

netWORKS - Papers

**Heft 14: Naturale Aspekte
sozial-ökologischer Regulation**

Bericht aus dem Analysemodul
„Ressourcenregulation“ im
Verbundvorhaben netWORKS

Engelbert Schramm

Impressum

Autor

Engelbert Schramm
Institut für sozial-ökologische Forschung (ISOE)

Herausgeber

Forschungsverbund netWORKS
www.networks-group.de

Diese Veröffentlichung basiert auf Forschungsarbeiten im Verbundvorhaben „Sozial-ökologische Regulation netzgebundener Infrastruktursysteme am Beispiel Wasser“, das im Rahmen des Förderschwerpunkts „Sozial-ökologische Forschung“ des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) gefördert wird.

Verlag und Vertrieb

Deutsches Institut für Urbanistik
Straße des 17. Juni 110
10623 Berlin

Telefon: (030) 39 001-0
Telefax: (030) 39 001-100
E-Mail: difu@difu.de
Internet: <http://www.difu.de>

Alle Rechte vorbehalten

Berlin, März 2005

Gedruckt auf chlorfreiem Recyclingpapier.

ISBN 3-88118-385-X

Der Forschungsverbund netWORKS wird von folgenden Forschungseinrichtungen getragen:

Deutsches Institut für Urbanistik (Difu)
Jens Libbe (Koordination)
Straße des 17. Juni 112
10623 Berlin
Telefon 030/39001-115
E-Mail: libbe@difu.de



Institut für sozial-ökologische Forschung (ISOE)
PD Dr. Thomas Kluge (Koordination)
Hamburger Allee 45
60486 Frankfurt
Telefon 069/7076919-18
E-Mail: kluge@isoe.de



Leibniz-Institut für Regionalentwicklung und Strukturplanung (IRS)
Dr. Timothy Moss
Flakenstrasse 28-31
15537 Erkner
Telefon 03362/793-185
E-Mail: mosst@irs-net.de



Arbeitsgruppe für regionale Struktur- und Umweltforschung GmbH (ARSU)
Apl. Prof. Dr. Ulrich Scheele
Escherweg 1
26121 Oldenburg
Telefon 0441/97174-97
E-Mail: scheele@arsu.de



Brandenburgische technische Universität Cottbus (BTU)
Institut für Städtebau und Landschaftsplanung
Lehrstuhl für Stadttechnik
Prof. Dr. Matthias Koziol
Postfach 10 13 44
03013 Cottbus
Telefon 0355/693627
E-Mail: koziol@tu-cottbus.de



Inhalt

1.	Einleitung.....	5
1.1	Kybernetisches Verständnis von Regelung.....	6
1.2	Regelung im systemtheoretischen Kontext.....	8
1.3	Selbstregulation.....	12
2.	„Selbstreinigung“ unter der Perspektive von Regulation.....	15
2.1	Selbstreinigung in den oberirdischen Fließgewässern.....	15
2.1.1	Die historische Verwendung von „Selbstreinigung“.....	16
2.1.2	Konzentration auf biologische Prozesse der Selbstreinigung.....	17
2.1.3	Zwischenergebnis.....	19
2.2	Selbstreinigung im Grundwasserkörper.....	20
2.3	Zwischenfazit.....	23
3.	Regulation in sozial-ökologischen Systemen.....	25
3.1	Neefs Hybridsystem und dessen Regelkreise.....	25
3.1.2	Naturräumliche Regulationsfunktionen.....	29
3.1.3	Exkurs: Das Naturraumpotential – Voraussetzung für das Konzept der Regulationsfunktionen der Landschaft.....	30
3.1.4	Regulationsfunktionen – am Beispiel Wasserhaushalt.....	33
3.2	Die Territorialstruktur als Regelstrecke.....	35
3.3	Auradas Konzept des kooperierenden Interdependenzsystems.....	37
3.3.1	Ausgangspunkt und Problemstellung.....	38
3.3.2	Konstruktion eines physiogen-anthropogenen Gesamtsystems.....	39
3.3.3	Regulative Aspekte im kooperierenden System.....	41
3.3.4	Bedeutung des Konzepts von Aurada.....	43
3.4	Steuerung sozio-technischer Systeme.....	44
4.	Bewirtschaftung und Regulation anthropogen beeinflusster Ressourcen.....	45
4.1	Probleme der Ressourcenregulation durch Grundwasser- schwankungen.....	46
4.1.1	Exkurs zu Toleranzbereichen als sozio-technischen Regulationskorridoren.....	47
4.1.2	Toleranzbereiche bei der Bewirtschaftung von Grundwasser- ressourcen.....	48

4.2	Probleme der Prognose anthropogen beeinflusster Grundwasserneubildung.....	52
4.3	Zwischenfazit.....	54
4.4	Hybride Regulation.....	55
5.	Grenzen hybrider Regulation: Aufgrund anthropogener Überprägungen zusammenbrechende Regulationspotentiale	56
5.1	Denitrifikationspuffer – erste Hinweise auf ein Zusammenbrechen biogeochemischer Regulationsprozesse.....	57
5.2	Ähnliche Zusammenbrüche physiogener Regulationspotentiale.....	58
5.3	Zwischenfazit.....	60
6.	Ausblick	62
6.1	Einsatz von Entscheidungsfindungssystemen zur Eintragsverringerng	62
6.2	Antizipation tritt neben die Rückkopplung	64
6.3	Eine neue Perspektive entsteht.....	66
	Literatur.....	68
	Anhang	79

1. Einleitung

Das Verbundprojekt netWORKS zielt am Beispiel von Wasser-Infrastruktursystemen und deren Transformation auf das Problem ihrer sozial-ökologischen Regulation. Infrastruktursysteme zur Wasserversorgung umfassen natürliche, gesellschaftliche und technische Elemente und deren Beziehungen. Zugleich sind sie „nach außen“ mit gesellschaftlichen Bereichen (z.B. Wirtschaft, Politik), mit natürlichen Systemen (Wasserkreislauf, Ökosystemen) und mit anderen Infrastruktursystemen (insbesondere Energieversorgung und Abwasserbeseitigung) verkoppelt (vgl. Becker/Schramm 2002). Zweck eines Wasserversorgungssystems ist es, in einem Territorium den gesellschaftlichen Bedarf mit Wasser ausreichender Menge und Qualität zu sichern. Damit dieser Zweck erfüllt werden kann, müssen solche Systeme über wirkungsvolle Regulierungsmechanismen auf technischer, hydrologischer, ökonomischer, politischer und ökologischer Ebene verfügen. Für das Begreifen und die Analyse der zur unmittelbaren Zweckerfüllung von Versorgungssystemen (Hauptwirkungen) notwendigen Regulierungen ist es notwendig, einen eigenständigen, nicht disziplinär-geprägten Regulationsbegriff zu entwickeln. Dies gilt umso mehr, wenn berücksichtigt werden soll, dass nicht beabsichtigte Nebenwirkungen und die sich daraus ergebenden „Probleme zweiter Ordnung“ zu komplexen sozial-ökologischen Problemlagen führen, die sich als Regulationsstörungen bemerkbar machen.

Um die Ziele des netWORKS-Vorhabens erreichen zu können, ist folglich die Entfaltung eines sozial-ökologischen Regulationsbegriffs erforderlich (vgl. auch Hummel/Kluge 2003): Im netWORKS-Verbund wird spezifisch zur Frage der Anpassungsfähigkeit bzw. Flexibilität von Wasser-Infrastrukturen unter Veränderungsdruck und zu ihrer Orientierung an einer nachhaltigen Entwicklung geforscht. Dabei werden u.a. folgende Probleme bearbeitet: Wieweit können konventionelle Infrastruktursysteme optimiert und an die sich ändernden sozialen, ökonomischen und ökologischen Bedingungen angepasst werden? Muss sich die Ressourcenbewirtschaftung und deren Regulierung angesichts der Privatisierungstrends einerseits, der Orientierung an einer nachhaltigen Entwicklung andererseits verändern? Ab wann ist es ökonomisch und ökologisch nachhaltiger, bei Bedarfsänderungen (z. B. Rationalisierung durch Privatisierung, demografischer Wandel) auf alternative Systemstypen umzustellen?

Der Terminus technicus „sozial-ökologische Regulation“ bezieht sich auf Probleme der Regulierung in komplexen Natur-Gesellschafts-Verflechtungen (vgl. Hummel/Kluge 2004)¹; damit umfasst Regulation sowohl gesellschaftlich institutionelle Aspekte (z.B. Bedarfssteuerung, Wahl des Systemtyps zur Ver- und Entsorgung, Verteilung usw.) als auch naturale Aspekte (z. B. Regulierung der Wassergüte). Dieses Verständnis von Regulation muss, weil es auch physisch-materielle Aspekte mit einbezieht, weit über eine – derzeit

1 Der Terminus der sozial-ökologischen Regulation steht im übrigen in einem engen Zusammenhang zum Begriff der sozial-ökologischen Transformation. Veränderungen der Regulierungsformen in einzelnen Bereichen (z.B. Veränderungen der ökonomischen Regulierung durch Privatisierung) können zu Veränderungen in anderen Sektoren führen. Darauf wird wiederum mit spezifischen Regulierungen reagiert, die neue Folgeprobleme auslösen. So kann es zu einer Problemspirale kommen, welche das gesamte Geflecht der Beziehungen der (technischen, ökologischen und sozialen) Elemente dynamisiert und auch zu andersartigen Verkoppelungen dieser Elemente führen kann. Diese Form- und Strukturveränderungen lassen sich nach Hummel & Kluge (2003) als sozial-ökologische Transformationen fassen.

sowohl im wissenschaftlichen als auch im politischen Diskurs vorherrschende – sozialwissenschaftliche Konzeptualisierung von Regulation hinausgehen.²

Die vorliegende Untersuchung zielte darauf, insbesondere die naturalen Aspekte einer sozial-ökologischen Regulation genauer zu fassen (und insofern auch zur Klärung von Grundlagenprobleme der sozial-ökologischen Forschung beizutragen).³ Dabei wurde – basierend auf einer entsprechenden Desk-Research (Lotz 2004) – auch die Frage verfolgt, ob und wieweit es sinnvoll ist, diese naturalen Aspekte, wie sie insbesondere am Beispiel der Selbstreinigungsvorgänge im Gewässer hohe Relevanz für eine (gesellschaftliche) Ressourcenregulation haben können, als Selbstregulation bzw. als physische Regulation zu fassen. Aufbauend auf konzeptionellen Überlegungen zu Regulationen sozial-ökologischer Systeme aus der Literatur wurden mögliche Formen des Zusammenspiels von physischer und sozio-technischer Regulation diskutiert. Zudem wurden auch Hinweise auf für die naturalen Aspekte der Regulation wichtige Referenzzustände identifiziert.

1.1 Kybernetisches Verständnis von Regelung

Bei der Entfaltung eines eigenständigen Verständnisses von sozial-ökologischer Regulation kann auf der Kybernetik aufgebaut werden (vgl. Hummel; Kluge 2004; Schramm 2004). Die klassische Kybernetik entfaltete „control“ („Regelung“) als einen ihrer Zentralbegriffe. 1948 fasste Norbert Wiener (1992) Kybernetik als Wissenschaft der „control and communication in the animal and the machine“ (oder, wie es in der deutschen Übersetzung heißt, „Regelung und Nachrichtenübertragung im Lebewesen und in der Maschine“). Grundlegend für seine Begründung der Kybernetik war die Entwicklung der Informationstheorie und insbesondere die Einführung eines quantifizierbaren Maßes für Information durch Claude Shannon (vgl. Flechtner 1969: 40 ff.; Wiener 1992: 35 ff.). Das darauf aufbauende technische Konzept von Information gestattet eine quantitative Erfassung der Nachrichtenübermittlung. Die mit ihr mögliche informationstheoretische Abstraktion ist letztlich die entscheidende Voraussetzung für die Konzeption von auf Signalübertragung beruhenden kybernetischen Regelsystemen.⁴ Dabei werden Ausgangs- und Eingangs-

2 „Steuerung“ ist im netWORKS-Vorhaben kein zentraler Begriff; im Zentrum des Begriffsapparats stehen vielmehr die Begriffe „Regulierung“, „Regulation“ und „Transformation“. Mit einer interdisziplinären Spezifizierung dieser Begriffe wird eine gegenüber dem Begriff der „Steuerung“ breitere Perspektive aufgenommen.

3 Für konzeptionelle Hinweise danke ich meiner Kollegin Diana Hummel und meinen Kollegen Egon Becker, Thomas Kluge und Stefan Liehr aus dem ISOE. Bei der Literaturrecherche und –auswertung hat Achim Lotz im Rahmen eines grundlegenden Werkvertrages wertvolle Dienste geleistet. Nicht zuletzt möchte ich Klaus D. Aurada, Heiko Gerdes, Kurt Jax, Wolfgang Köhl, Wolf-Dieter von Pape, Andreas Thiel und Hellmut Thiem dafür danken, dass sie ins ISOE gekommen und ihre Überlegungen zum Thema ausführlich dargestellt und diskutiert haben. Jörg Lange und Nik Geiler haben in der Frühphase der Recherche bei einem längeren Treffen in Freiburg Hinweise für deren Zuspitzung gegeben; ebenfalls richtungweisend waren Gespräche mit Astrid Schwarz. Frank Remmler hat großzügigerweise preprints zur Verfügung gestellt. Olaf Bastian, Urs von Gunten, Klaus Lanz, Arnold Quadflieg und Wilhelm Kölle standen mehrfach telefonisch zur Verfügung; ihnen sei ebenso wie den Teilnehmerinnen und Teilnehmern des netWORKS-Statusseminars in Hannover für wichtige Hinweise gedankt.

4 Der hohe Abstraktionsgrad eröffnete Anwendungsmöglichkeiten der Kybernetik in der Prozeß- und Automatisierungstechnik, der Informatik, Biologie, Medizin, Kommunikationswissenschaft, Linguistik, Pädagogik, etc.

größen zirkulär mit sich verknüpft. Diese informationelle Schließung des Kreisprozesses bei der Regelung ist für die Bestimmung bzw. Abgrenzung des Systems während der Gegenstandskonstitution zentral. Sonst nur in linear-kausaler Beziehung stehende Objekte lassen sich so in neuer Weise in einem Kreisprozess („Regelkreis“) anordnen; dabei werden zirkuläre Kausalitäten betont.

Je nach Art der Eingangsinformationen und der Beeinflussung des Systemverhaltens können Regelkreisprozesse von anderen Regulationsformen – insbesondere von Initialisierungsprozessen⁵ und von anpassenden Formen der Regelung⁶ – unterschieden werden. Der Mechanismus der Regelung im Regelkreis beruht (im Gegensatz zu anderen Regulationsformen⁷) darauf, dass die Differenz zwischen Ist- und Soll-Wert in ein passendes Signal umgewandelt und als Information zum Eingang des Systems zurückgeleitet wird (vgl. Flechtner 1969: 38 ff.; Klaus/Liebscher 1976: 651 ff.; Wiener 1858). Mit dieser Rückkopplung wird der Regelkreis geschlossen; die Veränderungen im gesteuerten System wirken auf die Regelung zurück.

Die Regelkreismodelle der klassischen Kybernetik⁸ sind so angelegt, dass eine Systemgröße (Regelgröße) mit einem Ist-Wert-Fühler gemessen und mit einem von außen eingestellten Sollwert verglichen wird. Aus dieser Modellanlage ergeben sich wichtige Aspekte des Konzepts kybernetischer Regelung:

1. ist die Differenz von Ist- und Soll-Wert gleich Null, findet keine Regelung statt. Denn ohne eine Sollwertabweichung bzw. Störung des Systems wird nicht reguliert, da das System stabil ist. Anders ausgedrückt: Eine Regelung hin auf den Soll-Wert findet immer gegen eine Störgröße statt;
2. liegt hierin begründet, dass für erfolgreiche Regulationen in Regelkreisen das Vorzeichen der Rückkopplung negativ sein muss, weil nur so der durch die Störung eingetretenen Systemänderung entgegengewirkt werden kann;
3. wird der Sollwert als für das zu regulierende System externe, von außen vorzuzugende und einzustellende Größe bestimmt.

gogik, Philosophie, Psychologie, Wirtschaftswissenschaften und Soziologie (vgl. Klaus/Liebscher 1976: 319 ff.).

- 5 Ein extremes Beispiel für eine initialisierende Eingangsinformation ist das Lostreten einer Lawine durch den Flügelschlag eines Vogels. Das Ein- und Ausschalten eines Apparats (z.B. Drehen an einem Wasserhahn) ist eine technisch übliche Form des Auslösens, die übrigens auch verdeutlicht, dass die körperliche Anstrengung „etwa beim Aufdrehen des Sperrventils einer Flüssigkeitsleitung ... keinen Einfluss auf die Strömungsenergie“ hat. Auch kann der auslösende Impuls nicht die Art und Richtung eines ausgelösten Geschehens beeinflussen (Flechtner 1969: 27).
- 6 Anpassung ist eine spezielle Form der Regulation, der eine Systemverhaltensweise zugrunde liegt und bei der ein (neues) Gleichgewicht mit der Umwelt angestrebt wird (das jedoch nicht stationär ist, sondern als Fließ- oder Phasengleichgewicht unterschiedliche Zustände einnehmen kann). Die entscheidende Differenz zur Regelung durch Rückkopplung ist, dass das System hier selbst einen Soll-Wert entwickelt, der sich aus einer Bewegung hin zu einem neuen Gleichgewichtszustand mit seiner Umwelt ergibt. Vgl. etwa Bertalanffy 1975: 127 ff., sowie Flechtner 1969: 43 ff.
- 7 Diese werden in der deutschsprachigen Debatte gerne als „Steuerung“ von der „Regelung“ unterschieden. Insbesondere wird eine „open loop control“ (ohne Rückkopplung der Steuerungsgröße) bzw. eine externe Regelung zum Spezialfall der Steuerung erklärt (vgl. Klaus/Liebscher 1976: 652, Flechtner 1969: 27 ff., Hummel/Kluge 2004). International werden aber in der kybernetischen Literatur „Steuerung“ und „Regelung“ (ebenso wie auch „Kontrolle“) undifferenziert als „control“ bezeichnet (vgl. Wiener 1958: 6).
- 8 Für neuere kybernetische Entwicklungen vgl. auch Kapitel 6.2.

Soll in einem Regelsystem die durch eine Störung hervorgerufene Zustandsänderung wieder aufgehoben werden, kann der berechnete Stell-Wert (Regelbefehl) gegenüber dem gemessenen Soll-Wert zeitverzögert auftreten, was Unregelmäßigkeiten im weiteren Verlauf und evtl. sogar Probleme hervorruft: „Das System schießt infolge der Störungswirkung etwas über den Sollwert hinaus (...), wird vom Regler zurückgeholt, überschreitet den Sollwert abermals, jetzt in entgegengesetzter Richtung, wird wieder zurückgeholt – und pendelt oder schwingt so um den Sollwert herum.“ (Flechtner 1969: 42). Das durch verzögerte Rückkopplung ausgelöste Schwingen des Systems kann so zu einem instabilen Zustand führen (was die Regeltechniker nach Möglichkeit zu vermeiden suchen): Im ungünstigsten Fall kann die Phasenverschiebung genau die Hälfte der Phase betragen, d.h. die Regelbefehle haben die gegenteilige Wirkung. Denn dann schaukelt sich das System „zu immer stärkeren Schwingungen auf, bis schließlich das ganze System zerstört werden kann“ (ebd.).⁹

Eine regeltechnische Perspektive hat zunächst zu einer weitgehenden Betonung der negativen Rückkopplung geführt¹⁰. Entsprechend wurden Rückkopplungen mit positivem Werten im kybernetischen Diskurs (beispielsweise in populärwissenschaftlichen Darstellungen) lange Zeit mehr oder weniger ausgeblendet. Die positive Rückkopplung kann aber nicht nur den Systemzusammenbruch und eine völlige Blockierung von Aktivitäten bewirken, sondern auf ihr beruhen auch zentrale Selbstorganisationsprozesse und die Dynamik der Veränderung eines Systems, wie sie sich beispielsweise als Evolution fassen lässt.¹¹ Mittlerweile zeigt sich, dass positive und negative Rückkopplungen häufig gemeinsam auftreten bzw. antagonistische Wirkungen haben. Eine wichtige Voraussetzung für die Aufrechterhaltung eines Systems über lange Zeit ist daher die Kompensation der Wirkung positiver Rückkopplungen durch negative. In ähnlicher Weise lässt sich aber auch die Aufrechterhaltung eines Regimes bei gleichzeitiger Veränderung des Systems fassen (vgl. etwa Cinquin/Demongeot 2002; DeAngelis et al. 1986; Rosnay 1977: 88 ff.).

1.2 Regelung im systemtheoretischen Kontext

Heute sind kybernetische Gedanken und Konzepte z.B. zur Regelung fast immer in einen systemtheoretischen Theorierahmen eingebettet (vgl. Schramm 2004). Die Systemtheorie als Betrachtungsweise dynamischer Systeme und ihrer Organisation entstand zeitlich knapp vor der Kybernetik und entwickelte sich zunächst ungefähr parallel zur ihr; es gibt

-
- 9 Wiener (1992: 34, 145 f.) führt hier die als Intentionstremor bekannte medizinische Störung des Kleinhirns an: Menschen mit dieser Störung sind nicht in der Lage, zielgerichtet nach Gegenständen zu greifen. Beim Versuch, den Fehlgriff zu korrigieren, kommt es zu einem heftigen Zittern von Arm und Hand, was als Oszillation durch phasenverschobene Rückkopplung gedeutet werden kann. Vgl. auch die Beispiele bei Thiel 2002, 2003.
- 10 Paradigmatisch etwa die Formulierung, die Klug/Lang (1983: 38) bei der Erläuterung von Regelkreisen in Geosystemen verwenden: „Der Regelkreis stellt demnach eine geschlossene negative Rückkopplungsschleife dar.“
- 11 Erstaunlicherweise haben einige biokybernetisch orientierte Ökologen wie Eugene Odum früh erkannt, dass diese unterschiedliche Priorisierung von positiver und negativer Rückkopplung wenig zielführend ist. Vielmehr heißt es bei Odum (1978: 48): „Positive Rückkopplung ist Abweichungsbeschleunigung und für Wachstum und Überleben von Organismen natürlich notwendig. Um ein System unter Kontrolle zu halten ... muß es aber auch eine negative Rückkoppelung geben.“

personelle Verflechtungen zwischen Kybernetik und Systemtheorie (vgl. Bertalanffy 1975: 149 ff.; Schramm 2004; Wunsch 1985). Schon daher kann die Systemtheorie in unterschiedlicher Weise auf die Kybernetik bezogen werden: Während die Systemtheorie in Deutschland meist als Gebiet der technisch orientierten Regelungstheorie angesehen wurde, galt insbesondere in den USA die Allgemeine Systemtheorie als eigenständig fundiert. Dabei wurden die Unterschiede zwischen der Allgemeinen Systemtheorie und der Kybernetik „im grundlegenden Modell“ betont: Die Systemtheorie zielt auf ein dynamisches System von Wechselwirkungen und eine Beschreibung des Systemsverhaltens mit dynamischen Bewegungsgleichungen, die Kybernetik will dagegen Rückkopplungsmechanismen identifizieren und braucht daher das regulierte System nicht kennen zu lernen, sondern kann es ausschließlich als ‚black box‘ fassen. „Die beiden Beschreibungsweisen der dynamischen Systemtheorie und der Kybernetik fallen weitgehend zusammen mit interner oder externer Beschreibung.“ (Ropohl 1999: 26).

- Das Konzept der äußeren Verhaltensbeschreibung linearer zeitinvarianter Differentialsysteme war zum Ende der 50er-Jahre im wesentlichen abgeschlossen und wurde lediglich durch die Einbeziehung von Systemen mit mehreren Eingangs- und Ausgangsgrößen oder durch Diskretisierungsmöglichkeiten dieser Größen modifiziert (vgl. Bertalanffy 1975). Die leicht zu überschauende Einfachheit der theoretischen Grundlagen dieser frühen Systemmodelle ist allerdings auch mit Nachteilen verbunden: Für viele, insbesondere auch naturwissenschaftliche Fragestellungen stellt die Beschränkung dieser konventionellen Systemtheorie auf zeitinvariante Systeme „ohne Gedächtnis“ und damit „ohne Vergangenheit“ („Null-Vergangenheit“) eine erhebliche Einschränkung dar.
- Die systeminterne Beschreibung des dynamischen Verhaltens durch geeignete Differentialgleichungen setzt voraus, dass einzelne Systemelemente und ihre Eigenschaften isoliert voneinander betrachtet werden können. Unter Nutzung der Homogenitäts- und Additivitätseigenschaften der Lösungen linearer Differentialgleichungen kann der Zusammenhang zwischen Systemeingangs- und -ausgangsgrößen durch einen (System-)Operator beschrieben werden (vgl. Marko 1995). Die betrachteten offenen Systeme erhalten die für das Aufrechterhalten der Systembedingungen (insbesondere Fließgleichgewichte, vgl. Bertalanffy 1975: 127 ff.) notwendigen Inputs an Energie und Materie (z.B. Wasser, Nährstoffe) von außen. „Die Throughputs werden durch die Regler gesteuert, diese von Korrelationsvariablen beeinflusst. Die Outputs ermöglichen im bilanzierenden Vergleich mit den Inputs die Quantifizierung des Stoff- und Energieverbrauchs“ (Klug/Lang 1983: 109).

Seit den sechziger Jahren konnte die kybernetische Perspektive in systemtheoretischen Konzepten verankert werden, in denen die Relationen von Stoff-, Energie- und Informationsebene. Die Ebene der Informationsverknüpfungen erlaubt – auch in der Ökologie – die Berücksichtigung der regulativen Aspekte (vgl. Köhler 1986; Stugren 1978). „Die kybernetischen Ökosystemmodelle basieren auf einer Theorie der Regulation und Kontrolle in komplexen Systemen, deren Grundeinheiten positive (fördernde) und negative (hemmende) Rückkopplungsschleifen (Regelkreise) sind. Ein wichtiges Konzept der Kybernetik ist die Homoeostase, ein (meta)stabiler Zustand, der sich aus dem komplexen Zusammen-

wirken vielfältiger Rückkopplungen ergibt und auch nach der Einwirkung von externen Impulsen (Störungen) wieder erreicht wird. Dieser Zustand wird häufig als Zielvariable für die Systembeschreibung und die Erklärung der Systemdynamik gewählt“ (Müller 1999).

Auf diese Weise können für die Erklärung eines dynamischen Verhalten von Ökosystemen weiterhin Regulationsvorgänge betont werden: „Ökosysteme sind (wie ihre Komponenten, Populationen und Organismen) zu Selbsterhaltung und Selbstregulation fähig.“ Dabei wurde zunächst die „Homöostase“ als „die Eigenschaft der biologischen Systeme, Veränderungen zu widerstehen und in einem Gleichgewicht besonders betont“ (Odum 1978: 47 f.). „Homöostase“, „Resistenz“¹², „system maintenance“ und „Stabilität“ werden in der systemökologischen Literatur teilweise vereinfachend, konzeptionelle Unterschiede verschleiend synonym verwendet. So verstehen Uhlmann/Horn (2001) unter „Stabilität ... die Fähigkeit eines Ökosystems, den bestehenden Gleichgewichtszustand beizubehalten und sich gegenüber Schwankungen der Umweltfaktoren zu behaupten, also Störungen innerhalb gewisser Grenzen zu kompensieren. Das System besitzt demnach eine gewisse Elastizität, ist in einem bestimmten Maße fähig, sich an eine neue Situation anzupassen, seinen Stoffhaushalt und Organismenbestand auch nach großen Verlusten wiederherzustellen. Durch sein hoch entwickeltes Selbstregulations- und -regenerationsvermögen unterscheidet es sich von nichtlebenden Systemen (...). Für das Funktionieren von Selbstregulationsprozessen sind nicht alleine interne, sondern auch äußere Einflussfaktoren bzw. Zeitgeber maßgebend“ (Uhlmann/Horn 2001: 76 f.). Ein entsprechender homöostatischer Zustand „wird durch das Zusammenwirken von Steuerungs-, Pufferungs- und Regelaggregaten erreicht (...). Diese Steuerungsmechanismen manifestieren sich in Ökosystemen in den prozessualen Verknüpfungen zwischen Stoff-, Energie und Informationsflüssen“ (Müller 1991).

Bei der Betrachtung von Öko- und Geosystemen wurden fast ausschließlich Rückkopplungen als Regulationsmechanismen fokussiert; sie wurden als „wichtige Kenngrößen“ der analysierten Systeme charakterisiert (vgl. Klug/Lang 1983: 58). Die unterschiedlichen – direkten und indirekten – Formen der Rückkopplung treten dabei häufig nicht isoliert auf, sondern als vielfältig miteinander gekoppelt. Diese Erkenntnisse hat insbesondere die Betrachtung von Öko- bzw. Geosystemen als Korrelationssystem erbracht; bei entsprechenden Korrelationsanalysen blieben zunächst jedoch die stofflichen Input/Output-Relationen unberücksichtigt (vgl. Klug/Lang 1983: 51 ff.).

Input/Output-Relationen lenkten in Kombination mit der Anschauung des Fließgleichgewichts, die in der aquatischen Limnologie bereits in den 1940er-Jahren durch Lindeman und Hutchinson eingeführt wurde (vgl. Schramm 1974), die wissenschaftliche Aufmerksamkeit von den zunächst betonten Regulationsvorgängen ab. Beispielsweise wird dann für einen Klärreaktor als Idealmodell eines Ökosystems betont, dass sich nach der Inbetriebnahme „sowohl die Konzentration an suspendierter Bakterien-Biomasse als auch die der (von den Bakterien) verbrauchten gelösten organischen Substanzen auf ein annähernd gleich bleibendes Niveau ‚einpendeln‘. Sowohl Biomasse als auch Substratkonzentration erreichen einen Stationärzustand.“ (Uhlmann/Horn 2001: 77) Wie sie diesen (fast)

12 Uhlmann (1980: 31) versteht hierunter in Anknüpfung an Leibniz den „Widerstand, der Störungen von außen entgegengesetzt wird“.

stationären Zustand erreichen und wie sie diese (Quasi-)Stationarität erhalten, rückt bei einem Fokussieren auf die Input-/Output-Perspektive meist in die Ferne. Zumeist lenkt der empirische Nachweis, dass Ökosysteme, Biozönosen usw. einen (fast) stationären Zustand erreichen, von der Frage nach den diesbezüglichen Regulationsmechanismen ab. Zwar ist das dynamische Verhalten der meisten Gewässer weit von einem Fließgewicht entfernt – „infolge von ständigen ‚Störungen‘ herrscht meistens nur ein Übergangszustand, dessen Dauer oftmals die Größenordnung von einigen Wochen erreicht“ (Uhlmann/Horn 2001: 78) –; dennoch wird aber nicht genauer danach gefragt, wie sich das System gegenüber den Störungen aufrechterhält.

Die Fähigkeit der Pflanzen und Tiere, die Umwelt physikochemisch zu verändern, stellt die materielle Grundlage der Rückwirkungen dar. Die positiven Rückwirkungen arbeiten in Richtung des Fortbestehens und der Vergrößerung des Stoff-, Energie- und Informationsaustausches von Biozönose und Umwelt. Dies geschieht durch die ausgeschiedenen Substanzen, die der Umwelt Informationen über den Zustand der Biozönose zutragen. Hingegen arbeiten die negativen Rückwirkungen in Richtung einer Beschränkung des Stoff-, Energie- und Informationsaustausches von Biozönose und Umwelt einerseits, der Aufrechterhaltung der Biozönose in ihrer Struktur und Größenordnung andererseits.¹³ Die Rückkopplungskreise von Biozönose und Umwelt sind nur dann funktionsfähig, wenn die Störung nicht zu groß ist, so dass die Information in der Biozönose noch gespeichert werden kann (vgl. Stugren 1978: 134; DeAngelis 1992: 114 ff.). Entsprechende, noch klassisch-kybernetisch orientierte Systemmodelle werden als „zu starr und gleichgewichtsorientiert“ kritisiert; es wird eingewendet, dass entsprechende Modellvorstellungen nicht adaptierbar und nicht „zur Beschreibung des Systemverhaltens während instabiler Phasen“ anwendbar seien. „Aufgrund dieser konzeptionellen Ausrichtung auf vorbestimmte (stabile) Sollwerte ist der kybernetische Ansatz außerdem nicht sinnvoll verwendbar, um langzeitliche Dynamiken oder evolutionäre Entwicklungen von ökologischen Systemen hinreichend zu beschreiben“ (Müller 1991). Auch nach einer Zurückweisung des kybernetischen Ökosystemkonzepts (vgl. Engelberg/Boyarsky 1979) basieren immer noch die meisten vorherrschenden Geo- und Ökosystemmodelle „auf kybernetischen Grundlagen und Grundideen – eine Tatsache, die sich etwa aus der Namensgebung ‚Standortregelkreis‘ leicht ablesen lässt“ (Müller 1991).

Die allgemeine Theorie linearer Systeme, die aus der Theorie linearer Differentialsysteme hervorgegangen ist, bildet eine, jedoch keinesfalls die einzige Möglichkeit einer Verallgemeinerung von Systemkonzepten. In den letzten Jahrzehnten entstanden mit den mehrdimensionalen¹⁴ und insbesondere mit den komplexen Systemen andere theoretische

13 „Durch ihre Tätigkeit schafft die Biozönose selbst jene Bedingungen, die für ihre Weiterentwicklung hemmend wirken. Der wachsende Verbrauch von Wasser und anorganischen Nährstoffen durch die Pflanzen führt zur Verarmung der Umwelt. Somit werden die Überlebensmöglichkeiten der Lebewesen beschränkt, Individuen- und Artenmenge begrenzt ... Diese Vorgänge führen zum stärkeren Konkurrenzkampf und schließlich zur Regulation der Individuen- und Artenmenge, bis eine bestimmte und konstante Größe erreicht ist.“ (Stugren 1978: 134)

14 So kann die Systemtheorie, die zunächst nur für eindimensionale Systeme konzipiert war, auch zur Beschreibung höherdimensionaler Systeme, z.B. zellulärer Systeme und neuronaler Netzwerke, mit denen sich Systemstrukturen mit räumlicher Ausdehnung fassen lassen, herangezogen werden bzw. die meisten raum-zeitlichen Prozesse modellieren (vgl. Marko 1995, Wunsch 1977).

Systemkonzepte, die weitere Zugänge ermöglichten. Für eine erweiterte Beschreibung von Regelungsvorgängen boten sich dabei zunächst auch die unterschiedlichen Selbstorganisationskonzepte an (vgl. Haken 1990; Müller 1999; Schramm 2004).

1.3 Selbstregulation

Das Konzept der „Selbstregulation“ wurde vereinzelt in der älteren kybernetischen Debatte verwendet, vor allem aber in der Allgemeinen Systemtheorie (vgl. Bertalanffy 1975: 122). Nach Bertalanffy (1975: 132) ist Selbstregulation nicht nur Kennzeichen lebendiger Systeme, sondern auch eine Eigenschaft aller offenen Systeme. „Selbstregulation“ ist aus der Systemtheorie in die Konzepte von Ökosystem und Geosystem transferiert worden (vgl. etwa Odum 1994: 33, 577). Teilweise gilt „Selbstregulation“ auch als besonderes Kennzeichen von Systemen, die nicht anthropogen beeinflusst sind. Beispielsweise wird in einer „Einführung in die Geosystemlehre“ festgehalten, dass das „Einschaukeln“ in ein stabiles Gleichgewicht (negative Rückkopplung) in einem natürlichen System ohne Steuerung von außen erfolgt, denn es [das System] besitzt die Fähigkeit zur Selbstregelung. Alle Regelungsvorgänge werden vom System selbst durchgeführt“ (Klug/Lang 1983: 38). Vorstellungen einer „Selbstregulation“ finden sich – wenngleich auf Spezialfälle beschränkt – auch noch in der aktuellen Fachliteratur (vgl. etwa Thiel 2002).

Überwiegend wird „Selbstregulation“ sehr ähnlich wie „Regelung“ oder „Regulation“ verwendet: Der Terminus bezieht sich zunächst „auf die relative Unabhängigkeit der Funktion eines dynamischen Systems von seiner Umgebung: die Regelung ist also dem Wesen der Sache nach kein natürlicher (oder gar übernatürlicher) Eingriff von außen, von der Umwelt, sondern ein Prozess, der sich innerhalb des betreffenden Systems selbst abspielt“ (Klaus/Liebscher 1976: 655). Eine solche Definition von Selbstregulation, die z.T. auch als autokatalytische Rückkopplung gefasst wird (vgl. Odum 1994: 141), fokussiert damit insbesondere die (regelungsrelevanten) Außengrenzen des Systems. Damit führt sie zur (zu klärenden, aber für die weitere Untersuchung heuristisch nur bedingt fruchtbaren) Fragestellung, ob das regulierende System Bestandteil des regulierten Systems ist.¹⁵

Entsprechend solchen Überlegungen wird beispielsweise in der Populationsökologie sehr genau zwischen „Selbstregulation“¹⁶ (bei der die Dichte der Population durch die betreffende Art intraspezifisch reguliert wird), interspezifischer Regulation in Nahrungsgefügen (z.B. Räuber/Beute-Systemen) und abiotisch induzierter Regulation unterschieden (vgl. Odum 1978: 313 f. sowie Remmert 1984: 139-174). Bei einem Wechsel der Perspektive – von der regulierten Art auf die Biozönose und zugleich von der populationsökologischen

15 Daneben sind in weiteren Fachgebieten noch andere Verwendungen des Begriffs „Selbstregulation“ üblich: „So spricht man z.B. in der Automatisierungstechnik von ‚selbsttätiger Regelung‘ und meint damit ein automatisches System, das ohne unmittelbaren Einfluß des Menschen funktioniert. In wieder anderer Bedeutung kommt ‚Selbstregelung‘ in der Physiologie vor“ (Klaus/Liebscher 1976: 655, vgl. zur Physiologie Rothschild 1972 sowie Canguilhem 1979).

