

# Konsequenzen und Chancen einer nachhaltigen Wassernutzung durch die Landwirtschaft

Diskussionspapier Nr. 53-W-96

Markus F. Hofreither  
Franz Sinabell

Februar 1996



Institut für Wirtschaft, Politik und Recht  
Universität für Bodenkultur Wien

Die WPR-Diskussionspapiere sind ein Publikationsorgan des Instituts für Wirtschaft, Politik und Recht der Universität für Bodenkultur Wien. Der Inhalt der Diskussionspapiere unterliegt keinem Begutachtungsvorgang, weshalb allein die Autoren und nicht das Institut für WPR dafür verantwortlich zeichnen. Anregungen und Kritik seitens der Leser dieser Reihe sind ausdrücklich erwünscht.

Kennungen der WPR-Diskussionspapiere: W - Wirtschaft, P - Politik, R - Recht

WPR Discussionpapers are edited bei the Department of Economics, Politics, and Law at the Universität für Bodenkultur Wien. The responsibility for the content lies solely with the author(s). Comments and critique by readers of this series are highly appreciated.

The acronyms stand for: W - economic, P - politics, R - law

Bestelladresse:

Institut für Wirtschaft, Politik und Recht  
Universität für Bodenkultur Wien  
Gregor Mendel-Str. 33  
A – 1180 Wien  
Tel: +43/1/47 654 – 3660  
Fax: +43/1/47 654 – 3692  
e-mail: h365t5@edv1.boku.ac.at

Internetadresse:

<http://www.boku.ac.at/wpr/wprpage.html>  
[http://www.boku.ac.at/wpr/papers/d\\_papers/dp\\_cont.html](http://www.boku.ac.at/wpr/papers/d_papers/dp_cont.html)

# Konsequenzen und Chancen einer nachhaltigen Wassernutzung durch die Landwirtschaft

Markus F. Hofreither  
Franz Sinabell<sup>\*)</sup>

## *Zusammenfassung*

*Zunächst werden an einem einfachen Modell Kriterien der nachhaltigen Entwicklung in einen ökonomischen Zusammenhang gestellt. Aus der kurzen Analyse folgt, daß Umweltprobleme ökonomisch durch die Abweichung der privaten von den sozialen Kosten der Nutzung von Umweltgütern erklärt werden können. Anschließend werden die Funktionen der Ressource Wasser in der landwirtschaftlichen Produktion vorgestellt und der Wasserbedarf der österreichischen Landwirtschaft für den Produktionsprozeß geschätzt. Dieser Wert übersteigt den Wasserbedarf der österreichischen industriellen Produktion bei weitem. Anhand von drei Beispielen wird schließlich exemplifiziert welche Möglichkeiten der Regulierung der Nutzung der knappen Ressource Wasser zur Verfügung stehen: der "command and control" - Zugang, private Vereinbarungen zwischen den Nutzern einer gemeinsamen Ressource und die Schaffung von Märkten zur Nutzung von Wasservorkommen. Die Vor- und Nachteile dieser Optionen werden in den Schlußfolgerungen diskutiert.*

**Stichwörter:** *Landwirtschaft, Wasserwirtschaft, Instrumente der Umweltpolitik*

---

<sup>\*)</sup> O. Univ. Prof. Dr. Markus F. Hofreither, Vertr. Ass. Dipl. Ing. Franz Sinabell, beide Institut für Wirtschaft, Politik und Recht, Universität für Bodenkultur Wien.

# 1 Ökonomisch-theoretische Abgrenzung von Nachhaltigkeit

Für das Verständnis im Rahmen von interdisziplinären Debatten über Nachhaltigkeit ist es nützlich, die Definition dieses Konzeptes des jeweiligen Diskussionspartners zu kennen. Anstatt eine weitere Nominaldefinition von "Nachhaltigkeit" einzubringen, soll versucht werden, dieses Konzept in seinem ökonomischen Gehalt stark vereinfacht darzustellen.

In der "klassischen" Interpretation wurde Wirtschaftswachstum primär als Folge einer "richtigen" Kapitalakkumulation gesehen, welche durch eine hohe marginale Sparrate ermöglicht wird. Die in den 70er Jahren entstandene Diskussion um die "Nachhaltigkeit" von Wachstumsprozessen machte deutlich, daß die traditionelle, güterorientierte Wohlfahrtsmessung unvollständig war, weil mit diesem Konzept wichtige Elemente menschlicher Wohlfahrt nicht adäquat erfaßt werden konnten.<sup>1</sup> Die Wachstumsraten der Vergangenheit waren häufig von hohen Umweltkosten begleitet, die jedoch in keiner Weise Berücksichtigung fanden. Man begann zu erkennen, daß der tatsächliche Wohlfahrtseffekt des Wirtschaftswachstums überschätzt wurde.

Diese Erkenntnis stellt den Hintergrund einer konsistenten Definition von Nachhaltigkeit dar: "Nachhaltigkeit" ist aus ökonomischer Sicht immer dann gegeben, wenn derzeitiges Wirtschaftswachstum keinen Rückgang des in Pro-Kopf-Einheiten gemessenen künftigen Wohlfahrtsniveaus (W) unter *Einbeziehung von Nichtmarkt- bzw. Umweltgütern* nach sich zieht (z. B. HAVEMANN, 1989; NICOLAISEN et al., 1991).

Wenn wir stark vereinfacht nur zwischen dem durch menschliche Aktivitäten entstandenen Kapital (K) und Umweltkapital i.w.S. (U) unterscheiden,<sup>2</sup> dann ist das Wohlfahrtsniveau (pro Kopf) in jeder Periode eine positive Funktion dieser beiden Kapitalarten:<sup>3</sup>

$$(1) \quad W = W(K,U)$$

Nachhaltigkeit in dieser Definition bedeutet damit aber nichts anderes als unbeeinträchtigte künftige Konsummöglichkeiten *von Markt- und Nichtmarkt-gütern*. Diese Bedingung setzt voraus, daß die relevanten Kapitalstöcke - gemessen in Effizienzeinheiten, also unter Berücksichtigung technischen Fortschritts - unverändert bleiben. Umweltressourcen sind ein Teil dieser Kapitalstöcke, daher muß die Summe aus "menschlichem" und "Umweltkapital" effektiv konstant bleiben, damit Nachhaltigkeit gegeben ist. Das impliziert, daß entweder beide Kapitalarten im Zeitablauf nicht abnehmen dürfen oder aber eine ausreichende Substitution von "Umweltkapital"

---

<sup>1</sup> Zunächst ging es dabei um die sogenannten "Sozialindikatoren", also z. B. die Anzahl der Spitalsbetten je 1.000 Einwohner, die regionale Verfügbarkeit von Bildungseinrichtungen, usw.; einen weiteren wichtigen Bereich bildeten "öffentliche" Güter im Umweltbereich, wie reine Luft, sauberes Wasser oder "intakte" Lebensräume.

<sup>2</sup> Der Begriff "Kapital" ist hier sehr weit zu fassen: "Menschliches" Kapital (*man-made capital*) umfaßt nicht nur technische oder bauliche Aktiva, sondern schließt alle Formen von menschlicher Qualifikation und das akkumulierte Wissen der Menschheit ein. In gleicher Weise ist "Umweltkapital" (*environmental capital*) nicht allein der Bestand an nutzbaren Ressourcen, sondern der gesamte belebte und unbelebte Teil unseres Planeten, der nicht durch Menschenhand geschaffen wurde.

