



UFZ-Bericht

UFZ-Bericht • UFZ-Bericht • UFZ-Bericht • UFZ-Bericht

UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

Nr. 16/1999

Naturressourcenschutz und wirtschaftliche Entwicklung

Nachhaltige Wasserbewirtschaftung
und Landnutzung im Elbeeinzugsgebiet

Helga Horsch und Irene Ring (Hrsg.)

UFZ-Umweltforschungszentrum
Leipzig-Halle GmbH

ISSN 0948-9452

Naturressourcenschutz und wirtschaftliche Entwicklung

Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung im Elbeeinzugsgebiet

Helga Horsch und Irene Ring (Hrsg.)

GIS und Kartographie: Annegret Kindler

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

Vorwort

Das Verbundprojekt „Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung im Elbeinzugsgebiet“ wird seit 1997 am UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH (UFZ) bearbeitet. Am Forschungsprojekt sind Wissenschaftler/innen der Abteilung Ökologische Ökonomie und Umweltsoziologie sowie der Sektionen Angewandte Landschaftsökologie, Ökosystemanalyse, Hydrogeologie und Bodenforschung beteiligt.

Das Projekt ist auf Nutzungskonflikte zwischen Naturressourcenschutz und wirtschaftlicher Entwicklung in ländlichen Räumen mit großräumig ausgewiesenen Schutzgebieten fokussiert. Seitens des Ressourcenschutzes werden vor allem der Grundwasser- sowie der Natur- und Landschaftsschutz untersucht. Ein Schwerpunkt besteht in der Entwicklung von Methoden, die die Bewertung der Konflikte zwischen Ressourcenschutz und wirtschaftlicher Entwicklung aus einer ökologischen und ökonomischen Perspektive ermöglichen sollen. Des weiteren werden umweltpolitische Instrumente zur Förderung ressourcenschonender Landnutzungen in Hinblick auf ihren ökologisch effektiven und ökonomisch effizienten Einsatz sowie potentiellen Modifikationsbedarf untersucht. Schließlich sind mit Hilfe geeigneter Methoden die mit dem Naturressourcenschutz verbundenen Möglichkeiten und Grenzen für eine wirtschaftliche Entwicklung der Region aufzuzeigen.

Die beispielhafte Anwendung der methodischen Instrumentarien erfolgt für den Torgauer Raum, einer im Nordosten des Regierungsbezirkes Westsachsen gelegenen ländlichen Region, die durch weiträumig ausgewiesene Trinkwasser-, Natur- und Landschaftsschutzgebiete geprägt ist.¹

Mit diesem UFZ-Bericht werden erste Zwischenergebnisse vorgestellt und ein Ausblick über die weitere Forschung bis zum Ende des Jahres 2000 gegeben. Die Ergebnisse, die auf einer im Herbst 1998 durchgeführten Befragung von Unternehmen im Altkreis Torgau zum Thema „Zukunftschancen im Torgauer Raum: Umweltqualität, Ressourcenschutz und wirtschaftliche Entwicklung“ basieren, werden in einem gesonderten UFZ-Bericht vorgestellt. Dieser erscheint ebenfalls im Sommer 1999.

Die seit 1997 laufenden Untersuchungen erfolgen in enger Zusammenarbeit mit dem Landratsamt Torgau-Oschatz, der Stadt Torgau, dem Regierungspräsidium Leipzig, dem Staatlichen Umweltfachamt Leipzig, dem Staatlichen Amt für Landwirtschaft in Mockrehna und dem Staatlichen Amt für Ländliche Neuordnung Wurzen. Des weiteren gibt es eine enge Kooperation mit dem Sächsischen Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft und dem

¹ Das als „Torgauer Raum“ bezeichnete Untersuchungsgebiet entspricht weitestgehend dem Altkreis Torgau. Er wurde mit Inkrafttreten des 1. Kreisgebietsreformänderungsgesetzes vom 01.08.1994 mit dem Altkreis Oschatz und Teilen des Altkreises Eilenburg zum Landkreis Torgau-Oschatz zusammengelegt (vgl. dazu den Beitrag von Kindler und Müller in diesem Bericht).

Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie. Wir erhielten von allen oben genannten Einrichtungen wertvolle Anregungen und Hinweise sowie eine hilfreiche Unterstützung bei den empirischen Erhebungen, wofür wir uns herzlich bedanken.

Frau Hartmann, Frau Schulz und Herr Neumann von der Abteilung Geographische Informationssysteme der Sektion Angewandte Landschaftsökologie des UFZ ermöglichten die kartographischen Darstellungen unserer Erhebungen. Frau Klaus und Astrid Winkler standen uns bei der technischen Fertigstellung des UFZ-Berichtes hilfreich zur Seite. Auch ihnen gilt ein herzliches Dankeschön.