16 Remmert (1984: 139) weist darauf hin, dass der Begriff „Selbstregulation“ in der Fachliteratur „vielfach als anthropomorph abgelehnt worden“ ist.

auf die systembiologische Ebene – könnten wenigstens die beiden ersten Regulationsformen als Selbstregulation gefasst werden.¹⁷

Die Biozönose unterliegt den Regulationsmechanismen der Umwelt, die allerdings mit der Tätigkeit der Biozönose verkoppelt ist. Vereinfachend wird daher in der Ökologie von der Selbstregulation der Biozönose gesprochen: „Die Biozönose soll stabil bleiben, wenn sie Selbstregulationsmechanismen besitzt. In dieser Hinsicht könnte man die Biozönose mit einem automatischen Gerät, mit einer selbsttätigen Vorrichtung vergleichen. Ein solcher Automat wird nicht durch automatische Kräfte, sondern durch das Zusammenspiel seiner Teile geregelt und arbeitsfähig gehalten. Jede innere oder äußere Störung wird von den Mechanismen des Automaten beseitigt, das Ganze dadurch geregelt und auf das notwendige Niveau zurückgebracht. Der Automat, auf innere Rückkopplungen begründet, vermag also frei von jeder äußeren Informationsquelle zu arbeiten.“ (Stugren 1978: 134) Phänomenologisch erinnern einige Vorgänge auf der biozönotischen Ebene an solche Regelungsautomatismen: „In jeder Biozönose sind einfache Rückkopplungskreise erkennbar. Jedes Biosystem ist als Rückkopplungskreis wirksam, das auf Grund des Informationsaustausches zwischen seinen Gliedern arbeitet. ... Jedes Glied fungiert gegenüber seinem Partner als Nachrichtenquelle und als Regelwerk zugleich. Jede Störung des Systems, die von einem Partner verursacht wird, wird von dem anderen Partner auf Grund dieser Störung selbst beseitigt. Im Biosystem Blütenpflanze – Hummel ist die Nachricht über die Existenz und Lebensäußerungen der Pflanzen in den ... gasförmigen Duftstoffen enthalten, die von den Blüten in die Luft ausgeschieden werden. Die blütenbesuchenden Hummeln werden durch diese Nachricht befähigt, die Blüten zu finden und deren Pollen zu verbreiten. Die Information der ausgeschiedenen Stoffe ist in Form der Befruchtungsaktion der Hummeln zu den Pflanzen zurückgekehrt, wodurch die Nachkommenschaft der Pflanzen gesichert wird.“ (Stugren 1978: 134 f.)

Das Artengefüge der Biozönose bzw. des Ökosystems betrachtet Stugren (1978: 135) daher in Analogie zu einem Netz von Rückkopplungskreisen, wobei als Biosystem ein funktioneller Ausschnitt aus dem Artengefüge gilt. Durch das Zusammenspiel von Biosystemen können die in einem Teil der Biozönose eingetretenen Störungen beseitigt werden. Wächst beispielsweise „die Individuenzahl einer Art weit über ihre normale Größe, so wird das ganze Artengefüge des Ökosystems gestört. Zahlreiche Glieder des Artengefüges werden erregt. Die Störung wird durch die Zusammenarbeit der erregten Glieder beseitigt.“ (Stugren 1978: 135).

Uhlmann/Horn (2001: 80) machen anhand eines einfach strukturierten aquatischen Biosystems die Bedeutung der Selbstregulation für die Aufrechterhaltung des Ökosystems deutlich; dabei betonen sie besonders die Rolle von Rückkopplungsmechanismen: „Die Rückkopplung ist ein lebenswichtiger Selbstregulationsmechanismus. In einem einfachen Ernährungsgefüge, das aus einem dominierenden Phytoplankter (z.B. einer kleinen planktischen Kieselalge), gelösten Nährstoffen und einem benthischen Filtrierer (Muschel) besteht, wird ein Teil des produzierten Phytoplanktons ständig gefressen. Dadurch erhöht

17 Der in der ökologischen Literatur verwendete Regulationsbegriff unterscheidet – im Gegensatz zu dem der Kybernetik und der Regeltechnik – nicht zwischen (äußeren) Steuerung und einer (internen) Regelung. Vgl. aber auch Lotz 2004.

sich die Eindringtiefe und damit die Verfügbarkeit des Lichtes. Außerdem fließen beträchtliche Mengen an gelösten Nährstoffen aus Verdauungsprozessen in den Kreislauf zurück. Die Biofiltration wirkt als negative Rückkopplung – gleichzeitig stabilisierend auf das Ernährungsgefüge. Hierbei handelt es sich um eine indirekte Rückkopplung (...), bei der auch die Balance zwischen Wachstums- und Verlustprozessen (...) eine entscheidende Rolle spielt.“ (Uhlmann/Horn 2001: 80) In komplexer strukturierten Ökosystemen können sich verschiedene Regulationsprozesse vermaschen und z.T. überlagern. „Man darf aber trotzdem vermuten, dass die Verknüpfung vieler (positiver und negativer) Rückkopplungen stabilisierend auf das Gesamtsystem wirkt. Je größer die Zahl der Organismenarten, die an dem Ernährungsgefüge beteiligt ist, desto größer ist die Komplexität, d.h. die Zahl der Verknüpfungen und Freiheitsgrade.“ (Uhlmann/Horn 2001: 80).

Klug/Lang (1983:38) machen darauf aufmerksam, dass eine selbstregulierte Stabilisierung nicht durch einzelne Rückkopplungen bewirkt werden kann, sondern dass hierzu „negative Rückkopplungsketten“ benötigt werden. Der Grad der Selbstregulation eines Ökosystems wird häufig als abhängig von seinem Artenreichtum betrachtet¹⁸: „Verhalten und Zusammensetzung relativ artenarmer Systeme werden vor allem durch physikalische Steuergrößen bestimmt. Hingegen gelten artenreiche Ökosysteme als überwiegend ‚biologisch kontrolliert‘.“ (Uhlmann/Horn 2001: 80, vgl. auch Odum 1998)

Kompliziertere Verhältnisse treten auf, wenn die Störung von außen kommt. Der Regler, der die Störung wieder beseitigt, befindet sich dann im Regelfall außerhalb der Biozönose; die Regulation der Biozönose erfolgt dann vorrangig durch äußere und nicht durch innere Rückkopplungskreise. „Das Überwiegen äußerer Kräfte in den Regulationsmechanismen der Biozönose beseitigt nicht ihre Autonomie. Stabil strukturierte Biozönosen sind imstande, dem Druck der Umwelt zu widerstehen und die Natur und Größe der Ausgänge zu bestimmen. Äußere Faktoren werden von der biozönotischen Struktur verändert und wirken als ökologische Faktoren.“ (Stugren 1978: 135)

Hinsichtlich ihrer Regulationsoffenheit bestehen deutliche Unterschiede zwischen verschiedenen Ökosystemen. Dies lässt sich an den Gewässern verdeutlichen, bei denen der Grad der Regulationsoffenheit stark vom Wasserdurchsatz abhängig ist und in der Reihenfolge See – Talsperre – Fluss zunimmt. Gleichzeitig nimmt die Bedeutung von „gewässerinternen“ (systemeigenen) Nährstoff-Kreisläufen ab. „Viele Fließgewässer-Ökosysteme, darunter auch so große wie der Amazonas und sein Nebenfluss Rio Negro, sind in hohem Maße ‚von außen gesteuert‘. Dies bedeutet, dass ihre Strukturen und Funktionen nur verstanden werden können, wenn man Gewässer und Einzugsgebiet als ein in sich zusammenhängendes Ganzes betrachtet.“ (Uhlmann/Horn 2000: 79)

¹⁸ Das ist eine Folge der in der ökologischen Fachliteratur der letzten Jahrzehnte immer wieder problematisierten Stabilitäts/Diversitäts-Hypothese. „Kritische Stimmen bezweifeln die reale Wirksamkeit des vor allem mit der Kybernetik gewachsenen Stabilitäts-Paradigmas.“ (Müller 1999, vgl. auch Bastian 1997, Potthast 1997).

2. „Selbstreinigung“ unter der Perspektive von Regulation

Für den biogeochemischen Stoffwechsel – den Auf- und Abbau von Stoffen in der Nahrungskette – muss das globale Ökosystem „über einen beträchtlichen Vorrat an austauschbaren Elementen verfügen, um dieses Recycling sicherzustellen und mittels eines Regulationssystems die Umwandlungsprozesse zu steuern, sodass weder Überfluss noch Mangel entsteht“ (Rosnay 1977: 20). Dabei regeln sich die biogeochemischen Kreisläufe selbst: „Jede starke Veränderung in eine Richtung wird sogleich durch die Änderung einer anderen Variablen kompensiert, so dass das System global im Gleichgewicht bleibt. Jedes Ereignis hat eine Gegenwirkung zur Folge. Jede Änderung und jeder Eingriff in das Ökosystem, so minimal diese auch sein mögen, können einen Regulationsmechanismus in Gang setzen“ (Rosnay 1977: 26).

Als Teil dieses biogeochemischen Stoffwechsels können auch die Selbstreinigungsvorgänge begriffen werden, die eine zentrale Voraussetzung für ein Ressourcenmanagement und damit auch für die gesellschaftliche Regulation der Ressourcen darstellen. Denn Wasser wird bei seinem Weg durch den Wasserkreislauf regeneriert; hier sind insbesondere qualitative Aspekte relevant: „Die natürlichen Selbstreinigungsprozesse sind wesentlicher Bestandteil des Wasserkreislaufs ... Wasserinhaltsstoffe wie gelöste Stoffe und Partikel werden natürlicherweise in Oberflächengewässern und im Grundwasser abgebaut.“ (vgl. EAWAG 2003). Diese Selbstreinigungsvorgänge spielen eine erhebliche Rolle bei der physischen Regulation des Wasserkreislaufs (vgl. auch Bastian/Schreiber 1999: 38). Die Wasserwirtschaft in Mitteleuropa orientiert sich in ihrer Bewirtschaftung bisher – ausgehend von der DIN 2000 – weitgehend an dieser natürlichen Reinigung des Wassers und entnimmt das Wasser daher so aus dem Naturhaushalt, das es möglichst wenig aufzubereiten ist (vgl. Wichmann 2000).

Im Folgenden wird versucht, die „Selbstreinigung in Gewässern“ als Regulationsprozess zu fassen. Ausgehend von dem lange vor der Kybernetik entwickelten Konzept der Selbstreinigung in Oberflächengewässern und dessen wissenschaftlichen Weiterentwicklungen (für Oberflächenwasser-, aber auch Grundwassersysteme) wird diskutiert, welche Potentiale die Perspektive der (Selbst-)Regulation für Forschung und Ressourcenmanagement bietet.

2.1 Selbstreinigung in den oberirdischen Fließgewässern

Das Konzept der „Selbstreinigung“ findet sich zwar insbesondere in der angewandt-ökologischen Literatur bis heute (vgl. etwa Uhlmann/Horn 2001: 316 ff., Remmler/Schulte-Ebbert 2003), hat aber in der aktuellen Forschung zur Fließgewässerökologie keinen großen Stellenwert mehr. Dies wird insbesondere im Vergleich mit der historischen Debatte deutlich, die legitimierend dazu führte, die Fließgewässer immer stärker mit Immissionen zu belasten (vgl. Kluge/Schramm 1986; Lange 2002; Schramm 1997).

2.1.1 Die historische Verwendung von „Selbstreinigung“

Die Verschmutzung großer oberirdischer Fließgewässer durch die Einleitung industrieller und häuslicher Abwässer (insbesondere aus der Schwemmkanalisation der Städte) warf die Frage auf, ob bzw. wann nach der Einleitung das Flusswasser wieder zur Trinkwasserversorgung verwendet werden konnte (vgl. Kluge/Schramm 1986). In diesem Kontext prägte der Hygieniker Max von Pettenkofer den Begriff der natürlichen Selbstreinigung. Er war der Ansicht, dass keine nennenswerten Auswirkungen der Belastungen zu befürchten seien, wenn das Verhältnis der Abwassermenge zur Flusswassermenge nicht größer als 1:15 und die Strömung des Fließgewässers stärker als die des Abwassers sei. In Untersuchungen Alexander Müllers zur Selbstreinigung von Spüljauche wurden bereits 1873 die heute als Saprobie und Trophie bezeichneten biologischen Vorgänge in ihren Grundzügen beschrieben (vgl. Mauch 1998; Lange 2002 124 f.; Remmler/Schulte-Ebbert 2003).

Wie aktuell für den Kontext der Altlastensanierung (vgl. 2.2) wurden auch bezogen auf die Oberflächengewässer zunächst unter dem Begriff Selbstreinigung alle physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse zusammengefasst, die zur Verminderung einer Stoffmenge in einem Gewässer führen (vgl. Remmler/Schulte-Ebbert 2003).¹⁹ Dazu zählten auch die Sorptions- und Verdünnungsprozesse. Die Reinigungsvorstellung beschränkte sich dabei aber nur auf das Wasser und die aquatische Biozönose, nicht auf das Gewässer und dessen Brandung. Die Folgen dieser einerseits entgrenzten, andererseits vereinseitigten Auffassung von ‚Selbstreinigung‘ (z.B. eine Schadstoffakkumulation im Sediment) kamen nur selten in den Blick.

Wie die historische Debatte um die Flussreinhaltungsfrage zeigt, ist diese Perspektivverengung nicht alleine im damaligen Stand des naturwissenschaftlichen Wissens begründet. Schließlich waren durch die in der Untersuchung der Abwassereinleitung und auch der frühen technischen Abwasserreinigung gesammelten Erfahrungen wesentlich mehr Details über die einzelnen Prozesse bekannt, als öffentlich verhandelt wurden. Die so genannte Selbstreinigungskraft der Gewässer diente vielmehr mehrere Jahrzehnte lang als politische Legitimation für den Bau von Schwemmkanalisationen und die Einleitung der in ihnen transportierten Abwässer in die Gewässer und deren Ökosysteme (auch ohne eine Abwasserreinigung). Das Konzept der natürlichen Selbstreinigung führte dazu, dass den Flüssen eine Entsorgungsfunktion zugesprochen werden konnte, sodass sie dazu dienten, Abwasser kostengünstig aufzunehmen und abzuleiten. Die Entdeckung des Selbstreinigungspotentials fällt mit der Überlegung seiner Nutzbarmachung zusammen: Sollten in größerem Umfang planmäßig Abwässer in Flüsse eingeleitet werden, mussten natürliche Gratsleistungen, die zuvor unbekannt waren, in Anspruch genommen werden, da

19 Nach heutigem Verständnis existiert eine stationäre chemische Selbstreinigung nicht. Wenn „kontinuierlicher Schadstoffeintrag dauerhaft durch natürliche Selbstreinigungsprozesse neutralisiert wird, dann sind in einer exakten Selbstreinigungsanalyse biologische Selbstreinigungsprozesse verantwortlich. Diese sind in der ökologischen Realität an aquatische Mikroorganismen und den Sauerstoffbestand als limitierende Faktoren gebunden.“ (Fiedler 1994, 350) Dennoch können auch bei der Destruktion von organischem Material durch Organismen Prozesse mit rein chemischem Charakter Bestandteil des Abbauges sein. Die Zuführung der Reaktionspartner ist dann aber Teil eines Stoffkreislaufes. Eine physikalische Selbstreinigung ist meist auf Adsorption, z.B. an im Gewässer schwebende Huminstoffe, zurückzuführen.

sonst auf die Unterlieger massive Probleme zukommen konnten (vgl. Kluge/Schramm 1986; Schramm 1997; Lange 2002). Die Selbstreinigungskapazität ließ sich, nachdem sie zunächst im try-and-error-Verfahren genutzt wurde, regulativ begreifen und planerisch einsetzen (vgl. Lange 2002).

2.1.2 Konzentration auf biologische Prozesse der Selbstreinigung

Nach aktueller Auffassung bezieht sich die biologische Selbstreinigung zumeist „ausschließlich auf die Elimination der leicht abbaubaren organischen Substanzen, wobei kein Unterschied zwischen einer natürlichen Selbstverunreinigung und anthropogen bedingten Verunreinigungen besteht. Sowohl im Gewässer produziertes organisches Material [...] als auch allochtones organisches Material, das durch Ufervegetation, diffuse oder punktuelle Einträge in das Gewässer gelangt, unterliegen den gleichen biochemischen Prozessen“ (Gunkel 1996: 50 f.). Im Vordergrund stehen also biochemische Vorgänge. Hydrochemische, physikalische und physikochemische Vorgänge wie Sauerstoffeintrag aus der Atmosphäre, Verdünnung, Flockung/Fällung, Sedimentation oder Ausgasung (aus dem Schlamm) sind an der biologischen Selbstreinigung zwar beteiligt, geraten aber gegenüber den biologischen Hauptakteuren (Bakterien und z.T. auch Pilzen) und deren Metabolismus in den Hintergrund. Die bei diesem biologischen bzw. biochemischen Prozess der Selbstreinigung durch Bakterien (und auch durch Pilzen) produzierte Biomasse würde sich jedoch „im Gewässer in Form von Schlamm-bänken anreichern, wären nicht weitere Prozesse – die Biofiltration und die Schlammstabilisierung – nachgeschaltet“ (Uhlmann/Horn 2001: 318). Die Biofiltration wird von bakterienfressenden Protozoen, filtrierenden Insektenlarven, Muscheln usw. vorgenommen; die weitere Stabilisierung der leicht verwertbaren organischen Substanzen aus dem Sediment wird durch Massenentwicklungen von Borstenwürmern, Zuckmückenlarven und Muschelkrebsechen besorgt. Im Sinne einer „Prozessregelung durch Fresstätigkeit“ (Uhlmann/Horn 2001: 319) haben auch räuberische Insektenlarven, Fische und Strudelwürmer, die zu den entsprechenden Nahrungsketten gehören, hier eine wichtige regulative Funktion.

Bemerkenswerterweise wird in der umweltpolitischen Debatte das biochemische Selbstreinigungspotential der Oberflächengewässer immer noch überschätzt. Beispielhaft deutlich wird das an einer Definition des Kölner Katalyse-Institutes, wonach die Selbstreinigung von Gewässern verstanden wird als eine uneingeschränkte „Fähigkeit von Gewässerorganismen, organische Stoffe im Wasser abzubauen“ (Katalyse 1988). Hier wird ignoriert, dass es organische Substanzen gibt, die sich aufgrund ihrer physikochemischen Eigenschaften im Wasser (fast) nicht abbauen lassen und daher als persistent bewertet werden müssen (vgl. Schramm/Kluge 1999; Sontheimer 1991).

Nur unter der Voraussetzung, dass es sich um nicht-persistente und damit leicht abbaubare Chemikalien handelt, lässt sich jedoch die Wirkung, die anthropogen in das Oberflächengewässer eingebrachte organische Chemikalien auf ein Gewässer haben, mit derjenigen des organischen ‚Bestandsabfalls‘ gleichsetzen. Schon 1931 fasste Einar Naumann in ähnlicher Absicht anthropogen bedingte „Verunreinigungen im engeren Sinne“ mit der physiogenen „Selbstverunreinigung“ unter dem Oberbegriff „Saprobität“ zusammen (hier-

unter fasste er den Anteil an phosphor- und stickstoffhaltigen organischen Abfallstoffen; vgl. Lange 2001: 143; Mauch 1998).

Soweit mit Selbstreinigung der Focus besonders auf biochemische Abbauprozesse gelegt wird, kann dieser Begriff auch für Abbauprozesse außerhalb der oberirdischen Fließgewässer verwendet werden. Entsprechend sehen Hanert et al. (o.J.) in der Kennzeichnung der biologischen Selbstreinigung als einem limnologischen Prozess eine Verkürzung. Biologische Selbstreinigung meine keineswegs nur die aerobe Beseitigung organischer Substanzen durch Mikroorganismen in Gewässern, sondern bedeute letztlich den Um- bzw. Abbau von organischem Material (biologischer Abbau, Biodegradation) auf sehr verschiedenen Wegen und über verschiedene Metabolite bis zur Mineralisierung (vgl. auch 2.2).

Diese Stoffwechselprozesse sind Teile von Stoffdynamiken, die in biogeochemischen Kreisläufen gefasst werden können. Die einzelnen Prozesse sind zwar thermodynamisch nicht reversibel, können aber eingebunden in das Kreislaufgeschehen als solange reproduzierbar begriffen werden, wie genügend Sonnenenergie für die Aufrechterhaltung der Stoffwechselprozesse zur Verfügung steht (vgl. Schramm 1997).

Unter bio-ökologischer Perspektive handelt sich dabei um Stoffwechselprozesse von Organismen, die sich zusammen mit anderen Organismen in einer Nahrungskette begreifen lassen. ‚Sauberes‘ Wasser entsteht dabei sozusagen als Abfallprodukt. Biologische Selbstreinigung lässt sich aber nicht auf eine Anzahl von Stoffwechselprozessen reduzieren, sondern ist strukturell an konkrete Lebensräume und Biozöosen gebunden und wird in ihrer Regulation auch durch diese Strukturen (und deren Regulation) beeinflusst.

Die für die Selbstreinigung der Oberflächengewässer verantwortlichen Bakterien bzw. Pilze sind Anfangsglieder eines Nahrungsgefüges, über die die metabolisierten Stoffe letztendlich das aquatische System verlassen. Die aeroben Abbauprozesse haben dabei gegenüber den langsamer ablaufenden und mit Fäulnisprozessen verbundenen anaeroben Prozessen einen sehr viel größeren Anteil (vgl. etwa Hartmann 1989).

Unter Rückgriff auf empirische Beobachtungen wird in Modellen zur Erklärung der Selbstreinigung eine obere Kapazitätsgrenze (Assimilationskapazität) der Stoffmenge, die durch Selbstreinigung abgebaut werden kann, eingeführt.²⁰ Diese obere Schwelle entspricht dem Konzept der critical load in der Ökologie (vgl. Kuylenstierna/Chadwick 1989). Bei einer Überschreitung dieses Schwellenwertes bricht die Selbstreinigungskapazität zusammen bzw. nimmt einen sehr niedrigen Wert an. Das Zusammenbrechen der Selbstreini-

20 Das skizzierte Systemverhalten kann mit dem üblicherweise zur Quantifizierung der Selbstreinigung benutzten Monod-Modell näherungsweise nachgebildet werden, das auf der thermodynamischen Erklärung von Transformationsprozessen beruht (vgl. Kummert/Stumm 1992). Bei zusätzlicher Kenntnis der Reaktionskinetik können Aufenthaltszeit und Konzentration von Stoffen in einem Wasserkörper näherungsweise vorausgesagt werden: Für den Abbau von Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen in Kläranlagen entwickelten Uhlenhut et al. (2001) das FUKA-Prognosemodell, welches älteren Erklärungsmodellen in einigen Punkten überlegen ist. Mit dessen Hilfe lassen sich auch Zwischenprodukte der Abbauprozesse fassen, so dass es zur Identifizierung entsprechender Wechselwirkungen verwendet werden kann. Das Verhalten der summierten Bakterienaktivität wird auch hier auf Basis des Monod-Modells gefasst. Im FUKA-Modell wird zusätzlich die Veränderung des chemischen Milieus durch die Abbauprozesse berücksichtigt, indem der gemessene pH-Wert der Bodenlösung über ein Puffersystem abgebildet wird. Diese Milieuveränderung wird jedoch nicht auf die Mikrobenaktivität zurückgekoppelt.

gungsfähigkeit (zumindest temporär) hat in der Limnologie eine Entsprechung im so genannten Umkippen eines Sees. Berechnungsansätze gehen dabei meist von der zur Verfügung stehenden Sauerstoffmenge und der Sauerstoffzehrung der destruierenden Organismen aus (vgl. etwa Schwoerbel 1999).

Bei starker Beladung des Gewässers mit abbaubaren Chemikalien entstehen entlang eines Flussverlaufs so genannte „Opferstrecken“, in denen bei Überschreitung einer maximal möglichen Belastung die Selbstreinigungskapazität ausgeschöpft wird. Sobald sich aber – nach einer gewissen räumlichen Entfernung von einer Abwassereinleitungsstelle aufgrund des dann erfolgten Abbaus von organischen Chemikalien – die Wasserqualität verbessert und wieder „freie“ Selbstreinigungskapazität vorhanden ist, könnte eine weitere Abwassereinleitung geschehen: Das Entsorgungspotential des Gewässers kann wieder aufgefüllt werden. Eine entsprechende Bewirtschaftung der oberirdischen Fließgewässer (und Planung von Einleitungen von ungereinigtem oder teilgereinigtem Abwasser) ist aufgrund dieser Überlegungen zur Regulation der Selbstreinigung möglich und wurde in Vergangenheit und Gegenwart auch häufig genug praktiziert.

2.1.3 Zwischenergebnis

Die nicht-persistenten organischen Stoffeinträge in das Oberflächengewässer stellen damit einen begrenzenden Regulierungsfaktor für die Selbstreinigung des Gewässers dar. Bei Stoffeinträgen oberhalb der Assimilationskapazität bricht die Selbstreinigung zusammen oder verläuft gestört; der Stoffeintrag kann damit als eine entsprechend wirkende Rückkopplung für den Prozess der Selbstreinigung gefasst werden (bzw. als zentraler Einflussfaktor der zwischenartlichen Regulation im Nahrungsgefüge aufgefasst werden).

Die Regulation der biologischen Selbstreinigung im Oberflächengewässer kann damit in erster Näherung nach dem Modell einer Homöostase²¹ gefasst werden, obgleich unter Umständen auch zeitliche Verzögerungen einbezogen werden müssen. Je nach Gewässer können die Stoffeinträge, die zur Regulation der biologischen Selbstreinigung beitragen bzw. diesen regulieren, auch von außerhalb stammen: Ein im wesentlichen gewässerinterner Stoffkreislauf existiert nur in Standgewässern, während die anderen aquatischen Ökosysteme teilweise als außengesteuert charakterisiert werden (vgl. Uhlmann/Horn 2001: 79). Normalerweise sind Homöostasen dadurch gekennzeichnet, dass physiologische Vorgänge innerhalb eines bestimmten stofflichen Bereichs aufrechterhalten werden. In den Modellen zur Erklärung der Selbstreinigung wird jedoch kein beobachtbarer unterer Grenzwert, unterhalb dessen die Selbstreinigungsprozesse ebenfalls zusammenbrechen, postuliert.²² Es könnte folglich sinnvoller sein, hier mit komplexeren Regulati-

21 Die Homöostase besteht darin, bestimmte physiologische Größen konstant bzw. in gewissen zulässigen Grenzen zu halten. Homöostase im Sinne der Aufrechterhaltung eines „inneren Milieus“ gegen äußere Wirkungen findet sich in Modellen embryonaler Morphogenese ebenso wie in solchen über die Regulation der Genaktivität bis hin zu solchen über die Regulation von Ökosystemen wieder. In der Technik werden homöostatische Regelungen mit Hilfe von Homöostaten vorgenommen (vgl. Flechtner 1969, Hasenstein 1970, Klaus/Liebscher 1976: 271).

22 Das hängt damit zusammen, dass diese Modelle davon ausgehen, dass immer in ausreichender Anzahl die entsprechenden Destruenten in den Biozöosen vorhanden sind, die für die Ab- und Umbauprozesse verantwortlich sind.

onsannahmen – z.B. solchen, die auf den trophischen Beziehungen mehrerer Arten zueinander beruhen – zu arbeiten.

Wird die Selbstreinigung vorrangig als sich regulierender bzw. regulierter Stoffwechselprozess in einem Nahrungsgefüge betrachtet, ergeben sich aus dieser Perspektive neue Forschungsfragen, die auch für die Gewässerökologie interessant sein können: Es stellt sich nicht nur die Frage nach der Geschwindigkeit des Stoffumsatzes und das Problem, ob es auch einen unteren Grenzwert für Selbstreinigungsmechanismen gibt, sondern insbesondere stellt sich das – in den letzten Jahrzehnten vorrangig anlässlich der so genannten Biomanipulation bei der Gewässerregeneration²³ (vgl. Uhlmann/Horn 2001) – aufgeworfene Problem der Regulation von Nahrungsgefügen bzw. vernetzter Populationen und ihres Beitrags zur Stabilisierung bzw. Transformation des Ökosystems: Werden ökologische Prozesse (wie der der Selbstreinigung) stofflich oder durch Organismen reguliert? Lassen sich diese Vorgänge als Selbstorganisationsprozess beschreiben? Die Regulationsperspektive erlaubt damit die Generierung neuer Forschungsfragen, sodass das Problem der Selbstreinigung durch die Umweltwissenschaften wieder bearbeitet werden kann.

Die für eine Ressourcennutzung wichtige Funktion der biologischen Selbstreinigung – die Erzeugung sauberen Wassers – wurde historisch kalibriert an den klaren Gebirgsbächen sowie an den stabil geschichteten Alpen- und anderen Gebirgsseen Mitteleuropas, an denen die Limnologie ihren Ausgang nahm (vgl. Kluge/Schramm 1986; Schwarz 2003). Obwohl diese Gewässertypen weltweit eher Spezialfälle sind und auf anderen Kontinenten hypereutrophe Gewässer dominieren (Lange 2003, mündl.), symbolisieren sie als idealisiertes Naturbild den Soll-Wert der biologischen Selbstreinigung in der Limnologie²⁴. Wird dieser nicht erreicht, gelten die Naturkräfte (oft auch Ökosysteme oder gar der Naturhaushalt) als gestört.

2.2 Selbstreinigung im Grundwasserkörper

Biologische Selbstreinigung „erstreckt sich auf das gesamte mikrobielle Stoffwechselspektrum und auf alle Biotope der Erde – also auch auf Böden und Grundwasser“ (Hanert et al. o.J.: 3). Derartige Stoffwechselprozesse im Grundwasserleiter haben eine wichtige Funktion für die Sicherung der Ressourcen: „Natürliche Selbstreinigungsprozesse schützen die weltweit wichtigste Trinkwasserressource der Menschheit“, das Grundwasser (Haderlein 2002).

23 Die Überlegungen zur Ausnutzung der biologischen Selbstreinigung sind auf Standgewässer und Staugewässer nicht bzw. nur eingeschränkt übertragbar, wie die Erfahrungen bei der Seensanierung zeigen: Noch lange Zeit nach einer erfolgreichen Reduktion der Immissionen (weit unterhalb des Schwellenwertes) bleiben die Seen eutroph und stellen sich erst mit einer extremen und unkalkulierbaren Zeitverzögerung wieder auf den früheren ökologischen Zustand ein (Uhlmann/Horn 2001, Lange 2003, mündl.). Das weist darauf hin, dass die Regulationsmechanismen und ihr Zusammenwirken mit Strukturveränderungen wesentlich komplexer sein könnten als sie bisher in die Modellvorstellungen eingegangen sind.

24 Die niedrigste Stufe der im mitteleuropäischen Saprobienystem entwickelten Verschmutzungsskala (Klasse I) wird jedoch mit den Selbstreinigungsprozessen selbst in den Fließgewässern Mitteleuropas nur sehr selten „erreicht, weil fast immer das Angebot an Pflanzennährstoffen so hoch ist, dass aus der photosynthetischen Produktion von organischem Material ein bestimmtes Maß an Sekundärverunreinigung“ resultiert (Uhlmann/Horn 2001: 327).

Dies ist bei der Erforschung kontaminierter Grundwasserleiter deutlich geworden. Ende der sechziger Jahre wurde auf der Grundlage von Untersuchungsergebnissen an drei Abfallhalden erstmals auf die praktische Bedeutung eines Stoffabbaus und einer Stofffestlegung durch „Selbstreinigungsvorgänge“ im anaeroben und im anaeroben Bereich des Grundwassers hingewiesen. Im Abstrom von Deponien wurde die zentrale Rolle von Mikroorganismen für den Abbau bzw. die Verminderung deponiebürtiger Schadstoffe erkannt (vgl. Remmler/Schulte-Ebbert 2003).

Zahlreiche Grundwasserschadensfälle durch Altablagerungen bzw. Altlasten zeigten aber in der Folge, dass der Untergrund nicht als alles abbauender biogeochemischer Reaktor tätig ist. Daher setzte sich zunächst eine aktive, absichernde und kontrollierende Vorgehensweise bei Grundwasserschadensfällen durch. Seit Anfang der 1980er-Jahre trat dann im Altlasten-Management neben derartige umwelttechnische Sanierungsverfahren das Konzept der natural attenuation, da sich bei den (vergleichsweise häufig auftretenden) Mineralölschadensfällen zeigte, dass bestimmte Verunreinigung doch durch Vorgänge einer „Selbstreinigung“ abgebaut wurden (vgl. Remmler/Schulte-Ebbert 2003). Prinzipiell werden hier die gleichen Vorgänge zusammengefasst, wie sie auch für die Selbstreinigung von Fließgewässern beschrieben werden können: „Bei der Beurteilung von Grundwasserverunreinigungen gewinnen Selbstreinigungsprozesse und darauf aufbauende Sanierungsverfahren aus ökologischer wie ökonomischer Notwendigkeit immer mehr an Bedeutung“ (Haderlein 2002).

Unter natural attenuation werden „natürlich ablaufende Prozesse in Boden und Grundwasser“ zusammengefasst, „durch die ohne äußere Eingriffe die Menge, Toxizität, Mobilität, das Volumen oder die Konzentration von Schadstoffen in den Umweltmedien verringert werden“ (Odensaß 2000, 2).²⁵ Folgende Prozesse werden damit gemeinsam betrachtet (vgl. Odensaß 2000; Martus 2003: 6):

- Biologischer Abbau oder Umbau organischer Schadstoffe
- Ausfällungs- oder Lösungsprozesse anorganischer Stoffe mit den Effekt der Zerstörung von Schadstoffen (Redoxreaktionen, Dehalogenierung)
- Advektion (Konvektion), mechanische Dispersion und molekulare Diffusion im Grundwasser mit dem Ergebnis der Lösung und Verdünnung von Schadstoffen in Sicker- und Grundwasser
- Verdünnung durch Grundwasserneubildung (Erhöhung der Bioverfügbarkeit der Schadstoffe)
- Multiphasenströmung
- Sorption: Adsorption an organischen und anorganischen Bodenbestandteilen (und Desorption)
- Ausgasung flüchtiger Stoffe (Volatilisierung).

Im Bezug auf das weitere chemische Schicksal der in der Altlast bzw. deren Grundwasserleiter vorhandenen Umweltchemikalien wird zwischen stoffabbauenden und stofferhaltenden Prozessen unterschieden (vgl. Remmler/Schulte-Ebbert 2003). Biologischer Ab-

25 „In der Praxis ist ein schlüssiger Nachweis der Selbstreinigung durch biologische oder chemische Abbauprozesse wegen der schlechten Zugänglichkeit des Grundwassers meist sehr schwierig“ (Haderlein 2002).

bau, chemische Transformation und Zerstörung von Substanzen sowie radioaktiver Zerfall werden als Stoffabbau-Prozesse zusammengefasst²⁶. Dagegen wird bei den Prozessen Sorption, Immobilisierung oder Dispersion zwar die Konzentration der betrachteten Umweltchemikalien im Grundwasser verringert, ihre chemische Identität aber nicht verändert; bei solchen „stofferhaltenden Prozessen“ kann es unter Umständen später zu Auswirkungen, schlimmstenfalls zur erneuten Freisetzung des akkumulierten Stoffdepots, kommen (vgl. auch Kap. 5).

Natural attenuation kann als Spezialfall eines Selbstreinigungsprozesses angesehen werden. Zwei Bestimmungen sind jedoch an der obigen Definition von natural attenuation²⁷ bemerkenswert:

- Zunächst sind alle natürlich ablaufenden Prozesse gemeint, deren Wirkungen aber nur dann Gegenstand der natural attenuation sind, wenn sie sich an Schadstoffen vollziehen. D.h. die Bestimmung einer Substanz als Schadstoff ist maßgebend dafür, ob die an ihr wirkenden Prozesse Gegenstand der Betrachtung sind oder nicht. In der Definition bleibt offen, auf wen oder was sich die potentielle Schädigung bezieht.
- Des Weiteren werden unter allen von selbst, ohne das Zutun von Menschen ablaufenden Prozessen nur diejenigen unter dem Begriff natural attenuation versammelt, die „Menge, Toxizität, Mobilität, das Volumen oder die Konzentration von Schadstoffen in den Umweltmedien verringer[n]“. Die Definition legt nahe, dass durch die Prozesse nicht nur eine quantitative Abnahme der eingebrachten Substanzen (Altlasten) eintritt, sondern darüber hinaus auch eine Abnahme der Toxizität stattfindet. Das ist aber nicht immer der Fall, wie etwa der biologische Abbau von Perchlorethylen verdeutlicht.²⁸

Wenn als Ergebnis einer so gefassten Selbstreinigung z.T. giftigere Stoffe im Grundwasser (wie z.B. Vinylchlorid als Abbauprodukt von Perchlorethylen) vorliegen können, so kann aber nicht grundsätzlich von einer ausschließlich positiven Wirkung dieser Prozesse ausgegangen werden kann. D.h. die unter natürlicher Selbstreinigung des Grundwasser-

26 Von diesen Prozessen ist der biologischen Abbau (Biodegradation) der wichtigste. Dabei wird die Nutzung der organischen Komponenten als primäres Substrat (Fermentation, reduktive Dechlorierung, Oxidation) vom Ko-Metabolismus (aus der Stoffumsetzung ziehen die Organismen keine Energie) unterschieden (vgl. Wolters 2001).