<sup>3</sup> Die Spezifizierung der funktionalen Form der Wohlfahrtsfunktion ist für die folgende Analyse nicht erforderlich, die abgeleiteten Ergebnisse gelten auch für komplexere Modelle, in denen künftige Generationen explizit berücksichtigt werden.

(z. B. eine erschöpfbare Ressource) durch "menschliches" Kapital gegeben sein muß.<sup>4</sup> Formal folgt daraus die notwendige und hinreichende Bedingung für Nachhaltigkeit

$$(2) \quad -s \Delta U \leq \Delta K$$

Der Parameter  $s$  entspricht dem Schattenpreis (=Kosten) einer marginalen Veränderung des "Umweltkapitals", gemessen in Einheiten des "menschlichen" Kapitals. Gleichung (2) besagt, daß im Zustand der Nachhaltigkeit die realen Kosten einer Umweltnutzung nie größer sein dürfen als der reale Wert der damit bewirkten Investition in "menschliches" Kapital.

Eine wesentliche Ursache der Umweltproblematik besteht bis heute darin, daß die mit einer Ressourcennutzung praktisch immer verbundenen - zum überwiegenden Teil negativen - Externalitäten nicht in dem für diesen Umweltgebrauch bzw. -verbrauch zu entrichtenden Preis ( $p$ ) enthalten sind. Damit gilt

$$p < s$$

und die Wirtschaft befindet sich auf einem Entwicklungspfad, der umso stärker vom nachhaltigen Pfad abweicht, je größer die Differenz zwischen  $p$  und  $s$ , also die Abweichung von privaten und sozialen Kosten, ist. Im Zeitablauf kann dieses Problem durch folgende zwei Faktoren weiter verschärft werden (NICOLAISEN et al., 1991, 15):

- Wenn  $U$  im Zeitablauf sinkt, dann steigt der Schattenpreis  $s$ ;<sup>5</sup> findet diese Veränderung keinen Niederschlag in den zugeordneten Marktpreisen, dann erhöht sich das Ausmaß an negativen Externalitäten.
- Auch im Falle einer Stabilisierung des effektiven Umweltkapitals  $U$  auf einem beliebigen Niveau wird sein Schattenpreis dann zunehmen, wenn sich das Einkommensniveau erhöht; dadurch steigt der in ökonomischen Einheiten gemessene Wert einer gegebenen Umweltbelastung an.

In beiden Fällen ist eine Erhöhung des für eine umweltbelastende Aktivität zu entrichtenden Marktpreises erforderlich, um eine nachhaltige Entwicklung zu gewährleisten.<sup>6</sup> Die auf Märkten geltenden Kosten (Preise) für umweltverbrauchende und -belastende Aktivitäten müssen daher in beiden Fällen mit den sozialen Kosten in Übereinstimmung gebracht werden. In *statischer* Sicht wird dadurch die Allokation der beiden Kapitalstöcke optimiert, *dynamisch* gesehen bewirkt dies die erforderliche Stimulierung des technischen Fortschritts in Richtung Umweltschonung.<sup>7</sup>

Das Konzept der Nachhaltigkeit im Sinne der bisherigen Überlegungen geht über ein enges naturwissenschaftliches Leitbild hinaus. Es handelt sich vielmehr um eine umfassende Konzeption der gesamten gesellschaftlichen Entwicklung unter gleichzeitiger Beachtung ökologischer, ökonomischer und sozialer Grenzen. Versuche, Nachhaltigkeit umzusetzen, ohne diese

<sup>4</sup> Aus dieser Sicht wäre z. B. ein Abbau von fossilen Energieträgern dann "sustainable", wenn damit die technischen Voraussetzungen für einen Umstieg auf eine nachhaltige Form solarer Energienutzung geschaffen werden.

<sup>5</sup> Je weniger Exemplare einer von der Ausrottung bedrohten Art noch existieren, umso höher sind die Kosten des Verlustes eines weiteren Exemplares.

<sup>6</sup> Einen kritischen Punkt bei dieser umfassenden Definition von Nachhaltigkeit stellt die Substitutionsmöglichkeit zwischen den beiden Kapitalarten dar. Die bekannten, funktionierenden Möglichkeiten für einen vollständigen Ersatz von Umweltkapital durch menschliches Kapital sind eher spärlich. Daran dürften auch die künftigen Forschungsbemühungen in absehbarer Zeit wenig ändern können.

<sup>7</sup> Der enorme Aufschwung alternativer Energieformen nach den beiden Erdölpreisschocks in den 70er Jahren ist der vielleicht eindrucksvollste empirische Beleg für die Gültigkeit dieser Hypothese.

komplexen Wechselwirkungen zu berücksichtigen, sind entweder erfolglos oder verursachen zu hohe gesamtwirtschaftliche Kosten.

Diese theoretischen Zusammenhänge lassen sich ohne weiteres auf reale Gegebenheiten übertragen. Im folgenden wird versucht, die Schlußfolgerungen aus der zuvor entwickelten Definition von Nachhaltigkeit auf den Problembereich "nachhaltige Wasserbewirtschaftung" durch die Landwirtschaft zu übertragen.<sup>8</sup>

## 2 Knappheit und Funktionen der Ressource Wasser

Die zuvor entwickelte Definition von Nachhaltigkeit zielt zentral auf das Phänomen der Knappheit von Ressourcen ab. Die Knappheit der Ressource Wasser wird durch die zwei Dimensionen Qualität und Quantität determiniert (vgl. KUCKSHINRICHS, 1990, 11ff):

### ***Quantitative Knappheit***

Diese Art von Wasserknappheit tritt z. B. in Form einer Absenkung des Grundwasserspiegels durch Bewässerung auf und ist in Österreich zumeist ein regionales Problem.<sup>9</sup> Der quantitative Bedarf der Landwirtschaft an Wasser ist beträchtlich. Die Rolle des Wassers beruht vor allem auf dessen Funktion in Stoffwechselprozessen, die zum Aufbau der Biomasse nötig sind. Wasser ist in diesem Zusammenhang:

- universelles Lösungs- und Transportmittel (im Zuge von Stoffwechselprozessen)
- universeller Baustein der Biomasse (z.B. im Zuge der Assimilation)
- universeller Hilfsstoff (z.B. als Boden- oder Luftfeuchte).

Eine grobe Schätzung des Wasserbedarfs zum Aufbau der von der österreichischen Landwirtschaft im Jahr 1992 produzierten Biomasse kann der *Tabelle 1* entnommen werden.

### ***Qualitative Knappheit***

Diese Art von Knappheit tritt in einer Situation auf, in der Wasser zwar bezogen auf die Menge ausreichend vorhanden ist, jedoch von seiner Beschaffenheit nicht für die beabsichtigte Nutzung geeignet ist (z. B. durch Belastung mit Schadstoffen wie Nitrat oder Pestizide).

Beide Knappheitsformen sind nicht immer strikt zu trennen. Unzureichende Qualität von Wasser kann z. B. zu quantitativen Knappheiten führen, wenn unbelastetes Wasser zugemischt werden muß, um vorgeschriebene Grenzwerte zur Trinkwassernutzung einhalten zu können.

### ***Funktionen von Wasser***

Als wichtiger Bestandteil der Agrarbiozönose spielt Wasser darüberhinaus eine Rolle, die in vielfältiger Weise mit der landwirtschaftlichen Bodennutzung interagiert. Die beiden Arten der Knappheit sind daher nicht bloß im Zusammenhang mit der konkurrierenden Nutzung für Trinkwasserzwecke augenscheinlich. Wasser ist über den engen Aspekt der physiologischen Funktionen hinaus

---

<sup>8</sup> Zum Gestaltungsbedarf einer integrierten Agrar- und Umweltpolitik unter Berücksichtigung der Anforderungen einer nachhaltigen Landwirtschaft siehe HOFREITHER/SINABELL (1994, 6ff). In weiterer Folge sind je nach Einzelproblem auf die konkreten Umstände und Rahmenbedingungen abgestimmte Maßnahmenbündel zu definieren.

