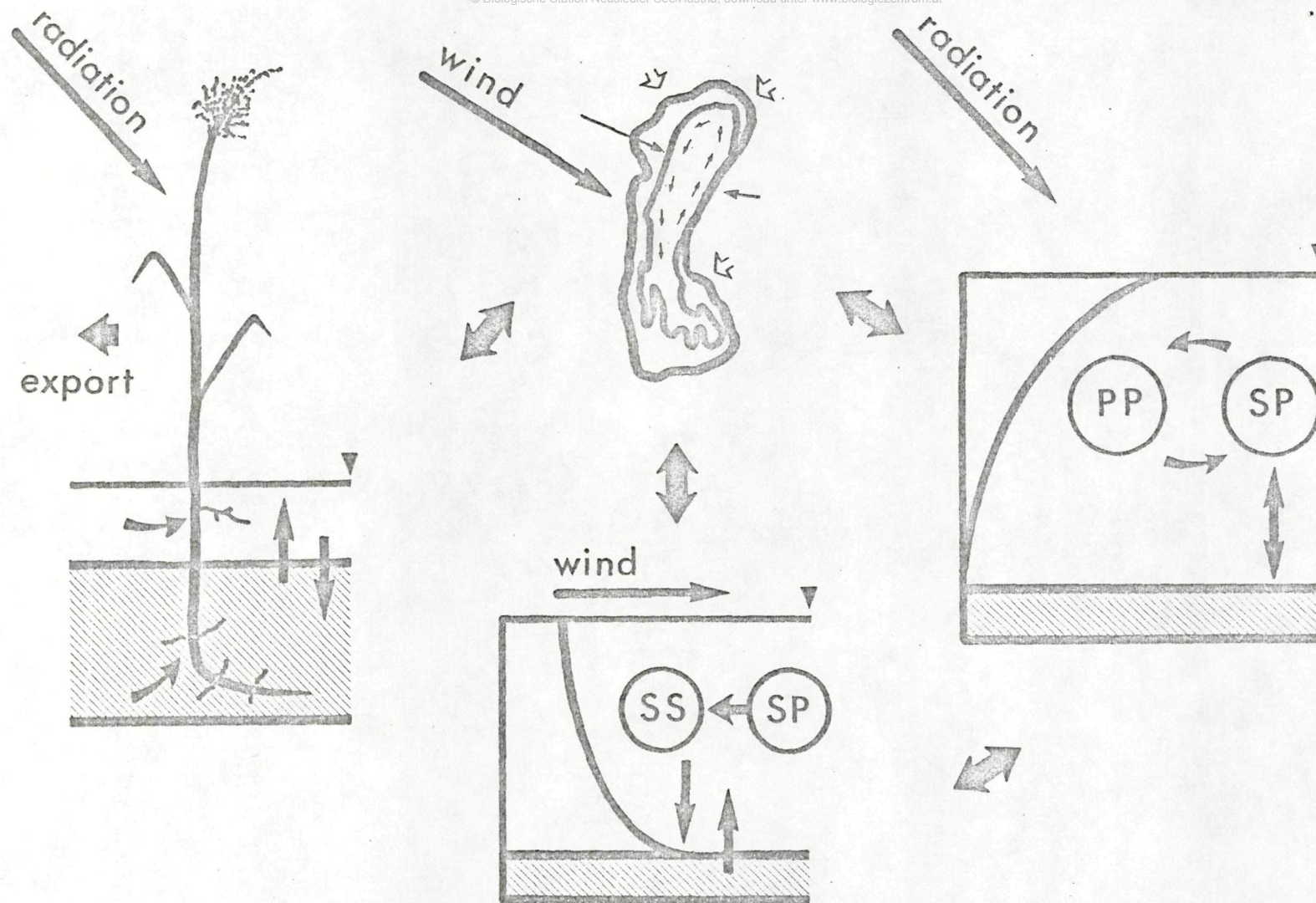


Fig. 4

Abbildung 4: Auflösung der Grundstruktur in vier gekoppelte prozessorientierte Teilmodelle. PP: partikuläre Form der Nährstoffe; SP: gelöste Form der Nährstoffe; SS: Trübe (suspended solids); Beschreibung der Teilmodelle siehe Text.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [BFB-Bericht \(Biologisches Forschungsinstitut für Burgenland, Illmitz 1](#)

Jahr/Year: 1981

Band/Volume: [42](#)

Autor(en)/Author(s): Fedra Kurt

Artikel/Article: [Nährstoffhaushalt und Wasserqualität-Systemanalyse und numerische Simulation 5-23](#)