27 Anders als in den USA sind natural attenuation-Prozesse im deutschen Umweltrecht bisher nicht als Sanierungsvarianten anerkannt; sie sind jedoch bei der Erarbeitung eines Sanierungsplanes zu berücksichtigen und können (legitimiert durch eine evtl. Unverhältnismäßigkeit der Sanierung) zum Verzicht auf technische Sanierungsmaßnahmen führen (vgl. Wolters 2001).

28 Der biochemische Abbau des leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffs Perchlorethylen erfolgt mittels Bakterien über die Metaboliten Trichlorethylen, Dichlorethylen und Vinylchlorid hin zu den dechlorierten biologischen Abbauprodukten Ethen und Ethan. Die Abbauschritte stellen unterschiedliche Ansprüche an das Milieu und schließen sich zum Teil aus. Man spricht daher auch von einem sequentiellen Abbau. Der Abbau zu Trichlorethylen erfolgt nur unter anaeroben Bedingungen. Die weitere Abspaltung von Chlor aus dem Molekül ist sowohl unter anaeroben als auch unter aeroben Bedingungen möglich. Aufreißend an diesem Beispiel ist, dass die Toxizität der Stoffe mit dem organischen Abbau nicht geringer wird, sondern hin zum Vinylchlorid zunimmt (vgl. Stupp/Paus 1999). Darüber hinaus ist die Stabilität der Metaboliten in erster Linie vom Milieu abhängig und wird nicht etwa parallel mit den Abbauschritten geringer. Es ist daher möglich, dass die Gefährdung, die von einer Perchlorethylen-Altlast ausgeht, durch die höhere Stabilität der Zwischenprodukte nach einem Teilabbau der eingetragenen Substanzen größer ist als ohne derartige Prozesse der „Selbstreinigung“ (die daher im Sinne der obigen Definition nicht als „natural attenuation“ zählen).

körpers zusammengefassten Prozesse sind nicht notwendigerweise zielgerichtet und führen nicht zwangsläufig zu einer verbesserten Boden- bzw. Grundwasserqualität.

Die Analyse des Verständnisses zur natürlichen Selbstreinigung zeigt, dass Wasserwirtschaft und Altlastenmanagement zwar schon länger diese Selbstreinigungsprozesse ausgenutzt haben, „aber doch nur einen Teil der Prozesse und des Prozessgefüges verstanden hatte[n]. Der Kenntnisstand ist zwar erheblich gewachsen, aber mit zunehmender Vertiefung werden auch die erkannten Prozesse und deren Zusammenwirken immer komplexer“ (Remmler/Schulte-Ebbert 2003). Die Prozesse sind strukturell und auch in ihrer physischer Regulierung an den Standort und seine bio- und geochemischen Verhältnisse (z.B. Übereinstimmung von Redoxmilieus mit den Randbedingungen für die jeweiligen Abbaumechanismen) gebunden; erst dessen Untersuchung führt zu validen Aussagen über die Qualität und Quantität der Selbstreinigung (z.B. stufenweiser Abbau organischer Schadstoffe). Wenn die Prozesse beispielsweise im Rahmen eines Altlastenmanagements genutzt werden, wird der Nachweis der natürlichen Schadstoffminderung im Rahmen eines Monitoring erbracht und erfolgt mittels empirischer Beobachtung und Messung, die in ein „konzeptionelles Standortmodell“ eingebettet sowie gegebenenfalls durch Transport- und Reaktionsmodelle ergänzt werden (Odensaß 2002: 112).

2.3 Zwischenfazit

Auch wenn in vielen deutschsprachigen Publikationen der Begriff der Selbstreinigung – vor allem in der Debatte um natural attenuation, aber auch bezogen auf Prozesse, die bei der Uferfiltration und der künstlichen Grundwasseranreicherung (vgl. Remmler/Schulte-Ebbert 2003) – regelmäßig Verwendung findet, wird hiermit lediglich ein Teil der bio- und geochemischen Vorgänge im Grundwasserkörper charakterisiert. Mit „Selbstreinigung“ könnte der Totalabbau organischen Materials über verschiedene Metaboliten bezeichnet werden.²⁹ Diese Begrifflichkeit wird aber weder für die Oberflächengewässer noch für die Grundwasserkörper durchgehalten, da unterschiedliche normative Setzungen aus den jeweiligen Anwendungsbereichen eingehen.

Teile der Umweltnaturwissenschaften versuchen, aufgrund seiner Nähe zu Nutzungskontexten nicht das Selbstreinigungskonzept zu verwenden. Es ist jedoch festzuhalten, dass dieses Konzept erkenntnisleitend wirken kann: Seine Verwendung erlaubt es, die unterschiedlichen biologischen, chemischen und physikalischen Prozesse, die am Stoffabbau beteiligt sind, gemeinsam zu betrachten. Das Konzept der Selbstreinigung erlaubt insofern eine Spezialdisziplinen übergreifende Integration, die für die Erforschung der biogeochemischen Vorgänge im Gewässer (z.B. des Spezialfalls natural attenuation) und ihrer Verknüpfung mit den Stoffkreisläufen heuristisch genutzt werden kann und so auch ein-

29 Der Mineralisierungsprozess kann aber nach Remmler/Schulte-Ebbert (2003) auch zu Veränderungen in der anorganischen Belastung des Gewässers führen: Daher kann „auch die Reduktion unerwünschter anorganischer Wasserinhaltsstoffe [...] als Selbstreinigung des Grundwassers angesehen werden. Das ist z.B. der Fall bei der Reduktion hoher Nitrat- oder Sulfatgehalte im Grundwasser. Dies ist natürlich schon an sich eine Selbstreinigung des Grundwassers, auch wenn es sich bei der dabei oxidierten Substanz nicht um Schadstoffe an sich, sondern um anderweitige organische Substanz handelt (z.B. mit Huminsäuren assoziierte Saccharide)“.

gesetzt wird (von Gunten, fernmündl. Mitteilung 2003). Bei entsprechenden Anwendungskontexten kann eine enge Zielorientierung (z.B. im Fall der natural attenuation oder auch für wasserwirtschaftliche Zwecke etwa die Uferfiltration) eingeführt werden; das Konzept kann aber auch wesentlich breiter verstanden werden.³⁰ In der umweltwissenschaftlichen Forschung ist es jedoch bisher nicht üblich, die Selbstreinigungsprozesse systematisch auf die Regulation des Wasserkreislaufs (oder auf biogeochemische Kreisläufe) zu beziehen und als dessen Regulierungsprozesse zu erforschen.

Das (bisher unzureichend operationalisierte) Konzept kann jedoch – insbesondere wenn es in popularisierender Absicht verwendet wird – scheinbar selbsterklärende Wirkungen entfalten und damit zugleich davon ablenken, dass für die damit gebündelten Prozesse bisher analytisch noch kein umfassendes Prozessverständnis erreicht ist und beispielsweise kaum etwas über die physischen Grenzen der Regulierung einer natural attenuation oder über mögliche Zusammenbrüche der Selbstreinigungskapazität bekannt ist.³¹

Insbesondere für Selbstreinigungsprozesse im Grundwasserkörper wird jedoch – den Ergebnissen von Lotz (2004) zufolge – kaum eine Regulationsperspektive bemüht. Es ist beispielsweise kaum untersucht, wieweit die Abhängigkeitsrelationen einseitig, d.h. rückkopplungsfrei verlaufen. Zudem könnten neben herkömmlichen Rückkopplungen auch Reihenkopplungen vorkommen (vgl. Klug/Lang 1983: 58).

Es ist fraglich, ob sich mit dem Konzept der Selbstregulation – wie lange Zeit (insbesondere in der biologischen Kybernetik) unterstellt – charakteristische Kerneigenschaften („Identitäten“) des betrachteten Systems auszeichnen lassen. Da aber die Frage nach den „Identitäten“ immer mitschwingt, kann die Rede von der Selbstregulation zu einer Verwirrung im Diskurs - und eventuell auch zu seiner Ideologisierung – eher beitragen als zu einer Klärung. Das sollte auch dann bedacht werden, wenn mit dem Begriff der Selbstregulation Vorgänge physischer Regulation von Vorgängen gesellschaftlicher Regulation unterschieden werden sollen.

30 Der Terminus der Selbstreinigung erlaubt es in der Forschung, disziplinär unterschiedliche Untersuchungen über Grundwasserleiter (Chemismus, Mikrobiologie usw.) aufeinander zu beziehen und gemeinsam ein verbessertes Verständnis eines biogeochemischen Grundwassersystems zu entwickeln (vgl. von Gunten fernmündl. 2003). Der Selbstreinigungsbegriff kann damit – ähnlich wie bei Kölle 1989, von Gunten 2000 oder Haderlein 2002 – auch weiter verstanden werden als in der wissenschaftlichen Diskussion um „natural attenuation“, wo er alleine auf anthropogen verursachte und gesellschaftlich definierte Schadensfälle bezogen wird. Vielmehr geht es um eine „Selbstreinigungskapazität“ (von Gunten 2000) der Grundwasserleiter mit Störungen und Schwankungen im Sinne einer maintenance „fertigzuwerden“ und sich „zu stabilisieren“, also um eine integrierende Sicht auf eine Vielzahl unterschiedlicher Prozesse auf biologischer, chemischer, physikalischer sowie geowissenschaftlicher Ebene. Grundwasserleiter werden damit nicht alleine als ein hydrogeologisches, sondern auch als ein biogeochemisches und damit ökologisches System (mit Biozönose) verstanden. Die Selbstreinigungskapazität des Grundwasserleiters könnte – auf diesen Überlegungen aufbauend – auch als Potential eines Mensch/Umwelt-Systems gefasst werden (vgl. hierzu auch die weitergehenden Überlegungen im nächsten Kapitel).

31 Insbesondere ist unklar, ob sich die als Selbstreinigung bzw. natural attenuation gebündelten Prozesse nach dem Modell einer Homöostase beschreiben lassen. Im konventionellen Fall, so wie er auch für die Selbstreinigungskapazität der Oberflächengewässer zu gelten scheint, erfolgt die Konstanthaltung der betreffenden Größen durch einfache oder vermaschte Regelkreise. Es könnte hier jedoch auch eine so genannte regulative „Ultrastabilität“ vorhanden sein, bei der nur eine sprunghafte Transformation von einer Struktur (sofern diese wegen Überschreitung der Belastungsgrenzen die Konstanthaltung der betreffenden biogeochemischen Größen nicht mehr sichern kann) zu einer anderen Struktur, bei der die Konstanthaltung wieder gesichert ist, geschehen kann (vgl. Klaus/Liebscher 1976: 271).

3. Regulation in sozial-ökologischen Systemen

Mit Hilfe des Konzeptes einer „ecosystem health“ (vgl. Rapport 1998), welches vor allem im US-amerikanischen Umweltmanagement und der dortigen Umweltplanung angewendet wird, lassen sich medizinische Begriffe – wie Stress, Krankheit oder Gesundheit – auf Ökosysteme übertragen, so dass unmittelbar an organismische Regulierungsvorstellungen angeknüpft werden könnte³². In das Konzept einer „ecosystem health“ wurde auch die Perspektive der Bedeutung und Nützlichkeit von Funktionen des Naturhaushaltes für menschliche Gesellschaften aufgenommen, wie sie insbesondere im Konzept der „ecosystem services“ (vgl. Daily et al. 2002) und – systematischer ausgeführt – im Konzept der Naturraumpotentiale (vgl. 3.1.3 f.) für die hier besonders interessierenden Mensch/Umwelt-Systeme betont wird. Die Perspektive richtet sich hier folglich nicht auf Ökosysteme oder einen Naturhaushalt „an sich“, sondern auf sozial-ökologische Systeme, in die immer auch Gesellschaft (oder ein Teil davon) mit einbezogen ist. Diese Systeme haben sowohl natürliche als auch gesellschaftliche Bestandteile, die durch Relationen verbunden sind (vgl. Becker/Schramm 2002; Hummel/Kluge 2004).³³

Ein (noch sehr) einfaches sozial-ökologisches System kann z.B. ein Geosystem sein, in das durch Menschen zur Ressourcenbewirtschaftung ein Regler eingebaut wurde, „der ein bestimmtes Element kontrolliert (z.B. Schleuse, Abfluss). In solchen Systemen verzahnen sich dann der künstlich geschaffene Regelkreis und die Feedbacks des natürlichen Systems; dies erfordert eine detaillierte Untersuchung der komplexen Zusammenhänge (Klug/Lang 1983: 39).

3.1 Neefs Hybridsystem und dessen Regelkreise

Der Geograph Ernst Neef, einer der Wegbereiter der Landschaftsökologie, hat sich bereits frühzeitig konzeptionell mit sozial-ökologischen Systemen in der Landschaft beschäftigt und dabei auch Aussagen zu Regulierungsaspekten getroffen. Landschaften mit ihrem Stoffhaushalt hat er als „Compositum Geographicum“ (Neef 1967: 130) bzw. als materielle Geosysteme mit hoher Komplexität (vgl. Neef 1968) charakterisiert. „Sie wurden auch schon als ‚hybride‘ Systeme bezeichnet, weil sie in sich Teilsysteme vereinigen, die verschiedenen Kausalitätsformen unterworfen sind, nämlich aus Physiosphäre (physikalische und chemische Gesetze), Biosphäre (physiologisch-biologische Gesetze) und Soziosphäre (Gesetzmäßigkeiten der Gesellschaft)“ (Neef et al. 1979: 13).

Gesellschaftliche Handlungen, die in die Landschaft wirken, bedeuten demnach „einen Eingriff in ein dynamisches hybrides System, in dem gesellschaftliche Aktivitäten und Naturvorgänge physikalischer und biologischer Kausalität in kompliziertester Weise mitein-

32 Gleichzeitig würden damit aber Ökosysteme organisistisch (z.B. als Super-Organismus) interpretiert werden und unter der Hand (ohne spezielle Explikation) medizinisch orientierte Normen in die sozial-ökologische Forschung eingeführt.

33 Wenn kein Rückgriff auf eine sozial-ökologische Terminologie gemacht werden soll bzw. solange dieser (in der Vergangenheit) noch nicht möglich war, können bzw. konnten diese Systeme auch als „hybride Systeme“ verstanden werden, da sie sich weder vollständig naturwissenschaftlich noch vollständig gesellschaftswissenschaftlich verstehen lassen.

ander verknüpft sind. Es bestehen also unterschiedliche Teilsysteme“, die auch jeweils für sich betrachtet werden können und müssen (vgl. Neef et al. 1979: 13). Andererseits darf dieses Hybridsystem nicht als „durch die einfache Kombination anderer Systeme“ (Neef 1968) additiv „Zusammengesetztes verstanden werden, da ja die Landschaft nicht Summe ihrer Teilglieder ist, sondern erst durch Integration aller ihrer Glieder zur höheren geographischen Einheit wird.“ (Neef 1967: 130). Diese Integration führt – beispielsweise durch Vereinigung von kleineren Systemen durch Kopplung – „zu einer neuen Gestalt mit anderem Systemcharakter“ (Neef 1968).³⁴

Relativ früh verweist Neef (1966) systematisch darauf, dass Aktivitäten im Naturraum auch zu Veränderungen in diesem führen und damit zugleich Änderungen der Naturraumpotentiale (vgl. systematisch 3.1.3) hervorrufen können. „Der Abbau der Braunkohlenlagerstätten führt zur Zerstörung der Grundwasserkörper und ändert damit ein Potential von großem Nutzungswert. Das kann in den so genannten Absenkungstrichtern unmittelbar als Nahwirkung erscheinen, aber als Fernwirkung alle Areale in Mitleidenschaft ziehen, die bisher von dem Grundwasserstrom berührt wurden.“ Das Hybridsystem verändert sich folglich nicht nur durch Weiterentwicklungen im gesellschaftlichen Teilsystem und durch eine physisch-ökologische Dynamik, sondern auch durch Wechselwirkungen zwischen beiden Teilsystemen. Dabei ist „die horizontale Verflechtung der Erscheinungen von großer Bedeutung. Durch die Bewegung von Substanz längs der Erdoberfläche bilden sich gebietswirtschaftliche Verflechtungen heraus, die natürlich in erster Linie Nachbargebiete aneinander binden, aber auch weiter entfernte Gebiete einbinden können. Diese Bewegungen können ein in einem bestimmten Gebiet entstehendes Potential in ein anderes Gebiet übertragen und dort zu einer Potentialerhöhung führen“ (Neef 1966). Die Ableitung, Absperrung (z.B. Überbauung) oder Wertminderung eines bisher verfügbaren Potentials kann auch zu – u.U. erheblichen – konflikthafter interregionalen Beziehungen führen (vgl. etwa Adam/Blab 1996). Anthropogene Eingriffe können im Einzelfall erst sehr spät – als Rückwirkungen auf den Physiotop (als Teil des Geosystems) – „über länger währende Umbildungsprozesse in Erscheinung“ treten (Neef 1968).

Neef führt jedoch an keiner der Stellen, an denen er sein Hybridsystem entfaltet (1967, 1968, 1969, 1976, 1979), systematisch aus, wie dieses Hybridsystem und seine Teilsysteme reguliert werden bzw. was er im einzelnen unter Regulation versteht. Neef kann in seinem Hybridsystem jedoch einerseits zwischen natürlichen und gesellschaftlichen Prozessketten³⁵ unterscheiden, andererseits – teilweise implizit – auch zwischen natürlichen und gesellschaftlichen Regelkreisen. Insbesondere nicht-intendierte Folgewirkungen

34 „Solange das nicht der Fall ist, sondern nur Modifikation eines Zusammenhangs bestehen ohne Veränderungen des Systemcharakters, haben wir es nicht mit einer neuen Integration, einer neuen geographischen Gestalt zu tun. Es handelt sich um invariante Systeme, und solange Elemente und Relationen nicht den Charakter der Invarianz aufheben, entsteht auch keine neue geographische Gestalt.“ (Neef 1968) Folglich ist zu fragen, „welche menschlichen Eingriffe diese Invarianz brechen und daher zu Entwicklungslinien Anlass geben, die zu völlig neuen ökologischen und unter Umständen wirtschaftlich außerordentlich bedeutsamen Folgen führen.“

35 „Da es sich hierbei jedoch um ganz andere Kategorien mit anderen Systemzusammenhängen und andersartigen Parametern handelt, sollte man begrifflich die gesellschaftliche Parallelreihe von Maßnahmen von den natürlichen Folgeprozessen unterscheiden. Es wird vorgeschlagen, die natürlichen Abläufe [...] als Reaktionsketten zu bezeichnen und die Folge der gesellschaftlichen Maßnahmen [...] als Konsequenzenreihen.“ (Neef 1976).

menschlicher Aktivitäten in Natursystemen werden in seiner Konzeption auffällig und wirken unter Umständen störend: Dabei „erfolgt eine Rückkopplung von Natursystemen auf die Gesellschaft und ihre speziellen Anliegen“ (Neef et al. 1979: 32)

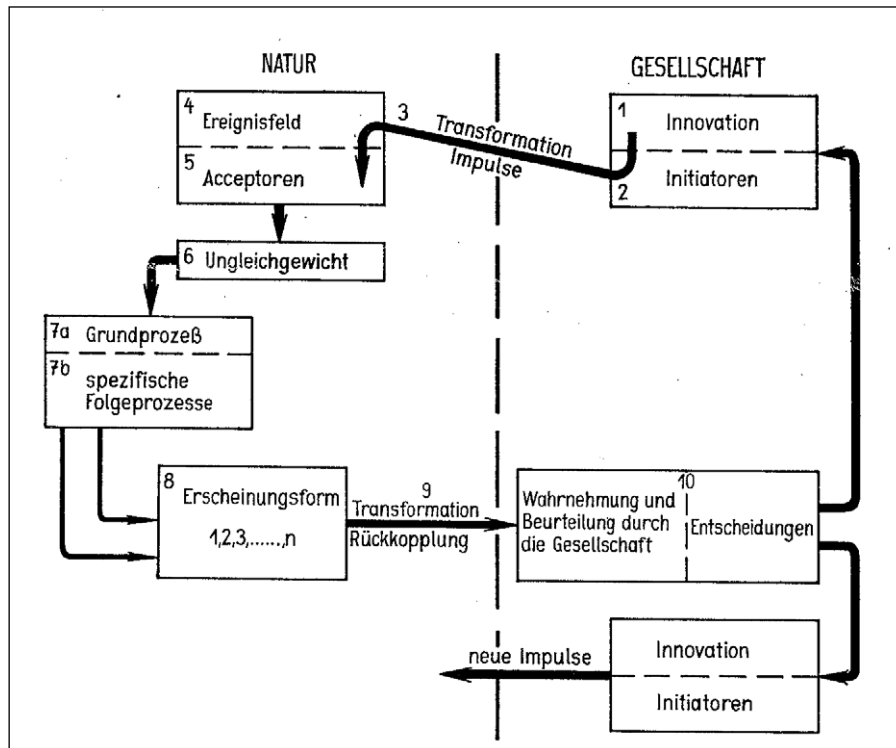
Neef (1976, 1979) betont, dass eine systematische Beschäftigung mit den gesellschaftlichen Regelkreisen erst durch diese Probleme zweiter Ordnung (die von Neef et al. (1979) als „Nebenwirkungen“ kategorisiert und nur teilweise auch in ihrem Zusammenspiel mit den intendierten „Hauptwirkungen“ erster Ordnung analysiert werden) erforderlich wird: Zunehmend wird „die Rolle der Nebenwirkungen bei der Gestaltung der Produktions- und Lebensverhältnisse so groß, dass sie in die Planung einbezogen werden muss“ (Neef 1976). Gegenmaßnahmen zu den durch die Nebenwirkungen verursachten sozial-ökologischen Problemen zweiter Ordnung „wirken in der Regel als Kostenfaktoren auf die Effektivität der Volkswirtschaft ein und treten daher in einen anderen Regelkreis ein als die spontanen Folgeprozesse der Reaktionsketten im Naturgeschehen.“ Entsprechend sind grundsätzlich verschiedene Gegenmaßnahmen möglich, „sowohl in technologischer Hinsicht als auch in der Wahl des Zeitpunktes der Maßnahme und der Festlegung des Standortes der erforderlichen Einrichtungen“. Bestenfalls zieht damit die Gesellschaft (bzw. ziehen spezifische gesellschaftliche Akteure) Folgerungen aus den räumlich und z.T. auch zeitlich ‚verschobenen‘ Wirkungen. Dann könnte sie versuchen, „das Spiel der Natur mit entsprechenden Gegenzügen zu parieren“ (wobei eventuell sogar ein Anwendungsfall „für spieltheoretische Ansätze“ zur Entscheidungsfindung gegeben sein könnte; Neef 1976).

Neef bleibt disziplinar verhaftet und ist kein Vordenker interdisziplinärer Umweltforschung (bzw. sozial-ökologischer Forschung), indem er betont: „Die Rückkoppelung der von der Gesellschaft ausgelösten Veränderungen im Natursystem auf die Gesellschaft zu untersuchen ist nicht die Aufgabe der Physischen Geographie. Die Transformation der Naturerscheinungen in gesellschaftsrelevante Kategorien ist ausschließlich ein gesellschaftlicher Prozess, der von der Wahrnehmung der Veränderung ausgeht und ihre Bedeutung für die Produktions- und Lebensbedingungen für die Gesellschaft nach verschiedenen Maßstäben beurteilt und bewertet, um daraus Entscheidungen abzuleiten“ (Neef et al. 1979: 40), die sich auf die „Regulierung der eingetretenen Umweltveränderung“ richten (Neef et al. 1979: 32). Neefs Regulationskonzept erscheint wegen dieser disziplinären Beschränkung zunächst als konventionell, da systematische (gesellschaftswissenschaftliches Wissen einschließende) Aussagen ausgeklammert werden (müssen) und insofern der Anspruch der (prognostischen) Erforschung eines Hybridsystems bezogen auf die Regulation nicht durchgehalten werden konnte.

Allerdings bleibt Neefs Konzeption der Rückkopplungen der von der Gesellschaft ausgelösten physischen Veränderungen auf die Gesellschaft insofern interessant, als sie sich nicht auf den Bereich der Gesellschaft alleine beschränkt; vielmehr ist die Perzeption von natürlichen Phänomenen (und ihre Interpretation als Nebenfolgen oder Hauptfolgen gesellschaftlicher Aktivitäten im Naturraum) in diesen Regelkreis eingeschlossen (vgl. Abb. 1).³⁶

36 Das hat Folgen für eine interdisziplinäre Zusammenarbeit von Gesellschafts- und Naturwissenschaften: „Um die richtige Entscheidung zu treffen, ist die Kenntnis der Naturvorgänge, der daraus entstandenen Nebenwirkungen und des Trends der weiteren Entwicklung unentbehrlich. Die soziologische Betrachtung“

Abbildung 1: Regelkreise im monodynamischen Modell des Neef'schen Hybridsystems (aus Neef et al. 1979: 33)



Neef et al. (1979: 33) verdeutlicht, dass die Entscheidung über bestimmte Regulierungsmaßnahmen auf zwei Zielebenen verlaufen kann: „Sie kann erstens die Ursachen der Störung beheben wollen, sie kann zweitens die Symptome bekämpfen, indem sie unerwünschte Erscheinungen durch Abwehr- und Sicherungsmaßnahmen in erträglichen Grenzen zu halten versucht.“

- Die erste Strategie lässt sich auch als direkte Rückkopplung begreifen, da sie „zur Aufgabe der neuen Nutzungsform und Rückkehr zu der alten Landnutzung führen“ kann. Damit kann sie „einen Teil der Auswirkungen der Innovation, also ein auslösendes Moment betreffen, [...] z.B. die anfänglich völlige Freihaltung des Bodens von Vegetation.“ Sie zielt darauf, die ursprüngliche Dynamik wiederherzustellen, um so die „als nachteilig erkannten Folgeprozesse“ und damit die Probleme zweiter Ordnung möglichst abzustellen (Neef et al. 1979: 33).³⁷

tungsweise geht in der Regel von der Wahrnehmung aus und bedient sich des Begriffes ‚perceived environment‘. Will man die genannte Notwendigkeit, den Charakter der Naturvorgänge zu berücksichtigen, auf eine kurze Formel bringen, so könnte man sagen, dass die Aufgabe gestellt ist, ‚perceived environment‘ und ‚real environment‘ soweit wie möglich zur Deckung zu bringen“ (Neef et al. 1979: 40).

37 Hier ist nicht zu diskutieren, dass das zugrunde liegende Modell Neefs – Wiederherstellung einer Dynamik durch „Beseitigung der Störung des Gleichgewichts“ – heute sehr einfach anmutet. Avancierter lassen sich Eindämmungen problematischer Dynamiken z.B. mit Hilfe von Selbstorganisationsansätzen oder der Theorie komplexer Systeme fassen.

- In der zweiten Strategie wird nur ein Teil der Symptome abgeschwächt, sodass der zu den sozial-ökologischen Problemen zweiter Ordnung führende Prozess, wenn auch in modifizierter Weise, erhalten bleibt. Das bedeutet, dass zusätzliche Maßnahmen zur Kompensation der Probleme zweiter Ordnung bzw. der sie evozierenden Folgewirkungen ergriffen werden müssen. „Diese treten wiederum als Initiatoren auf, sodass sich an das erste Glied ein analog geartetes weiteres Glied anschließt. Führt auch das nicht zum endgültigen Ziel, so setzt sich die Reihe der gesellschaftlichen Maßnahmen fort“ (Neef et al. 1979: 33 f.; dabei entsteht eine Reihe von weiteren Problemen (dritter, vierter usw. Ordnung).
- „Neben der gesellschaftlichen gelenkten Reihe von Maßnahmen zur Regulierung von Nebenwirkungen besteht noch ein direkter Weg zur Ausbildung einer Reaktionskette, nämlich dann, wenn die Summierung von Einzelwirkungen im Laufe der Zeit über bestimmte Schwellenwerte hinaus fortschreitet. Im landschaftlichen Geschehen erscheinen dann neue Qualitäten, z.B. bisher nicht bekannte Eigenschaften, Wandlungen in der Struktur, Verschärfung der bisherigen oder auch das Auftreten neuartiger Folgeprozesse“ (Neef et al. 1979: 34). Beispiele für solche, meist mit einer erheblichen Zeitverzögerung eintretenden Spätwirkungen sind die Minderung der Bodenfruchtbarkeit, die Verringerung der Ackerkrume, erheblicher Befall mit Fadenwürmern („Bodenmüdigkeit“), die Anreicherung von Düngesalzen (Nitrat) und Pestiziden im Boden- und im Grundwasser, das Durchbrechen von Schadstoffen ins Grundwasser (z.B. aufgrund der Erschöpfung von Abbauleistungen bei der Bodenpassage oder im Grundwasserleiter selbst), die anthropogene Eutrophierung von Gewässern.

Selbst wenn die gesellschaftlichen Regulierungsentscheidungen darauf abzielen, die Ursache der Probleme zweiter Ordnung auszuschalten „und damit den Kreis im Sinne der ursprünglichen Beziehungen zu schließen“, werden die im Natursystem initiierten Regulierungsprozesse die beabsichtigte Zielstellung nur teilweise erreichen. In den meisten Fällen wird damit die erzielte Regulierung unvollkommen sein, „so dass die ausgelösten Folgeprozesse zwar weiter bestehen, aber wesentlich verlangsamt gegen die Nebenwirkungen ergriffen und damit neue Initiatoren geschaffen [werden können], für die sich in entsprechender Weise Folgeprozesse ergeben. Sie können sich verbinden mit Auswirkungen der ursprünglichen Vorgänge, so daß sich insgesamt eine Wirkungskette [...] ergibt“ (Neef et al. 1979: 40 f.).

3.1.2 Naturräumliche Regulationsfunktionen

Wie bereits erwähnt, entfaltet Neef in seinen konzeptionellen Aufsätzen, in denen er die Anschauung vom Hybridsystem entwickelt, den Regulationsaspekt nur teilweise systematisch. Insbesondere führt er nicht explizit aus, ob es in diesem Hybridsystem auch einen natürlichen Regelkreis (bzw. einen biologischen und einen physikalischen Regelkreis) gibt. Zumindest wenn eine funktionalistische Perspektive eingenommen wird, könnte diese Annahme bejaht werden. Dann kann auch an das Konzept der Regulationsfunktionen

der Landschaft angeschlossen werden, das die Landschaftsökologen in den letzten Jahrzehnten entwickelt haben (vgl. Bastian/Schreiber 1999: 38).³⁸

Dieses Konzept bezieht sich einerseits auf die Regulation von Stoff- und Energiekreisläufen, andererseits aber auch auf die Regulation (und auch Regeneration) von Populationen und Bizönoson (vgl. Bastian 1997; Bastian/Schreiber 1999: 39 f).³⁹ Für die im Projekt netWORKS betrachtete Thematik ist von besonderem Interesse, dass in dieser landschaftsökologischen Perspektive Wasser- bzw. Stoffkreisläufe und Energieflüsse durch die Landschaft bzw. ihre Bestandteile reguliert werden. Nach Bastian/Schreiber (1999: 39) lassen sich bezogen auf Stoffkreisläufe und Energieflüsse die folgenden Regulationsfunktionen der Landschaft unterscheiden:

- Pedologische Funktionen (Bodenschutz vor Erosion, vor Vernässung, vor Austrocknung, vor Verdichtung und der Fremdstoffabbau)
- Hydrologische Funktionen (Grundwasserneubildung/Versickerung, Wasserrückhalt/Abflussausgleich, Selbstreinigung von Oberflächengewässern)
- Meteorologische Funktionen (Temperatenausgleich, Erhöhung der Luftfeuchte/Verdunstung und Windfeldbeeinflussung)

Damit umfassen diese verschiedenen ökologischen Regulationsfunktionen die Stoffhaushaltsregime ebenso wie auch das Wasserhaushaltsregime, Daneben können sie aber auch zur Ermittlung von Zustand und Dynamik der Landschaft dienen und zur Bestimmung der Tragfähigkeit und Belastbarkeit der in der Landschaft vorhandenen Ökosysteme herangezogen werden (vgl. Haase/Mansfeld 2002: 120).

3.1.3 Exkurs: Das Naturraumpotential – Voraussetzung für das Konzept der Regulationsfunktionen der Landschaft

„Die Feststellung von Naturpotentialen, die von der Gesellschaft als Naturressourcen genutzt werden (und auch die zum Teil nachteilige Minderung dieser Potentiale durch die Tätigkeiten der Menschen im Territorium) kann als eine Brücke verstanden werden, die Naturausstattung und menschliche Arbeit verbindet“ (Neef et al. 1979: 10). Mit Hilfe des aus dieser Anschauung entwickelten landschaftsökologischen Konzeptes der Naturraumpotentiale⁴⁰ kann die Leistungsfähigkeit der Landschaft gegenüber gesellschaftlichen

38 Ein von Bastian (1991, in Bastian/Schreiber 1999) in Anlehnung an Niemann (1977, 1982), van der Maarel/Dauvellier (1978) und Kontris (1978) entworfenes hierarchisches Gliederungsschema benennt neben ökonomischen oder Produktionsfunktionen und sozialen (Lebensraum-) Funktion ökologische oder Regulationsfunktionen (vgl. Bastian 1997). Plachter (1990) verwendet den Begriff der „Leistungsfähigkeit“ für die Wirksamkeit dieser Selbstregulationsmechanismen in Ökosystemen und Landschaften.

39 Wichtig ist darauf hinzuweisen, dass die Einteilung der Naturraumpotentiale nach Haase et al. (1991) und insbesondere die Sprechweise von den „biotischen Regulationsfunktionen“ zu Missverständnissen mit der im Standortkonzept der Bioökologie und der Geoökologie verwendeten Einteilung in abiotische und biotische Faktoren führen kann. So bezieht sich das „biotische Regulationspotential“ neben „biotischer Regeneration“ und „biotischer Diversität“ auch auf die „Regelung des Stoff- und Energiekreislau- fes“ (Schlüter 1977 n. Bastian 1997). Mit dem Konzept wird jedoch auch betont, dass in der Landschaft die Biota ein relevantes Potential zur Regulation der Stoffkreisläufe und der Energieflüsse besitzt.

40 Konzepte zur Charakterisierung der Funktions- bzw. Leistungsfähigkeit der Landschaft bauen vor allem auf dem Potentialansatz auf. In die Geographie wurde der Potentialbegriff bereits von Bobek/Schmithü-

Nutzungsanforderungen gekennzeichnet werden (vgl. Haase/Mansfeld 2002: 120). Dabei orientiert sich die Ableitung von normativen Dimensionen zunächst nicht am Natursystem, „sondern die aus der Sicherung und Befriedigung der Lebensbedürfnisse der Gesellschaft resultierenden Anforderungen an die Naturgrundlagen der gesellschaftlichen Reproduktion“ werden hierbei als Ausgangspunkt genommen (Haase 1978, 113). Als Konzept zur Bewertung der Landschaft ist das Naturraumpotential Ausdruck des Leistungsvermögens der Landschaft. „Aus der Gegenüberstellung von Nutzungsanforderungen und differenzierten Nutzungszielen an das konkrete Naturdargebot leitet sich die Leistungsfähigkeit der Landschaft ab“ (Bastian/Schreiber 1999, 36). Dieses Naturdargebot umfasst nicht alle Naturformen, sondern nur die durch eine Gesellschaft auf der Höhe ihres (technischen und sozialen) Entwicklungsstandes potentiell nutzbaren Naturformen, und ist dadurch historisch veränderlich (vgl. Haase 1978).

Das Konzept des Naturraumpotentials soll die Aufgabe erfüllen die „für gesellschaftliche, insbesondere wirtschaftliche Zwecke verfügbaren Spielräume zur Nutzung und Belastung der Naturraumausstattung, einschließlich der Naturprozesse, zu erfassen und dabei vor allem die Mehrfachnutzbarkeit des Dargebotes in entsprechenden Bezugseinheiten zu kennzeichnen. Das Potentialkonzept schließt dabei Aussagen über die Grundlagen der Regeneration nutzbarer Eigenschaften und die von Naturprozessen ausgehenden Risiken ein“ (Bastian/Schreiber: 36 f.).

Nach Haase et al. (1991) können folgende partielle Naturraumpotentiale unterschieden werden:

- *biotisches Ertragspotential*: Vermögen des Naturraums organische Substanzen zu erzeugen und die Bedingungen dafür zu regenerieren;
- *Wasserdargebotspotential*: Vermögen des Naturraums, oberirdisch oder unterirdisch über die Transformation des Niederschlags Wasser in nutzbarer Form bereitzustellen;
- *Entsorgungspotential*: Vermögen des Naturraums, Fremdstoffe aufzunehmen und (weitgehend) ohne Schadwirkung umzuwandeln oder abzubauen;
- *biotisches Regulationspotential*: Vermögen des Naturraums, biologische Prozesse aufrechtzuerhalten;
- *geoenergetisches Potential*: Vermögen des Naturraums, technisch nutzbare Energieträger bereitzustellen (Wasser, Wind, fossile Brennstoffe, geothermische Energie u.a.).