<sup>9</sup> So können etwa 200.000 ha, also ca. 2% der Fläche des Bundesgebietes beregnet werden; der Anteil der potentiellen Beregnungsfläche an der Ackerfläche entspricht 12%. (SUPERSBERG/CEPUDER, 1993, 280)

- Lebensraum von Arten (z. B. Feuchtwiesen)
- Element von Kulturlandschaften mit ästhetischem Wert
- Schadstofftransmitter (z. B. als saurer Regen und als Lösungsmittel für Abfallstoffe der Landwirtschaft, u.a. Pflanzenschutzmittelrückstände, Nitrat)
- Schadstoffaufnahme-medium (Grundwasser und Oberflächengewässer)
- Transportmittel (z. B. bei Wassererosion).

Zur Veranschaulichung der Bedeutung des Wassers als Schadstoffaufnahme-medium (für das Jahr 1992) ist in *Tabelle 1* jene Menge wiedergegeben, die erforderlich ist, um die von der Landwirtschaft ins Wasser abgegebene Nitratmenge auf eine Konzentration von  $45 \text{ mg/l}^{10}$  zu verdünnen.

**Tabelle 1 : Erzeugte Trockensubstanz (TS) und geschätzter Wasserbedarf der österreichischen Landwirtschaft im Jahr 1992**

	Menge TS	Wasserbedarf
	kg	m <sup>3</sup>
Ackernutzung	$7,99 \cdot 10^9$	$3,71 \cdot 10^9$
Grünlandnutzung	$2,96 \cdot 10^9$	$1,92 \cdot 10^9$
Almnutzung	$1,63 \cdot 10^9$	$1,06 \cdot 10^9$
Obst	$9,42 \cdot 10^7$	$4,72 \cdot 10^7$
Gemüse	$4,85 \cdot 10^7$	$2,43 \cdot 10^7$
Tierische Produkte	$4,81 \cdot 10^8$	$4,85 \cdot 10^7$
Nitrat	$4,79 \cdot 10^7$	$4,20 \cdot 10^6$
<b>Summe</b>		$6,81 \cdot 10^9$

**Quelle:** eigene Schätzung nach: ALFIS, PRÄKO, 1993, GEISLER, 1987, KIRCHGESSNER, 1987, FLINDT, 1988, MAYER, 1993, KNOFLACHER ET AL., 1993

**Anmerkung:** Der Wasserbedarf der österreichischen Industrie und des Großgewerbes wird auf  $1,56 \cdot 10^9 \text{ m}^3$  geschätzt (OUSKO-OBERHOFER, 1993). Zur Schätzung des Wasserbedarfs der pflanzlichen Erzeugung wurde der Mittelwert des Transpirationskoeffizienten der einzelnen Kulturen verwendet (diese Art der Berechnung vernachlässigt die tatsächlichen klimatischen Bedingungen der Erzeugungsregionen im Jahr 1992), bei der Schätzung des Bedarfs der tierischen Erzeugung wurde der durchschnittliche tägliche Wasserbedarf des nach Gewicht, Art und Nutzungsform differenzierten Tierbestandes gewählt. Die Werte für Wein, Energieholz auf Acker, Pferde, Schafe und Ziegen sind nicht enthalten. Bei der Berechnung des Bedarfs zur Verdünnung von Nitrat blieben Abbauvorgänge unberücksichtigt. Die Menge des in landwirtschaftlichen Betrieben eingesetzten Brauchwassers bzw. der Verluste wurde nicht geschätzt, der Wasserverbrauch für Beregnungszwecke wurde nicht aufgenommen, um Doppelzählungen zu vermeiden.

### Ansatzpunkte zur Lösung der Knappheitsprobleme

Die Ansätze zur Lösung der qualitativen und quantitativen Knappheitsprobleme liegen in einer Integration wasserwirtschaftlicher und landwirtschaftlicher Entscheidungsgrößen. Im Bereich der Landwirtschaft läßt sich

- entweder über Änderungen der Produktionsfunktion<sup>11</sup> (z. B. Einsatz einer wasserschonenden Technologie, technischer Fortschritt, ...) oder

<sup>10</sup> dies ist der bis Juni 1997 geltende Schwellenwert für Grundwasser

<sup>11</sup> Eine Zusammenfassung der Anforderungen und Möglichkeiten einer wasserschonenden Landwirtschaft, eingebettet in das Konzept einer "besten fachlichen Praxis", findet sich in HOFREITHER/SINABELL, 1994, 85ff, 109ff, 124ff.

- durch geänderte agrarpolitische Rahmenbedingungen (GATT, EU-Beitritt, ...) eine entsprechende Änderung herbeiführen. Beide Determinanten zusammen führen im betrieblichen Optimierungsprozeß durch die Kombination aus veränderter Produktionsfunktion und neu eingezogenen Restriktionen durch die Anpassung der Produktionspläne zu geänderten betriebswirtschaftlichen Optima.

Im Bereich der Wasserwirtschaft ergeben sich mögliche Ansätze durch die

- Festlegung und Kontrolle von Immissionsgrenzen für Grund- und Oberflächenwasser und technische "Bewirtschaftung" (z. B. Aufbereitung, Erschließung neuer Quellen) oder der
- Schaffung von Wassermärkten, bei denen der Preis des Wasser die relative Knappheit widerspiegelt.<sup>12</sup>

Anhand dreier Beispiele im Zusammenhang mit Grundwasser werden Möglichkeiten aufgezeigt, mit qualitativer und quantitativer Knappheit bei der Nutzung dieser Ressource umzugehen:

**Command and control** ist jener Zugang, der in Österreich dominiert. Unter den geltenden agrar- und umweltpolitischen Randbedingungen steht die Zielerreichung einer gewässerschonenden Landwirtschaft in Frage, wobei der hohe Kontrollaufwand und die Wahl ungeeigneter Instrumente zur Verhaltensänderung der Verschmutzer als primäre Mängel anzusehen sind.

**Verhandlungslösungen** über die gemeinsame Bewirtschaftung eines Grundwasserkörpers von einem Landwirt und einem Wasserwerk führen zur Bestimmung des optimalen Nutzungsniveaus (häufig auch "optimale Verschmutzung" genannt).

**Schaffung von Märkten:** Nach der expliziten Zuteilung von Eigentumsrechten können diese Titel entweder vollständig oder in einem eingeschränkten Ausmaß gehandelt werden. Bei richtiger Implementierung führt ein solches Vorgehen zur effizienten Nutzung knapper Ressourcen. Über die Festlegung eines Preises für den erstmaligen Erwerb der Eigentumstitel findet auch der Schattenpreis der Ressource, mit dem die sozialen Kosten erfaßt werden, Eingang in die Märkte und damit auch in die nationale Erfolgsrechnung.