Wir hoffen, mit diesem Bericht einen breiten Kreis von Interessenten anzusprechen und den regionalen Akteuren Entscheidungshilfen und Anregungen zu vermitteln, um die vor allem in ländlichen Räumen relevanten Konflikte zwischen Natursourcenschutz und wirtschaftlicher Entwicklung aus einer ganzheitlichen sowie längerfristigen Perspektive beurteilen und bewältigen zu können. Selbstverständlich würden wir uns auch freuen, von Ihnen Hinweise und Anregungen für die weitere Bearbeitung des Projektes zu erhalten.

Leipzig, Juni 1999

Helga Horsch und Irene Ring

Inhaltsverzeichnis

Einführung

Helga Horsch und Irene Ring

Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung im Torgauer Raum: Konflikte und Lösungsansätze	3
---	---

Naturraumausstattung und Landnutzung im Torgauer Raum

Annegret Kindler und Eckhard Müller

Zur geographischen Charakteristik des Untersuchungsgebietes	29
---	----

Annegret Kindler

Landnutzungsänderungen im Torgauer Raum zwischen 1850, 1930 und 1993	45
--	----

Rolf Trettin

Zur Schichtung und Beschaffenheit des Grundwassers im Bereich der fassungsnahen Elbtalwanne bei Torgau	63
---	----

Integriertes Verfahren zur Bewertung von Konflikten zwischen Naturressourcen- schutz und wirtschaftlicher Entwicklung

Bernd Klauer, Frank Messner und Felix Herzog

Szenarien für Landnutzungsänderungen im Torgauer Raum.....	77
--	----

Felix Herzog und Jürgen Kunze

Erfassung von Parametern des Landschaftswasserhaushaltes.....	89
---	----

Bernd Klauer

Monetäre und materielle Verflechtungen der Wirtschaft im Altkreis Torgau	109
--	-----

Stefan Geyler

Ökologisch-ökonomische Bewertung von Optionen des regionalen Trinkwasser- schutzes im Kontext von Nachhaltigkeit	129
---	-----

Frank Messner

Ökologisch-ökonomische Bewertung von nicht-erneuerbaren Ressourcen einer Region dargestellt am Beispiel des Kiesabbaus im Altkreis Torgau.....	157
---	-----

Martin Drechsler

Verfahren zur multikriteriellen Entscheidungsanalyse bei Unsicherheit	187
---	-----

Ökonomische Instrumente zur Förderung des Natur- und Ressourcenschutzes

Helga Horsch

Ökonomische Instrumente zur Förderung eines nachhaltigen Grundwasserschutzes.....217

Irene Ring und Frank Wätzold

Natur- und Landschaftsschutz im Torgauer Raum: Ziele, Konfliktfelder und der Einsatz ökonomischer Instrumente245

Martin Drechsler und Frank Wätzold

Ein Modell zur räumlichen Allokation von Artenschutzmaßnahmen der Landwirtschaft.....273

Umweltqualität als Wirtschaftsfaktor

Eckhard Müller

Bewertung erholungsrelevanter Landschafts- und Infrastrukturen im Torgauer Raum287

Frank Wätzold

Perspektiven einer umweltverträglichen wirtschaftlichen Entwicklung in ländlichen Räumen.....303

Sabine O'Hara

Zum Nutzungskonflikt zwischen Gewässerschutz und wirtschaftlicher Entwicklung in ländlichen Räumen: Das Beispiel Lake George im Bundesstaat New York331

Autorenverzeichnis345

Einführung

Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung im Torgauer Raum: Konflikte und Lösungsansätze

Helga Horsch und Irene Ring

1 Globale und regionale Aspekte nachhaltiger Entwicklung

Globale und langfristige ökologische Probleme haben internationale politische Organisationen wie z. B. die Weltkommission für Umwelt und Entwicklung veranlaßt, das Konzept der nachhaltigen Entwicklung auf die politische Agenda zu setzen (WCED 1987). Die Entstehungsgeschichte dieses Konzeptes, die vielfältigen theoretischen Ansätze, die Grundprinzipien einer nachhaltigen Entwicklung zu definieren und Wege ihrer Umsetzung in die Praxis aufzuzeigen, sind inzwischen durch zahlreiche Publikationen dokumentiert.¹

Nachhaltige Entwicklung ist zu einem Schlüsselbegriff für die internationale und nationale Umweltpolitik geworden. Darüber hinaus avancierte dieses Entwicklungskonzept zu einem Leitbild für eine umwelt- und sozialverträgliche gesellschaftliche Entwicklung insgesamt. Verglichen mit den traditionellen Ansätzen des Umweltschutzes, die sich überwiegend auf ökologische Aspekte konzentrieren, erfordert das Leitbild einer nachhaltigen Entwicklung die Berücksichtigung zusätzlicher Elemente und Kriterien. Im folgenden wird kurz auf einige ausgewählte, grundlegende Eigenschaften eingegangen.