Für ein besseres Verständnis macht es Sinn, die frühen und in der kritischen Diskussion des Potentialkonzeptes (vgl. Eckebrecht 1996) nicht behandelten Überlegungen zum „bio-

sen zunächst als „räumliche Anordnung naturgegebener Entwicklungsmöglichkeiten“ eingeführt (n. Bastian 1997, vgl. kritisch auch Eckebrecht 1996). Neef (1966) beschrieb dann das „gebietswirtschaftliche Potenzial“ als das (dauerhafte) Leistungsvermögen des Naturraumes zur Befriedigung der gesellschaftlichen Bedürfnisse bzw. als die naturgegebene Fähigkeit eines Gebietes, dem Menschen zum Gebrauch dienende Stoffe oder Energien zur Verfügung zu stellen. Ausgehend von einem einzigen komplexen Natur(raum-)potential definierten später Haase (1978) und andere Landschaftsökologen mehrere Teilpotentiale (partielle Naturraumpotentiale), die jeweils die Gesamtheit der Eigenschaften eines (Natur-)Raumes unter nutzungsspezifischem Aspekt bezeichnen. Beim Einnehmen der Potentialperspektive wird somit „das Angebot (der Natur) mit dem Blick eines potentiellen Nutzers taxiert“ (Bastian 1997). Bastian/Schreiber (1999: 37) weisen darauf hin, dass es mittlerweile in der Landschaftsökologie eine „inflationäre Verwendung mit oft völlig abweichenden Inhalten“ gibt. Die Probleme der bisherigen Konzeption behandelt eingehend, wenn auch nur aus geographisch-theoretischer Sicht Eckebrecht (1996).

tischen Regulationspotential“ darzustellen, wie sie Schlüter (1977) im Rahmen eines umfassenderen Forschungsvorhabens am Institut für Geographie und Geoökologie der Akademie der Wissenschaften der damaligen DDR zur „Bestimmung von partiellen und komplexeren Potentialeigenschaften für chorische Naturraumeinheiten“ entwickelte: „Mit Hilfe des Biotischen Regulationspotentials soll die Fähigkeit oder das Vermögen eines Naturraumes bzw. einer Landschaft (als Mosaik quasihomogener Grundeinheiten) zur Aufrechterhaltung und Steuerung oder zur Wiederherstellung der Lebensprozesse, der biotischen Diversität und Komplexität sowie der Stabilität der Ökosysteme (Biogeozöosen) umschrieben werden. Das biotische Regulationspotential ist somit unter verschiedenen Aspekten zu sehen und zu untersuchen.“ Nach Auffassung Schlüters (1977) stellt das zuvor alleine diskutierte biotische Regenerationspotential „nur einen, wenn auch sehr wesentlichen Teil dieses umfassenden biotischen Regulationspotentials dar“. Schlüter (1977) unterschied vielmehr die „Aufrechterhaltung und Steuerung der Lebensprozesse am Standort“ systematisch von der Reproduktionsfähigkeit der Biozönose, dem (expansiven) Regenerationsvermögen der Biota sowie der Erhaltung bzw. Wiederherstellung der biotischen Diversität und Komplexität. Diese Unterscheidung betont die Rolle von Wasser- und Stoffkreisläufen (Aufbau und Abbau von Biomasse, Nährstoffe) für die Lebensprozesse in der Landschaft. Folglich lässt sich das Teilpotential der Aufrechterhaltung und Steuerung der standörtlichen Lebensprozesse nicht alleine auf biotische Faktoren bzw. Prozesse zurückführen. Vielmehr können hier abiotische Bestandteile vorrangig sein. Wenn von biotischer Regulationspotential gesprochen wird, so wird damit die Zielrichtung der Funktion betont – die Regulation der Biota –, nicht aber beispielsweise darüber gesagt, wie der wissenschaftliche Zugriff funktioniert und welche Prozesse zunächst im Zentrum der Betrachtung stehen (Wasserumsatz, Mineralstoffumsatz und der Umsatz organischer Substanz werden von Schlüter (1977) – aufbauend auf gemeinsamen Überlegungen mit Klaus-Dieter Jäger und Michael Succow – als besondere Anforderungen dieser biotischen Regulationspotentiale gekennzeichnet).

Haase (1978: 116) weist darauf hin, dass „bei der Nutzung von Potentialeigenschaften in einem gegebenen Raum [...] nicht nur das in Anspruch genommene PNP [partielle Naturraumpotential], sondern über Neben- und Folgewirkungen eine unterschiedlich große Teilmenge der übrigen PNP beeinflusst [wird]. Die Beherrschung von Kombination und Komplexität bei der Inanspruchnahme von PNP ist Voraussetzung einer störungsfreien bzw. störungsarmen Mehrfachnutzung des Naturraums.“ Deren Neben- und Folgewirkungen treten dabei im „Gefolge selbstregulierender Prozesssteuerungen im Geo- bzw. Ökosystem“ auf (Haase 1978: 116).

Als allgemeine Bewirtschaftungsregel stellte Neef (1969) die Orientierung am Potentialerhalt auf: „Die immer stärkere Beanspruchung und die neue Erschließung der Naturressourcen muss unter strengen Bedingungen vor sich gehen, dass soweit wie möglich die natürliche Leistungsfähigkeit erhalten bleibt und kein Raubbau stattfindet“. Diese Regel „setzt voraus, dass der Haushalt der Natursysteme genügend bekannt ist, um die Maßnahmen eindeutig festlegen zu können, die eine möglichst hohe wirtschaftliche Ausbeutung

bei Erhaltung des naturgegebenen Potentials gewährleisten.“⁴¹ Daneben müssten aber auch Folgewirkungen der Ressourcenbewirtschaftung auf die Gesellschaft und deren weitere Wirkungen auf das verkoppelte Geosystem erforscht werden.⁴² Diese Untersuchungen müssten auch die Perspektive der Regulation dieser sozial-ökologischen Wechselwirkungen betreffen, die sich zunehmend nicht mehr nur isoliert als physische und als gesellschaftliche Regulation betrachten lässt, sondern auch die Analyse der sozial-ökologisch verschränkten Regulation erfordert.

Schon früh konnte sehr materialreich gezeigt werden, dass sich das Konzept der partiellen Naturraumpotentiale auch zur funktionsräumlichen Planung der Landnutzung verwenden ließe (vgl. Kopp et al. 1982). Heute werden die partiellen Naturraumpotentiale in der Landschaftsökologie zumeist als ökologische oder Regulationsfunktionen zusammengefasst (vgl. 3.1.2), konnten allerdings bisher nicht so entfaltet werden, dass sie sich auch zur Deskription und empirischen Analyse dieser Potentiale verwenden lassen (vgl. Eckbrecht 1996).

3.1.4 Regulationsfunktionen – am Beispiel Wasserhaushalt

Die Anwendung des in der Geographie seit längerem auch international gebräuchlichen Potentialbegriffs (vgl. Sheppard 1979) gestattet es, in der Landschaftsökologie bzw. in den angewandten Geowissenschaften die Regulationsfunktionen genauer zu fassen. So wird z.B. die Abflussregulationsfunktion als Abflussbereitschaft der Bodenoberfläche untersucht. Dabei wird davon ausgegangen, dass der Oberflächenabfluss von Niederschlägen über das Retentions- bzw. Rückhaltevermögen der Landschaft reguliert wird (vgl. Wohlrab et al. 1992; Haase/Mansfeld 2002: 133 f.). Entsprechend kann der Prozess der Grundwasserneubildung ebenfalls als eine Regulationsfunktion entfaltet werden: Der Bodenwasserhaushalt mit der Speicherung im Boden, Versickerung, Evaporation und Aufnahme durch die Pflanzen wirken im Geosystem bei der Regulation der Grundwasserneubildung zusammen.

Auch die Überdeckung der Grundwasserleiter lässt sich aus funktionaler Perspektive als Schutzfunktion fassen. Diese reguliert die Gewässergüte maßgeblich: Diese Grundwasserschutzfunktion ist dann die räumlich differenzierte Fähigkeit des Landschaftshaushaltes, das Grundwasser gegenüber Verunreinigungen zu schützen, deren Wirkungen abzuschwächen oder das Eindringen von Schadstoffen zeitlich zu verzögern.“ (Bastian/Schreiber 1999: 40).

41 Hier sieht Neef Forschungsbedarf, beispielsweise „für typische Standorte“ die Erarbeitung von Bilanzen einzelner Stoffe, „z.B. für das Bodenfeuchteregime. Besonderer Wert muss auf die Feststellung der Zeiten gelegt werden, in denen diese Faktoren nicht hinreichend verfügbar sind, also als Mangelfaktoren auftreten.“ (Neef 1969)

42 „Dass Impulse, die im Stoffwechsel zwischen Gesellschaft und Natur immer häufiger vom Menschen ausgehen, in den natürlichen Stoffsystemen Reaktionsketten auslösen, ist bekannt. Es gibt aber bisher zu wenig Untersuchungen, die einmal einen solchen Impuls über alle Glieder der Reaktionskette sorgsam bis ins einzelne verfolgt hätten, sowohl am Standort als auch über Nachbarschafts- und Fernwirkungen.“ (Neef 1969, vgl. auch Neef 1976)

Um einen wirksamen vorsorgenden Grundwasserschutz betreiben zu können, sind Kenntnisse über den Boden und die das Grundwasser überdeckenden Gesteine von entscheidender Bedeutung. In dieser Zone laufen umfassende Vorgänge des Schadstoffabbaus und der Schadstoffbindung ab. Im Einzelnen handelt es sich dabei um Ausfällung und Mitfällung, mechanische Filterung, Adsorption, Desorption, Ionenaustausch und mikrobiellen Abbau. Die genannten Abbauvorgänge wirken je nach Mechanismus in unterschiedlichen Tiefenzonen unterschiedlich stark. Ein gemeinsames Maximum haben alle Mechanismen jedoch in den obersten Bodenhorizonten. Der Boden (im pedologischen Sinne) spielt somit als wirkungsvolles Filter-, Puffer und Transformatorsystem eine entscheidende Rolle bei der Bindung von gelösten oder suspendierten Nähr- und Schadstoffen (vgl. etwa Scheffer et al. 1998). Ein weiterer, für die Reinigungsvorgänge wesentlicher Faktor ist die Reaktionszeit. Sie stellt die maßgebliche Einflussgröße der Reaktionskinetik dar und bestimmt somit die Reaktionsintensität aller während der Untergrundpassage ablaufender Prozesse. Sie ist wiederum von der Länge der Sickerstrecke (Flurabstand) und von der ungesättigten hydraulischen Durchlässigkeit des durchsickerten Substrates abhängig (vgl. auch Diepolder 1995). Für keine dieser Faktoren stehen in ausreichendem Maße räumliche Daten zur Verfügung. Zudem sind zahlreiche Wechselbeziehungen noch nicht ausreichend durch Forschung abgesichert. Daher wurde ein pragmatisches Konzept entwickelt, welches auf der Tatsache basiert, dass die Wirkung der physikochemischen sowie mikrobiell-biochemischen Vorgänge, die zu einer Verringerung der Schadstofffracht im Sickerwasser führen, prinzipiell von der Verweildauer des Sickerwassers in der ungesättigten Zone abhängig sind. Auf dieser Perspektive einer biogeochemischen Regulation der Grundwassergüte baut das pragmatische „Konzept zur Ermittlung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung“⁴³ auf (Höltling et al. 1995; vgl. aber Ebhardt 1994), das bundesweit von den Geologischen Landesämtern zur Ermittlung der Grundwasserschutzfunktion und zur Ausweisung entsprechender Trinkwasserschutzgebiete eingeführt wurde und mittlerweile entsprechend breit angewendet wird (vgl. etwa Franz 2003). Die Bewertung der Eingangsdaten erfolgt üblicherweise in Form eines standardisierten, parametrischen Bewertungssystems. Es werden die Teilbereiche Boden, Sickerwassermenge, Gesteinsart der Einzelschichten und deren Mächtigkeit sowie schwebende Grundwasserstockwerke und artesische Druckverhältnisse gesondert bewertet und mit dimensionslosen Punktwerten belegt. Die Ermittlung der Punktwerte wird unter Zuhilfenahme von Zuordnungstabellen, die auf Gesteins- bzw. Bodenkennwerten basieren, vorgenommen. Die Teilpunktwerte werden anhand eines Bewertungsalgorithmus verrechnet und anschließend in 5 Intervalle (Schutzfunktionsklassen) reklassifiziert. Auf diesem Konzept beruhende Schutzfunktionskarten werden mittlerweile in zunehmendem Maße als Grundlage zur Vorbereitung von Umweltverträglichkeitsstudien, Flächennutzungsplanungen, Raumordnungs- und Genehmigungsverfahren herangezogen.

43 Das Bewertungskonzept nach Höltling et al. (1995) berücksichtigt nicht die Art des spezifischen Verschmutzungsstoffes und dessen physikalische und physikochemische Eigenschaften sowie seine Abbaubarkeit, die sich in verschiedener Wasserlöslichkeit, unterschiedlichem Sorptionsverhalten, biologischer und chemischer Abbaubarkeit im Boden zum Teil stark unterscheidet. Ganz allgemein gilt jedoch für die Grundwassergefährdung der meisten Stoffe, dass mit zunehmender Deckschichtenmächtigkeit und abnehmender Durchlässigkeit die Verschmutzungsempfindlichkeit des Grundwassers geringer wird. Eine gewisse Ausnahme stellen hier polare persistente Chemikalien dar (vgl. Schramm/Kluge 2000).

Die Regulierung bezüglich des Grundwasserschutzes wird folglich durch Filter- und Puffereigenschaften, aber auch Transformatoreigenschaften einerseits der Böden, andererseits der den Grundwasserleiter überdeckenden Gesteine (z.B. Porosität, Kornverteilung, Lagerungsdichte, pH-Wert, Austauschkapazität, Gehalt an organischer Substanz) bewirkt. Diese Regulierung der Grundwasserqualität wird aber auch durch den Grundwasserflurabstand und ebenso auch durch die Grundwasserneubildungsrate beeinflusst (vgl. Haase/Mansfeld 2002: 132; Hölting et al. 1995). Zusammenfassend wird damit am Beispiel der biogeochemischen Regulierung der Grundwasserqualität deutlich, dass die Regulationsfunktionen multikausal verwoben und durch unterschiedliche physische und soziale Prozesse beeinflusst sein können. Es handelt sich somit um Rückkopplungsketten bzw. um „vermaschte Regelkreise“ (vgl. Klaus/Liebscher 1976: 651, 654).

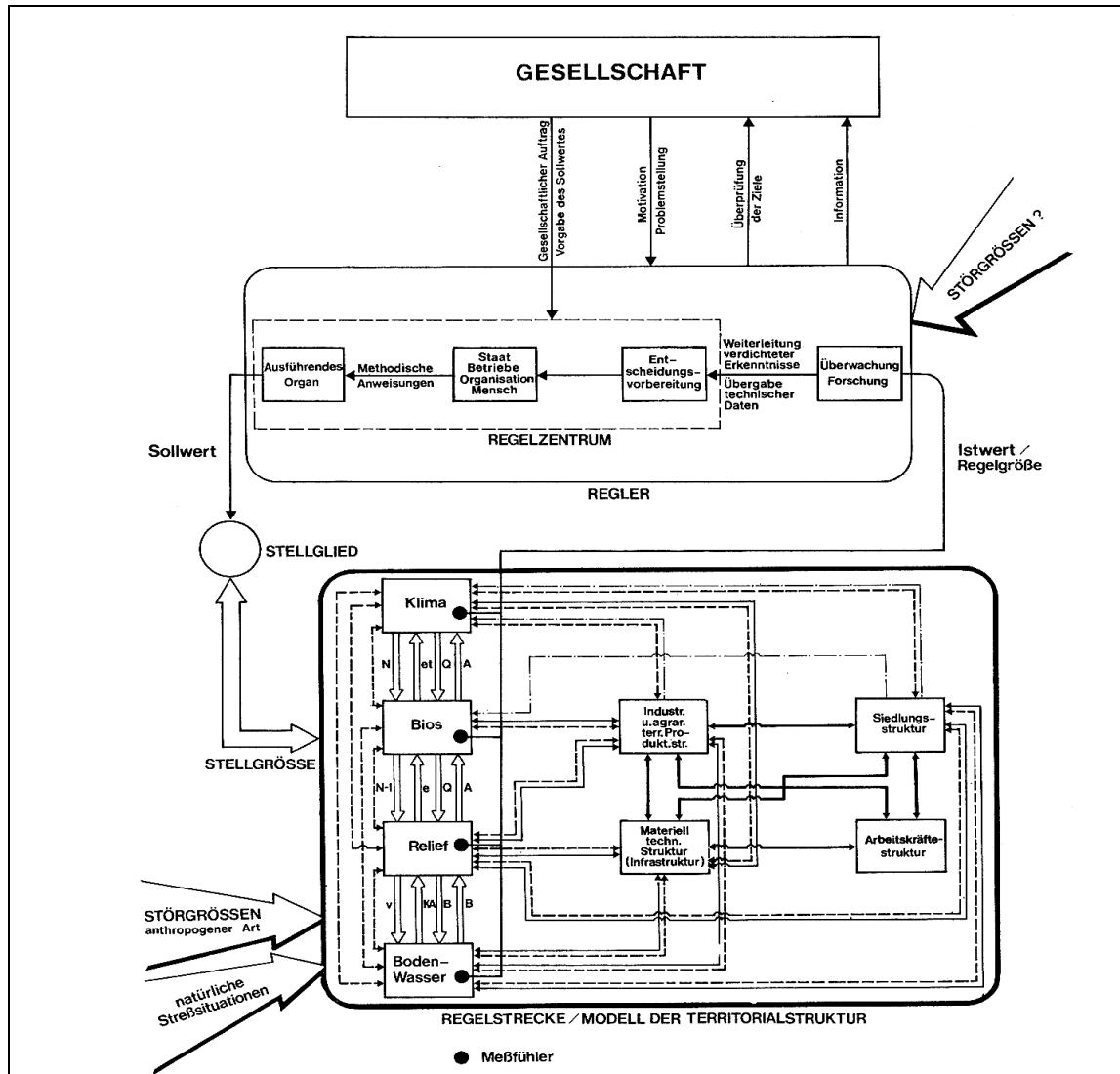
Besonders festzuhalten ist, dass das Ziel der Regulierung immer durch die Perspektive auf ein partielles Naturraumpotential und damit eine (potentielle) gesellschaftliche Nutzung vorgegeben wird. Regulierung bezieht sich in der auf Neef aufbauenden Konzeption somit nicht auf Natureigenschaften bzw. auf physische Prozesse „an sich“, sondern immer nur auf potentielle Naturressourcen.

3.2 Die Territorialstruktur als Regelstrecke

Aufbauend auf den Überlegungen von Neef und anderen Geowissenschaftlern ist zu Beginn der achtziger Jahre innerhalb der Geosystemlehre ein zweites Konzept entstanden, das Vorarbeiten für die Entwicklung von Vorstellungen einer sozial-ökologischen Regulation enthält. Um Geosysteme (die hier als Prozess-Reaktions-Systeme konzipiert sind) rationell, effektiv und langfristig störungsfrei nutzen zu können, sollte der Stoffaustausch zwischen der Gesellschaft und den Geosystemen so in Regelkreise eingebaut werden, dass sich „das gesamte System steuern“ ließ. In einem solchen Regelkreis „nimmt das System der Territorialstruktur mit dem Geosystem als Teilsystem die Stelle der Regelstrecke ein; als Regler treten Staat, Betriebe, Organisationen oder Menschen in Erscheinung. Diese werden aber selbst als „Regelstrecke durch die Gesellschaft (Führungselement) kontrolliert.“ Damit wird das System der Territorialstruktur⁴⁴ insgesamt als Regelstrecke bzw. zu regelndes System gefasst; die Gesellschaft wird außerhalb dieses Systems angesiedelt (vgl. Abb. 2). Geregelt werden soll – ganz analog zum Modell Neefs – das Naturraumpotential: „Die Regelung ... erfolgt im weitesten Sinne zur Verbesserung der Leistungsfähigkeit des Geosystems, zur Korrektur von leistungshemmenden Faktoren, zur Behebung natürlicher Stresssituationen und von Störgrößen aller Art“ (Klug/Lang 1983: 149).

44 Es umfasst als Teilsysteme Naturraumstruktur, territoriale Produktionsstruktur, Infrastruktur, Siedlungsstruktur und territoriale Ressourcenstruktur (vgl. Klug/Lang 1983: 167). Es wird als „anthropogen gesteuertes Prozeß/Reaktions-System“ gefasst und entspricht in anderen geowissenschaftlichen Ansätzen dem „Physical Human Process Response System“ (Klug/Lang 1983:50).

Abbildung 2: Das System der Territorialstruktur im Regelkreis



Dieses Konzept ist weitgehend kybernetisch konzipiert: „Der Regelkreis wird durch Abweichungen zwischen dem von der Gesellschaft vorgegebenen Sollwert (erwartete Produktivität, unbelastete Erholungslandschaft und andere) und dem Istwert des Systems der Territorialstruktur in Gang gesetzt“ (Klug/Lang 1983: 149). Dazu soll die Reaktion des Geosystems auf Störungen als Ist-Zustand erfasst werden; „an den Regler erfolgt die Übergabe technischer Daten und daraus abgeleiteter Erkenntnisse (Klug/Lang 1983: 150)“ Obgleich auffällig ist, dass diese Konzeption den Regler stark vereinfachend idealisiert⁴⁵ und ihre Trennung zwischen Gesellschaft und gesellschaftlichen Raumstrukturen (die Teil der Territorialstruktur sind) problematisch ist, enthält sie doch wesentliche Elemente, die über Neefs Ansatz hinaus gehen: Das betrifft nicht nur das Zusammenspiel

45 „Dieser vergleicht die erhaltenen Daten mit den vorgegebenen Sollwerten“ (Klug/Lang 1983: 150).

zwischen gewünschten und nicht-intendierten Wirkungen⁴⁶, sondern auch erste Überlegungen zu Prinzipien der Regelung. So wird festgehalten: „Innerhalb des Regelkreises sind natürlich die systemeigenen Regelungsmechanismen, wie die durch die Selbstregulation des Geosystems zum Ausdruck kommen, auszunützen. Fällt diese jedoch aus oder würde sie eine zu lange Zeitspanne zur Regeneration benötigen, muss der Regler eingreifen“ (Klug/Lang 1983: 151).

Damit wird in diesem Konzept systematisch zwischen natürlichen Regelungsvorgängen (auch wenn diese ausgenutzt werden) und gesellschaftlichen Regelungsvorgängen getrennt. Ausschließlich die gesellschaftlichen Regelungsvorgänge werden jedoch im Regelungsmodell explizit erfasst. Dagegen sind die natürlichen Regelungsprozesse „nur“ Bestandteil der Regelstrecke, die als „black box“ angesehen werden könnten; das Wissen über diese Vorgänge, das nicht im gleichen Modell identifiziert werden kann, geht in die Regelungsprinzipien und die Sollwertbildung ein. Es wird nicht gefragt, wie physische und gesellschaftliche Regelung sich zueinander verhalten. Erst recht wird nicht überlegt, unter welchen Umständen es sinnvoll sein könnte, die natürlichen und die gesellschaftlichen Regelungsprozesse systematisch aufeinander zu beziehen.

Bereits angesprochen wurde, dass das von Klug/Lang (1983) verwendete Modell bezogen auf den Regler sehr stark vereinfacht; es wäre aus sozialwissenschaftlicher Perspektive vermutlich zu differenzieren. Ähnlich gilt das auch für den Regelkreis, der im wesentlichen die Schritte „Informationsaufnahme, Informationsverarbeitung, Handlungen und Handlungskontrolle“ umfassen soll; beispielsweise bestehen die Handlungen aus einer „Folge von Teilhandlungen“, die auch über mehrere Durchgänge durch den Regelkreis verteilt stattfinden können. Voraussetzungen für das Funktionieren einer derartigen Regelung sind angeblich auch „genaue Vorstellungen über den neuen Sollwert der Regelstrecke, bevor die Regelung überhaupt durchgeführt wird“ (Klug/Lang 1983:151). Diese Vorgänge werden jedoch nicht mehr adäquat im Modell abgebildet.

3.3 Auradas Konzept des kooperierenden Interdependenzsystems

Ergänzend wird ein neueres Konzept betrachtet, das Aurada entwickelte. Mit seiner Hilfe lässt sich die ausschließlich funktionelle Sichtweise überwinden, die die bisher in diesem Kapitel dargestellten Hybrid- bzw. „Kontrollsysteme“ (Klug/Lang 1983: 50) kennzeichnet. Letztlich erlaubt es, dass eine konstitutionelle Sichtweise als wichtige komplementäre Perspektive verfolgt werden kann, um zu einer besseren Kenntnis der naturalen Anteile sozial-ökologischer Regulation zu kommen und auch um die ökosystemar-funktionelle Perspektive der Ökosystemforschung und der Landschaftsökologie mit der anschaulich-räumlichen Perspektive und ihren konkreten Kontexten verknüpfen zu können: „Ohne Denken in räumlichen Einheiten mit geographischen Grenzen ist Geographie nicht möglich, zum Unterschied von den speziellen Geowissenschaften, die von den konkreten Erscheinungen an der Erdoberfläche absehen können und sich auf Modelle beschränken

46 „Da jede Korrektur eine Nebenwirkung mit sich ziehen kann, ist ihr Ergebnis, nämlich die folgende Systemreaktion, erneut zu kontrollieren, damit für beide Seiten, sowohl für das Geosystem als auch für die Gesellschaft, das bestmögliche Ergebnis erzielt wird.“ (Klug/Lang 1983: 151).

können, die als Abstracta die Grundphänomene der geographischen Lage und die Lagebeziehungen nicht berücksichtigen.“ (Neef 1980/1983).

3.3.1 Ausgangspunkt und Problemstellung

Wie die anderen bisher in diesem Kapitel behandelten Autoren bezieht sich auch Aurada (2003) sowohl auf das Konzept des Naturraumpotentials als auch auf eine systemtheoretische Betrachtungsweise. Aurada (1979) hat bereits frühzeitig vorgeschlagen, physiogenes System und anthropogenes System als verkoppelte Systeme zu konzipieren.

In seinem Konzept geht Aurada (2003) von einem „ökologischen Grundwiderspruch“ nach Hörz (1986) aus: Er ist gegeben durch die doppelte Existenzweise der Menschen – einerseits als Naturwesen, andererseits als gesellschaftlich organisierte Wesen. Daher führe die zur Gestaltung der menschlichen Existenzbedingungen „notwendige Ausnutzung der Naturressourcen [...] zur ständigen Veränderung natürlicher Entwicklungszyklen durch den Menschen. Die Lösung des Grundwiderspruchs erfolgt stets unter spezifischen, natürlichen und gesellschaftlichen Bedingungen“ (Hörz 1986: 14).

Gesellschaftlich organisierte Menschen müssen zu ihrer Erhaltung und zur Reproduktion ihrer Gesellschaft Techniken einsetzen, die in unterschiedlicher Wirkungstiefe in die Naturzusammenhänge eingreifen. Aufbauend auf einerseits dem universalhistorischen Ansatz der „Kolonisierung von Natur“⁴⁷, wie er in der Wiener Sozialen Ökologie erarbeitet wurde (vgl. Haberl et al. (1998), und andererseits auf technikwissenschaftlichen Analysen unterscheidet Aurada (2003) drei historisch aufeinander folgende Entwicklungsphasen des Zusammenwirkens von sozio-technischen Teilsystemen (vgl. Ropohl 1999) mit dem physiogenem System, die er wie folgt charakterisiert:

- Die konvergent-naturraumnutzende Kolonisierung: In der vorindustriellen Gesellschaft ist „eine Nutzung der Natur durch in die Natur integrierte, die Naturraumpotentiale im Rahmen ihres Schwankungsverhaltens nutzende, technische Systeme“ vorherrschend. Folglich „dominiert eine Konvergenz zwischen oszillierendem Naturhaushalt und Ansprüchen gesellschaftlicher Nutzungsformen“ (Aurada 2003). Gesellschaftliche Nutzungen der Naturpotentiale bleiben innerhalb der Schwankungsbreiten des Naturhaushalts. Damit bleibe „die Funktionsfähigkeit des physiogenen Teilsystems [...] erhalten, weil das anthropogene Teilsystem integriert ist“ (Aurada 2003).
- Die divergent-naturraumnutzende Kolonisierung: Diese Form der Naturraumnutzung, in der „zunehmend die Integration des anthropogenen Teilsystems in das physiogene System aufgegeben“ wird, dominiert in der industriellen Gesellschaft (Aurada 2003). So „beginnt eine Divergenz zwischen natürlich oszillierendem Naturhaushalt und Anforderungen der gesellschaftlichen Nutzungsformen“ (Aurada et al. 2000; vgl. auch Aurada 1987). Dadurch werde auf Dauer „die Funktionsfähigkeit des physiogenen Teilsystems eingeschränkt“ (Aurada 2003).

47 „Von Kolonisierung kann man nur dann sprechen, wenn ein dynamisches System auf Dauer beeinflusst und gesteuert wird, um es in einem bestimmten Zustand zu halten oder definierte Vorgänge ablaufen zu lassen.“ – Haberl et al. (1988: 35).

- Es kommt schließlich zu einer naturraumverändernden Implantierung von technischen Systemen in Natursysteme. Durch die Implantierung verändern sich die Verhaltensweisen der Systeme, beispielsweise das „natürliche Schwankungsverhalten“ (und damit auch Regulationsfunktionen). Durch die Einschränkung der „Funktionsfähigkeit des physiogenen Teilsystems“ wird es erforderlich, dass das „anthropogene Teilsystem Teilfunktionen (Verringerung des Gefährdungspotentials, Erhöhung des Versorgungspotentials) übernehmen“ muss (Aurada et al. 2000; Aurada 2003) „Innerhalb des theoretisch möglichen Spektrums zwischen einer Reduzierung der technischen Organisation und Regulation unter das Niveau der Selbstorganisation und Selbstregulation der Natur oder eines Ersatzes dieser Strukturen und Prozesse durch technische Organisation und Regulation entstehen zunehmend Interdependenzsysteme.“ (Aurada et al. 2000).

Vor diesem Hintergrund formuliert Aurada (2003) als gegenwärtige Herausforderungen sowohl die „Sicherung der Funktionsfähigkeit der Landschaft“ (d.h. die Sicherung der ihr innewohnenden naturgesetzlichen Wirkungsmechanismen) als auch „die Sicherung der Leistungsfähigkeit der Landschaft“ (d.h. ihre Belastbarkeit bei einer sozio-technischen bzw. sozio-ökonomischen Inanspruchnahme).

3.3.2 Konstruktion eines physiogen-anthropogenen Gesamtsystems

Bei Aurada (2003) bezeichnen die Begriffe Landschaft und Erdoberflächensysteme „einen Ausschnitt der Erdoberfläche mit konservativer, zellulärer Struktur“ in doppelter Weise – „sowohl als strukturell differenziertes (konstitutionelles) Ergebnis seiner bisherigen Entwicklung (als evolvierendes Geosystem) als auch prozesstragenden (funktionellen) Zustandsraum mit einer bestimmten strukturellen Disposition (als respondierendes Geosystem)“.

Landschaften bzw. Erdoberflächensysteme sind heute mit wenigen Ausnahmen keine ausschließlichen Natursysteme, sondern sozial-ökologische oder Hybridsysteme, die Aurada (2003) als „physiogen-anthropogene“ Systeme fasst. Aurada geht dabei von einer Kopplung der physiogenen und sozialen/anthropogenen Systeme aus; mit Hilfe dieser (unterschiedlich starken) Kopplung können die Struktur bzw. Strukturtransformationen der jeweiligen Erdoberflächensysteme erklärt werden. Die beiden Systeme sind zur Evolution bzw. zur Ko-Evolution im Gesamtsystem fähig.

Für die Konzeption des sozialen/anthropogenen Teils dieses Gesamtsystems bezieht sich Aurada (2003) auf das „soziotechnische System“ nach Ropohl (1999). Dieses kann insofern den Rahmen eines physiogen-anthropogenen Systems bilden, als es konstitutionell (raumordnend) und funktionell (prozessbewirtschaftend) dieses System gestaltet, nutzt und verändert. Dies geschieht im Verlauf der Menschheitsgeschichte „zunächst durch eine konvergent-, später divergent-naturraumnutzende Kolonisierung bzw. naturraumverändernde Implementierung“ (Aurada 2003), sodass eine entsprechende Typisierung der Implementierung von technischen Systemen vorgeschlagen wird. Mit Bezug auf die Selbstorganisationstheorie von Hermann Haken (vgl. Haken 1990) „kann das System als Summe jeweils komplementärer co-evolvierender und co-respondierender Systeme als co-operierendes System im Sinne der Synergetik interpretiert werden“.

Im Unterschied zu konventionellen Ökosystemen, die nur funktional repräsentiert sind, stellen Geosysteme „sowohl einen funktionellen als auch einen konstitutionellen Aspekt, der ihre räumliche Manifestation notwendig voraussetzt [dar]; ihr funktioneller Aspekt kann somit aus einer räumlichen Abbildung erschlossen werden“ (Aurada et al. 2000: 2). Nur in dieser doppelten Repräsentanz, die Aurada als Komplementärsystem fasst, können Erdoberflächensysteme in ihrem dualen Charakter vollständig erfasst werden (ebd. 17): Neben die funktionelle Perspektive mit der Analyse der Zustandscharakterisierung (Funktionsfähigkeit) bzw. Nutzbarkeit (Erfassung der Leistungsfähigkeit) tritt die konstitutionelle Perspektive, mit der das Werden der konkreten Landschaft mit natürlich erfolgenden Selbstorganisations- und Selbstregulationsprozessen, welche anthropogen retardiert oder beschleunigt werden können, erklärt wird. Physiogene Systeme sind insofern komplementär verfasst: Sie können einerseits „als Ergebnis von Selbstorganisationsprozessen der bisherigen Entwicklung (evolvierendes Systeme)“ beschrieben werden und sind „gleichzeitig Träger von rezenten Selbstregulationsprozessen (respondierender Systeme)“ (Aurada et al. 2000: 17). Dieser Ansatz einer komplementären Konzeption physiogener Systeme lässt sich analog auf anthropogene bzw. soziale Systeme anwenden, auf die ebenfalls mit einer Organisations- und einer Regulationsperspektive geblickt werden kann. Durch eine komplementäre Sichtweise können in der Geographie sowohl Raumordnung (Organisation räumlicher Strukturen) als auch Bewirtschaftungsformen der Geosysteme (Regulation funktionsorientierter Nutzungsformen) zum Gegenstand werden (Aurada et al. 2000). Aurada stellt insofern also Organisations- und Regulationsprozesse einander gegenüber und fasst sie als Komplementäre (vgl. aber auch Lotz 2004).

Im Hinblick auf die Integration beider Systeme ergeben sich dadurch Ebenen wechselseitiger Abhängigkeit, die in ihrer Gesamtheit als interdependentes System konzipiert werden können. Diese Ebenen sind strukturierend für die Integration zum Gesamtsystem. Anthropogene/soziale Systeme können nur durch Organisation, d.h. Planung struktureller Veränderungen, und durch Bewirtschaftung, d.h. Regulation prozessualer Veränderungen, entsprechend auf die physiogenen Systeme bezogen werden (Aurada et al. 2000). Das ko-operierende oder „Interdependenzsystem“⁴⁸ geht konzeptionell mit seiner Perspektive auf die wechselseitigen Abhängigkeiten bei der Systemintegration wesentlich über das hybride System von Neef (1967: 139) hinaus (Aurada et al. 2000; Aurada 2003) und kann als eine vielversprechende Konzeption eines sozial-ökologischen Systems angesehen werden.

Dabei ist grundsätzlich zu bedenken, dass räumlich-manifeste Strukturbildung durch Selbstorganisation und Organisation nur unter der Voraussetzung konventioneller (persistenter) Systeme möglich ist, die immer zellular – räumlich gegliedert – existieren. Unter der Voraussetzung, ein Geosystems als kolonisiertes bzw. implementiertes System begreifen zu können, „wird die Möglichkeit eröffnet, anthropogene Beeinflussung sowohl als

48 An dieser Stelle sei bereits angemerkt, dass erst die Erweiterung der funktionalen Betrachtungsweise der Systemtheorie durch den Übergang von Systemen ohne Raumstruktur zu Systemen mit Raumstruktur (Wunsch 1977), Auradas Postulat eines zellularen Geosystems, das sowohl respondierende als auch evolvierende und damit komplementären (Aurada et al. 2000) bzw. co-operierenden/ kooperativen Systems (Aurada 2003) ermöglicht hat; der Begriff „Interdependenzsystem“ als Synonym für ein System mit wechselwirkenden Abhängigkeiten hat Aurada (2004 mdl.) nur als zeitlich befristet gültigen Arbeitsbegriff verwendet.

Regulation (Bewirtschaftung) von Selbstregulationsprozessen als auch als Organisation (Raumordnung) von Selbstorganisationsprozessen der Natur definieren zu können“ (Aurada 2003).

3.3.3 Regulative Aspekte im kooperierenden System

Auf diese Weise lassen sich anders als im hybriden System von Neef die wechselseitigen Abhängigkeiten genauer fassen (vgl. Aurada et al. 2000). Natursystem und sozio-technisches System (als der von Aurada besonders betrachtete Spezialfall von Gesellschaftssystemen) können aber nicht nur als hybrides bzw. sozial-ökologisches „Interdependenzsystem“, sondern zugleich auch separat betrachtet und damit jeweils als ein evolvierendes bzw. ein respondierendes System behandelt werden. Das Natursystem ist durch natürliche Selbstorganisationsprozesse entstanden; für das sozio-technische System ist als entsprechendes strukturierendes Konstituens die Organisation durch die Gesellschaft zu nennen. Beide Systemtypen sind dynamisch; die Dynamik wird durch eine Selbstregulation auf der Naturseite bzw. durch eine mit einer Bewirtschaftung vorgegebene Regulation auf der Gesellschaftsseite bestimmt. Natur- und sozio-technisches System sind durch Prozesse miteinander so verbunden, dass sie sich gegenseitig stark beeinflussen. Aurada geht von einer Kopplung von physiogenem und anthropogenem System aus, mittels derer die Struktur bzw. Strukturtransformationen des Gesamtsystems erklärt werden können. Die beiden gekoppelten Systeme sind zur gemeinschaftlichen Evolution (Co-Evolution) und zur Korrespondenz und damit zu einer Kooperation fähig, sodass sie Aurada (2003) aufgrund dieser Eigenschaft als co-operierende Systeme charakterisiert.