Diese Beispiele nehmen auf die Tatsache Rücksicht, daß Grundwasser in der Systematik "öffentlicher Güter" eine Common-Pool-Ressource ist. Solche Ressourcen sind dadurch gekennzeichnet, daß zwar Rivalität gegeben ist (z. B. kann verbrauchtes Trinkwasser in der Regel ohne Aufbereitung nicht wieder als Trinkwasser verwendet werden), ein Ausschluß von der Nutzung jedoch nur zu hohen Kosten möglich ist. Die Ursache liegt darin, daß zahlreiche Eigentümer von Boden über die mit dem Bodenbesitz verbundenen Rechte zur Wasserentnahme aus einem gemeinsamen Grundwasserkörper bei der Nutzung des Grundwassers konkurrieren (vgl. TIETENBERG, 1992, 54).

Während beim ersten der oben angeführten Zugänge die Landwirtschaft nur verlieren kann oder aber in eine Situation permanenter Rechtsübertretungen versetzt wird, bietet die dritte Herangehensweise Chancen für die Landwirtschaft, bei der die Wirtschaft insgesamt an Wohlfahrtsgewinnen partizipieren kann.

---

<sup>12</sup> Diese Strategie entspricht der oben geforderten Annäherung des Marktpreises  $p$  an den Schattenpreis  $s$ .

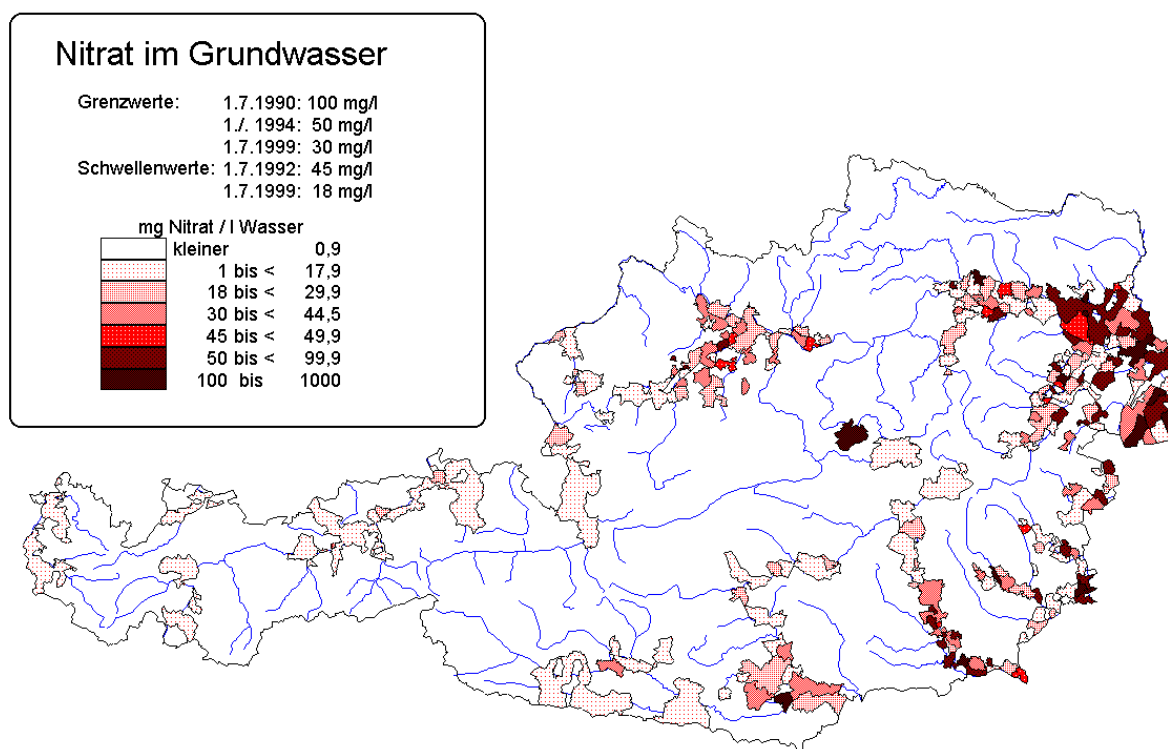


### 3 Landwirtschaft und Grundwasser, Knappheit an Qualität und Quantität: drei Fallbeispiele

#### 3.1 Der Umgang mit qualitativer Knappheit einer Ressource: Grundwasser in Österreich

In Österreich dominiert die qualitative Komponente dieser Ressource sowohl die Diskussion als auch die Regelungsdichte durch den Gesetzgeber. Die Hauptprobleme sind regional konzentrierte Belastungen mit Nitrat und Rückstände von Pflanzenschutzmitteln (vgl. TOMEK, 1994, SCHWAIGER/BRANDSTÄTTER, 1993). So wurde im 3. Probengang 92 im Rahmen eines laufenden Monitoringprogramms festgestellt, daß in 23% der Proben der geltende Schwellenwert von 45 mg Nitrat/l überschritten wurde (BMLF, 1994, 107). In Abbildung 1 werden die erhobenen Nitratgehalte im Grundwasser auf Gemeindeebene dargestellt. Die Gemeinden mit hohen Konzentrationen liegen überwiegend in den für die landwirtschaftliche Produktion begünstigten Regionen, in denen überdies aufgrund der Siedlungsdichte ein hoher Bedarf für sauberes Trinkwasser besteht.

**Abbildung 1: Gemeinden mit erhöhtem Nitratgehalt im Grundwasser (Stand 2.Q. 1993)**



Datenquelle, Finanzierung und Datenbereitstellung:  
Erhebung der Wassergüte in Österreich gemäß Hydrographiegesetz i. d. F. des BGBl. Nr. 252/90, WVK/BMLF, Ämter der Landesregierung;  
Die Kostenträger für die Beobachtung der Wassergüte gemäß Hydrographiegesetz erfolgt im Verhältnis 2/3 Bund, 1/3 Land;  
Datenbereitstellung ist mit Zl. 41.049/28-IV/93 durch WVK/BMLF und UBA erfolgt.

Quelle: Hofreither/Rauchenberger 1994

Häufig wird die Ansicht vertreten, daß eine Reduktion der Emission aus der Landwirtschaft aufgrund natürlicher Standortfaktoren keine Senkung mit sich bringt oder daß dieser Schwellenwert nur erreicht werden kann, wenn die landwirtschaftliche Produktion eingestellt wird (vgl. z. B. GALLER, 1993, 24). Das Problem gewinnt dadurch an Brisanz, daß die heute beobachteten Werte möglicherweise auf weit zurückliegende Ereignisse zurückzuführen sind und

daher kurzfristig nicht auf das gewünschte Niveau sinken werden (vgl. z. B. KINZELBACH et al., 1992).

Die beiden angeführten Probleme zeigen exemplarisch, daß ein erheblicher Mangel an empirischen Grundlagen besteht, um die Frage beantworten zu können, ob die auf der politischen Ebene gesteckten Ziele überhaupt erreicht werden können. Ein möglicher Ausweg aus diesem Dilemma wäre ein Ansatz, den man mit dem Titel "command without control" bezeichnen könnte. Dabei würde das geltende Recht zwar weiterbestehen, durch das Nicht-Erlassen von vorgesehenen Verordnungen oder zahlreiche ergänzende Ausnahmebestimmungen (vgl. z. B. Trinkwasser-Ausnahmereverordnung, BGBl 384/1993<sup>13</sup>) defacto aber nicht vollzogen. Würde ein solcher Ansatz zum Zug kommen, hätten in erster Linie die Wasserversorgungsunternehmen für die Schäden aufzukommen ("victim-pays-principle"). Die absehbaren Folgen eines solchen Zuganges haben ein spürbares ökonomisches Gewicht: die Kosten der Aufbereitung, um die für 1999 vorgesehenen qualitativen Anforderungen an das Trinkwasser bei unveränderter Qualität des Grundwassers zu erreichen (siehe *Tabelle 2*).