Werden die Systemzustände als ein durch eine Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion zu beschreibender Ereignisraum gefasst, kann diese zugleich als Potentialbarriere und somit als Maß der Resilienz bzw. Elastizität betrachtet werden. Damit lassen sich Potentialeigenschaften, wie z.B. das Naturraumpotential eines Geosystems, parametrisiert definieren. Weiterhin lassen sich dadurch zwei alternative Zustandsmöglichkeiten des Interdependenzsystems (unter Rückgriff auf das Stabilitätstheorem von Ljapunow) kennzeichnen:

- Die Entwicklung der anthropogenen Inanspruchnahme des Naturraumes verläuft trendfrei und innerhalb des Schwankungsverhaltens der pulsierenden bzw. evolvierenden Systemzustände des physiogenen Teilsystems. In diesem Fall sind Funktions- und Leistungsfähigkeit des Geosystems konvergent, sodass voraussichtlich keine Nutzungskonflikte auftreten werden. Damit ist eine prozessbezogene Regulation bzw. ein raumordnender Eingriff zur strukturbezogenen Organisation nicht erforderlich ist.
- Die Entwicklung der anthropogenen Inanspruchnahme des Naturraums verläuft trendbehaftet und überschreitet damit tendenziell zunehmend das Schwankungsverhalten der pulsierenden bzw. evolvierenden Systemzustände des physiogenen Teilsystems. In diesem Fall sind Funktions- und Leistungsfähigkeit des Geosystems divergent; zunehmende Nutzungskonflikte sind wahrscheinlich, so dass Maßnahmen einer prozess-

bezogenen Regulation (Bewirtschaftung) bzw. einer strukturbezogenen Organisation (Raumordnung) zielführend sein werden.⁴⁹

Aufgrund ihrer Selbstorganisations- und ihrer Evolutionseigenschaften kann den natürlichen Systemen eine Entwicklungstendenz unterstellt werden. Diese kann im Hinblick auf menschliche Nutzungsansprüche positiv oder negativ bewertet werden. Gelingt es nun, entweder das System innerhalb der Schwankungsbreite seiner Selbstregulation (konvergente Technikimplementierung) zu bewirtschaften oder aber das Systemverhalten durch die Implantierung von geeigneten (sozio-)technischen Systemen zu nutzen, kann von Co-Evolution innerhalb des Interdependenzsystems gesprochen werden.

Die unter diesen Bedingungen mögliche Redeweise vom kooperierendem System macht aber gestalterisch dann Sinn, wenn es durch die Implantierung geeigneter technischer Systeme bzw. Bewirtschaftung (und damit durch sozio-technische Regulation) gelingen kann, das Verlassen eines Toleranzkorridors (z.B. der Schwankungsbreite der Selbstregulation) zu verhindern. Dieses Gelingenskriterium setzt jedoch die Kenntnis der Oszillationen – zumindest der Höhe ihrer Amplitudenausschläge – voraus. Der Schwankungskorridor ist in den Arbeiten von Aurada (1999, 2003) nach dem Modell einer homöostatischen Regulation konzipiert, da ein (längerfristiges) Verlassen dieses Korridors ernsthafte Auswirkungen für das Interdependenzsystem hat: Es kommt nicht mehr zu stabilisierenden (negativen) Rückkopplungen, sondern zu selbsterregten Schwingungen, die im Extrem zum Kollabieren des Regelungsprozesses führen können (vgl. auch Flechtner 1969; Hasenstein 1970).

Die Möglichkeit eines entsprechenden regelnden Eingriffs (durch Bewirtschaftung bzw. Organisation) bestünde darin, die Schwankungsbreiten von natürlichen Systemen besser als bisher zu bestimmen, ihre Entwicklungsrichtung abzuschätzen und geeignete Nutzungsformen zu implementieren, die die Selbstregulation und Selbstorganisation der physischen Systeme für menschliche Nutzungsansprüche erhalten (bzw. herstellen).⁵⁰ Es ist bisher wissenschaftlich nicht genauer bestimmt, wieweit und wie eindeutig sich diese Schwankungskorridore (empirisch und prognostisch) feststellen lassen.

Die regulative Einflussnahme durch das (sozio-)technische System ist begrenzt. Für die „naturgesetzlich determinierten Prozesse der Selbstorganisation“ schränkt Aurada (2003) ein, dass sie irreversibel sind und unter evolvierenden Gleichgewichtsbedingungen laufen. Sie (und ihre räumlichen Entsprechungen) können „hinsichtlich ihrer zeitgerichteten Veränderlichkeit anthropogen nur retardiert (verzögert) oder akzeleriert (beschleunigt) werden“.⁵¹ Damit ist aber gesellschaftlich-regulativ im Wesentlichen „nur“ ein Eingriff in die

49 Bezüglich der Konsequenzen des in netWORKS verfolgten Forschungsansatzes könnte hier auch eine inverse Entwicklung (Reduzierung einer divergenten Entwicklung bis zum Erreichen wieder konvergenter Nutzungsmöglichkeiten mit dann auch nicht auszuschließendem Rückbau bzw. Kapazitätsverminderung technischer Infrastruktur) erforderlich werden (Aurada 2004, mdl.).

50 Zur Bestimmung der Schwankungskorridore verweist Aurada auf die Nachbardisziplinen (Landschaftsökologie, Bio-Ökologie u.a.); insbesondere sieht er hier die Möglichkeit, mittels Langzeitbeobachtungen die jeweiligen natürlichen Schwankungsbreiten – als Schwankungen um einen Mittelwert - zu ermitteln; dabei müssen gewisse methodische Unsicherheiten in Kauf genommen werden (Aurada 2004, mdl.).

51 Entsprechend des interdependenztheoretischen Ebenenmodells sind sie „damit nur durch eine anthropogen langfristig wirkende Organisation und Raumordnung von Strukturen beeinflussbar“ (Aurada 1982 zit. n. Aurada 2003).

Kinetik – insbesondere eine Abänderung der Reaktionsgeschwindigkeit – möglich, nicht aber beispielsweise die Initiierung neuer, in der Ausstattung des physischen Systems nicht bereits vorab angelegter Selbstorganisationspotentiale.⁵²

Die „naturgesetzlich determinierten Prozesse der Selbstregulation“ laufen hingegen „reversibel unter pulsierenden (Fließ-)Gleichgewichtsbedingungen ab und können, wie auch ihre räumlichen Entsprechungen, nur durch eine anthropogen kurzfristige, ständig wiederkehrende, Regulation und Bewirtschaftung der Erhaltung bzw. Erhöhung der Leistungsfähigkeit des physiogenen Systems stabilisiert bzw. optimiert werden“ (Aurada 2003). Deutlicher als in der thermodynamischen (dort meist funktionell verkürzten) Ökosystemtheorie zielt der Begriff der Selbstorganisation hier auf die räumlich-strukturelle Entwicklung (Genese, Strukturtransformation, Evolution); der Begriff der Selbstregulation fokussiert auf sich durch Dynamik äußernde Prozesse natürlicher Geosysteme.

3.3.4 Bedeutung des Konzepts von Aurada

Mit seiner Betonung der Komplementarität, ein Geosystem sowohl funktional als auch konstitutionell zu beschreiben, kann Auradas Konzept Prozesse und Strukturen in zeitlich-räumlichen Strukturen abbilden: Aurada (2003) geht begründet davon aus, dass es eine Konvergenz von als Landschaft konstituierten Raum zu einem konservativen, zellulär strukturiertem Geosystem gibt (vgl. auch Wunsch 1977). Auf der Basis von Black-Box-Modellen (Bilanzmodellen), die auf Differenzialgleichungen basieren und eine räumliche Abbildung ermöglichen (z.B. die Finite-Elemente-Methode⁵³) lassen sich so Raumwirkungen modellieren (Aurada 2004, mdl.).

Mit der Konzeption seines interdependenten Gesamtsystems eröffnet Aurada die Möglichkeit, gesellschaftliche Wirkprozesse, die konventionell als anthropogene Beeinflussung eines Geosystems gefasst werden, sowohl als Regulation (Bewirtschaftung) von Selbstregulationsprozessen als auch als Organisation (Raumordnung) von Selbstorganisationsprozessen der Natur definieren zu können, da die Möglichkeit einer anthropogenen stabilisierenden oder destabilisierenden Beeinflussung der Wahrscheinlichkeit von Prozessen oder Zuständen berücksichtigt werden kann. Hervorzuheben ist in dem Konzept die Perspektive, dass natürliche Prozesse und die Entwicklung von Geosystemen nicht per se positiv (und damit normativ) aufgefasst und gesellschaftlichen Prozessen gegenüber gestellt werden. Insofern hat in Auradas Konzept auch der Terminus „Selbstregulation“ nicht den in Kapitel 1.3 bzw. 2 festgestellten problematischen Beiklang.

Wie in der Landschaftsökologie in der Nachfolge Neefs bzw. wie in den Planungswissenschaften wird in Auradas Systemkonzept eine utilitaristische Perspektive eingenommen. Mit der Systematik der Technikimplementierung und der Auszeichnung von Interdepen-

52 Dabei kann auch die anthropogene Veränderung der Kinetik (Beschleunigung, Verzögerung) dazu führen, dass bestimmte Systemzustände erreicht werden können, die ohne diese Veränderung der Ablaufgeschwindigkeit nicht erreicht würden.

53 Solange hier jedoch keine Modelle zur Verfügung stehen, in der die Beziehungen zu den Nachbarzellen veränderlich sind (und nicht fest liegen), werden sich entsprechende Modellierungen allerdings durch eine Strukturinvarianz auszeichnen, d.h. Selbstorganisationsprozesse lassen sich auf diese Weise ebenso wenig modellieren wie die Regulationszusammenhänge in den Interdependenzsystemen.

denzebenen schlägt Aurada ein Modell vor, welches Wirkungsebenen anthropogener Organisation und Steuerung im Hinblick auf physische Systeme unterscheidet. In der weiteren Diskussion wäre zu prüfen, ob die Zunahme von Nutzungskonflikten (vgl. Aurada 2003) als Indikator für eine divergente Naturraumnutzung bzw. für das Verlassen eines stabilen Regulationskorridors verwendet werden kann.

Aufgrund der Gleichsetzung von sozio-technischer Regulation mit Bewirtschaftung kann Aurada semantisch an den wasserwirtschaftlichen Regulationsbegriff anschließen. Zugleich können so die gewollten Wirkungen des Wirtschaftens (die im Modell von Neef et al. 1979 nicht systematisch behandelt werden) in den Mittelpunkt gestellt werden. Die unbeabsichtigten Folgen (Probleme 2. Ordnung) werden als Ergebnis gestörter Selbstregulation (Verlassen der Schwankungskorridore) beschrieben und nicht alleine auf das natürliche Teilsystem bezogen, sondern auch in den Interdependenzen mit dem sozio-technischen Teilsystem diskutiert. Insofern wird das Wechselverhältnis von physischer Regulation und sozio-technischer Regulation in einer systematischen Weise aufgemacht.

Neefs Konzept der Unterscheidung von Neben- und Hauptwirkungen (1979) unterstellt, dass Hauptwirkungen regelmäßig von Nebenwirkungen begleitet werden (müssen); Neefs Konzentration ausschließlich auf die Aspekte der Nebenwirkungen (und deren Regulation) ließ aber nicht die Frage zu, wieweit Hauptwirkungen nur eine bestimmte Zeit fortbestehen können, bevor es zu einem systematischen Zusammenbruch kommt (z.B. weil die Hauptwirkungen auf einem möglicherweise endlichen Potential beruhen; vgl. Kap. 5) oder es zu andersartigen Regulationsproblemen in sozial-ökologischen Hybridsystemen kommt. Insofern ist es aus sozial-ökologischer Perspektive ein Gewinn, aus einer Regulationsperspektive stark auf die beabsichtigten Zielwirkungen zu fokussieren und nicht alleine die Nebenwirkungen (und damit einen bestimmten Teil der Probleme zweiter Ordnung) in den Blick zu nehmen. Zukünftig ist jedoch empirisch zu überprüfen, ob und wieweit sich tatsächlich in sozial-sozial-ökologischen Systemen die Folgeprobleme immer aus Nicht-Passungen von Selbstregulation und Regulation ergeben (oder ob hier nicht noch weitere Ursachenkomplexe zu benennen wären).

3.4 Steuerung sozio-technischer Systeme

Ohne Kenntnis des bisher in diesem Kapitel dargestellten Wissensstandes (bzw. ohne Bezugnahme darauf) hat sich die Deutsche Forschungsgemeinschaft in einem fünfjährigen Schwerpunktprogramm mit Fragen der Steuerung in der Wasserwirtschaft beschäftigt. Die Forscher haben sich mit Regulierungsaspekten für unterschiedliche wasserwirtschaftliche Systeme vom Staubecken bis zur Stadtentwässerung beschäftigt und optimierte Lösungen gesucht: „Für Wassergewinnungsanlagen stellt sich die Frage, ob und wie durch Steuerung der Entnahme aus dem Grundwasser einerseits eine größtmögliche Ausnutzung des Wasserdargebots, andererseits eine möglichst geringe Beeinträchtigung der Umwelt gewährleistet werden kann. In Wasserversorgungssystemen [...] wird zunehmend ein gesteuerter Betrieb in Anpassung an dynamische Bedarfsschwankungen mit dynamischen Reaktionen der Einspeisungen erforderlich“ (Zielke et al. 1992). Zunächst wurden diese sozio-technischen Systeme möglichst groß und als statische Systeme dimensioniert, um so Redundanzen gewährleisten zu können. Auf diese Weise steigen aber

sowohl die Investitions-, als auch die Betriebskosten. Zudem sind die bewirtschafteten hydrologischen Prozesse dynamisch und lassen sich daher „durch dynamische Vorgänge effektiver beeinflussen und beherrschen [...] als durch statische Vorgaben.“ Daher wird seitens der Wasserwirtschaft verstärkt die Perspektive auf diese dynamischen Prozesse und ihre Steuerung gelegt (Zielke et al. 1992; vgl. auch Ostrowski 1998).

Ähnlich wie für die Entfaltung des Konzepts einer sozial-ökologischen Regulation vorgeschlagen (vgl. Hummel/Kluge 2004) baute auch die Arbeit im DFG-Schwerpunktprogramm auf dem in der Kybernetik entwickelten Verständnis von Regelvorgängen und ihrer Begrifflichkeit auf. So ließ sich ein Bezugsrahmen herstellen, mit dem die unterschiedlichen, näher untersuchten wasserwirtschaftlichen bzw. -technischen Systeme aufeinander bezogen werden konnten. Dabei haben sich die Forscher übrigens dafür entschieden, die Begriffe „Steuerung“ und „Regelung“ nicht zu differenzieren, sondern den Begriff „Steuerung“ als übergeordneten Begriff zu verwenden, zumal sich bei den Untersuchungen zeigte, dass das entsprechende Unterscheidungskriterium („mit oder ohne Rückkopplung der Steuerungsgrößen“) im Vergleich zu anderen Kriterien (z.B. „mit und ohne Optimierung des Steuerungsmechanismus“) eine untergeordnete Rolle spielte (Zielke et al. 1992).

In den meisten Untersuchungen wurden (sozio-)technische Systeme betrachtet⁵⁴; allerdings wurde dabei die soziale Einbettung vollständig abgeschnitten. Wasser wurde ausschließlich als Ressource betrachtet; auch wurden keine Kopplungen mit ökologischen oder anderen Natursystemen thematisiert. In den Untersuchungen wurden die Probleme eines sozial-ökologischen Gegenstands ignoriert und davon ausgegangen, dass die untersuchten Systeme aus homogenen Elementen bestehen, die konventionell miteinander relationiert werden können. Entsprechend wurde der Steuerungsmechanismus nicht analytisch überprüft, sondern ausschließlich mit numerischen Simulationsmodellen kalibriert. Aspekte einer naturalen Regulation und deren Zusammenspiel mit einer wirtschaftlichen oder gesellschaftlichen Steuerung/Regulation werden nicht hervorgehoben.

Aufgrund dieser Besonderheiten in seiner Anlage erwies sich das DFG-Schwerpunktprogramm trotz interessanter Ergebnisse in den unterschiedlichen Fallstudien für die hier verfolgten konzeptionellen Fragestellungen als wenig ergiebig. Im folgenden Kapitel werden Detailerkennnisse – bezogen auf eine optimierte Bewirtschaftung von Grundwasserressourcen – berücksichtigt.

4. Bewirtschaftung und Regulation anthropogen beeinflusster Ressourcen

Die Zuteilung von Wasserressourcen an Interessierte zur Nutzung ist in Deutschland staatlich (bisher ordnungsrechtlich) reguliert (vgl. Kluge/Schramm 1986). Im Allgemeinen beruht sie zumindest auf einer Abschätzung des zwischen den Interessenten zu verteilenden Wasserdargebots, um eine Übernutzung der Ressource zu vermeiden.

54 In wenigen Fällen wurden auch physisch dominierte Systeme untersucht, z.B. hinsichtlich der „Steuerung von Gezeitenströmungen zur Beeinflussung küstennaher Sedimentbewegungen“ und der „Steuerungsmodelle für den Wärme- und Stofftransport in Flüssen und Ästuarien“.

Wo – meist bei komplexeren Situationen der Ressourcennutzung – als Grundlage einer solchen Ressourcenzuteilung spezifische Expertisen zurate gezogen werden, wird für die Ermittlung der bewirtschaftbaren Wassermenge bisher ausschließlich auf naturwissenschaftlich-technische Methoden zurückgegriffen (z.B. technisch-numerische Modelle der Hydrogeologie). Bei einer solchen Prospektion im Regulationsverfahren wird damit unterstellt, dass die Regeneration der Ressource ausschließlich durch physische Prozesse im Wasser- und Stoffhaushalt determiniert wird. Die staatliche Regulation des Ressourcenzugangs und -verbrauchs (im Folgenden auch: Ressourcenregulation) beruht damit auf der impliziten Unterstellung, dass sich zwischen gesellschaftlichen und physischen Prozessen eindeutig trennen lässt. Zwar wird teilweise thematisiert, dass die Extraktion von Wasser aus dem Naturhaushalt zu ökologischen Effekten führen kann, somit sozio-technische Prozesse ökologische Auswirkungen haben. Mit wenigen Ausnahmen (s.u.) aber wird für die Neubildung und das daraus resultierende Wasserdargebot unterstellt, dass die bewirtschaftbare Ressource in ihrer verfügbaren Menge alleine von natürlichen Prozessen abhängt, aber nicht durch gesellschaftliche Prozesse beeinflusst werden könne.

Tatsächlich durchdringen sich jedoch natürliche und sozio-ökonomische Vorgänge tendenziell gegenseitig; dies gilt auch auf der Ebene der Regulation dieser Prozesse. Wie im Folgenden am Beispiel des Grundwassers gezeigt wird, ist dies zunehmend auch der Fall bei der Neubildung der Ressource, welche natural als durch den Wasser- und Stoffhaushalt reguliert betrachtet werden kann. Doch die Regulation des Wasser- und Stoffhaushaltes ist nicht mehr ausschließlich auf die physische Ebene zurückführbar, sondern hat zugleich auch gesellschaftliche Anteile.

4.1 Probleme der Ressourcenregulation durch Grundwasserschwankungen

Aus einem begrenzten Gebiet kann auf Dauer nur so viel Grundwasser natürlich abfließen bzw. zur Nutzung entnommen werden wie dort wieder neu gebildet wird (bzw. von außen zufließt). An diesem wasserwirtschaftlichen Grundprinzip – der so genannten ausgeglichenen Wasserbilanz – orientiert sich die rechtliche Zuteilung von Wasserressourcen (Entnahmerechte). Im humiden Klima wird die Grundwasserneubildung vorrangig durch die Niederschläge des Winterhalbjahrs reguliert. Im Sommerhalbjahr wird hingegen ein Großteil der Niederschläge von der Vegetation aufgenommen bzw. verdunstet (Evapotranspiration). Daher kann es in Sommerhalbjahren, z.B. in trockeneren Jahren oder in Regenschattengebieten, auch zur Grundwasserzehrung kommen.⁵⁵ Diese jahreszeitlichen Ausprägungen der landschaftsökologischen Regulationsfunktionen spiegeln sich zeitverzögert in der jahresperiodischen Schwankung der Grundwasserstände wider.⁵⁶

Aus den gemessenen Grundwasserständen eines Brunnens (oder einer anderen Messstelle) lassen sich für einen Bilanzzeitraum der mittlere Wasserstand sowie Maximal- und Minimalwerte bestimmen. Der Minimal- und der Maximalwert bilden die Begrenzungen ei-

⁵⁵ Dies wurde in trockenen Sommer bereits beobachtet, z.B. im Hessischen Ried (von Pape 2003).

⁵⁶ Daher kann die Regelung des Grundwasserspiegels (und damit der in einem Grundwasserleiter vorhandenen Ressourcenmenge) in Analogie zum zeitverzögerten Sonderfall der Homöostase (vgl. Thiel 2002) aufgefasst werden.

nes Korridors, in dem sich die Grundwasserschwankungen für diesen Brunnen bewegen (Messwert- oder Rohdatenkorridor). Für die Darstellung der Grundwasserganglinien in einem größeren Areal werden die Werte im Netz zwischen den Messknoten extrapoliert.⁵⁷ Grundsätzlich wäre es dann einerseits möglich, einen Betriebsplan aufgrund von Ergebnisse aus Simulationsläufen eines Modells im Vorhinein aufzustellen. Andererseits ist es unter bestimmten Voraussetzungen sinnvoller, stattdessen eine on-line-Regelung zu verwenden. Hierbei wird das Simulationsmodell in einen Regelkreis einbezogen (vgl. Haarhoff 1992); dies ist nur möglich, wenn (wie dies z.B. für das Hessische Ried der Fall ist) avancierte Grundwassermodelle zur Verfügung stehen.⁵⁸

Ein Korridor zwischen definierten Höchst- und Niedrigwasserständen im Grundwasserleiter könnte z.B. bei der Festlegung von Ressourcenfördermengen als wichtige Orientierungsgröße dienen, wenn bei einem Wasserniveau unterhalb dieses Toleranzbereiches ein Trockenfallen und oberhalb dieses Bereichs Vernässungen zu befürchten sind. In beiden Fällen sind beim Verlassen des Toleranzkorridors sozio-ökonomische bzw. ökologische Schadensfälle zu erwarten. Ein entsprechender Regulationskorridor hat zunächst im Hessischen Ried auch seitens der Politik die Funktion der Schadensminimierung erhalten. Daher wurde dort die Nutzung erteilter Wasserentnahmerechte an bestimmte Wasserstände im Grundwasserleiter geknüpft: Weder darf bei der Ressourcennutzung ein bestimmter unterer Grenzwasserstand unterschritten noch ein oberer Grenzwasserstand überschritten sein. Nach dem politischen Willen soll also seitens der Politik nur innerhalb dieses Regulationskorridors die Ressource bewirtschaftet werden (vgl. Kaiser 1995; Kluge 2000; Quadflieg 1994).

4.1.1 Exkurs zu Toleranzbereichen als sozio-technischen Regulationskorridoren

Das dieser Ressourcenregulation zugrunde liegende Grundprinzip (vgl. Kaiser 1995; Kluge 2000) ist im Hessischen Ried erstmals für die Praxis der Wasserrechtserteilung und damit für die Bewirtschaftung von Grundwasserressourcen festgelegt worden. In der wasserwirtschaftlichen Praxis ist der Gedankengang einer Orientierung an Regulationskorridoren aber nicht neu.

Eine derartige Orientierung ist für eine regulierende Prozessführung (Prozesssteuerung) entwickelt worden: Am Beispiel der Talsperren und damit der Speicherraumbewirtschaftung hat Aurada (1999) als wichtige ressourcenwirtschaftliche Einsicht die Orientierung an Toleranzbereichen als Regulations- bzw. Steuerungskorridoren abgeleitet. Im von ihm näher betrachteten Fall ging es um den oberirdischen Wasserabfluss aus den Talsperren, der sozio-technisch reguliert wird. Dabei kann sich an einem Regulationskorridor orientiert werden, wie er durch den Schwankungsbereich zwischen Hoch- und Niedrigwassersituationen (Q_{\max} bzw. Q_{\min}) oder aber auch durch schädliche Havarie- oder Abwasserlastereignisse (Überschreitungen einer maximalen Aufnahmekapazität C_{\max}) charakterisiert

57 „Da sich ein Grundwassersystem nicht mit beliebig dichten Messstellennetzen überziehen lässt, wird die Erfassung der Dynamik um so schwieriger und ungenauer, je heterogener das System ist“ – Zielke et al. (1992).

58 Hierzu müssen die Grundwasserstände aus den tatsächlichen Niederschlagsmengen und Temperaturen auf Tagesniveau prognostiziert werden (vgl. Gerdes 2003, sowie auch 4.2).

werden kann: Eine „uneingeschränkte Versorgungssicherheit kann ... nur innerhalb der zwei- bzw. einseitig begrenzten Toleranzbereiche Q_{\max} ... Q_{\min} bzw. $<C_{\max}$ gewährleistet werden. Es ist die Aufgabe der Bewirtschaftung des Wasserdargebots, eine Verletzung der diese Toleranzbereiche begrenzenden nutzungsabhängigen Werte durch Niedrigwasserereignisse (Unterschreitung von Q_{\min}), Hochwasserereignisse (Überschreitung von Q_{\max}) und Abwasserlasthavarien ((Überschreitung von C_{\max}) zu vermeiden bzw. ihre Häufigkeit und Andauer so gering wie möglich zu halten.“

Ein Problem der Bewirtschaftung besteht für Oberflächengewässer regelmäßig darin, dass Nachfrage und Dargebotsentwicklung aufgrund der im Regulationskorridor eintretenden Schwankungen nur noch mit großen Schwierigkeiten synchronisiert werden können. „Der zum Ausgleich zwischen räumlich und zeitlich variierenden Nutzungs- und Dargebotsbedingungen erforderliche Pufferungseffekt, der als generelles Charakteristikum der Kopplung zwischen physiogenem und anthropogenem Teilsystem festzustellen ist, schließt folglich mit einem

- Aufhöhungseffekt nicht nur die Verminderung der Eintrittswahrscheinlichkeit von Niedrigwasserereignissen, sondern zugleich die Erhöhung des Versorgungspotentials und mit einem
- Dämpfungseffekt nicht nur die Verminderung der Eintrittswahrscheinlichkeit von Hochwasserereignissen, sondern zugleich die Verringerung des Gefährdungspotentials ein.“ (Aurada 1999)⁵⁹

Analoge Probleme können auch bei der sozio-technischen Regulation von Grundwasserressourcen auftreten.

4.1.2 Toleranzbereiche bei der Bewirtschaftung von Grundwasserressourcen

Die Orientierung der Bewirtschaftung an derartigen Regulationskorridoren – statt der konventionellen Ausrichtung an starren Entnahmemengen – war der Anlass dafür, ausgehend vom Beispiel Hessisches Ried derartige Regulationsverhältnisse genauer zu hinterfragen und hierzu innerhalb des netWORKS-Vorhabens einen Expertenworkshop durchzuführen⁶⁰. Dabei zeigte sich, dass die vertiefend am Beispiel des Hessischen Rieds diskutierten Probleme sich in anderen Grundwassergewinnungsgebieten (z.B. Lechtal, Kölner Becken oder Fuhrberger Feld) ähnlich zeigen (vgl. Köhl 2003; Thiem 2003 sowie Haarhoff et al. 1992).⁶¹

Wasserwirtschaftlich induzierte Schäden sind im Hessischen Ried in Folge einer Veränderung der Grundwasserneubildung einerseits und der Nutzungsintensität des Grundwassers andererseits aufgetreten. Letztlich „besteht das Ziel darin, unter Berücksichtigung

59 „Beide Effekte nehmen flussabwärts in Abhängigkeit von der nicht bewirtschafteten Einzugsgebietsfläche relativ schnell ab.“ (Aurada 1999)

60 An diesem Workshop „Schwankungen im Wasserdargebot – Probleme der Ressourcenregulation“ (4.11.2003 in Frankfurt a.M.) nahmen als externe Fachleute Heiko Gerdes (Brand-Gerdes-Sitzmann), Wolfgang Köhl (Lahmeyer ERM), Wolf-Peter v. Pape (Hessisches Landesamt für Geologie und Umwelt) und Hellmuth Thiel (Stadtwerke Hannover) teil.

61 Die Karten in einer aktuellen Bestandsaufnahme des BWK (2003: 92ff.) belegen, dass in einem nicht unwesentlichen Teil Deutschlands Gebäude von zu hohen Grundwasserstand betroffen sind.

witterungsbedingter Störungen die Stellgrößen Entnahmen und Infiltrationen so zu steuern, dass durch ökologische, land- und forstwirtschaftliche oder andere Anforderungen festgelegte Grenzwerte nicht verletzt werden“ (Haarhoff et al. 1992). Die verschiedenen Grundwassernutzer bzw. Grundwasserinteressenten im Hessischen Ried (z.B. Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Naturschutz bzw. Feuchtgebietsmanagement, öffentliche und industrielle Wasserversorgung, Hauseigentümer, Straßen- und Unterföhrungsbetreiber) haben unterschiedliche Ansprüche an die Höhe des Grundwassers; auch sind sie in unterschiedlicher Weise empfindlich gegenüber Schwankungen.⁶²

Infolge der stark angestiegenen Entnahmen von Grundwasser Ende der 1960er- bis Anfang der 1970er-Jahre und des dadurch veränderten Grundwasserspiegels (vgl. Regierungspräsidium Darmstadt 1999: 4; Quadflieg 1994) kam es zu Konflikten und einem Anpassungsdruck auf die Grundwasserentnahmen. Mit einer großflächigen künstlichen Grundwasseranreicherung sollten die Absenkungen im Grundwasserleiter kompensiert werden. Außerdem wurde die Landwirtschaft, soweit sie beregnete, von Grundwasser auf flussbürtiges Beregnungswasser umgestellt. Trotz dieser Veränderungen in der Ressourcenbewirtschaftung kam es zu Beginn der 1990er-Jahre – durch verringerte bzw. jahreszeitliche veränderte Niederschläge und damit auch eine reduzierte Grundwasserneubildung initiiert – zu einer neuerlichen Absenkung der Grundwassergleichen. In der Folge wurde die Forderung nach einer anderen Regulation des Ressourcenzugangs und insbesondere nach dessen Orientierung am Grundwasserspiegel bzw. an vorab festgelegten Bewirtschaftungskorridoren erhoben. Seit einem neuerlichen, politisch induzierten Rückgang der Bewirtschaftungsintensität in der zweiten Hälfte der 1990er-Jahre sind die Veränderungen im Grundwasserspiegel vermutlich überwiegend auf die (niederschlagsbedingten) Schwankungen der Grundwasserneubildung zurückzuführen.⁶³ Köhl (2003) schätzt darüber hinaus, dass die natürliche Schwankungsbreite der Grundwasserstände im Hessischen Ried größer ist als deren Veränderung durch anthropogene Einflüsse.

Allerdings ist die Abschätzung anthropogener Wirkungen und ihrer Größenordnung in der Fachwelt keineswegs einheitlich. Köhl bezieht sich beispielsweise in seiner Aussage auf die Veränderung der Grundwasserneubildung infolge einer anthropogen bedingten Klimaveränderung (vgl. 4.2) und die dadurch im Vergleich zur Nutzung des Grundwasserleiters durch Bewirtschaftung⁶⁴ erreichte Größenordnung. Weiter erschwert wird die Bestimmung

62 Die Nutzungsformen könnten aber an sich verändernde Grundwasserspiegel angepasst werden (z.B. Bewässerung von landwirtschaftlich genutzten Flächen, Bau von Häusern in Wannern, kleinräumige Aufspiegelung von Grundwasser zum Erhalt von Feuchtbiotopen, geringere Wasserförderung).

63 Bei einem bewirtschafteten Grundwasserleiter geht die Wasserstandsänderung durch Grundwasserentnahme – und eventuell auch durch Grundwasseraufspiegelung (künstliche Grundwasseranreicherung) – in den Rohdatenkorridor mit ein. Ingenieurtechnisch versucht man durch Subtraktion eines solchen, anthropogen bedingten Anteils an der Schwankung des Rohdatenkorridors den Korridor natürlicher Schwankungsbreiten zu ermitteln (vgl. Gerdes 2003, von Pape 2003).

64 Unter Bewirtschaftung fällt hier sowohl eine Grundwasserentnahme (für öffentliche Wasserversorgung und Industrie) als auch die künstliche Infiltration von Wasser zur Grundwasseraufspiegelung; das dem Naturhaushalt im Sommer (aus dem Rhein über das Wasserwerk Biebesheim) zugeführte landwirtschaftliche Beregnungswasser hat hingegen keine wesentliche Auswirkung auf die Höhe des Grundwasserspiegels, da es überwiegend von den Pflanzen aufgenommen wird bzw. verdunstet. Allerdings hat die Bereitstellung dieses aufbereiteten Flusswassers im Hessischen Ried zu einer Entlastung der Grundwasserentnahmen geführt, da zuvor die Landwirtschaft Wasser aus dem oberen Grundwasserleiter genutzt hat.

der natürlichen Schwankungsbreiten z.B. durch eine erhöhte Grundwasserzehrung infolge des wasserintensiven Gemüse- und Sonderkulturanbaus der Landwirtschaft. Die durch anthropogene Nutzung bedingte Grundwasserzehrung entzieht sich einer direkten Messung, kann aber im Rahmen von flächenbezogenen Modellen aus Vegetations- bzw. Landnutzungskarten näherungsweise berechnet werden.⁶⁵

Es wird deutlich, dass die Bestimmung einer natürlichen, um die anthropogenen Einflüsse bereinigten Schwankungsbreite aufgrund unterschiedlicher Quantifizierungsansätze anthropogener Einflüsse auf diese Schwankungsbreite und methodischer Probleme ihrer Festlegung keineswegs trivial ist. Nichtlineare Effekte (z.B. exponentielle Verstärkung eines Aufwärts- oder Abwärtstrends) werden bisher bei Verwendung eines zwangsläufig symmetrischen Bilanzierungsmodells (auf Basis des Erhaltungstheorems) nur in avancierten Modellen einbezogen (vgl. Gerdes/Iven 2000; Gerdes 2002).

Wie an den Grundwasserganglinien für das Hessische Ried zu sehen ist, bedingen Trocken- bzw. Nassperioden in einem Bilanzzeitraum große natürliche Schwankungsbreiten. Gerdes (2003) weist darauf hin, dass die in den letzten 45 Jahren aufgetretenen klimatischen Trocken- und Nassperioden sich auch um ein bis zwei Jahre mehr erstrecken könnten, ohne als Extreme aus der Klimastatistik zu fallen.⁶⁶ Dadurch hätten sich die durch die Absenkung des Grundwasserspiegels aufgetretenen Schäden (z.B. Geländesetzung und Gebäudeschäden, Schädigung grundwasserabhängigen Vegetationsbereiche, Trockenfallen landwirtschaftlicher Beregnungsbrunnen) noch weiter erhöht (vgl. auch BWK 2003).

Angesichts dieser wenig übersichtlichen Situation wurden für das Hessische Ried unter Beteiligung vieler Interessengruppen Richtgrößen für Grundwasserentnahmen bzw. die sozio-technische Regulation des Grundwasserspiegels ausgehandelt. Dabei spielten die gemessenen Daten (über einen Bilanzzeitraum seit 1949) und auch die Interpretationen des Schwankungsgeschehens durch Experten eine orientierende Rolle. Am Ende dieses langwierigen Prozesses wurden obere und untere Grenzgrundwasserstände festgelegt, innerhalb derer der Wasserstand durch Regulation technisch gehalten werden sollte. Diese Regelungskorridore wurden im Grundwasserbewirtschaftungsplan rechtlich festgeschrieben (vgl. Binder et al. 1999; Kluge 2000; Quadflieg 1994; Vogel 2002).

Die damit festgelegten Ober- und Untergrenzen liegen deutlich innerhalb der Maximal- und Minimalwerte des Bilanzzeitraums von 1949 bis 2002. Der ausgehandelte untere Grenzgrundwasserstand liegt aber bezogen auf den Zeitraum von 1949 bis 1971 (der aufgrund einer überwiegend noch geringen Grundwasserförderung dem vermuteten natürlichen Schwankungskorridor näher ist als in der späteren Phase) deutlich unterhalb der Mehrzahl der Tiefststände. Der ausgehandelte obere Grenzgrundwasserstand schließt einen großen Teil der in dieser Zeit gemessenen Höchststände nicht mit ein.⁶⁷

65 Dazu muss die Evapotranspiration der unterschiedlichen Kulturen bzw. Fruchtfolgen bestimmt und dann für die Flächen die Differenz der Evapotranspiration zur potentiell-natürlichen Vegetation oder Brachen ermittelt werden.