**Tabelle 2: Geschätzte Kosten der Trinkwasseraufbereitung im Jahr 1999 in Mio öS**

	Kosten zur Schadstoffbeseitigung					Summe Kosten	
	Nitrat		PSM		CKW		
	von	bis	von	bis		von	bis
Investition bis 1999	2.041		713	855	68	2.822	2.964
laufende jährl. Kosten	226	451	68	82	3	297	536
Ausgleichzahlungen (an LW)	161					161	161

**Quelle:** Gerhold, 1993

**Anmerkung:** Beseitigung von Nitrat, Pflanzenschutzmittelrückständen- PSM- und chlorierte Kohlenwasserstoff - CKW

Ein erster Schritt, den Wissensstand über die Wirkzusammenhänge der Nitratbelastung zu verbessern, wurde in Form der systematischen Erhebung der Grundwassergüte gesetzt. Der logische zweite Schritt, die konkrete empirische Quantifizierung der Verursachungsfaktoren, steckt erst im Anfangsstadium.

Bei der konkreten Ausgestaltung agrar- und umweltpolitischer Maßnahmen muß auf die ökonomischen Entscheidungsparameter der Akteure Rücksicht genommen werden, die umfangreichen Erkenntnisse der Umweltökonomie im Bereich der "non-point pollution" müssen, wenn man an effizienten Lösungen interessiert ist, Eingang in Sanierungsmaßnahmen finden. Die Orientierung an anderen als Effizienzkriterien führt auf lange Sicht unweigerlich zur Anwendung des Gemeinlastprinzips.<sup>14</sup> Mögliche Ansatzpunkte zur Lösung des geschilderten Problems im Rahmen eines Policy-mix sind: Abgaben und Steuern, handelbare Quoten, Emissionszertifikate, die Schaffung privater Märkte oder auch landwirtschaftliche Betriebe dem Umwelthaftungsrecht zu unterwerfen.<sup>15</sup>

<sup>13</sup> Die Ausnahmebestimmungen sind in diesem Fall allerdings zeitlich befristet.

<sup>14</sup> d.h. die Allgemeinheit bzw. künftige Generationen kommen für den Schaden auf

<sup>15</sup> diese Lösungsansätze werden ausführlich behandelt in HOFREITHER/RAUCHENBERGER, 1994

### 3.2 Der Umgang mit qualitativer Knappheit einer Ressource: Vereinbarungen über die gemeinsame Nutzung von Grundwasser und die Bedeutung von Eigentumsrechten

In Baden-Württemberg werden über den Wasserpfeffig, der von Trinkwassernutzern eingehoben wird, landwirtschaftliche Extensivierungsprogramme finanziert, um die Qualität des Grundwassers zu heben (vgl. z. B. CONRAD, 1992). Dies bedeutet, daß grundsätzlich die Landwirtschaft weitgehende Eigentumsrechte in bezug auf Grundwasser besitzt, also über die Ressource Grundwasser verfügen kann. Belastungsverringerungen müssen daher, wenn sie ein gewisses Maß übersteigen, kompensiert werden.

In Österreich ist die Lage völlig anders: Grundwasser ist ein Allgemeingut und nur die *geringfügige* Nutzung ist ohne *Bewilligung* erlaubt. Der Verweis auf "*die bezugshabenden Rechtsvorschriften*" noch nicht erlassener Verordnungen und Gesetze zur näheren Bestimmung der Geringfügigkeit ist sehr sibyllisch und damit ungeeignet, den Adressaten Voraussetzungen zur langfristigen Planung zu liefern. Diese Rechtslage versetzt die österreichischen Landwirte - verglichen mit den Landwirten aus Baden-Württemberg - in eine aussichtslose Verhandlungsposition, wenn es darum geht, Abgeltungen für die Verringerung der Belastung zu bekommen.<sup>16</sup> Eine solche Abweichung vom Verursacherprinzip wäre gerechtfertigt, wenn

- sie zum einen vorübergehend ist und zudem die Möglichkeiten schafft, Anpassungskosten zu minimieren oder aber
- im Zuge des politischen Entscheidungsprozesses offenkundig wird, daß keine andere Möglichkeit zur effektiven Verringerung der Belastung beizutragen imstande ist.

Bei der gleichzeitigen Nutzung des Grundwassers durch einen Landwirt und ein Wasserwerk besteht das Entscheidungsproblem in der Bestimmung eines *gemeinsamen* betriebswirtschaftlichen Optimums.<sup>17</sup> Das Optimierungsproblem besteht darin, jene Intensität zu finden, bei der der Grenzscha-den des Wasserwerks dem Grenzgewinn des Landwirts entspricht. Dieser Punkt entspricht der optimalen Verschmutzung der Ressource Grundwasser. Optimal deshalb, weil in diesem Punkt zwar möglicherweise nicht die *Verschmutzung minimiert* wird, aber der *gemeinsame Nutzen*, den Wasserwerk und Landwirt aus dem Einsatz des Grundwassers zur Güterproduktion ziehen, *maximiert* wird.

Für eine konkrete Untersuchungsregion in der BRD wurde ein solches Nutzungsniveau bestimmt (FUCHS, 1994). Die wichtigsten Grundlagen der Kalkulation sind:

- Pro Hektar landwirtschaftliche Nutzfläche werden 1.000 m<sup>3</sup> Wasser produziert.
- Das Trinkwasser darf maximal 25 mg NO<sub>3</sub>/l aufweisen.
- In die Berechnungen der Grundwasserbelastung gingen neben der Bewirtschaftung sowohl Bodenparameter als auch Klimafaktoren ein.
- Die Ergebnisse der Stickstoffverfrachtung im Zusammenhang mit Bodennutzung und Düngung wurden mit dem Stofftransportmodell EPIC über einen Zeitraum von 15 Jahren modelliert.

<sup>16</sup> Die derzeit aufgrund von Bewirtschaftungsauflagen in Wasserschutzgebieten bezahlten Entschädigungen an Landwirte in Österreich müßten daher entsprechend der stufenweisen Reduktion des Schwellenwertes ständig nach unten hin korrigiert werden.

<sup>17</sup> Das folgende Beispiel geht von einem geschlossenen Grundwasserkörper mit nur zwei Nutzern aus. Bei einem konkreten Einzelfall wäre zu prüfen, ob die gewählte betriebswirtschaftliche Betrachtung nicht soziale Kosten vernachlässigt, die auf der Grundlage des Vorsorgeprinzips anzusetzen wären.

Die Ergebnisse dieser Untersuchung sind in *Tabelle 3* zusammengefaßt. Die ersten beiden Zeilen zeigen die mögliche Variationsbreite für die partiellen Optima der Verhandlungsteilnehmer (ein partielles Optimum liegt dann vor, wenn bloß das Wasserwerk bzw. ein landwirtschaftlicher Tierhaltungsbetrieb betrachtet werden):

- Selbst wenn im Zuge der Bodennutzung nicht gedüngt wird, werden am untersuchten Standort 38 mg NO<sub>3</sub>/l Grundwasser gemessen, was im Wasserwerk einen Schaden in Form von Zusatzreinigungskosten von 150 DM/ha verursacht. Auf der Fläche nicht zu düngen, stellt daher das (partielle) Optimum aus der Sicht des Wasserwerks dar.
- Der landwirtschaftliche Betrieb (mit Tierhaltung) maximiert seinen Gewinn bei der Ausbringung von 320 kg N/ha - damit wird das Optimum aus der Sicht des landwirtschaftlichen Betriebs erreicht.