66 Aktuellen Klimamodellen zufolge gibt es einen Trend zu mehr und längeren Trockenperioden (vgl. 4.2).

67 Vgl. hierzu z.B. die Grundwasserganglinien der Referenzmessstellen 527145 oder 455138 (Gerdes 2003).

Letztlich orientiert sich damit der Bewirtschaftungskorridor des Grundwasserstandes, der für die Grundwasservorkommen des Hessischen Rieds politisch vereinbart wurde, am (potentiell) natürlichen Schwankungskorridor, wurde jedoch wesentlich „enger“ gewählt. Der festgelegte Toleranzbereich orientiert sich letztlich an einem gesellschaftlichen Kompromiss, in dem Erfordernissen (unterschiedlicher) aktueller Grundwassernutzungen und Interessen durch den Staat „gemittelt“ wurden. Ziel des resultierenden Grundwasserbewirtschaftungsplans ist es, unerwünschte Extremwerte des Grundwasserspiegels zu vermeiden, indem nur in einem Toleranzbereich die Ressource genutzt werden soll, um so diese auszuschließenden Grundwasserstände möglichst zu vermeiden.

Eine Festlegung dieses Regulationskorridors anhand der potentiell natürlichen Grundwasserschwankungen des Hessischen Rieds würde aufgrund der in den letzten 50 Jahren an einen niedrigeren Grundwasserspiegel angepassten Nutzungen im Hessischen Ried (z.B. im Haus- und im Straßenbau) zu erheblichen wirtschaftlichen Schäden und ebenfalls zu größeren Akzeptanzproblemen führen.⁶⁸ Die im Grundwasserbewirtschaftungsplan festgeschriebene Orientierung der Bewirtschaftung an einem natürlichen Schwankungsverlauf (vgl. Regierungspräsident Darmstadt 1999) bezieht sich insbesondere auf die Dynamik des Grundwasserstandes durch die Grundwasserneubildung, die dessen natürliche Verlaufsformen widerspiegelt. Mittlerweile hat die Wasserbehörde feststellen müssen, dass die im Bewirtschaftungsplan vorgesehene Regulierung des oberen Grenzgrundwasserstandes mit den vorhandenen Entnahmetechniken (zentrale Förderbrunnen der Wasserversorger) und den zur Verfügung stehenden Betreibern nicht realisierbar ist (vgl. Vogel 2002). Eine kleinräumige Regulierung des oberen Grundwasserstandes würde für diese Regulierung geeignete dezentrale Brunnenanlagen erfordern, die für eine (an Wirtschaftlichkeitsgesichtspunkten orientierte) Grundwassergewinnung eines Versorgungsunternehmens kaum geeignet sein dürften (vgl. Gerdes 2003; Köhl 2003).⁶⁹

Die Ressourcenbewirtschaftung im Hessischen Ried kann, seit dem sie sich am Grundwasserstand orientiert und entsprechende Rückkopplungsschleifen enthält, als avanciertes Beispiel einer sozial-ökologischen Regulierung gewertet werden. Sie lässt sich in Analogie zu Aurada (2003) bzw. Aurada et al. (2000) auch als eine Implementierung von technischen Systemen und deren Regulation in ökologische Systeme verstehen, die sich an den Prinzipien der Ko-Evolution und Korrespondenz orientieren sollte. Für das betrachtete Fallbeispiel muss jedoch betont werden, dass der Regulationskorridor pragmatisch mit Blick auf gesellschaftliche Erfordernisse festgelegt worden ist. Hieraus darf aber nicht gefolgert werden, dass die von Aurada vorgeschlagene Orientierung an Korridoren der natürlichen Regulation aufgegeben werden muss oder kann (zumal sich im Hessischen

68 Eine Orientierung an historischen Grundwasserständen, wie sie von Seiten des Naturschutzes und auch der Forstwirtschaft gefordert wird (z.B. zum Erhalt bzw. zur Wiederherstellung von grundwasserabhängigen Feuchtbiotopen) wird seitens der anderen Interessenten und Nutzer als unerwünscht abgelehnt. Vgl. auch Ebhardt 1992.

69 Generell ist im Grundwasserleiter (anders als bei Oberflächengewässern) eine Regulierung des oberen Extremwertes Q_{max} von der Beschaffenheit des Grundwasserleiters und dem technischen bzw. finanziellen Aufwand abhängig, der zum Zweck der intervenierenden Absenkung des oberen Grundwasserstandes gesellschaftlich zur Verfügung gestellt werden kann (vgl. Gerdes 2003).

Ried der Regelungskorridor innerhalb des vermuteten natürlichen Schwankungskorridors bewegt – vgl. auch 4.3).⁷⁰

4.2 Probleme der Prognose anthropogen beeinflusster Grundwasserneubildung

Die Prognose der Grundwasserneubildung setzt eine Vorhersage der Klimaentwicklung, vor allem der meteorologischen Größen Niederschlag und Temperatur voraus. Vorhersagen von Niederschlag und Temperatur können durch statistisch-dynamische Modelle erfolgen, in denen das Verhalten der meteorologischen Kenngrößen auf der Basis der statistischen Eigenschaften von Zeitreihen meteorologischer Parameter seit 1891 analysiert wird. In solchen Untersuchungen wurde nachgewiesen, dass es einen signifikanten Anstieg der für die Grundwasserneubildung besonders wichtigen Niederschläge im Winterhalbjahr, vor allem im Südwesten Deutschlands gibt (für Teile der neuen Bundesländer ist es hingegen zu einer Abnahme der Winterniederschläge gekommen, vgl. BWK 2003: 6 ff.).

Schwieriger ist es, Vorhersagen zur anthropogenen Klimaveränderung zu treffen. Hierzu werden Simulationen des Wettergeschehens auf Grundlage physikalischer Gesetzmäßigkeiten in – zunächst globalen – Klimamodellen für eine derartige Prognose genutzt. Neben der zeitlich und räumlich noch wenig differenzierten Darstellung der Verteilung der zu erwartenden Temperaturen und Niederschläge liegt das größte Defizit dieser frühen Regionalprognosen des Global Change in der Berechnung der Grundwasserneubildungsrate.⁷¹ Die Aussagekraft der Vorhersage regionaler Klimatrends in diesen regional noch sehr groben Simulationen war auch aus diesem Grund umstritten (vgl. Blüm 2001).⁷²

Um trotzdem die regionalen Auswirkungen der globalen Klimaänderung erfassen und letztendlich geeignete Maßnahmen zur Anpassung an die Klimafolgen ableiten zu können, müssen die globalen Ergebnisse mit Hilfe besser auflösender Modelle regionalisiert werden. In regionalen Klimamodellen werden die mit Hilfe der globalen Klimamodelle berechneten grob aufgelösten globalen Klimasignale mit Hilfe statistischer oder physikalisch-dynamischer Verfahren in entsprechende regionale Muster umgesetzt. Eine besondere

70 Für eine umfassende Bewertung der Grundwasserbewirtschaftung kann sich vermutlich nicht auf deren quantitative Seite konzentriert werden; qualitativ wären vermutlich weitere Effekte der wasserwirtschaftlichen Tätigkeit im Hessischen Ried zu berücksichtigen (z.B. der Eintrag von Salzen mit dem Beregnungswasser oder von polaren persistenten Stoffen mit dem Infiltrat).

71 Aus der Niederschlagsprognose sowie der Prognose des Verlaufs der mittleren Jahrestemperatur solcher globalen Klimamodelle haben beispielsweise Böllinger et al (2001) am Beispiel Nordrhein-Westfalens bis zum Jahr 2050 einen Rückgang der Grundwasserneubildung um 15 bis 25 % vorhergesagt. Bis zum Jahre 2100 ist der Simulation zufolge ein Rückgang um bis zu 30 % der aktuellen Neubildungsmengen zu erwarten. In Bezug auf die Variabilität der Grundwasserneubildung sind nach den Szenarioläufen häufiger Jahre mit niedriger Grundwasserneubildungsrate zu erwarten. Die Schwankungsbreite bleibt dabei unverändert, senkt sich jedoch mit dem Mittelwert der Grundwasserneubildung nach unten ab.

72 Die globalen Temperaturprognosen wurden mit Hilfe von Globalen Zirkulationsmodellen berechnet, die eine grobe räumliche Auflösung von mehr als 100 mal 100 Kilometern aufweisen und deshalb für Aussagen über die zukünftige Klimaänderung auf regionaler Ebene ungeeignet sind. Aufgrund dieser unzureichenden räumlichen Auflösung können regionale Gegebenheiten (wie z. B. die Lage und Topografie der Alpen, die das Klima im südlichen Mitteleuropa entscheidend prägen), von den globalen Modellen bestenfalls unzureichend berücksichtigt werden.

Herausforderung ist dabei die realistische Simulation der regionalen Niederschlagsverteilung und -menge. Für Langzeitsimulationen muss das Modell, u. a. durch die Einbindung eines Boden-/Vegetations-Modells, erweitert und damit auch die langfristige Berechnung des Bodenwassergehalts ermöglicht werden.

Mit Hilfe eines solchen regional verfeinerten Modells (z.B. MCCM) wurde das Klima für Süddeutschland und den Alpenraum für zwei mehrjährige Zeiträume simuliert, welche das gegenwärtige bzw. das in 30 Jahren erwartete Klima repräsentieren.

Bis 2030 wird dort ein durchschnittlicher Temperaturanstieg um etwa 2.5°C vorhergesagt (mehr als 1 Grad über dem globalen Temperaturzuwachs für den gleichen Zeitraum liegt). Die jährliche Niederschlagssumme nimmt um bis zu 15 Prozent ab. Ebenso geht die Anzahl der Tage mit Niederschlag im ganzen süddeutschen Raum zurück. Demgegenüber werden die Tage mit ausgeprägten Starkniederschlägen generell zunehmen, wobei die größten Zuwächse in Südbaden und am nördlichen Alpenrand zu erwarten sind.

Im Gegensatz zu den Temperaturtrends zeigt die prognostizierte Veränderung der Niederschlagsverteilung einen ausgeprägten saisonalen Trend. Während sich im Sommer der bereits heute abzeichnende Trend zu niedrigeren Niederschlägen weiter verstärkt, ist im Frühjahr mit einer deutlichen Zunahme der Niederschläge, hier insbesondere im Nordalpengebiet, zu rechnen. Besonders zu berücksichtigen ist die Intensivierung des Wasserkreislaufs, die mit einer Zunahme der Anzahl und Intensität von meteorologischen Extremereignissen wie z.B. von Starkniederschlägen, Gewittern mit Hagelschlag, aber auch von Trockenperioden und Stürmen verbunden ist. (vgl. Seiler 2003).

Eine nach Nutzungs- bzw. Vegetationstypen differenzierte Evapotranspiration und darüber hinaus deren Dynamik durch eine zu erwartende Veränderung der Vegetation konnte bis vor kurzem nur innerhalb eines flächenbezogenen Grundwasserneubildungsmodells mit einbezogen werden, wie es z.B. für das Hessische Ried entwickelt wurde.⁷³ Erst die neueste Generation der Klimamodelle kann auch die Vegetation einbeziehen und die sich ergebenden Rückkopplungen modellieren. Dabei zeigt sich, dass sich Erwärmungseffekte selbst verstärken können, ähnlich wie auch die Bildung der Saharawüste durch ähnliche Regelkreiseffekte (Unterschreitungen von Schwellenwerte, bei denen die Vegetation durch Evapotranspiration relevant an der Niederschlagsbildung mitwirkt) simuliert werden kann (vgl. N.N. 2004).

Weitere Rückkopplungen müssten berücksichtigt werden, wenn die Auswirkungen einer durch Temperaturanstieg und Niederschlagsverminderung bedingten Grundwasserneubildungsrate auf das nutzbare Grundwasserdargebot in einer Simulation erfasst werden sollen. Neben der erhöhten Evapotranspiration wäre beispielsweise von einer intensiveren Nutzung des Grundwasserkörpers (bzw. Substitutionseffekten, z.B. Nutzung flussbürtigen Wassers) auszugehen. Dabei könnte es unter diesen Bedingungen auch zu einer deutli-

73 Eine Lössdeckschicht von ca. einem Meter kann nach Baumgartner/Liebscher (1996) die jährliche Grundwasserneubildung durch gesteigerte Verdunstung um 100 bis 200 mm verringern. „Dies kann in Trockenjahren dazu führen, dass fast der gesamte Jahresniederschlag durch Verdunstung aufgezehrt wird.“ (ebd. 424). Auf diese Weise lassen sich prinzipiell auch unterschiedliche Bodensubstrate berücksichtigen, welche die Grundwasserneubildung ebenfalls erheblich beeinflussen.

chen Zunahme der Schwankungen des Grundwasserspiegels bzw. deren Oszillationsbreite kommen, die u.U. nicht-erwünschte Folgen nach sich ziehen.

4.3 Zwischenfazit

Wasserwirtschaftliche Handlungsspielräume lassen sich erhöhen, indem Speicher- und Pufferfunktionen der Grundwasserleiter optimiert werden, z.B. indem die Grundwasserneubildungsrate durch geeignete Maßnahmen und Prozesssteuerungen erhöht wird. Dieser unterstützende Eingriff in die Regulationsfunktionen des Naturhaushalts kann nicht nur auf großtechnische Weise⁷⁴ (wie im Hessischen Ried) geschehen, sondern auch durch eine Anlage von Versickerungstrecken entlang eines Flusslaufs (vgl. Heckerle et al. 1992; Köhl 2003).

„Gelungene“ Bewirtschaftungen der Wasserressourcen zeichnen sich dadurch aus, dass sie nachhaltig stattfinden können, ohne dass beispielsweise auf Dauer Folgeprobleme (Probleme zweiter Ordnung auftreten). Eine Vorbedingung für eine solche nachhaltige sozio-technische Regulation der Ressource Wasser ist somit die Kenntnis der Korridore ihrer physischen Regulierung. Erst deren Kenntnis erlaubt es, die geplanten Wirkungen zu erzielen. Der sozio-technische Regulierungskorridor darf dazu nicht größer sein als der natürliche Schwankungskorridor, wohl aber kleiner. In vielen Fällen sind derartige Korridore und deren Regulierungsmechanismen aber nicht bekannt und müssten erst aufwendig ermittelt werden.

In solchen Fällen sind Lösungen erforderlich, die einen pragmatischen Umgang erlauben und bei denen die sozio-technische Regulation unerwünschte Nebenwirkungen durch Nichtbeachtung der natürlichen Regulierungskorridore vermeidet. Beispielsweise wurde im Schweizer Synoikos-Projekt vorgeschlagen, aufgrund einer Orientierung an Gesichtspunkten der nachhaltigen Ressourcenbewirtschaftung jene Grundwasserleiter, die sich nur über sehr große Zeitspannen regenerieren, aus der Bewirtschaftung auszuklammern. Die Grundwasserförderung sollte unter Nachhaltigkeitsgesichtspunkten vielmehr auf Grundwasserleiter beschränkt werden, die sich schnell erneuern (Wasserverweilzeit max. 1 Jahr; vgl. Henseler/Hubacher 1996 sowie Baccini/Oswald o.J.). In die gleiche Richtung verweist auch eine Kennzahl des so genannten Bayern-Benchmarkings zur Nutzung wenig nachhaltiger Tiefengrundwasserressourcen (vgl. Rödl/Partner 2003).

Nicht immer muss für eine Ressourcenregulation ein Regulierungskorridor ermittelt werden. Denn die Regulierungskriterien brauchen nicht in jedem Fall zweiseitig (oberer und unterer Schwellenwert mit zwischenliegendem Korridor) angelegt sein, sondern können auch einseitig festgelegt sein, in dem nur ein oberer oder ein unterer Schwellenwert vorhanden ist. Die Regulierungskriterien repräsentieren sozial-ökologische Randbedingungen, deren Über- oder Unterschreitung nur mit einer bestimmten Wahrscheinlichkeit (hinichtlich Eintreten, Andauer und Intensität) durch Regelung vermieden werden kann.

74 Teilweise kann sich hier die mögliche Veränderung der Wassergüte durch eingetragene Schadstoffe als problematisch erweisen. Beispielsweise kann es bei einer verstärkten Bildung und Förderung von künstlich angereichertem Grundwasser in den weitgehend üblichen flusssnahen Anlagen auch zu einer Mehrförderung von qualitativ geringwertigerem Uferfiltrat kommen. Vgl. Schöttler/Sommer 1992.

Da die Regelung nur auf die Verletzung der Regulierungskriterien abhebt, bedarf der zwischen ihnen liegende Toleranzbereich (Regulierungskorridor) keiner Regelungsstrategie, so dass innerhalb des Toleranzbereichs keine entsprechend regelnden Eingriffe erforderlich sind; vielmehr darf innerhalb dieses Korridors die Ressource genutzt werden. Eine weitergehende Regulation der Ressourcennutzung (z.B. ein Entnahmeverbot trotz grundsätzlicher Nutzungserlaubnis) braucht nur diskontinuierlich zu erfolgen; diese Ressourcenregulation kann folglich in Kombination einer mathematisch gestützten non-real-time-Langfristbewirtschaftung und regelnden real-time-Kurzfristeingriffen angelegt sein. Für entsprechende Regulierungen hat Aurada (1999) den Terminus „Prozessführung“ verwendet. Bezogen auf die Regulation von Grundwasserressourcen würde eine solche Prozessführung darin bestehen, bei Verletzung der Regelungskriterien die Förderbrunnen abzuschalten und damit die Bewirtschaftung der Ressourcen zu unterbinden.

4.4 Hybride Regulation

In der Vorbereitung dieser Untersuchung wurde bewusst von hybrider Regulation gesprochen (vgl. auch Lotz 2004). Damit sollte betont werden, dass bei solchen sozial-ökologischen Prozessen weder auf die natur- noch auf die sozialwissenschaftlich analysierbare Regulationsvorgänge alleine reduziert werden darf. Unter hybrider Regulation wird vielmehr ein Zusammenspiel von physischer und sozialer Regulationsprozesse verstanden. Dabei lassen sich nach dem bisher entwickelten Verständnis mehrere Spielarten einer solchen Kombination von physischen und sozialen Regulationsvorgängen grundsätzlich unterscheiden:⁷⁵

1. Verstärkungen oder Abschwächungen einer physischen Regulation durch soziale Eingriffe, welche sich insbesondere als zeitliche Verzögerung oder Beschleunigung bemerkbar machen. Dies könnte in der Terminologie der Kybernetik zweiter Ordnung auch als (soziale) Regulation einer physischen Regulation gefasst werden. Diese soziale Regulation einer physischen Regulation hat aber nur bedingt eine neue Qualität, da es durch die soziale Überprägung im wesentlichen zu einem veränderten Zeitregime kommt. Sie ließe sich damit vermutlich als Spezialfall einer (zeitlich beeinflussten, meist beschleunigten) physischen Regulation fassen. Abgesehen von der veränderten Zeitdynamik ist es hier nicht erforderlich, das Zusammenspiel von sozialen und physischen Regulationsprozessen zu analysieren; vereinfachend könnte sich hier noch auf die naturalen Aspekte der Regulation beschränkt werden.
2. Ein Nebeneinander von sozialen und physischen Regulationsprozessen, ohne dass es zu einer Wechselwirkung dieser Prozesse kommt. Vielmehr wird im Idealfall einer der beiden Prozesse überwiegen, ohne dass allerdings (wie unter 1.) festgelegt ist, welcher der beiden Prozesse der dominante ist. Folglich wird unter bestimmten Rahmenbedingungen der soziale Regulationsprozess überwiegen, unter anderen Bedin-

⁷⁵ In den drei, im Folgenden unterschiedenen Fällen kann – sofern die Überlegungen Auradas stichhaltig sind – hinzukommen, dass die hier alleine betrachteten Regulationsprozesse durch Strukturbildungen bzw. Transformationen in ihrem Auftreten und ihren Qualitäten beeinflusst werden können. Die genannten Prozesse können also noch einmal durch Selbstorganisationsprozesse und auch durch Raumordnungsprozesse usw. überlagert werden.

gungen der physische. Dennoch kann auch hier wieder die Figur der Regulation der Regulation verwendet werden, wobei aber nicht vorab festgelegt ist, ob immer die soziale Regulation die physische Regulation spezifiziert oder ob es nicht auch in bestimmten Fällen umgekehrt sein kann. Damit kann es sowohl zu einer sozialen Regulation physischer Regulation kommen als auch zu einer physischen Regulation sozialer Regulation. Der nicht-dominante Prozess wird den jeweils basalen Prozess verstärken oder aber abbremsen, kann ihn aber auch überhaupt erst initialisieren.

3. Ein Ineinanderschieben von sozialen und physischen Regulationsprozessen, wie sie beispielsweise an der Problematik der anthropogenen Grundwasserneubildung deutlich wird. Hier lässt sich nicht mehr (wie noch unter 1.) eine klare Hierarchie eines Grundprozesses und eines abschwächenden oder verstärkenden Prozesses bilden. Vielmehr sind beide Prozesse miteinander wechselwirkend. Prognostische Aussagen über die Resultate dieser Wechselwirkungen können vorab kaum gemacht werden.

Angesichts des in dieser Studie ausgebreiteten Materials wird deutlich, dass es in Zukunft zunehmend erforderlich werden wird, das Zusammenwirken der beiden Prozesse nicht (weiter) auszuklammern, sondern systematisch zu berücksichtigen: Erst durch das Berücksichtigen beider Regulationsprozesse und insbesondere durch die Entwicklung der Perspektive einer sozial-ökologischen Regulation (vgl. Hummel/Kluge 2004) kann – beispielsweise bei einer Bewirtschaftung von Ressourcen – eine ungünstige Überlagerung von sozialen und natürlichen Prozessen vermeiden werden.

5. Grenzen hybrider Regulation: Aufgrund anthropogener Überprägungen zusammenbrechende Regulationspotentiale

Zunehmend werden Prozesse einer naturalen Regulation durch soziale Aktivitäten beeinflusst und zum Teil sogar überlagert. Dies gilt im besonderen Maß für die Regulation des Wasserkreislaufs, insbesondere hinsichtlich qualitativer Aspekte (Regeneration der Wassergüte): In einem erheblichen Umfang wird der Niederschlag bei der Passage der Atmosphäre mit anthropogenen Stäuben und Umweltchemikalien (z.B. Pestizide, Nitrat) beladen (vgl. etwa Cichorowski et al. 1989). Diese zusätzlichen Lasten beeinflussen anschließend die Bodenpassage und z.T. auch Stoffwechselprozesse im Grundwasserleiter. Dabei stellt sich die Frage, ob die vermehrten Schadstoffbelastungen generell zu einer Intensivierung der Selbstreinigungsprozesse führen oder ob diese nicht zum Teil endlich sind und daher auch an Grenzen stoßen.

Daher ist zu hinterfragen, ob es nicht aufgrund von Veränderungen im Natursystem zu Wirkungen auf Naturhaushaltspotentiale kommen kann, welche eine hybride Regulation in ihrer Wirksamkeit begrenzen könnten. Beispielsweise können anthropogene Überlagerungen von Naturhaushaltspotentialen insbesondere zum Abbau von Stoffdepots, aber auch zum Zusammenbrechen von Puffern führen.

5.1 Denitrifikationspuffer – erste Hinweise auf ein Zusammenbrechen biogeochemischer Regulationsprozesse

Wenn von den Emissionen aus der Luft abgesehen wird, wird Nitrat vorrangig durch Landwirtschaft und andere Aktivitäten der Bodenbewirtschaftung in den Boden eingetragen bzw. dort freigesetzt. Vorrangig stammt es aus organischen Stoffen wie Gülle, Jauche, Fäkalien, entsteht aber auch aus Mineraldüngung oder Oxidation reduzierter Stickstoffverbindungen – z.B. beim Grünlandumbruch (vgl. Bathke et al. 2003; Thiem 2003).

Im Fuhrberger Feld, dem zentralen Wassergewinnungsgebiet der Stadtwerke Hannover AG, war Anfang der 1980er-Jahre beobachtet worden, dass – im Unterschied zu vielen anderen bewirtschafteten Grundwasserleitern – das von der Landwirtschaft emittierte Nitrat in den Brunnen nicht „ankam“; stattdessen stieg in auffälliger Weise die Wasserhärte und der Sulfatgehalt. In ausführlichen Untersuchungen wurde festgestellt, dass in den Grundwasserleitern des Fuhrberger Feldes das Nitrat in biogeochemischen Denitrifizierungsprozessen abgebaut wird (vgl. Kölle et al. 1983; Böttcher/Strebel 1985; Strebel et al. 1985). Entsprechende Prozesse laufen auch in zahlreichen ähnlichen Grundwasserleitern Norddeutschlands ab.

Diese Denitrifizierung ist abhängig vom Säuregehalt (p_H -Wert) und von den zur Verfügung stehenden Reaktionspartnern. Im Unterschied zu anderen Grundwasserleitern läuft im Fuhrberger Feld die Denitrifikation nicht durch organischen Kohlenstoff ab, sondern mit Pyrit (Eisensulfid, aus dem das für die Umsetzung benötigte Eisen stammt). An dem Denitrifizierungsprozess im Fuhrberger Grundwasserleiter sind zwei Mikroorganismen beteiligt: Eisenoxidierende Bakterien (*Thiobacillus ferrooxidans*, z.T. auch *Leptospirillum ferrooxidans*) benötigen das bei der Denitrifizierung freiwerdende Eisen. Das denitrifizierende Bakterium *Thiobacillus denitrificans* ist dagegen in seiner Stoffwechsellistung vom p_H -Wert abhängig, der durch die Eisenoxidierer mit beeinflusst wird. „Als Konsequenz ergibt sich eine Rückkopplung der Stoffwechsellistungen dergestalt, daß der p_H -Wert konstant gehalten wird, der für beide Organismen ein gemeinsames Optimum darstellt.“ (Kölle 1996)

Bei der die Denitrifikation begleitenden mikrobiellen Umsetzung des Eisensulfids gelangt Sulfat ins Grundwasser⁷⁶; es tritt im Fuhrberger Feld an die Stelle des Nitrats: Das Sulfat in den dort untersuchten Wasserwerksbrunnen kann zu über 90 Prozent auf die Denitrifikation zurückgeführt werden, „wobei die Massenkonzentration des Ausgangsstoffes Nitrat ungefähr derjenigen des Endproduktes Sulfat entspricht“ (Kölle 2003, 181). Als Hauptquelle für den hohen Nitratgehalt, der ins Fuhrberger Feld eingetragen wird, konnte der Grünlandumbruch nachgewiesen werden (vgl. Bathke et al. 2003; Straten et al. 2003; Strebel et al. 1985; Thiem 2003). Je nach Menge des freigesetzten Nitrats, der Bewirtschaftungsform und Bodentyps stellt sich im Grundwasser ein Sulfatwert zwischen 50 und 500 mg/l ein (vgl. Kölle et al. 1983; Straten et al. 2003).

76 Das freiwerdende Sulfat kann mit organischen Substanzen reduziert werden. Diese Reaktion „wurde mit beträchtlichem Stoffumsatz bisher nur in tiefen Grundwasserleitern beobachtet“ (Kölle/Schreeck 1982 zit. n. Kölle et al. 1983). Der Anteil der Sulfatreduktion reicht im Fuhrberger Feld keinesfalls aus, um das aus Denitrifizierung freiwerdende Sulfat aufzubauchen.

Kölle (1989) beschreibt die mikrobielle Denitrifikation nitrathaltigen Wassers mit Eisensulfid als Teil der Selbstreinigungsfunktion des Grundwasserleiters. Im Gegensatz zu anderen Regulationsfunktionen des Wasserkreislaufs ist die Selbstreinigungsfunktion aber stofflich-materiell nicht unendlich reproduzierbar, da „die beteiligten reaktiven Stoffdepots aufgezehrt“ werden (Kölle 1989). Folgerichtig betont Kölle (1989) die resultierende „Schädigung von Selbstreinigungsmechanismen“.

Generell ist mit Thiem (2003) festzustellen, dass die Selbstreinigungspotentiale im Boden und im Grundwasserleiter nur teilweise prognostizierbar und teilweise nicht bekannt sind. Für die Nitratzehrung im Fuhrberger Feld konnten die Stadtwerke Hannover berechnen, dass die Wasserwirtschaft diese noch mehr als hundert Jahre nutzen kann.⁷⁷ „Aber verlassen dürfen wir uns auf diese Selbstreinigungspotentiale nicht; eine entsprechende qualitative Regelung der Grundwassergüte ist dauerhaft nicht möglich“ (Thiem 2003).

5.2 Ähnliche Zusammenbrüche physiogener Regulationspotentiale

Im Weiteren soll auch das in Kapitel 2 behandelte Problem der „Selbstreinigungspotentiale“ noch einmal knapp aufgenommen werden. Es zeigt sich, dass bei der Uferfiltration, mit denen insbesondere im Bereich urbaner Agglomerationen ein teilweise flussbürtiges Wasser aus flussnahen Grundwasservorkommen gewonnen wird, und bei der (dort z.T. ebenfalls betriebenen) künstlichen Grundwasseranreicherung genutzte Naturprozesse möglicherweise ebenfalls an Grenzen stoßen.

Eine verstärkte Entnahme von Grundwasser aus flussnahen Ressourcen führt zum Übergang von Flusswasser in den mit dem Fluss korrespondierenden Grundwasserleiter. Bei dieser Uferfiltration wird ein Ensemble von biologischen, chemischen und physikalischen Prozessen ausgenutzt (vgl. auch 2.2), die sich in der Ufersohle des Flusses, während einer Bodenpassage zwischen Ufersohle und dem mit dem Fluss korrespondierendem Grundwasserleiter sowie in diesem abspielen. Die Uferfiltration führt sowohl zur Vermehrung des bewirtschaftbaren Dargebots als auch zu Temperaturverstärkungen und zur Qualitätsveränderung des flussbürtigen Wassers. Die Reinigungsleistung dieser Uferfiltrationssysteme ist abhängig von hydrogeologischen, hydraulischen, physikochemischen, geochemischen und biochemischen Faktoren. Uferfiltration kann daher – trotz technischer Bestandteile (insbesondere der Brunnen) – nicht als eine technische Anlage betrachtet werden, die unter identischen Randbedingungen an jedem Ort gleiche Leistung erbringt. Die Infiltration des Wassers aus dem Fluss über Ufersohle, Bodenpassage und den Grundwasserleiter in die Wassergewinnungsanlage und die sich dabei abspielenden Rei-

77 Kölle (2003: 180) hat eine Modellrechnung zur „Lebenserwartung der Denitrifikation von Eisensulfiden“ aufgestellt. Je nach Variation der Parameter (Grundwasserneubildungsrate und darin enthaltene Nitratmenge, Mächtigkeit des reduzierenden Bereichs im Grundwasserleiter, Eisensulfidkonzentration sowie Schüttdichte des Aquifers) ergeben sich ganz unterschiedliche Zeitspannen, die aber nach Kölle „wenigstens eine Vorstellung von der Größenordnung der Zeiträume“ zulassen (Kölle 2003: 180). Eine an realen Werten orientierte Berechnung ergab eine zu erwartende Zeitspanne der Nitratzehrung von knapp 1000 Jahren. Aus dem Mittelwert der Eisensulfidbefunde für Niedersachsen (1435 mg/kg) ergibt sich beispielsweise ein Nitratzehrungspotential von nur 177 Jahren. In sehr ähnlicher Weise ist auch bei den Stadtwerken Hannover das Potential im Fuhrberger Feld errechnet worden; die sich ergebenden Nutzungszeiten lagen in der gleichen Größenordnung (Kölle 2003, mdl.)

nigungsprozesse verlaufen vielmehr immer an die spezifischen lokalen Kontextbedingungen angepasst.⁷⁸

Kurzfristig unterliegt eine jede Uferfiltration dem Risiko, dass Chemikalien aufgrund spezieller Witterungsbedingungen (z.B. Ammoniak im Winter) oder aufgrund von Stoßbelastungen (Havarien) nicht abgebaut werden, sondern im Rohwasser ankommen können (vgl. Schramm 1996). Daneben bestehen jedoch weitere Risiken, die langfristig beim Betrieb einer Uferfiltration nicht ausgeschlossen werden können:

- Depotbildung (Anreicherung) von Umweltchemikalien in den Sedimenten der Flüsse und in der Ufersohle,
- ‚Durchschlagen‘ von Chemikalien nach Erreichen von Adsorptionsmaxima oder nach Trockenfallen des Biofilms,
- Durchwanderung von Mikroorganismen,
- Versauerung von Böden nach Erschöpfung der Pufferkapazität, dadurch Versauerung von Uferfiltraten bzw. Immission mit Metallionen (z.B. Aluminium),
- Abnahme der Uferfiltrationskapazität insbesondere bei langsam fließenden oder stehenden Gewässern aufgrund einer dauerhaften Weniger- bzw. Undurchlässigwerdens der Infiltrationszone (Kolmation – besonders unter anaeroben Bedingungen),
- und prinzipiell durch Strukturveränderungen infolge von veränderten Stoffflüssen, die zu unabsehbaren Folgen für die anthropogene Nutzung führen kann.

Insbesondere an kleineren Flüssen und Fließgewässern, wie sie beispielsweise in Berlin zur Trinkwasserversorgung bewirtschaftet werden müssen, ist die Uferfiltration von derartigen, langfristig wirkenden Risiken bedroht. Aktuell laufen daher im Rahmen des Projektes „Natürliche und künstliche Systeme zur Grundwasseranreicherung und Infiltration“ (NASRI) am KompetenzZentrum Wasser Berlin Forschungsarbeiten, die diese Uferfiltrationssysteme und die Risiken des Durchbrechens von organischen Stoffen und pathogenen Keimen genauer untersuchen (vgl. Fritz 2003).

Durch einen den Standortbedingungen adäquaten Aufbau und Betrieb der Uferfiltration und damit an die jeweiligen physischen Verhältnisse angepasste sozio-technische Regulation lassen sich die oben genannten Risikopotentiale reduzieren (Remmler 2004, mdl.), können aber keineswegs grundsätzlich beseitigt werden:

- Grundsätzlich sind die Abbauege für viele Stoffe (natürliche wie anthropogen eingebrachte) bzw. ihr Verbleib bei der Bodenpassage noch nicht erforscht⁷⁹. Darüber hin-

78 Einen ersten Überblick über die Leistungsfähigkeit der einzelnen Uferfiltrationen haben am Rhein Arbeiten am Ende der achtziger Jahre gegeben (vgl. Sontheimer 1991). Zur prognostischen Abschätzung der Reinigungsleistung wird derzeit versucht, aus den Daten von über 30 Uferfiltratstandorten „Dimensionierungsparameter“ zu erarbeiten (vgl. Lenk et al. 2004).

79 Huminstoffe als tote organische Biomasse, die vom Land in die Gewässer geschwemmt wird, übernehmen im Gewässer übernehmen sie unterschiedliche, auch physisch-regulierende Funktionen: Sie bestimmen, solange keine menschlichen Eingriffe vorherrschend sind, den Chemismus und Stoffwechsel der Gewässer. Das Verständnis über die ökologische Bedeutung und Wirkungen von Huminstoffen, z.B. bezüglich deren biogeochemischer Regulation, steht noch am Anfang und muss systematischer in die Untersuchung von Prozessen der Uferfiltration eingehen. Für die im Summenparameter (DOC) repräsentierten gelösten organischen Kohlenstoffe kann festgehalten werden, dass es bei der Bodenpassage bis dato zu keiner beobachtbaren Depotbildung gekommen ist (vgl. Steinberg/McKnight 2003).

aus kommt es zur Emission immer neuer Chemikalien in die Umwelt, auch solcher, die weder aufgrund ihrer physikochemischen Eigenschaften (z.B. weil polar) noch aufgrund ihres Abbauverhaltens (weil langlebig) sicher von der Uferfiltration aufgehalten werden (vgl. Sontheimer 1991; Schramm/Kluge 1990). Aufgrund der großen Zahl von freigesetzten Stoffen wird es nicht gelingen, ein annähernd vollständiges Wissen über Wechselwirkungen zwischen den Stoffen auch unter verschiedenen Umweltbedingungen (Milieus) in Boden und Grundwasser zu erarbeiten. D.h. die Erkenntnisfähigkeit ist hier prinzipiell eingeschränkt. Daher muss auf Dauer mit Nichtwissen umgegangen bzw. ein entsprechendes Risiko eingegangen werden. Soweit die Untersuchungen auf Bilanzmodelle ausgerichtet sind, kommen sekundäre Wirkungen und vor allem Strukturveränderungen gar nicht erst in den Blick (vgl. Lotz 2004).

- Vermutlich sind nicht alle an der Uferfiltration beteiligten Prozesse reversibel. Dies gilt besonders für Adsorptionsprozesse und andere physikochemische Prozesse bei der Bodenpassage, aber auch für bio- bzw. geochemische Prozesse, die von ihnen sich aufzehrenden, endlichen Stoffdepots abhängen. Beim Undurchlässigwerden der Ufersole hängt es von der Morphologie des Gewässers und der Dynamik, Intensität und Häufigkeit von Hochwasserereignissen ab, ob diese Kolmationseffekte tendenziell reversibel sind (z.B. am Rhein) oder aber eher fortbestehen (z.B. Tegeler Seen und Spree).

Andererseits können auch bestimmte Regenerationspotentiale der Bodenpassage (z.B. durch anthropogene Bodenversauerung, vgl. zusammenfassend Deutscher Bundestag 1998) und ebenso im Grundwasserleiter zusammenbrechen. Zwar versauern Böden generell im Laufe ihrer Entwicklung (vgl. Scheffer et al. 1998). Die Geschwindigkeit der Versauerung ist geogen von den Puffersystemen des Bodens abhängig. Diese werden durch den anthropogenen Eintrag von Säurebildnern rascher abgebaut als dies für ausschließlich geogene Prozesse zu erwarten wäre.

5.3 Zwischenfazit

Bei den Prozessen der Pufferung handelt es sich ebenso wie bei der Nitratzehrung um chemische Prozesse entlang eines Phasengleichgewichts, bei denen dieses Gleichgewicht wiedereingestellt bzw. (bei einem Phasenwechsel) das System an ein neues Gleichgewicht angepasst wird. Damit lassen sich diese Prozesse als anpassende Regulation entlang von Potentialdifferenzen fassen. Wo es zu einer anthropogenen Überlagerung dieser Prozesse kommt, führen diese insbesondere zu einer Beschleunigung der Systemprozesse und insbesondere zu einem rascheren Phasenwechsel.⁸⁰ Auf diese Weise wird eine Phase, in der die Naturprozesse eine (z.B. mit einem Reinigungspotential) ausgezeichnete gesellschaftliche Funktion innehatten, beschleunigt beendet; die nächste Phase muss nicht mehr in gleicher Weise eine gesellschaftliche Funktion aufweisen, so dass es sogar zu einer Entwertung des Naturpotentials kommt. Für gesellschaftlich erwünschte Reinigungspotentiale des Wasserkreislaufs besteht somit das Risiko,

⁸⁰ Ein Teil der betrachteten Prozesse – z.B. die Adsorption von Schadstoffen bei der Bodenpassage – lässt sich jedoch nicht über Phasengleichgewichte fassen.

dass sie sich erschöpfen bzw. zusammenbrechen (vgl. Schramm 1997, Wichmann 2000). Der drohende Zusammenbruch der Naturpotentiale kann auch auf ein unverstandenes Zusammenwirken von naturalen und sozio-technischen Regulationsprozessen zurückgeführt werden.

Für einen Teil der Regulationsfunktionen, die für die Grundwasserqualität verantwortlich sind, ist eine Kenntnis von Regulationskorridoren wesentlich schwieriger zu erzielen, als für die quantitativen Aspekte (vgl. Kap. 4), da hier nicht ein Messen am Brunnen (Erfassung von Grundwasserganglinien und deren Schwankungskorridore) ausreichend ist, sondern biogeochemische Anpassungsvorgänge in Phasengleichgewichten modelliert werden müssen. Die Reaktionsmechanismen für einen Stoffabbau, die Bindung von Stoffen und der Zusammenbruch dieser Potentiale im Boden sind bisher jedoch nicht genügend für entsprechende Modellierungen bekannt (vgl. Thiem 2003). Teilweise könnte ein Wechsel der von der Forschung beobachteten Parameter jedoch derartige Modellierungen vereinfachen.⁸¹

Damit erweisen sich bestimmte Wasserressourcen, in denen diese Regulationsfunktionen genutzt werden, in ihrer Bewirtschaftung als schwierig.⁸² Für diese Ressourcen mit Grundwasser, auf die jedoch insbesondere in Agglomerationsräumen vorrangig zurückgegriffen wird, wären vorrangig Modelle für das Zusammenspiel von physischen Regulationsprozessen und der sozio-technischen Regulation der Ressource zu entwickeln. Dabei ist auch zu thematisieren, was es für Folgen für die Ressourcenregulation hat, wenn sich die Reinigungspotentiale des Wasserkreislaufs erschöpfen. In solchen Modellen sozial-ökologischer Regulation wäre daher alternativ die Reduktion der Immissionen zu behandeln.

Insbesondere bei flächenhaften Emissionsquellen ist jedoch eine Regulation der dort freigesetzten Belastungen mit großen Schwierigkeiten verbunden. Der Staat kann den flächenhaften Grundwasserschutz vor diesen Einträgen nicht über das Ordnungsrecht umsetzen. Luftbürtige Immissionen ins Grundwasser lassen sich möglicherweise über Systeme des Emissionshandels begrenzen (dazu müssten jedoch auch die Säurebildner systematisch erfasst werden). Die anderen flächenhaften Einträge lassen sich nur über eine Veränderung der Bodennutzung regulieren und erfordern ein Integriertes Schutzgebiets-

81 Beispielsweise gehen einer Versauerung des Bodens stets Veränderungen bodeninterner Prozesse der Stoffumwandlung und veränderte Stoffflüsse voraus. Wenn diese frühzeitig mit geeigneten Messungen erfasst werden, etwa mit Hilfe der Ionen-Austauschkapazität oder der Säure-Basen-Kapazität im Boden und Grundwasser, lassen sich mitunter noch rechtzeitig Gegenmaßnahmen ergreifen. Diese Schlüsselparameter reagieren wesentlich sensibler auf Versauerungsprozesse als der pH-Wert, der jedoch zur Beschreibung der Versauerungsprozesse verwendet wird. Eine Veränderung des pH-Wertes steht erst am Ende der Reaktionskette und lässt die gewünschte Früherkennung der Versauerung und damit auch die Erarbeitung von kompensierenden Regulationsmechanismen meist nicht zu. Ist der pH-Wert bereits deutlich gesunken, ist es im Allgemeinen zu spät, um noch mit Maßnahmen gegenzusteuern.

82 Für andere Grundwasserschutzfunktionen (vgl. Kap. 3.1.2) können hingegen die bei der sozio-technischen Regulation zu beachtenden Bedingungen relativ einfach ermittelt werden. Für den Fall der Nutzung von klassischen Grundwasserschutzressourcen, die weder durch Uferfiltrationsprozesse noch durch Altlasten oder Altstandorte beeinflusst werden, ist es daher möglich, diese Sonderfälle auszuklammern, wenn Gewissheit erzielt wurde, dass es sich weder um reduzierende Grundwasserleiter (mit einer Denitrifikation) noch um Tiefgrundwasserleiter handelt und zudem aufgrund der Oberböden oder eines kalkhaltigen Untergrundes ausreichend Pufferpotentiale zur Kompensation luftbürtiger Säurebildner vorhanden sind.

management; nur wenn beispielsweise eine entsprechende Verteilung von Milch- oder Mutterkuhquoten gelingt, ist es eine rentable Grünlandwirtschaft möglich, was nicht nur den Grünlandumbruch stoppen kann, sondern auch zu einer Konversion von Acker- zu Grünlandflächen führen kann (und in beiden Fällen zu einer verringerten Freigabe von Nitrat ins Sickerwasser führt; vgl. Bathke 2003; Thiem 2003; van Straaten 2003).

Ein flächendeckender Grundwasserschutz vor Düngechemikalien kann nicht als Aufgabe der Wasserversorgungsunternehmen gewertet werden, auch wenn diese in ihren Wasserschutzgebieten häufig einen pro-aktiven Vorfeldschutz betreiben und über Kooperationen mit der Landwirtschaft auf der kleineren Schutzgebietsfläche viel hinsichtlich einer Reduktion von Düngechemikalien bewirken können. Doch das Einzugsgebiet einer Ressource ist wesentlich größer als das ausgewiesene Schutzgebiet. Der Strukturwandel in der Landwirtschaft wird zu einer Schwächung der Landwirtschaftsbehörden führen, so dass diese – bezogen auf die gesamte Eintragsfläche – in Zukunft noch weniger als bisher zu einem Integrierten Gebietsmanagement und einer Reduktion der Einträge beitragen können.⁸³

6. Ausblick

Angesichts der hier diskutierten Probleme zeigt sich, dass insbesondere das von Neef vorgeschlagene Modell zur Regulation von sozial-ökologischen Systemen zu kurz greift. Es kann nicht so lange gewartet werden, bis die Nebenwirkungen als Schäden wahrgenommen werden, um dann entsprechende Rückkopplungen aufzubauen, aus denen dann gesellschaftliche Veränderungen der Ressourcenbewirtschaftung resultieren. Vielmehr ist es erforderlich, mögliche Zusammenbrüche von physiogenen Regulationsfunktionen zu antizipieren und darauf aufbauend die sozio-technische Regulation zu verändern.⁸⁴ Dabei kann zudem nicht immer davon ausgegangen werden, dass es den zentralen Akteur gibt, der diese Regulation widerspruchsfrei und unverzüglich betreiben kann.

6.1 Einsatz von Entscheidungsfindungssystemen zur Eintragsverringering

Dies wird an dem bereits kurz angedeuteten Dilemma der Ordnungspolitik hinsichtlich einer verbesserten Regelung der landwirtschaftlichen Einträge ins Grundwasser deutlich.

83 Zu einer Umsetzung der Wasser-Rahmenrichtlinie können die Landwirtschaftsämter systematisch wenig beitragen. Das Wissen der Wasserversorger sollte daher genutzt für eine fachliche Betreuung der Landwirte werden. Dies gilt auch jenseits der eigentlichen Kooperationsflächen in den ausgewiesenen Schutzgebieten: Der Idealismus der bei den Versorgungsunternehmen angestellten Landwirtschaftsberater lässt sich nutzen und die Standards aus den Schutzgebieten auf die Fläche zu transferieren. Wenn dort Beispiele gesetzt werden, setzt das auch einen Innovationsprozess auf der ganzen Fläche in Gang. Allerdings können die Versorgungsunternehmen den Eintrag der Agrarchemikalien in der Regel nicht regeln. Denn ihre Wasserschutzgebiete sind meist da, wo die Nutzungskonflikte geringer sind, z.B. im Wald oder weit außerhalb der Ortschaften. Die Versorger sitzen insofern zu weit weg für eine flächenhafte Regulation (vgl. Thiem 2003).

84 Bei der Ableitung von Regelgrößen ist daher das Vorsorgeprinzip zu berücksichtigen. Denn ein solcher „Sollwert muss so liegen, dass selbst extreme Werte einzelner aktiver Elemente (Klima, Biom, Wirkung gesellschaftlicher Maßnahmen) sich nicht als Störgrößen auswirken können“ (Neumeister n. Klug/Lang 1983:151)

Die bisher erreichten Erfolge sind von Wasserversorgern erreicht worden, die auf einen Kooperations- statt auf einen Konfrontationskurs mit der Landwirtschaft gegangen sind. In den Wasserschutzgebiets-Kooperationen der 1990er-Jahre haben die im Auftrag der Versorgungsunternehmen tätigen Berater häufig aufgrund der aktuellen landwirtschaftlichen Betriebsdaten und speziell entnommenen Bodenproben Düngeempfehlungen errechnen lassen. Die Modelle wurden verwendet, um Optima zu errechnen; Alternativoptionen wurden nicht berechnet.

Nur durch eine Rückkopplung zum „Entscheidungszentrum“ gibt es eine effektive Mitwirkung. Diese kybernetische Kontrollschleife hat Rosnay (1977: 169) als „soziale Rückkopplung“ charakterisiert. Mittlerweile wurden derartige Überlegungen in Weiterentwicklungen zum von Modellierungsverfahren eingetragen. Dabei geht es nicht nur um eine Rückkopplung zur geplanten Entscheidung, sondern auch darum, besser als zuvor die Schwäche zentraler Regulatoren zu berücksichtigen. Die Modellierung richtet sich nun auch an die gesellschaftlichen Akteure und berücksichtigt deren Widerspruchsstellungen bei der resultierenden gemeinsamen Entscheidung. Beispielsweise wird bei Ansätzen einer „partizipativen Modellierung“ die Modellsimulation mit Szenariotechniken gekoppelt; das erlaubt, die Betroffene in die Modelle mit einbeziehen und ist mittlerweile eine Regulationsmethode bei Nutzungskonflikten (vgl. Gerdes 2003; Köhl 2003).⁸⁵

Die Nutzungskonflikte im Wassereinzugsgebiet sollten möglichst gemeinsam aufgespürt werden. Szenarien lassen sich erfolgreich verwenden, um gemeinschaftliche Verabredungen regional bezogen zu treffen werden, was darauf beruht, dass sich dabei auch die Positionen der Konfliktpartner weiter entwickeln. Ein Beispiel dafür ist das Entscheidungsunterstützungssystem zur Nitrat-Conzentration-Matrix (NICOMAT), das für den entsprechenden Einsatz im Fuhrberger Feld entwickelt wurde (vgl. Thiem 2003).

Im Hinblick auf eine sich verändernde Flächennutzung können mit dem NICOMAT-Modell (vgl. Wilde et al. 2003) verschiedene Szenarien berechnet werden. Das Verfahren zielt auf die Verbesserung der Rohwasserqualität mittels Flächenmanagement, wobei die Wirksamkeit von Maßnahmenbündeln abgeschätzt wird. Letztlich soll es bei der Aufstellung von Bewirtschaftungsplänen gemäß der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie die Entscheidungsfindung unterstützen (vgl. van Straaten et al. 2003; Wilde et al. 2003). Aufgrund der Problematik der begrenzten Puffer (vgl. Kap. 5.1) nimmt die Reduktion der Nitratbelastung einen besonderen Stellenwert ein.

Das NICOMAT-Modell verknüpft die „Ergebnisse einer Grundwassersimulation mit einer gebietsbezogenen Bilanzierung von Inhaltsstoffen“ (Wilde et al. 2003). Primär liegt das der Fokus des Programms auf der Visualisierung von verschiedenen Maßnahmenkonstellationen. Es basiert auf Stoffbilanzbeziehungen, in die Boden- und Nutzungsart eingehen. Um die Anzahl der möglichen Kombinationen zu reduzieren, wurden im Modell vereinfachend über bestimmte Zeitintervalle (z.B. 5 Jahre) die Parameter nicht variiert. Über die Grundwasserneubildung und den Nitratreintrag wird für jede Teilfläche die Belastung im

⁸⁵ Gemeinsam mit den unterschiedlichen Betroffenen werden dabei verschiedene Maßnahmen und deren Wirkungen simuliert. Die Modelle wurden letztlich zur Plausibilisierung eingesetzt.

Sickerwasser ermittelt und vereinfachend mit der im Grundwasser gleichgesetzt.⁸⁶ Zur Vereinfachung wird für die Grundwasserneubildung sowie den Nitrateintrag mit Standardwerten für die verschiedenen Grünlandtypen gearbeitet sowie der Stickstoffgehalt als Nitrat-Sulfatäquivalent dargestellt. Mittels eines Berechnungsalgorithmus wird die Gesamtkonzentration am Förderbrunnen berechnet. „Dieser Algorithmus beschreibt also einen Massefluss vom Ursprung (Teilfläche zur Zeit des Eintrags) über die entsprechenden Zeitschritte zum Ziel (Brunnen oder Brunnengruppe).“ (Wilde et al. 2003: 197)

Das Modell ist in seiner Struktur und in den verwendeten technischen Hilfsmitteln („Excel“-Tabellenkalkulation) bewusst einfach gehalten. Das Modell soll keine exakten Prognosen über die Entwicklung des tatsächlichen Nitrat- bzw. Sulfatgehaltes im Rohwasser zu geben, sondern soll primär Entwicklungstendenzen besonders durch Veränderung der Bodenbewirtschaftung visualisieren und so zu Entscheidungen hinsichtlich eines integrierten Gebietsmanagement beitragen. Im Hinblick auf eine können Entscheidungsfindung war es daher ausreichend, im Modell ‚nur‘ Wasserentnahmemengen für unterschiedliche Entnahmeorte und Nutzungsformen (jeweils für ein mehrjähriges Zeitintervall) zu variieren. Im aus Stakeholdern zusammengesetzten Arbeitskreis „Prognose und Bewertung“ wurden insgesamt sieben Szenarien erarbeitet, die dann mit dem NICOMAT-Modell simuliert wurden (vgl. van Straaten et al. 2003: 47 ff.).

Das NICOMAT-Modell ist zwar nicht in der Lage, die genaue Dynamik, aber doch die langfristigen Trend-Auswirkungen der Veränderungen im Einzugsgebiet auf die künftige Wasserqualität in einer robusten – auch von Landwirten und anderen Laien nachvollziehbaren – Weise aufzuzeigen. Die durchgeführten Berechnungen zeigen, dass ein Optimum an umgesetzten Grundwasserschutzmaßnahmen unter allen Ackerflächen langfristig eine Reduzierung der Nitrat- bzw. Sulfat-Belastung um 10 bis 20 mg/l zur Folge hätte. In den Jahrzehnten bis zur Erreichung dieses Zustandes würden aber die Nitratäquivalente im Grundwasser noch weiter ansteigen; diese Qualitätsverschlechterung ist auf bereits erfolgte Grünlandumbrüche zurückzuführen. Der Umbruch von derzeit noch vorhandenem Grünland über einen Zeitraum von 15 Jahren hätte hingegen (je nach Teileinzugsgebiet) eine weitere Erhöhung der Belastung um 20 bis 80 mg/l zur Folge. Mit diesen Ergebnissen kann das Modell in der Tat dazu beitragen, dass unterschiedliche Akteure die im Bodenuntergrund räumlich und zeitlich ablaufenden Prozesse besser verstehen. Erst auf dieser Grundlage lassen sich die erforderlichen Verabredungen zum Gebietsmanagement treffen und so auf Dauer zu einer Verminderung der Einträge und letztlich auch zu einer veränderten Ressourcenregulation führen (vgl. van Straaten et al. 2003: 8).

6.2 Antizipation tritt neben die Rückkopplung

Neben die klassischen Formen der Regulation im Regelkreis sind in den kybernetischen Modellen längst avanciertere Möglichkeiten getreten, die es auch erlauben, Lernen und

⁸⁶ Mikrobielle oder geochemische Abbauprozesse des eingetragenen Nitrates im Boden wurden zunächst nicht berücksichtigt, d.h. die Nitratmengen, die aus Messungen und Erfahrungswerten für die Teilflächen als Eintrag in das Modell eingesetzt wurden, gehen direkt in die Gesamtkonzentration der Brunnen ein. In einer erweiterten Version des Modells wurden auch Aussagen zur Sulfatkonzentration des Grundwassers gemacht (vgl. van Straaten et al. 2003: 44 ff.)

Antizipieren und damit auch vorsorgende Regulationen zu fassen. Wer, wenn auf ihn geschossen wird, dem Geschoss auszuweichen versucht, wartet vor seiner Reaktion keine Rückkopplung (z.B. Kugelschlag in den Körper) ab, sondern antizipiert entsprechende Effekte. Ähnlich ist es möglich, einen Messfühler für einen Thermostaten nicht im Kühlhaus anzubringen, sondern außerhalb des temperaturregulierten Systems, um z.B. die Effekte einer starken Erwärmung aufgrund extremer Außentemperatur zu erfassen und ihnen bereits gegensteuern zu können, bevor sich die Temperatur im Kühlhaus geändert hat (vgl. etwa Heylighen/Joslyn 2001). Der Messfühler wird in „vorwärtsgeregelten“ Regelkreisen (oder „feedforward control system“) so angeordnet, dass er nicht Effekte des geregelten Systems erfasst, sondern sich vor der geregelten Strecke befindet; beispielsweise wird in einem solche „Vorwärtsregelung“ berücksichtigendem Regelsystem einer Bewässerungsanlage der Messfühler nicht hinter der Regelungsanlage (z.B. einem Wasserverteiler) angebracht, sondern schon vorher, so dass die ankommende (und zur Verteilung verfügbare) Beregnungswassermenge adäquat erfasst werden kann (vgl. Clemmens et al. 1999; Wahlin/Bautista 2003).

Der Gedanke der Vorwärtsregelung entspricht abstrakt zwar dem des Vorsorgeprinzips, ist aber bisher nicht für ein antizipierendes Handeln in der sozio-technische Ressourcenregulation nutzbar gemacht worden. Entsprechende Modelle sollten entwickelt werden, so dass auch das Zusammenwirken zwischen diesem Regulationstyp und der komplementären physiogenen Regulation der Analyse zugänglich wird.

Die Vorwärtsregelung ist in der Prozesssteuerung weit verbreitet. Neben der Rückkopplung (Rückführstrategie oder Nachlaufregelung) und dem feed forward (Vorwärtsstrategie oder Vorlaufregelung) hat Wernstedt (1989: 19 f.) mit Bezug auf das Stabilitätsverhalten und in Abhängigkeit der vorhandenen Strukturen weitere Regelungsstrategien identifiziert, die somit auch in Automaten eingesetzt werden können. Diese Regelungsstrategien beruhen auf der Vermaschung unterschiedlicher Regelkreise und der Kombination von Vorlauf- und Nachlaufregelung (vgl. Clemmens et al. 1999; Wahlin/Bautista 2003; Wernstedt 1989: 20). Beim „feedforward optimizing“ werden aus den Messwerten der Prozessvariablen unter Benutzung von mathematischen Optimierungsverfahren optimale Regelungswerte errechnet und eingestellt. Auch hier finden häufig Verfahren einer gemischten Optimierung, bei der neben dieser „Vorwärtsoptimierung“ auch Rückkopplungsmechanismen („Rückwärtsoptimierung“) berücksichtigt werden, Verwendung. „Hierbei erfolgt mittels Rückwärtsoptimierung eine Modellnachführung, d.h. die Parameter des jeweiligen Prozessmodells werden verändert, um eingetretene Veränderungen des Arbeitspunktes des zu modellierenden Prozesses zu berücksichtigen. Zur Berechnung der Steuerwerte wird die Vorwärtsoptimierung eingesetzt“ (Klaus/Liebscher 1976: 625 f.). Andere Verfahren können sich z.T. selbst adaptieren (self-tuning). Sie sind nicht mehr ausschließlich vorangepasst, sondern funktionieren weitgehend selbstanpassend, auch hinsichtlich der Steuerparameterbestimmung (vgl. Wernstedt 1989: 20).

Häufig werden aber in der Realität Prozesse auftreten, bei denen

- ungenaue, unsichere und subjektiv beeinflusste Informationen,
- unzureichendes Wissen oder Nicht-Wissen bezüglich adäquater Regelungen bzw.
- unvorhersehbare Situationen

vorliegen. In diesen Fällen werden auch die eben erwähnten selbstanpassenden Regelungsstrategien an ihre Grenzen stoßen. Hier kann die Strategie der so genannten operativen Steuerung (Wernstedt 1989: 19) mit ihrer systematischen Einbeziehung von Entscheidungsvorschlägen eines Expertenteams bzw. von Wissen und Erfahrungen „vor Ort“ einen viel versprechenden Ausweg darstellen.

6.3 Eine neue Perspektive entsteht

Die in dieser Untersuchung entwickelte Sichtweise auf das Zusammenwirken von sozio-technischen Regulationen und den komplementären physiogenen Regulationen hat sich als innovativ erwiesen. Bei der Entwicklung dieser Perspektive ist deutlich geworden, dass die Frage nach der Art der Regulationsprozesse in der Forschung teilweise unterschätzt und tendenziell nicht (systematisch) bearbeitet wird. Daher finden sich bisher in der Literatur – wenn von den quantitativen Aspekten der Ressourcenregulation abgesehen wird (vgl. Kap. 4) – auch nur wenige operationalisierbare Handlungsanleitungen.⁸⁷ Zudem wurden bisher „Vorhersagestrategien schwerpunktmäßig auf Kurzfristvorhersagen ausgerichtet. Die Bewirtschaftungsstrategien soziotechnischer/-ökologischer Systeme erfordern jedoch Mittel- bzw. Langfristvorhersagen, da die Bewirtschaftung nicht nur in Abhängigkeit von aktuellen Systemzuständen erfolgt, sondern auch mittel- und längerfristig zu erwartende Zustände berücksichtigen muss“ (Aurada, mdl. 2004).

Bezogen auf die Festlegung der bewirtschaftbaren Grundwassermengen ist deutlich geworden, dass es nicht in jedem Fall auf eine wissenschaftlich genaue Bestimmung der Regulationskorridore (z.B. exaktes Herausrechnen des anthropogenen Anteils) bzw. auf das genaue Ins-Verhältnis-Setzen von physiogener und sozio-technischer Regulation ankommt. Vielmehr reicht es offenkundig aus, Regulationskorridore zu bilden, die einerseits kleiner als die natürlichen Schwankungskorridore sind, andererseits aber dem Widerstreit der unterschiedlichen Nutzungsinteressen in der Gesellschaft standhalten können.

Bezogen auf die Wasserqualität, ist es hingegen beim Stand des derzeitigen Wissens nicht möglich, analog dazu Toleranzbereiche, innerhalb derer eine physiogene Regulation der Grundwasserleiter und insbesondere eine mikrobiologische, chemische und physikalische Regeneration von Grundwasser geschehen kann, über operative Regeln zu identifizieren. Für die Regulation der Wasserqualität können griffige Bewirtschaftungsregeln bisher nur für einfach strukturierte Ressourcen (z.B. sich rasch erneuernde Lockergesteinsgrundwasserleiter) aufgestellt werden. Für komplexer strukturierte Ressourcen ist es hingegen erforderlich, hierzu spezielle Untersuchungen durchzuführen; hierbei sind besonders Zusammenbrucheffekte (vgl. Kap. 5) zu analysieren. In diesem Rahmen kann es sich auch anbieten, Verfahren einer partizipativen Modellierung zu wählen, z.B. Entschei-

87 Klaus D. Aurada hat entsprechend in seinem Kommentar zu diesem Beitrag auf dem netWORKS-Meilensteinworkshop am 30. März 2004 empfohlen, die weitere „Konzipierung von Steuerungs-/Regulationssystemen ... zunächst auf Mengenparameter [zu] konzentrieren, um praktikable Lösungsmöglichkeiten zu finden. Wie angedacht, sollten aber auch qualitative Parameter zumindest als Randbedingungen berücksichtigt werden; die sowohl natürliche als auch technisch „erzwungene“ Variabilität der Grundwasserseoberfläche zieht auch eine Variabilität der Wasserwechselzone und daran gebundener biogeochemischer Veränderungen nach sich.“

dungsunterstützungssysteme mit den Betroffenen im Einzugsgebiet anzuwenden, um Absprachen über Veränderungen im Stoffeintrag zu bewirken.

Tendenzen zur Nutzung partizipativer Prozesse und lokalen Wissens bei einer derartigen sozial-ökologischen Regulation finden sich neuerdings auch in der internationalen Literatur zum Ressourcenmanagement (vgl. Walker et al. 2002; Olson et al. 2004). Partizipation und Rückkopplung mit lokalem Wissen werden dort insbesondere als Konsequenz aus der Feststellung betont, dass sozial-ökologische Systeme sehr komplex sind und Veränderung ebenso wie Unsicherheit zwei ihrer hervorstechenden Züge sind (vgl. Gunderson/Holling 2002). „To strengthen our capacity to deal with uncertainty and change and to sustain ecosystem services, we must be able to monitor, interpret, and respond to ecosystem feedback. ... Knowledge generation of ecosystem dynamics and the capacity to respond to ecosystem feedback among local resource users and steward associations tend to be integrated with management practises and evolve with the institutional and organizational aspects of management in what we refer to as adaptive co-management systems“ (Olson et al. 2004).

Grundsätzlich könnte es so bei einem besseren Verständnis des Zusammenwirkens von Naturprozessen und Bewirtschaftung auch möglich werden, sozial-ökologische Regulationssysteme zielgerichtet aufzubauen. Bezogen auf die Regulation komplexer Ressourcen (z.B. Mischwasserressourcen mit Uferfiltration) werden beispielweise bereits „Wege gesucht, durch eine geeignete räumliche Anordnung und entsprechende Betriebsweisen von Uferfiltratsystemen eine positive bzw. zielgerichtete Beeinflussung der Selbstreinigungseistung dieser Systeme zu erzielen und die Uferfiltration so optimal in eine Kette aufeinander folgender Aufbereitungsschritte einzureihen.“ (Remmler/Schulte-Ebbert 2003: 81).

Das im Zuge der derzeitigen Umstrukturierung der Wasserwirtschaft beobachtbare Rationalisieren und Zusammenlegen von Wasserressourcen kann zu einer deutlichen Konzentration der Wassergewinnung führen. Damit werden bestimmte, schon länger genutzte Ressourcen nun faktisch zu Zentralressourcen, was auch zur Folge hat, dass dort – ähnlich wie für die wenigen bisher bereits gut untersuchten Gebiete (z.B. Hessisches Ried, Fuhrberger Feld) – eine systematische wissenschaftliche Analyse ihrer Regulation möglich und z.T. auch erforderlich wird.⁸⁸

Grundvoraussetzungen für ein adäquates Zusammenwirken von sozio-technischer und physiogener Regulation sind eine antizipierende Haltung, die Komplexität, unsicheres Wissen und „Vorwärtsoptimierung“ berücksichtigt und sich so am Vorsorgehandeln und am Erhalt der Handlungsspielräume späterer Generationen orientiert. Grundsätzlich kann es dann zukünftig bei einem wachsenden Verständnis der Regulation sozial-ökologischer

88 Klaus D. Aurada wies auf dem Meilensteinworkshop im März 2004 darauf hin, dass die hier entwickelte Regulationsperspektive auch für andere Wasserressourcen von Belang ist: „Von gleicher Brisanz wie die Bewirtschaftung netzgebundener Wasserressourcen im Rahmen technischer Infrastruktursysteme ist auch die Bewirtschaftung von Wasserressourcen im Rahmen der natürlichen Netzwerkstruktur des Gewässernetzes mithilfe von Talsperren; die sich im Gefolge von als möglich erachteten Veränderungen der klimatischen Verhältnisse erhöhende Variabilität von hydrologischen Extremsituationen (HW und NW) erfordert eine Flexibilisierung des sozio-technischen/ -ökologischen Systems der Talsperrenbewirtschaftung sowohl unter Berücksichtigung seiner Versorgungs- als auch seiner Schutzfunktion. Diese Flexibilisierung erfordert andere Schwerpunktsetzungen als bisher z.B. bezüglich der Energiegewinnung.“

Systeme auch möglich werden, zu einer bewussten Initiierung neuer Naturhaushaltspotentiale zu kommen. Beispielsweise könnte es bei verbesserter Kenntnis des Zusammenspiels von physischen Regulationsfunktionen und darauf bezogenen wasserwirtschaftlichen Regulationsformen dauerhaft möglich werden, "die reaktiven Stoffdepots eines Grundwasserleiters im Sinne der Selbstreinigung des Wassers stärker zu nutzen, als dies üblicherweise der Fall war" (Kölle 1989). Letztlich ließe sich dann möglicherweise auch mit wasserwirtschaftlichen Regulationsmaßnahmen – beispielsweise im bewussten Zusammenspiel von positiven und negativen Rückkopplungen – die Entwicklung von Ressourcen in Richtung einer nachhaltigen Entwicklung angestoßen und genutzt anzustoßen (vgl. dazu auch Hofmeister 1998). Initiiert durch ein solches adaptives Co-Management würde dann gleichberechtigt neben die Regulation der Ressourcensicherung eine Ressourcenentwicklung treten, die sich nachhaltig nutzen lässt.

Literatur

- Adam, Brigitte/Antonia Blach (1996): Räumliche Arbeitsteilung in Großstadtreionen – interkommunale und raumordnerische Konfliktkategorien. Informationen zur Raumentwicklung 4/5, 186-208.
- Aurada, Klaus D. (1979): Ergebnisse geowissenschaftlich angewandter Systemtheorie. Vorhersage und Steuerung lang- und kurzfristiger Prozeßabläufe. Petermanns Geographische Mitteilungen 123(4): 217-224.
- Aurada, Klaus D. (1997): Logistik der Salzabwasserbeseitigung im Saale- und Werragebiet. In: Wasser/Boden 49 (5): 33-45.
- Aurada, Klaus D (1999): Die Bildungs-, Nutzungs- und Bewirtschaftsbedingungen des Wasserdargebots in Deutschland. Petermanns Geographische Mitteilungen 143 (5&6): 333-347.
- Aurada, Klaus D. (2003): Co-evolvierende + co-respondierende Systeme = co-operierendes System. Erdkunde 57: 309-330.
- Aurada, Klaus D./Raimund Rödel/Susanne Unverzagt (2000): Möglichkeiten und Grenzen von Vorhersagen des Systemverhaltens. (Selbstregulation und Regulation im Ostseeraum). In: Margraf (Hrsg.) Arbeitskreis Theorie und Quantitative Methoden in der Geographie: 13. Deutschsprachiges Kolloquium Augsburg. 23.-26. Februar 2000. <http://www.geographie.hu-berlin.de/gk/gk/leute/publik/tband/aurada.pdf> (20.7.2003).
- Baccini, Peter/Franz Oswald (Hrsg.) (o.J.): Netzstadt. Transdisziplinäre Methoden zum Umbau urbaner Systeme. Zürich : vdf-Hochschulverlag an der ETH Zürich.
- Bastian, Olaf (1992): Zur Analyse des biotischen Regulationspotentials der Landschaft. In: Petermanns Geographische Mitteilungen 136 (2,3): 93-108.
- Bastian, Olaf (1997): Gedanken zur Bewertung von Landschaftsfunktionen – unter besonderer Berücksichtigung der Habitatfunktionen. In: NNA-Berichte 10 (3): 106-125.
- Bastian, Olaf/Günter Haase (1992): Zur Kennzeichnung des biotischen Regulationspotentials im Rahmen von Landschaftsdiagnosen. In: Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz(1): 23-34.
- Bastian, Olaf/Karl-Friedrich Schreiber (Hrsg.; 1999): Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. Heidelberg [u.a.]: Spektrum Akademischer Verlag (2. Auflage).

- Bathke, Manfred et al./Institut für Landschaftspflege und Naturschutz/Universität Hannover (2003): Integriertes Gebietsmanagement. Neue Wege für Naturschutz, Grundwasserschutz und Landwirtschaft am Beispiel der Wassergewinnungsregion Hannover-Nord. Weikersheim: Margraf.
- Baumann, Rainer, (2001): Indikation der Selbstorganisationsfähigkeit terrestrischer Ökosysteme. Dissertation Universität Kiel.
- Baumgartner, Albert/Hans-Jürgen Liebscher (Hrsg., 1996): Allgemeine Hydrologie – quantitative Hydrologie. Lehrbuch der Hydrologie. Berlin, Stuttgart: Borntraeger.
- Becker, Egon/Engelbert Schramm (2001): Gekoppelte Systeme. Zur Modellierung und Prognose sozial-ökologischer Transformationen. In: Ingrid Balzer/Monika Wächter (Hrsg.), Sozial-ökologische Forschung. Ergebnisse der Sondierungsprojekte aus dem BMBF-Förderschwerpunkt. München: ökom, 361-376.
- Berkes, Fikret/Johan Colding/Carl Folke (Hrsg.) (2002): Navigating Social-ecological Systems: Building Resilience for Complexity and Change. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Bertalanffy, Ludwig von (1975): Perspectives on General System Theory. Scientific-Philosophical Studies. New York: Braziller.
- Binder, Klaus Georg, et al. (1999): Mehrdimensionale Bewertung der Grundwasserbewirtschaftung am Beispiel des Grundwasserbewirtschaftungsplans Hessisches Ried. In: Wasser & Boden 51(3): 19-28.
- Blüm, Wolfgang (2001): Deutschland 2050 – Die Klimaprognosen. In: Bild der Wissenschaft 10/2001: 44 ff.
- Böllinger, Guido, et al. (2001): Die Wirkung anthropogener Klimaänderungen auf die Grundwasserneubildungen und die Reaktionsmöglichkeiten der vollziehenden Gewalt. In: Natur und Recht 23(3): 121-128.
- Böttcher, Jürgen/Otto Strebel (1985): Die mittlere Nitratkonzentration des Grundwassers in Sandgebieten in Abhängigkeit von der Bodennutzungsverteilung. In: Wasser & Boden 37(8): 383-387.
- Brühl, Hanskarl/Christian Sommer-von Jarmersted (1993). Hydrogeochemische Stoffumsetzungen in der Uferfiltrationszone der Havel (Berlin-West). In: gwf Wasser & Abwasser 134 (1): 16-24.
- Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau (BWK) (Hrsg.) (2003): Nutzungskonflikte bei hohen Grundwasserständen – Lösungsansätze. Statusbericht. BWK-Bericht 1/2003.
- Canguilhem, Georges (1979): Die Herausbildung des Konzeptes der biologischen Regulation im 18. und 19. Jahrhundert. In: Wolf Lepenies (Hrsg.): Georges Canguilhem, Wissenschaftsgeschichte und Epistemologie: Gesammelte Aufsätze. Frankfurt am Main: Suhrkamp, 89-109.
- Cembrowicz, Ralf G. (1992): Steuerung von Wasserversorgungssystemen. In: Werner Zielke et al. (Hrsg.): Steuerung in der Wasserwirtschaft. Ergebnisse eines fünfjährigen Forschungsprogramms. Weinheim; Basel; Cambridge; New York: VCH, 220-233.
- Cichorowski, Georg, et al. (1989): Grundwasserbelastungen durch Luftschadstoffe. Akute Belastungen und Gefährdungspotential durch dauerhaften Schadstoffeintrag in geringen Konzentrationen. Untersuchung i.A. des Bundesministeriums für Forschung und Technologie. Basel, Darmstadt: Prognos / Cooperative.