Die beiden letzten Zeilen zeigen die jeweiligen Optimallösungen, wenn die Verhandlungsteilnehmer ein *gemeinsames Optimum* suchen. Ob der landwirtschaftliche Betrieb den Produktionszweig Viehhaltung betreibt oder nicht, macht, wie die Daten zeigen, einen substantiellen Unterschied: Betreibt der Landwirt Viehwirtschaft, liegt die *optimale Verschmutzung* bei einer Belastung von 165 mg NO<sub>3</sub>/l Sickerwasser, handelt es sich jedoch um einen Marktfruchtbetrieb, liegt die optimale Verschmutzung bei 75 mg NO<sub>3</sub>/l. Der Schaden, den 97 kg zusätzliche Stickstoffdüngung (= Differenz zwischen dem gemeinsamen Optimum bei Tierhaltungsbetrieb und bei Marktfruchtbetrieb) im Wasserwerk verursachen (ca. 600 DM), wird durch den Zusatzgewinn des Landwirts aus der Tierhaltung wettgemacht.

**Tabelle 3: Daten zur Bestimmung der optimalen Nutzung von Grundwasser durch Landwirtschaft und Wasserwerk (WW) in einer Untersuchungsregion der BRD**

	Düngung	Sickerwasser	Zusatzkosten WW	Pigou-Steuer
	kg N	mg NO <sub>3</sub> /l	DM/ha.a	DM/kg N
part. Optimum Wasserwerk	0	38	150	∞
part. Optimum Tierhaltungsbetrieb	320	319	2000	0
gem. Optimum (Marktfruchtbetrieb)	96	ca. 75	ca. 185	3,82
gem. Optimum (Tierhaltungsbetrieb)	193	ca. 165	ca. 785	6,94

**Quelle:** FUCHS, 1994, circa-Werte: eigene Interpolationen von Daten bei FUCHS, 1994

In der letzten Spalte der *Tabelle 3* ist angegeben, wie hoch eine Umweltsteuer (Pigou-Steuer) bezogen auf 1 kg Stickstoff bemessen sein müßte, um den landwirtschaftlichen Betrieb zu veranlassen, genau die entsprechende Düngungsmenge auszubringen (entweder 96 kg, wenn es sich um einen Marktfruchtbetrieb handelt oder 193 kg bei einem Tierhaltungsbetrieb). Die Null-Düngungsvariante ist nur mit prohibitiv hohen Steuern möglich, was einem Düngungsverbot gleichzusetzen ist.

An diesem Beispiel wird die Bedeutung von Eigentumsrechten (property rights) deutlich:

- Ist der landwirtschaftliche Betrieb im Besitz der Rechte der Grundwassernutzung, wird er abhängig vom Produktionszweig bis zu 320 kg N/ha düngen. Bei einer Intensitätsverringering müßte der Gewinnentgang vom Wasserwerk bezahlt werden.
- Ist das Wasserwerk im Besitz der Rechte der Grundwassernutzung, wird auf der darüberliegenden Fläche keine landwirtschaftliche Nutzung möglich sein, der Bodenbesitzer bekommt nichts. Wenn Verhandlungen möglich sind, ergibt sich eine bescheidene Chance für

den Landwirt dann, wenn er über eine Technologie verfügt, die die Nitratmobilisierung in seinem Boden derart reduziert, daß die Konzentration auf 25 mg/l und darunter sinkt. Das Wasserwerk ist bereit, maximal 150 DM/ha und die Annuität der Anlage zur Nitratentfernung an den Landwirt zu bezahlen.

- Sind Wasserwerk und Landwirt gemeinsame Nutzer und ermöglicht der wasserrechtliche Rahmen Verhandlungslösungen, so werden auf einem solchen Standort entweder 96 kg N/ha (wenn der Boden über dem Grundwasserkörper von einem Marktfruchtbetrieb bewirtschaftet wird) oder 193 kg N/ha (bei einem Tierhaltungsbetrieb) gedüngt.

Übertragen auf die derzeitige österreichische Situation sind die Schlußfolgerungen einfach: auf Standorten, die ähnlich dem untersuchten sind, ist eine landwirtschaftliche Nutzung nicht mehr möglich, da der Richtwert für Trinkwasser von 25 mg NO<sub>3</sub>/l nicht erreicht wird. Dies kommt praktisch dem Entzug der Möglichkeit gleich, durch landwirtschaftliche Bodennutzung Gewinn zu erzielen.

Unter bestimmten Voraussetzungen ist es möglich, daß sich die Beteiligten im Zuge von Verhandlungslösungen über die effiziente Nutzung einer gemeinsamen Ressource einigen, unabhängig davon, wie die Rechte in der Ausgangslösung verteilt sind (vgl. COASE, 1992). Abgesehen von fehlenden rechtlichen Voraussetzungen zur Ermöglichung von Verhandlungslösungen können solche Vereinbarungen aus folgenden Gründen scheitern:

- Personen, die von einer Belastungsverringerung profitieren, haben den Anreiz, ihre Zahlungsbereitschaft geringer anzugeben, als sie tatsächlich ist, wenn sie davon ausgehen können, daß die Kosten der Schadensreduktion von der öffentlichen Hand getragen werden. In diesem Fall liegt Schwarzfahrerverhalten vor (STIGLITZ/SCHÖNFELDER, 1989, 114f bzw. HOFREITHER, 1993, 10f).
- Die Kosten der Informationsgewinnung und -bereitstellung sowie der Koordination der Betroffenen sind unter Umständen prohibitiv hoch. Je größer das Koordinationsproblem ist, desto eher bedarf es der Staatsmacht (STREISSLER, 1993, 92).
- Durch bestehende Gesetze sind viele Eigentumsrechte bereits definiert, eine asymmetrische Ausgangslage potentieller Verhandlungsteilnehmer vor allem in bezug auf die Information über Schädigung bzw. Nutzen hat für den Ausgang einer Verhandlung spieltheoretisch einen entscheidenden Einfluß (vgl. GIBBONS, 1992, 143ff).

Im angeführten Fallbeispiel aus der BRD ist die Zahl der Verhandlungsteilnehmer gering. In solchen Situationen, reduziert sich das Gefahrenpotential des Scheiterns. Die Schaffung einer ausreichenden Informationsgrundlage und öffentliche Bereitstellung der gewonnenen Daten, sowie ein normiertes Prozedere in bezug auf Verhandlungsführung und Vertragsabschluß können weitere Risiken ausschließen helfen. Beim Einsatz von Ressourcen in der Administration verspricht ein solcher Zugang eher Erfolg bei der Lösung des Nitratproblems als der Command-and-Control-Zugang, dessen aktuelle Praxis im ersten Fallbeispiel skizziert wurde.

### 3.3 Der Umgang mit quantitativer Knappheit einer Ressource bei vielen Nutzern: Schaffung eines Marktes für Wasser ("Central Valley Project")

Dieses Beispiel aus den U.S.A. (FEDER/MOIGNE, 1994 und HOWITT, 1994) soll illustrieren, wie sich eine nachhaltige Bewirtschaftung der quantitativ knappen Ressource Wasser mittels marktwirtschaftlicher Instrumente sicherstellen läßt.<sup>18</sup>

Im Oktober 1992 traten in Kalifornien legislative Regelungen bei der Zuteilung von "federal water" in Kraft, welche grundlegende Änderungen bezüglich der Allokation von Wasser zwischen landwirtschaftlichen, urbanen und ökologischen Interessen nach sich zog. Wesentliche Elemente dieser Gesetzesänderung sind u.a. ein nach Nutzern differenziertes Preissystem für den Verkauf von "federal water", geänderte Laufzeiten für Wasserkontrakte und neue Regeln beim Wassertransfer. Durch die zahlreichen Änderungen bestehender Verfahren und Rechte wurde hier versucht, ein *kompetitives Marktsystem* für die Ressource Wasser einzuführen.

#### Die Ausgangslage

Ökonomen hatten bereits lange Zeit die institutionellen Rigiditäten und Austauschbeschränkungen der Vergangenheit als Hindernis für eine effiziente Wasserallokation im Westen der USA angeprangert. Dieses Problem ist speziell für einen Bundesstaat wie Kalifornien von großer Bedeutung, weil der Wasserbedarf dort sehr hoch liegt, wofür sowohl agrarische als auch urbane Nachfrage verantwortlich zeichnet. Insbesondere die Effizienz der Verteilung dieser Ressource wurde immer wieder angezweifelt. So wurde eingewandt, daß die Landwirtschaft zwar 80 % des Wassers verbrauche, aber nur mit 8,3 % zur (Netto-) Wertschöpfung beitrage. Gleichzeitig liege der von der Landwirtschaft zu entrichtende Preis lediglich bei 15 U.S. \$ je a.f. (0,13 öS/m<sup>3</sup>), der Preis urbaner Verbraucher aber zwischen 450 und 1.000 U.S. \$ je a.f. (bis zu 9,13 öS/m<sup>3</sup>).

#### Elemente der effizienteren Wassernutzung

##### *Festlegung der property-rights (Eigentumsrechte):*

In der überwiegenden Zahl der Fälle haben die bisherigen Nutzer von "federal water" auch nach Einführung der neuen Regelung im Rahmen bestehender Kontrakte das Recht, die gleiche Menge an Wasser zu beziehen wie bisher. Allerdings wurde die automatische Verlängerung der 40-jährigen Kontrakte aufgehoben.

##### *Preisgestaltung für Kontraktmengen:*

Mit diesem Gesetz wurde ein dreistufiges Preissystem eingeführt. Der Wasserpreis hängt dabei nicht nur vom Kontraktpreis, sondern auch von der Verbrauchsmenge und den anfallenden (Voll-) Kosten ab. Gerade dieses letzte Element stellt im Rahmen einer Marginalbetrachtung das relevante Kriterium dar, weil es auf die Bewässerungsintensität maßgeblichen Einfluß hat. Wassersparende Berechnungstechniken werden wirtschaftlich und verringern den in der Vergangenheit betriebenen Mißbrauch, mit subventioniertem Wasser auch Grenzertragsflächen zu bewässern.

##### *Schaffung eines Marktes:*

Die neue Regelung ermöglicht erstmals den privatwirtschaftlichen Transfer von Wassernutzungsrechten, was angesichts der zuvor erwähnten Ungleichgewichte

<sup>18</sup> Eine ähnliche Bewirtschaftung ist für einige Anwendungen in Österreich zwar höchst relevant (z. B. Marchfeld-Hochterasse), derzeit aber nur als interessantes Denkmodell für die Zukunft vorstellbar.

ökonomische Vorteile verspricht. Konkret kann jeder Kontraktinhaber 20 % seiner Wassernutzungsrechte frei veräußern und die Differenz zwischen dem von ihm bezahlten Preis für das Wasser und dem am Markt erzielten Erlös als Gewinn verbuchen.

### **Absehbare Folgen und Vorteile der effizienteren Wassernutzung**

Bei einem Gesamtvolumen von  $1,05 \cdot 10^{10} \text{ m}^3$  macht das - nach Abzug von  $1,85 \cdot 10^9 \text{ m}^3$  für Naturschutzzwecke - immerhin noch  $1,73 \cdot 10^9 \text{ m}^3$  frei handelbaren Wassers aus. Geht man vom billigsten bisherigen Wasserpreis von 15 U.S. \$ aus (jenen Betrag, den Landwirte zu bezahlen haben), dann entspricht dieses Wasservolumen einem Umsatz von 21 Mio U.S. \$. Realistischerweise dürften sich die Marktpreise aber eher beim zehnfachen dieses Betrages einstellen, was also einen Umsatz von über 200 Mio U.S. \$ bedeutet.

Der Handel unterliegt erst dann einem Genehmigungsprozeß, wenn das Volumen  $1,73 \cdot 10^9 \text{ m}^3$  übersteigt. Das bringt für die betroffenen Landwirte den großen Vorteil, daß damit die "property rights" der Wassernutzer festgeschrieben werden und die in der Vergangenheit immer wieder gegen den "Wasserhandel" aufgetretenen regionalen Widerstände politischer Art bis zu diesem Volumen keinen Angriffspunkt mehr finden.

Gleichzeitig verbessert die Möglichkeit zum Erwerb einer bestimmten Menge von billigerem Wasser die Lage der urbanen Nutzer, weil keine zusätzlichen Versorgungsanlagen errichtet werden müssen, um dem steigenden Bedarf Rechnung zu tragen.

Durch den Umstand, daß sowohl Farmer als auch urbane Nutzer aus der neuen Regelung Vorteile ziehen können, wurde es möglich, eine beträchtliche Menge Wasser für Naturschutzzwecke (zur Verbesserung der Qualität von Fließgewässern) zu reservieren.

### **Weitere Verbesserungsmöglichkeiten**

Kritikpunkte gegen diese Regelungen gehen dahin, daß das dreistufige Preissystem Effizienzverluste gegenüber einem unbeschränkten Transfersystem aufweise. Auch ein faktisches politisches Vetorecht der Fischerei-, Jagd- und Naturschutzinteressen wird als Schwäche dieses Systems angeführt (vgl. GARDNER/WARNER, 1994).

Zusammenfassend kann festgehalten werden, daß die Schaffung eines Marktes ausgehend von einem rigiden Bewirtschaftungssystem eine "everybody wins"-Situation ermöglichte. Insgesamt wird mit den neu eingeführten Regelungen die allokativen Effizienz verbessert und gleichzeitig die Konservierung der knappen Ressource Wasser im Sinne einer nachhaltigen Bewirtschaftung angeregt. Durch die Neudefinition der Eigentumsrechte wurde überdies Spielraum für weitere Verbesserungsmöglichkeiten geschaffen.

## **4 Zusammenfassung und Schlußfolgerungen**

In Österreich ist qualitativ hochwertiges Wasser trotz großen quantitativen Bestandes knapp. Diese Knappheit ist in erster Linie auf chemische Beeinträchtigung zurückzuführen, die eine Nutzung von Grundwasser für Trinkwasserzwecke in vielen Gebieten nicht mehr zuläßt. Ein großer Teil dieser Verschmutzung wird durch die Landwirtschaft verursacht.

Diese Knappheit führt, obwohl Grundwasser dadurch wertvoller wird, nicht notwendigerweise dazu, daß es auch teurer wird. Entstehen durch diese Belastung allerdings soziale Kosten, dann müssen Maßnahmen ergriffen werden, um diese in die Kostenfunktion der Nutzer zu integrieren

(Internalisierung negativer externer Effekte), sofern nicht freiwillig gravierende Effizienzverluste in Kauf genommen werden.