- Cinquin, Olivier/Jacques Demongeot (2002): Positive and Negative Feedback: Striking a Balance Between Necessary Antagonists. In: *Journal of Theoretical Biology* 216 (2): 229-241.
- Clemmens, A.J./M. Asce/L. Feuer/R.J. Strand (1999): Plug and play canal automation: Is it possible? <http://www.automata-inc.com/articles/Plug%20and%20Play.PDF> (20.2.2004).
- Daily, Gretchen C., et al. (1997): Ecosystem Services: Benefits Supplied to Human Societies by Natural Ecosystems. *Issues in Ecology* No. 2. Washington (USA): Ecological Society of America (http://www.esa.org/sbi/sbi_issues/issues_pdfs/issue2.pdf, 27.2.2004).
- DeAngelis, Donald L. (1992): *Dynamics of Nutrient Cycling and Food Webs*. London, New York: Chapman/Hall. = *Population and Community Biology Series* 9.
- DeAngelis, Donald L./Wilfried M. Post/Curtis C. Travis (1986). *Positive Feedback In Natural Systems*. Berlin [u.a.]: Springer = *Biomathematics* 15.
- Deutscher Bundestag (1998): *Konzept Nachhaltigkeit. Vom Leitbild zur Umsetzung. Abschlussbericht der Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt – Ziele und Rahmenbedingungen einer nachhaltig zukunftsverträglichen Entwicklung“*. Deutscher Bundestag Drucksache 13/11200.
- Diepolder, Gerold W. (1995): *Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung. Grundlagen, Bewertung, Darstellung in Karten*. München: Geologisches Landesamt = *GLA Fachberichte* 13: 5-79.
- Duynisveld, Wilhelmus H.M./Otto Strebels/Jürgen Böttcher (1993): *Prognose und Grundwasserqualität in einem Wassereinzugsgebiet mit Stofftransportmodellen: Stoffanlieferung an das Grundwasser, Stofftransport und Stoffumsetzungen im Grundwasser; Forschungsbericht*. Berlin, Umweltbundesamt.
- EAWAG (2003): *Selbstreinigung*. <http://www.eawag.ch/news/selbstreinigung.html> (20.9.2003).
- Ebhardt, Götz (1992): *Beeinträchtigung von Feuchtgebieten durch wasserwirtschaftliche Maßnahmen*. In: *Gewässer – Schützenswerter Lebensraum, DVWK-Schriftenreihe* 102: 197-210.
- Ebhardt, Götz (1994): *Schützen Deckschichten das Grundwasser? DVWK-Schriftenreihe* 108: 173-184.
- Eckebrecht, Berthold (1996): *Das Naturraumpotential: Zur Rekonstruktion einer geographischen Fachprogrammatis in der Landschaftsplanung*. Freising, Berlin: TU München/TU Berlin. *Beiträge zur Kulturgeschichte der Natur*, Bd. 4.
- Engelberg, Joseph/Louis L. Boyarsky (1979): *The non-cybernetic nature of ecosystems*. *American Naturalist* 114(3): 317-324.
- Flechner, Hans Joachim (1969): *Grundbegriffe der Kybernetik. Eine Einführung*. Stuttgart: Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft (4. Aufl.)
- Fiedler, Klaus (1994): *Naturwissenschaftliche Grundlagen natürlicher Selbstreinigungsprozesse in Wasserressourcen*. *Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht* 17(3): 323-355.
- Fritz, Birgit (2003); *Uferfiltration und Wasseranreicherung*. In: *wwt Wasserwirtschaft Wassertechnik* 10-11/2003:10-17.

- Franz, Stefan (2003): Der Boden- und Deckschichtenkörper und seine Schutzfunktion für das oberflächennahe Grundwasser in der niedersächsischen Altmoränenlandschaft - beispielhaft untersucht am Einzugsgebiet des Wasserwerkes Haselünne-Stadtwald (Emsland). Solingen : Verlag Natur und Wissenschaft = Arbeiten aus dem Institut für Landschaftsökologie, Westfälische Wilhelms-Universität. Bd. 12.
- Gerdes, Heiko/Hans Iven (2000): Grundwasserbewirtschaftung im Hessischen Ried. In: gwf Wasser/Abwasser 141: S66-S73.
- Gerdes, Heiko (2002): Nutzungskonflikte bei ansteigenden Grundwasserständen – Lösungsansätze anhand von Fallbeispielen. In: Verein zur Förderung des Instituts WAR (Hrsg.), Grundwasserproblematik im Hessischen Ried: Eine unlösbare Aufgabe? Schriftenreihe WAR 146: 57-70.
- Gerdes, Heiko (2003): Umweltverträgliche Grundwasserentnahmen im Hessischen Ried und ihre Modellierung. Mündlicher Vortrag auf dem netWORKS-Workshop „Schwankungen im Wasserdargebot – Probleme der Ressourcenregulation“ am 4.11.2003 im ISOE, Frankfurt a.M.
- Gunderson, Lance H./Crawford S. Holling (Hrsg., 2002): Panarchy: Understanding Transformations in Human and Natural Systems. Washington, DC: Island Press.
- Gunkel, Günter (1996). Gewässerbelastung durch Stoffeintrag. In: G. Gunkel (Hrsg.), Renaturierung kleiner Fließgewässer: ökologische und ingenieurtechnische Grundlagen. Jena: G. Fischer: 141-174.
- Gunten, Urs von (2000): Grundwasser: Vom Trinkwasser-Reservoir zum Gewässer. EA-WAG-news 49: 3-5.
- Haase, Günter (1978): Zur Ableitung und Kennzeichnung von Naturraumpotentialen. Petermanns Geographische Mitteilungen 122: 113-125.
- Haase, Günter, et al. (1991): Theoretische und methodische Grundlagen der chorischen Naturraumerkundung. In: G. Haase (Hrsg.), Naturraumerkundung und Landnutzung. Beiträge zur Geographie . Berlin: Akademie-Verlag, 29-60.
- Haase, Günter/Karl Mannsfeld (Hrsg., 2002). Naturraumeinheiten, Landschaftsfunktionen und Leitbilder am Beispiel von Sachsen. Flensburg: Deutsche Akademie für Landeskunde. = Forschungen zur Deutschen Landeskunde 250.
- Haakh, Frieder (1998). Beschränkung der Nitratbelastung im Hinblick auf eine nachhaltige Entwicklung der Grundwasserbeschaffenheit. LW-Schriftenreihe 17: 39-46.
- Haarhoff, Thomas/B. Hoffmann/ R. Knoop (1992): Steuerungsmaßnahmen bei der Grundwasserförderung. In: Werner Zielke et al. (Hrsg.), Steuerung in der Wasserwirtschaft. Ergebnisse eines fünfjährigen Forschungsprogramms. Weinheim [u.a.]: VCH, 196-219.
- Haberer, Klaus/Thomas P. Knepper (1993): Verhalten polarer organischer Stoffe bei der Trinkwassergewinnung aus Rheinwasser. In: gwf Wasser/Abwasser 134(9): 526-532.
- Haberl, Helmut, et al. (1998): Technologische Zivilisation und Kolonisierung von Natur. iff-Texte 3. Wien, New York: Springer.
- Haderlein, Stefan (2002): Molekulare Spione im Untergrund. Attempto. Forum der Universität Tübingen 13:
- Haken, Hermann (1990). Synergetik: Eine Einführung. Nichtgleichgewichts-Phasenübergänge und Selbstorganisation in Physik, Chemie und Biologie. Berlin, Heidelberg usw.: Springer. 3. Aufl.

- Hanert, Helmut H., et al. (o.J.): Biologische Selbstreinigung in Böden und Grundwässern und ihre technologische Nutzung in der Bodensanierung und Grundwasserreinigung. Braunschweig: Verein zur Reinhaltung der Gewässer e.V.
- Hassenstein, Bernhard (1970). Biologische Kybernetik: Eine elementare Einführung. Heidelberg: Quelle & Meyer. (3. Aufl).
- Henseler, Georges/Simon Hubacher (1996): Teilprojekt Reinigen-Synarch/Synaqua. In: Franz Oswald/Peter Baccini: Fazit Münchenwiler III (PK 14. November 1996) „Nachhaltigkeit und urbane Gestaltung im Raum ‚Kreuzung Schweizer Mittelland‘“. ETH Zürich (unveröffentlicht).
- Heylighen, Francis/Cliff Joslyn (2001): Cybernetics And Second Order Cybernetics. In: R.A. Meyers (Hrsg.): Encyclopedia of Physical Science and Technology: New York: Academic Press, (3. Aufl.) <http://pespmc1.vub.ac.be/Papers/Cybernetics-EPST.pdf> (17.6.2003)
- Hofmeister, Sabine (1998): Von der Abfallwirtschaft zur ökologischen Stoffwirtschaft. Wege zu einer Ökonomie der Reproduktion. Opladen: Westdeutscher Verlag.
- Hörz, Herbert (1986): Philosophie und Ökologie. Sitzungsberichte der Akademie der Wissenschaften der DDR Reihe N (Mathematik, Naturwissenschaften, Technik) 1986 (5): 5-24.
- Hötting, Bernward, et al. (1995): Konzept zur Ermittlung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung. Geologisches Jahrbuch, Band C 63: 5-24.
- Hummel, Diana/Thomas Kluge (2003): Das Konzept Gesellschaftliche Naturverhältnisse und Fragen der sozial – ökologischen Regulation. Vortrag auf dem Workshop der SÖF-Querschnittsgruppe „Steuerung und Transformation“. 6.-7.11.2003 (Manuskript).
- Hummel, Diana/Thomas Kluge (2004): Sozial-ökologische Regulationen. NetWORKS-papers, Nr. 9/2004.
- Kaiser, Klaus (1995): Raum- und umweltverträgliche Grundwasserbewirtschaftung - ein Einsatzfeld für Grundwassermodelle. In: Hessische Landesanstalt für Umwelt Wiesbaden (Hrsg.), Symposium: Umweltgerechte Wasserwirtschaft, Grundwasserschutz und Wassersparen = Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz. 196: 179-188.
- Katalyse e.V., Institut für Angewandte Umweltforschung (1988): Umweltlexikon. Köln: Kiepenheuer & Witsch.
- Kopp, Dietrich/Klaus-Dieter Jäger/Michael Succow (1982): Naturräumliche Grundlagen der Landnutzung am Beispiel des Tieflandes der DDR. Berlin (O): Akademie-Verlag.
- Klaus, Georg/Heinz Liebscher (Hrsg., 1976): Wörterbuch der Kybernetik. Berlin (DDR): Dietz (4. Aufl.).
- Klug, Heinz/Robert Lang (1983): Einführung in die Geosystemlehre. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft.
- Kluge, Thomas (2000): Wasser und Gesellschaft. Von der hydraulischen Maschinerie zur nachhaltigen Entwicklung. Ein Fallbeispiel. Opladen: Leske & Budrich.
- Kluge, Thomas/Engelbert Schramm (1986): Wassernöte. Sozial- und Umweltgeschichte des Trinkwassers. Aachen: Alano.
- Köhl, Wolfgang (2003): Grundwasser-Bewirtschaftungsmodelle zur Lösung von Nutzungskonflikten. Mündlicher Vortrag auf dem netWORKS-Workshop „Schwankungen im Wasserdargebot – Probleme der Ressourcenregulation“ am 4.11.2003 im ISOE, Frankfurt a.M.

- Köhler, Manfred (1986): Systemtheorie und Ökosystemforschung. In: Johann-Peter Regelmann/Engelbert Schramm (Hrsg.), Wissenschaft der Wendezeit - Systemtheorie als Alternative?. Frankfurt am Main: Rita G. Fischer, 118-128.
- Kölle, Wilhelm (1989): Gefährdung des Grundwassers durch Schädigung der "Selbstreinigungsmechanismen" und Konsequenzen für die Wasseraufbereitung. Sicherstellung der Trinkwasserversorgung. Sicherstellung der Trinkwasserversorgung: Maßnahmen und Strategien für einen wirksamen Grundwasserschutz zur langfristigen. In: Verein zur Förderung d. Inst. für Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung und Raumplanung der Technischen Hochschule Darmstadt (Hrsg.). Sicherstellung der Trinkwasserversorgung / 17. Wassertechnisches Seminar. Schriftenreihe WAR 39: 271-286.
- Kölle, Wilhelm (1996): Konzepte zur Bewertung des Stickstoff-Umsatzes im Grundwasser. In: Grundwasserschutz, Konzepte '96: Vorträge des Grundwasser-Kolloquiums am 14./15. Februar 1996 in Dresden. Dresden: 267-291.
- Kölle, Wilhelm (²2003): Wasseranalysen – richtig beurteilen: Grundlagen, Parameter, Wassertypen, Inhaltsstoffe, Grenzwerte nach Trinkwasserverordnung und EU-Trinkwasserrichtlinie. Weinheim, Wiley-VCH.
- Kölle, Wilhelm, et al. (1983). Denitrifikation in einem reduzierenden Grundwasserleiter. In: Vom Wasser, 61: 125-147.
- Körner, Stefan/Ulrich Eisel (2002): Biologische Vielfalt und Nachhaltigkeit: Zwei zentrale Naturschutzideale. In: Geographische Revue, 4(2): 3-19.
- Kummert, Robert/Werner Stumm (1992). Gewässer als Ökosysteme: Grundlagen des Gewässerschutzes. Zürich: Verlag der Fachvereine/ Stuttgart: Teubner [3. Aufl.].
- Kuylentierna, Johan C.I./Matthew J. Chadwick (1989): The relative sensitivity of ecosystems in Europe to the indirect effects of acidic depositions. In: J. Kämäri et al. (Hrsg.), Regional Acidification Models. Berlin [u.a.], Springer: 1-21.
- Lange, Jörg (2002): Zur Geschichte des Gewässerschutzes am Ober- und Hochrhein : eine Fallstudie zur Umwelt- und Biologiegeschichte. Dissertation, Freiburg (Breisgau).
- Lenk, Stephan/Frank Remmler/Christian Skark (2004): Typsituationen der Uferfiltration und Herleitung empirischer Zusammenhänge bei der Reinigungsleistung ausgewählter Standorte. (Erscheint voraussichtl. in) Acta hydrochimica.
- Lensing, Hermann Josef/Bernhard Wett (2002): Numerische Untersuchungen zur Prozessstabilität von Uferfiltrat-Wasserwerken: Modellierung der mikrobiellen Abbauprozesse, Worst-Case Studien. In: gwf Wasser/Abwasser, 143(2): 112-143.
- Lotz, Achim (2004): Konzepte physischer und anthropogener Regulation in Umweltsystemen. (Unveröffentlichte Ausarbeitung für das Institut für sozial-ökologische Forschung).
- Mälzer, Hans-Joachim (1994): Untersuchungen zum Transport und Abbauvorgängen bei der Uferfiltration im Hinblick auf die Auswirkung von Stoßbelastungen. In: Berichte aus dem Rheinisch-Westfälischen Institut für Wasserchemie und Wassertechnologie GmbH, Bd. 9.
- Mannsfeld, Karl (2000): Angewandte Landschaftsökologie am Beispiel des Konzeptes der Naturraumpotentiale. In: K. Beyer/D. Scholz (Hrsg.), Landschaft-Theorie, Praxis und Planung. Stuttgart, Leipzig: Hirzel. 59: 14-20.
- Marko, Hans (1995): Methoden der Systemtheorie. Methoden und Anwendungen für ein- und mehrdimensionale Systeme. Berlin [u.a.]: Springer (3. Aufl.).

- Mauch, Erich (1998): Die Selbstreinigung der Gewässer: Das Phänomen und seine Bedeutung für die Wasserwirtschaft. In: Korrespondenz Abwasser, 45(8): 1439-1453.
- Merkel, Broder/Britta Planer-Friedrich (2002). Grundwasserchemie: praxisorientierter Leitfaden zur numerischen Modellierung von Beschaffenheit, Kontamination und Sanierung aquatischer Systeme. Berlin [u.a.]: Springer.
- Mühlhausen, Dietger/Klaus Zipfel/Ursula Obst (1991): Beurteilung der Langzeitdynamik in sandigen Grundwasserleitern bei Uferfiltration und künstlicher Grundwasseranreicherung. Berlin: Umweltbundesamt.
- Müller, Felix (1999): Ökosystemare Modellvorstellungen und Ökosystemmodelle in der Angewandten Landschaftsökologie. In: R. Schneider-Sliwa/D. Schaub/G. Gerold (Hrsg.), Angewandte Landschaftsökologie. Grundlagen und Methoden. Berlin [u.a.]: Springer, 25-46.
- Müller, Hans E. (1999): Die Funktion der Mikroorganismen bei der Neubildung von Grundwasser. In: Zentralblatt für Geologie und Paläontologie 1999, (1-2): 27-39.
- Naumann, Einar (1931). Limnologische Terminologie. Handbuch der limnologischen Arbeitsmethoden. Berlin, Wien.
- Neef, Ernst (1966/1983). Zur Frage des gebietswirtschaftlichen Potentials. Wiederabgedruckt in: H. Barthel (Hrsg.): Ernst Neef. Ausgewählte Schriften. Gotha: VEB Hermann Haack = Petermanns Geographische Mitteilungen Ergänzungsheft 283: 129-137.
- Neef, Ernst (1967): Die theoretischen Grundlagen der Landschaftslehre. Gotha, Leipzig: VEB Hermann Haack.
- Neef, Ernst (1968/1983): Über Geosysteme. Wiederabgedruckt in: H. Barthel (Hrsg.): Ernst Neef. Ausgewählte Schriften. Gotha: VEB Hermann Haack = Petermanns Geographische Mitteilungen Ergänzungsheft 283: 138-144.
- Neef, Ernst (1969/1983): Der Stoffwechsel zwischen Gesellschaft und Natur als geographisches Problem. Wiederabgedruckt in: H. Barthel (Hrsg.): Ernst Neef. Ausgewählte Schriften. Gotha: VEB Hermann Haack = Petermanns Geographische Mitteilungen Ergänzungsheft 283: 158-168.
- Neef, Ernst (1976/1983): Nebenwirkungen der gesellschaftlichen Tätigkeit im Naturraum. Wiederabgedruckt in: H. Barthel (Hrsg.): Ernst Neef. Ausgewählte Schriften. Gotha: VEB Hermann Haack = Petermanns Geographische Mitteilungen Ergänzungsheft 283: 180-185.
- Neef, Ernst (1980/1983): Über Grenzen in physisch-geographischen Komplexen. Wiederabgedruckt in: H. Barthel (Hrsg.): Ernst Neef. Ausgewählte Schriften. Gotha: VEB Hermann Haack = Petermanns Geographische Mitteilungen Ergänzungsheft 283: 191-199.
- Neef, Ernst, mit Arnd Bernhardt, Klaus-Dieter Jäger/Karl Mannsfeld (1979): Analyse und Prognose von Nebenwirkungen gesellschaftlicher Aktivitäten im Naturraum. Abhandlungen der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig. Math.-naturw. Kl. 54 (1).
- Nützmann, Gunnar, et al. (2000): Modelle zur Vorhersage der Schadstoffausbreitung im Grundwasser am Beispiel Berlins. In: Bodo Weigert et al. (Hrsg.) Chemische Stressfaktoren in aquatischen Systemen. Schriftenreihe Wasserforschung, Bd. 6, 133-145.

- Odensaß, Michael (2000): Beurteilung von „Natural Attenuation“-Prozessen im Grundwasser. In: Altlasten Aktuell: Informationsblatt zur Altlastenbehandlung in Sachsen(8): 31.
- Odensaß, Michael (2002): Wie können natürliche Schadstoffminderungsprozesse im Boden und Grundwasser im behördlichen Vollzug Berücksichtigung finden? In: Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Jahresbericht 2002: 109-114.
- Odum, Eugene P. (1978) Grundlagen der Ökologie. Band 1: Grundlagen. Stuttgart: Thieme (Dt. Übersetzung der 3. Aufl.).
- Odum, Eugene P. (1990): Prinzipien der Ökologie. Lebensräume, Stoffkreisläufe, Wachstumsgrenzen. Heidelberg: Spektrum.
- Odum, Howard T. (1994): Ecological and General Systems. An Introduction to Systems Ecology. Colorado: University Press (2. Aufl.).
- Olson, Per/Carl Folke/Thomas Hahn (2004): Social-ecological Transformation for Ecosystem Management: The Development of Adaptive Co-management of a Wetland Landscape in Southern Sweden. *Ecology & Society* 9(4): 2. [online] <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss4/art2> (19.10.2004)
- Ostrowski, Manfred W. (1998): Vorwort. In: Darmstädter Wasserbauliches Kolloquium 1997: Betrieb und Steuerung von Speichern und Stauhaltungen unter sich ändernden Randbedingungen. Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft, H. 103: 1-2.
- Pape, Wolf-Peter von (2003): Schwankungen in Niederschlag und Grundwasserneubildung am Beispiel des Hessischen Rieds. Mündlicher Vortrag auf dem netWORKS-Workshop „Schwankungen im Wasserdargebot – Probleme der Ressourcenregulation“ am 4.11.2003 im ISOE, Frankfurt a.M.
- Pasek, Denis (1999): Der Prozeß der Selbstreinigung von Fließgewässern. Geographisches Institut der Ruhr-Universität Bochum. <http://www.giub.uni-bonn.de/seminare/wasser/Hausarbeiten/ws99.00/pasek.html> (15.12.2003).
- Plachter, Harald (1990): Indikatorische Methoden zur Bestimmung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, 32, 187-199.
- Potthast, Thomas (1997): Die Evolution und der Naturschutz. Zum Verhältnis von Evolutionsbiologie, Ökologie und Naturethik. Frankfurt a.M., New York: Campus.
- PtW+E – Projektträger des BMBF & BMWA für Wassertechnologie und Entsorgung beim Forschungszentrum Karlsruhe (Hrsg.) (2003). Förderschwerpunkt KORA: Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Grundwässer und Böden. Dresden.
- Quadflieg, K. Arnold (1994): Wasserwirtschaftlich-ökologische Aspekte einer künstlichen Grundwasseranreicherung im "Hessischen Ried". In: U. Grünewald (Hrsg.), *Wasserwirtschaft und Ökologie*. Taunusstein: Blottner, S. 189 – 199.
- Rapport, David J. (Hrsg) (1998): *Ecosystem Health*. Malden [u.a.]: Blackwell Science.
- Regierungspräsidium Darmstadt (1999). *Grundwasserbewirtschaftungsplan Hessisches Ried*. Darmstadt: Regierungspräsidium Darmstadt.
- Remmert, Hermann (1984): *Ökologie. Ein Lehrbuch*. Berlin usw.: Springer (3. Aufl.).

- Remmler, Frank/Ulrike Schulte-Ebbert (2003). Entwicklungen des Systemverständnisses zur natürlichen Selbstreinigung des Grundwassers. In: Vom Wasser 101: 77-90.
- Rödel, Dieter (1987): Vegetationsentwicklung nach Grundwasserabsenkungen. Dargestellt am Beispiel des Fuhrberger Feldes in Niedersachsen. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung Sonderheft 1. Berlin: TU Berlin.
- Rödl & Partner (2003): Effizienz- und Qualitätsuntersuchung der kommunalen Wasserversorgung in Bayern. Unternehmensvergleich mit Kennzahlensystem und Benchmarking. Abschlussbericht für das Erhebungsjahr 2000. Nürnberg: Rödl & Partner.
- Ropohl, Günter (1999). Allgemeine Technologie: Eine Systemtheorie der Technik. München: Hanser.
- Rosnay, Joël de (1977): Das Makroskop: Neues Weltverständnis durch Biologie, Ökologie und Kybernetik. Stuttgart : Deutsche Verlags-Anstalt.
- Rothschuh, Karl E. (1972): Historische Wurzeln der Vorstellung einer selbsttätigen informationsgesteuerten biologischen Regelung. Nova Acta Leopoldina N.F. 37(1): 91-106.
- Scheffer, Fritz/Paul Schachtschabel et al. (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. Stuttgart: Enke (14. Aufl.).
- Schöttler, Uwe/Helmut Sommer (1992): Optimierung einer Wassergewinnungsanlage mit Hilfe der Modellrechnung und ihre Auswirkungen auf die Grundwassergüte. In: Werner Zielke et al. (Hrsg.), Steuerung in der Wasserwirtschaft. Ergebnisse eines fünfjährigen Forschungsprogramms. Weinheim [u.a.]: VCH, 178-195.
- Schlüter, Heinz (1977): Gesichtspunkte für die Ableitung des biotischen Regulationspotentials. In: Institut für Geographie und Geoökologie der Akademie der Wissenschaften der DDR/Sächsische Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, Arbeitsgruppe „Naturhaushalt und Gebietscharakter“ F/E-Bericht (G 2) 5.06.01 IGG 10.3 „Bestimmung von partiellem und komplexeren Potentialeigenschaften für chorische Naturraumeinheiten (Methodik, Beispielsuntersuchungen). Anlage 10 (unveröffentlicht).
- Schramm, Engelbert (Hrsg., 1974): Ökologie-Lesebuch. Ausgewählte Texte zur Entwicklung ökologischen Denkens. Von Beginn der Neuzeit bis zum Club of Rome. Frankfurt a.M.: S. Fischer.
- Schramm, Engelbert (1996): Flüsse als Trink- und Brauchwasserreservoir. In: José L. Lozán/Hartmut Kausch (Hrsg.), Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren. Wissenschaftliche Fakten. Berlin: Blackwell, 95-99.
- Schramm, Engelbert (1997): Im Namen des Kreislaufs. Ideengeschichte der Modelle vom ökologischen Kreislauf. Frankfurt am Main, IKO-Verlag.
- Schramm, Engelbert (2004): Entwicklung und „Verschwinden“ der Kybernetik. Ein Literaturbericht. Sozial-ökologisches Diskussionspapier (im Erscheinen).
- Schramm, Engelbert/Thomas Kluge (1999): Endokrin wirksame Substanzen - Bewertung und Handlungsanforderungen aus der Perspektive nachhaltiger Entwicklung. In: ATV Vereinigung für Abwasser Abfall Gewässerschutz (Hrsg.), Endokrine Stoffe, ATV Schriftenreihe Heft 15. Hennef: Abwassertechnische Vereinigung, 51-65.
- Schwarz, Astrid E. (2003): Wasserwüste – Mikrokosmos – Ökosystem. Eine Geschichte der „Eroberung“ des Wasserraumes. Freiburg im Breisgau: Rombach.
- Schwoerbel, Jürgen (1999): Einführung in die Limnologie. Stuttgart, Jena, Lübeck, Ulm: G. Fischer (8. Aufl.).

- Seabloom, Eric W./O.J. Reichman (2001): Simulation Models of the Interactions between Herbivore Foraging Strategies, Social Behavior and Plant Community Dynamics. *American Naturalist* 157: 76-96.
- Seiler, Wolfgang (2003): Der globale Klimawandel: Ursachen, Auswirkungen und Maßnahmen. <http://www.swr.de/landesschau-bw/thema/2003/12/12/beitrag4.html> (11.4.2004).
- Sheppard, Eric S. (1979): Geographic Potentials. *Annals of the Association of American Geographers* 69: 438-447.
- Sontheimer, Heinrich (1991). Trinkwasser aus dem Rhein? Bericht über ein vom Bundesminister für Forschung und Technologie gefördertes Verbundforschungsvorhaben zur Sicherheit der Trinkwassergewinnung aus Rheinuferfiltrat bei Stoßbelastungen. St. Augustin: Academia.
- Stachowiak, Herbert (1975): Denken und Erkennen im kybernetischen Modell. Wien, New York: Springer (Nachdr. d. 2. Auflage).
- Steinberg, Christian E.W./Diane M. McKnight (2003): Gelöste Huminstoffe – Teil XII: Zusammenfassung und Epilog. *Wasser & Boden* 55(1&2): 77-80.
- Straaten, Leonardo van, et al. (2003): Wasser und andere Umweltleistungen: Multilaterale Kooperation in der Wassergewinnungsregion Nord-Hannover (Fuhrberger Feld); Modellhafte Entwicklung und Erprobung eines integrierten Schutzgebietsmanagements unter dem Primat des Trinkwasserschutzes. http://www.water-click.de/Dateien/DBU_Endbericht.pdf (28.1.2004).
- Strebel, Otto/Jürgen Böttcher/Walter Kölle (1985): Stoffbilanzen im Grundwasser eines Einzugsgebietes als Hilfsmittel bei Klärung und Prognose von Grundwasserqualitätsproblemen (Beispiel Fuhrberger Feld). *Zeitschrift der Deutschen Geologischen Gesellschaft*(136): 533-541.
- Strebel, Otto/Jürgen Böttcher/Wilhelmus H.M. Duynisveld (1993): Ermittlung von Stoffeinträgen und deren Verbleib im Grundwasserleiter eines norddeutschen Wassergewinnungsgebietes. Stoffeinträge (Nitrat, Spurenelemente, Pestizide) in das Grundwasser und deren Verbleib in einem Sand-Aquifer am Beispiel des Modellgebietes Fuhrberger Feld. Berlin: Umweltbundesamt = UBA-Texte 46/93.
- Stugren, Bogdan (³1978): Grundlagen der Allgemeinen Ökologie. Jena: VEB Gustav Fischer.
- Thiel, Andreas (2002): Selbstregulation in biologischen Systemen. Illustriert an Modellen zur visuellen Wahrnehmung, zur ökologischen Populationsdynamik und aus der Neurophysiologie. Berlin: Mensch & Buch.
- Thiel, Andreas/Hermann Schwegler/Claus W. Eurich (2003): Complex dynamics is abolished in delayed recurrent systems with distributed feedback times. *Complexity* 8(4): 102-108.
- Thiem, Hellmut (2003): Das Fuhrberger Feld – Management einer Grundwasserressource Mündlicher Vortrag auf dem netWORKS-Workshop „Schwankungen im Wasserdargebot – Probleme der Ressourcenregulation“ am 4.11.2003 im ISOE, Frankfurt a.M.
- Trepl, Ludwig (1995): Die Diversitäts-Stabilitäts-Diskussion in der Ökologie. Bayerische Akademie Naturschutz und Landschaftspflege (Hrsg.), Festschrift zum 70. Geburtstag von Prof. Dr. Dr. h.c. Wolfgang Haber. *Berichte der ANL Beiheft* 12 (1995), 35-49.

- Uhlmann, Dietrich (1977): Möglichkeiten und Grenzen einer Regenerierung geschädigter Ökosysteme. Sitzungsberichte der Sächsischen Akademie der Wissenschaften Math-naturw. Kl. 112: 1-50.
- Uhlmann, Dietrich (1980): Künstliche Ökosysteme. Abhandlungen der Sächsischen Akademie der Wissenschaften Math-naturw. Kl. 54(3).
- Uhlmann, Dietrich (1991): Anthropogenic perturbation of ecological systems: a need for transfer from principles to application. In: Oscar Ravera (Hrsg.), Terrestrial and aquatic ecosystems-perturbation and recovery. New York usw.: Ellis Horwood, 47-61.
- Uhlmann, Dietrich (1992): Auswirkungen von Stoßbelastungen auf Gewässerökosysteme und deren Kompensation. Gewässerschutz Wasser Abwasser 131:170-188.
- Uhlmann, Dietrich/Wolfgang Horn (2001): Hydrobiologie der Binnengewässer. Stuttgart: Ulmer.
- Vogel, Petra (2002): Erfahrungen bei der Umsetzung des Grundwasserbewirtschaftungsplans Hessisches Ried. In: Verein zur Förderung des Instituts WAR (Hrsg.), Grundwasserproblematik im Hessischen Ried: Eine unlösbare Aufgabe? Schriftenreihe WAR 146: 37-46.
- Wahlin, Brian T./Eduardo Batista (2003): Feedforward control: Volume compensation versus model predictive control. Proceedings Second International Conference on Irrigation and Drainage „Water for a Sustainable World - Limited Supplies and Expanding Demand“, May 12-15, 2003 in Phoenix, Arizona, U.S.A.
- Wernstedt, Jürgen (1989): Experimentelle Prozeßanalyse. München, Wien: Oldenbourg.
- Wichmann, Knut (2000): Wasserkreisläufe schließen? In: Henning Lange-Asschenfeldt et al. (Hrsg.), Umwelthygiene: Standortbestimmung und Wege in die Zukunft. Berlin: WaBoLu = Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene 106: 70-78.
- Wiener, Norbert (1958): Mensch und Menschmaschine. Berlin (W): Ullstein.
- Wiener, Norbert (1992): Kybernetik: Regelung und Nachrichtenübertragung im Lebewesen und in der Maschine. Düsseldorf, Wien, New York, Moskau: Econ (3. Aufl.).
- Wohlrab, Bodo et al. (1992): Landschaftswasserhaushalt. Wasserkreislauf und Gewässer im ländlichen Raum. Veränderungen durch Bodennutzung, Wasserbau und Kulturtechnik. Hamburg: Parey.
- Wolters, Felicitas (2001): „Natural Attenuation“ – Grundlagen und Erfahrungen aus den USA. LUA: Fortbildungsveranstaltung „Gefährdungsabschätzung und Sanierung von Altlasten“. BEW Essen 21.
- Wunsch, Gerhard (1977): Zellulare Systeme. Braunschweig: Vieweg.
- Wunsch, Gerhard (1985): Geschichte der Systemtheorie. Dynamische Systeme und Prozesse. München, Wien: R. Oldenbourg.
- Zielke, Werner, et al. (1992): Einführung und Ergebnisse. In: Diess. (Hrsg.) Steuerung in der Wasserwirtschaft: Ergebnisse eines fünfjährigen Schwerpunktprogramms. Weinheim, Basel, Cambridge, New York: VCH, 1-33.
- N.N. (2004). Hochwasser im Computer. In: Der Spiegel 7/2004: 136-138.

Anhang

netWORKS-Papers

Die Ergebnisse des Forschungsverbundes netWORKS erscheinen in der Reihe netWORKS-Papers. Kommunen haben die Möglichkeit, diese Veröffentlichungen kostenlos über das Deutsche Institut für Urbanistik zu beziehen. Interessenten aus Wissenschaft und Forschung sowie der übrigen Fachöffentlichkeit können sich die Texte kostenlos von der Projektplattform www.networks-group.de herunterladen. Bisher sind folgende Papers erschienen:

- Kluge, Thomas/Scheele, Ulrich
Transformationsprozesse in netzgebundenen Infrastrukturektoren. Neue Problemlagen und Regulationserfordernisse
Berlin 2003 (netWORKS-Papers, Nr. 1)
- Kluge, Thomas/Scheele, Ulrich
Transformation Processes in Network Industries. Regulatory Requirements
Berlin 2003 (netWORKS-Papers, No. 1)
- Kluge, Thomas/Koziol, Matthias/Lux, Alexandra/Schramm Engelbert/Veit, Antje
Netzgebundene Infrastrukturen unter Veränderungsdruck – Sektoranalyse Wasser
Berlin 2003 (netWORKS-Papers, Nr. 2)
- Bracher, Tilman/Trapp, Jan Hendrik
Netzgebundene Infrastrukturen unter Veränderungsdruck – Sektoranalyse ÖPNV
Berlin 2003 (netWORKS-Papers, Nr. 3)
- Bracher, Tilman/Trapp, Jan Hendrik
Network-Related Infrastructures under Pressure for Change – Sectoral Analysis Public Transport
Berlin 2003 (netWORKS-Papers, No. 3)
- Scheele, Ulrich/Kühl, Timo
Netzgebundene Infrastrukturen unter Veränderungsdruck – Sektoranalyse Telekommunikation
Berlin 2003 (netWORKS-Papers, Nr. 4)
- Monstadt, Jochen/Naumann, Matthias
Netzgebundene Infrastrukturen unter Veränderungsdruck – Sektoranalyse Stromversorgung
Berlin 2003 (netWORKS-Papers, Nr. 5)
- Tomerius, Stephan
Örtliche und überörtliche wirtschaftliche Betätigung kommunaler Unternehmen. Zum aktuellen Diskussionsstand über die rechtlichen Möglichkeiten und Grenzen in Literatur und Rechtsprechung
Berlin 2004 (netWORKS-Papers, Nr. 6)
- Kluge, Thomas/Scheele, Ulrich
Benchmarking – Konzepte in der Wasserwirtschaft: Zwischen betrieblicher Effizienzsteigerung und Regulierungsinstrument. Dokumentation des Symposiums am 28.4.2004 in Frankfurt am Main
Berlin 2004 (netWORKS-Papers, Nr. 7)

- Libbe, Jens/Trapp, Jan Hendrik/Toimerius, Stephan
Gemeinwohlsicherung als Herausforderung – umweltpolitisches Handeln in der Gewährleistungskommune. Theoretische Verortung der Druckpunkte und Veränderungen in Kommunen.
 Berlin 2004 (netWORKS-Papers, Nr. 8)
- Hummel, Diana/Kluge, Thomas
Sozial-ökologische Regulationen
 Berlin 2004 (netWORKS-Papers, Nr. 9)
- Monstadt, Jochen/Naumann, Matthias
Neue Räume technischer Infrastruktursysteme. Forschungsstand und -perspektiven zu räumlichen Aspekten des Wandels der Strom- und Wasserversorgung in Deutschland.
 Berlin 2004 (netWORKS-Papers, Nr. 10)
- Reh binder, Eckard
Privatisierung und Vergaberecht in der Wasserwirtschaft
 Berlin 2005 (netWORKS-Papers, Nr. 11)
- Döring, Patrick
Sicherung kommunaler Gestaltungsmöglichkeiten in unterschiedlichen Privatisierungsformen – Beispiel Wasserversorgung
 Berlin 2005 (netWORKS-Papers, Nr. 12)
- Spitzner, Meike
Netzgebundene Infrastrukturen unter Veränderungsdruck – Gender-Analyse am Beispiel ÖPNV
 Berlin 2004 (netWORKS-Papers, Nr. 13)
- Schramm, Engelbert
Naturale Aspekte sozial-ökologischer Regulation. Bericht aus dem Analysemodul „Ressourcenregulation“ im Verbundvorhaben netWORKS
 Berlin 2005 (netWORKS-Papers, Nr. 14)

Weitere Veröffentlichungen des Forschungsverbundes netWORKS:

- Trapp, Jan Hendrik/Bolay, Sebastian
Privatisierung in Kommunen – eine Auswertung kommunaler Beteiligungsberichte
 Berlin 2003, Schutzgebühr Euro 15,- (Difu-Materialien 10/2003)
- Trapp, Jan Hendrik/Bolay, Sebastian
Privatisation in Local Authorities – An Analysis of Reports on Municipal Holdings
 Berlin 2003 (Translated from Difu-Materialien 10/2003)
- Toimerius, Stephan
Gestaltungsoptionen öffentlicher Auftraggeber unter dem Blickwinkel des Vergaberechts
 Berlin 2005, Schutzgebühr Euro 15,- (Difu-Materialien 1/2005)
- Libbe, Jens/Trapp, Jan Hendrik
Gemeinwohlsicherung als Herausforderung – kommunale Steuerungspotenziale in differenzierten Formen der Aufgabenwahrnehmung. Eine Positionsbestimmung
 Berlin 2005 (Download unter www.networks-group.de/ergebnisse/05gemeinwohlsicherung.phtml)