Die regulative Beschränkung der Nutzung führt zu einer Verwaltung dieser knappen Ressource, die *nur scheinbar* ohne Verteuerung der Ressource Wasser von statten geht. Die Nachteile eines "command and control"-Zuganges sind, daß dieser scheinbare Vorteil auf Kosten der wirtschaftlichen Effizienz geht. Ein weiterer Nachteil des regulativen Zuganges ist, daß der Verbrauch von Umweltkapital nicht in die Wohlfahrtskennzahlen der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung eingeht. Eine alternative Herangehensweise bildet die Schaffung von funktionierenden Märkten, auf denen Preise die Knappheiten widerspiegeln.

Zur Lösung quantitativer Probleme im Bereich der Wassernutzung durch die Landwirtschaft wurden anhand von zwei Beispielen mögliche Wege aufgezeigt: private Vereinbarungen über die optimale gemeinsame Nutzung von Grundwasser durch ein Wasserwerk und beteiligte Landwirte, sowie die Schaffung von Märkten zur effizienten Nutzung knappen Wassers.

Die Rolle der öffentlichen Hand liegt nicht darin, konkurrierende Nutzer sich selber zu überlassen, sondern nach der Festlegung qualitativer und quantitativer Ziele in bezug auf die Nutzung knapper Ressourcen in Form einer Clearingstelle durch den Einsatz ökonomischer Instrumente die angestrebten Lösungen in marktwirtschaftlicher Weise zu koordinieren.

## LITERATUR

- BMLF (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT) (1993): *Gewässerschutzbericht '93.*, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- COASE, R.H. (1992): *The Problem of Social Cost*, *Journal of Law and Economics*, III, October, 1-44, 1960. In: W.E und OATES, Hrsg.: *The Economics of the Environment* 5. Reihe: BLAUG, M., Hrsg.: *The International Library of Critical Writings in Economics*, Bd. 20. Edward Elgar Publishing Company, Hants.
- CONRAD, J. (1992): *Umweltprobleme der Landwirtschaft - Politik um Nitrat*. Deutscher Universitätsverlag, Wiesbaden.
- FEDER, G. und G.L. MOIGNE (1994): *Managing Water in a Sustainable Manner*. *Finance & Development*, 24-27.
- FLINDT, R. (1988): *Biologie in Zahlen*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart - New York.
- FUCHS, C. (1994): *Kosten der Vermeidung und Entfernung von Nitrat im Grundwasser*. *Agrarwirtschaft* 43 (2) 105-115.
- GALLER, J. (1993): *Nitrat - Gesamtheitliche Betrachtung und Schlußfolgerungen*. *Der Förderungsdienst* 41 (3) 17-24.
- GALLER, J. (1994): *Emissionen aus der Landwirtschaft*. *Der Förderungsdienst* 42 (2) 5-11.
- GARDNER, D.B. und J.E. WARNER (1994): *Two steps forward - one step back*. *Choices* (First Quater) 4-10.
- GEISLER, G. (1988): *Pflanzenbau*. Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg.
- GERHOLD, S. (1993): *Ökologische Gesamtrechnungen: Erhöhte Kosten der Trinkwasseraufbereitung aufgrund von Umweltbelastungen*. *Statistische Nachrichten* (8) 635-638.
- GIBBONS, R. (1992): *A Primer in Game Theory*. Harvester Wheatsheaf, New York.
- HAVEMAN, R. (1993): *Thoughts on the sustainable development concept and the environmental effects of economic policy*. OECD workshop on sustainable development, OECD, Paris.
- HOFREITHER, M.F. (1993): *Landwirtschaft, Landschaftspflege und Tourismus. Positive Externalitäten zwischen Anspruch und Wirklichkeit*. In: LANGER, G. und K. WEIERMAIR,



- Hrsg: Tourismus und Landschaftsbild. Nutzen und Kosten der Landschaftspflege 51-66. Reihe: Tourismus und Dienstleistungswirtschaft. Kultur Verlag, Thaur Wien München.
- HOFREITHER, M.F. und F. RAUCHENBERGER (1994): *Administrative versus ökonomische Einflüsse auf die Nitratbelastung von Grundwasser - Eine ökonometrische Analyse agrarstruktureller Einflußfaktoren*. Forschungsprojekt Nr. 775/93 des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Institut für Wirtschaft, Politik und Recht, Universität für Bodenkultur, Wien.
- HOFREITHER, M. F. und F. SINABELL (1994): *Zielsetzungen für eine nachhaltige Landwirtschaft*. Reihe: Monographien, Bd. 48. Umweltbundesamt, Wien.
- HOWITT, R. (1994): Water markets, individual incentives and environmental goals. *Choices* (First Quarter) 10-13.
- KINZELBACH, W.; R.V. DER PLOEG; U. ROHMANN und M. ROEDELSPERGER (1992): *Modellierung des regionalen Transports von Nitrat: Fallbeispiel Bruchsal-Karlsdorf*. In: KOBUS, H., Hrsg: Schadstoffe im Grundwasser. VCH-Verlag, Weinheim.
- KIRCHGESSNER, M. (1987): *Tierernährung*. DLG-Verlag, Frankfurt am Main.
- KNOFLACHER, M. (1992): *Ammoniak-Emissionen in Österreich 1990 - Berechnung und Abschätzung sowie Regionalisierung auf Basis politischer Bezirke*. Reihe: Report - UBA-92-068. Umweltbundesamt, Wien.
- KUCKSHINRICHS, W. (1990): *Zur ökonomischen Theorie der Grundwassernutzung*. Reihe: Volkswirtschaftliche Schriftenreihe. Lit-Verlag, Münster - Hamburg.
- MAYER, K.M. (1993): In der Reserve, *Kurier*, 14. MÄRZ, 1993
- NICOLAISEN, J.; A. DEAN und P. HOELLER (1991): Economics and the Environment: A Survey of Issues and Policy Options. *OECD Economic Studies* 16.
- OUSKO-OBERHOFFER, U. (1993): *Bedarfsentwicklung und Sparpotentiale in der Wasserversorgung von Industrie und Gewerbe*. Vorträge des 28. ÖWAV Seminars, Bundeskammer der Gewerblichen Wirtschaft, Wien.
- PRÄKO 1994: *Präsidentenkonferenz der Landwirtschaftskammern Österreichs*. Reihe: A: Zahlen aus Österreichs Land- und Forstwirtschaft; Wien
- SCHWAIGER, K. und S. BRANDSTÄTTER (1993): Pflanzenschutzmittel und Gewässerschutz. *Der Förderungsdienst* (4) 105-107.
- STIGLITZ, J.E. und B. SCHÖNFELDER (1989): *Finanzwissenschaft*. Reihe: Internationale Standardlehrbücher der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften. Oldenburg, München.
- STREISSLER, E. (1993): *Das Problem der Internalisierung*. In: KÖNIG, H., Hrsg: Schriften des Vereins für Socialpolitik 87-110. Drucker & Humbolt, Berlin.
- SUPERSBERG, H. und P. CEPUDER (1993): *Entwicklung des Wasserbedarfs einer zukunftsorientierten Landwirtschaft*. Vorträge des 28. ÖWAV Seminars, Institut für Wasserversorgung, Gewässergüte und Fischereiwirtschaft, Universität für Bodenkultur, Wien.
- TIETENBERG, T. (1992): *Environmental and Natural Resource Economics*, Harper Collins Publishers, New York
- TOMEK, H. (1994): Fakten aus dem Gewässerschutzbericht 1993. *Der Förderungsdienst* 42 (2) 33-41.
- YOUNG, T. und M.P. BURTON (1992): *Agricultural sustainability: definition and implications for agricultural and trade policy*. FAO Economic and social development paper Nr. 110, Department of Agricultural Economics, University of Manchester, Manchester.