Nachhaltige Entwicklung ist ein intrinsisch normatives Konzept, das die Bedürfnisse von gegenwärtigen und künftigen Generationen anspricht. Die Absicht, eine nachhaltige Entwicklung zu verfolgen, setzt zwei wesentliche, ethische Entscheidungen voraus: es gilt einerseits, intergenerationelle Gerechtigkeit zwischen künftigen und gegenwärtigen Generationen anzustreben. Andererseits ist der Forderung intragenerationeller Gerechtigkeit bezüglich der heute lebenden Menschen auf der Erde Rechnung zu tragen (WCED 1987, S. 43). Nachhaltige Entwicklung bedarf eines integrativen Politikkonzeptes und stellt somit ein allgemeines Leitbild für Politikformulierung und -gestaltung dar, unabhängig, ob es sich um Umwelt-, Wirtschafts- oder Sozialpolitik handelt. Insofern müssen Wechselbeziehungen zwischen den verschiedenen Politikbereichen und den entsprechenden Institutionen berücksichtigt werden.

Nachhaltige Entwicklung bedarf des weiteren einer langfristigen Politikperspektive, die der Dynamik von Systemen Rechnung trägt. Nachhaltigkeit kann nicht in Form eines idealen oder festgesetzten Zustandes beschrieben werden, im Sinne eines wohldefinierten Gleichgewichtes zwischen Mensch und Natur. Ökologische, ökonomische und soziale Systeme und ihre Wechselbeziehungen befinden sich in permanenter Veränderung, so daß kein in Raum und Zeit definierter Zustand einer „nachhaltigen Gesellschaft“ existiert. Nachhaltige Entwicklung stellt vielmehr einen koevolutionären Prozeß des Wandels in Richtung einer umwelt- und sozialverträglichen Lebens- und Wirtschaftsweise von Gesellschaften dar. Die entscheidende Frage

¹ Vgl. dazu auch Van den Bergh und Van der Straaten (1994) sowie Klauer (1999), welche einen guten Überblick über bisherige Arbeiten zum Konzept nachhaltiger Entwicklung geben.

stellt sich somit wie folgt: Auf welche Art und Weise können wir Umweltprobleme effektiver lösen und dabei sowohl ökonomische als auch soziale Aspekte berücksichtigen? Das Ziel besteht darin, menschliches Handeln und Wirtschaften so zu gestalten, daß die Art und Weise des Handelns ökologischen Prinzipien der Systementwicklung nicht widerspricht. Es geht also um eine Annäherung von Grundprinzipien ökonomischer und ökologischer Entwicklung. Dies steht im Gegensatz zu aktuellen gesellschaftlichen Entwicklungspfaden, die in erster Linie auf kurzfristiges Wirtschaftswachstum orientieren und auf der überwiegenden Nutzung nicht-erneuerbarer Ressourcen aufbauen (Norgaard 1994; Ring 1997).

Der integrative Charakter nachhaltiger Entwicklung impliziert idealerweise die Berücksichtigung ökologischer, ökonomischer und sozialer Fragen. Daraus folgt eine Komplexität vieler Problemstellungen, welche die praktische Umsetzung des Konzeptes erschwert. Nicht zuletzt aus diesem Grund gibt es zu diesem Thema inzwischen eine Vielzahl von Studien, die jedoch häufig dem spezifischen Theorien- und Methodenspektrum einzelner Fachdisziplinen verhaftet bleiben. Ein notwendiger Schritt der Konkretisierung des Konzeptes nachhaltiger Entwicklung besteht also darin, fachübergreifende, d. h. interdisziplinäre Forschungsansätze und –methoden weiterzuentwickeln. In diesem Bericht wird versucht, eine Brücke zwischen den Naturwissenschaften und der Ökonomie zu schlagen.

Ein weiterer wichtiger Schritt der Operationalisierung besteht in der praktischen Umsetzung des Konzeptes. Theoretische Ausdifferenzierung und Anwendungsorientierung sollten Hand in Hand gehen. Dabei bietet sich eine Konzentration auf bestimmte ökologische oder gesellschaftliche Entwicklungsfragen an, um das zu bearbeitende Problemfeld einzuschränken. Für die notwendige Reduktion der Komplexität kann auch der räumliche oder geographische Kontext eine wesentliche Rolle spielen.

Das Leitbild nachhaltiger Entwicklung ist im Zusammenhang mit globalen Umweltproblemen entstanden. Nichtsdestotrotz werden sich – bedingt durch die unterschiedlichen Kulturen, Klimata, physikalischen und biologischen Bedingungen – nachhaltige Entwicklungswege in verschiedenen Regionen der Erde beträchtlich voneinander unterscheiden. Nachhaltige Entwicklung erfordert die entsprechende Integration von Umweltbelangen in alle Entscheidungsebenen der Politik (Hardy and Lloyd 1994). Ausgehend von konkreten Umweltproblemen muß deshalb die Implementation des Konzeptes alle relevanten Politikebenen ansprechen. Dies betrifft sowohl die internationale und nationale als auch die regionale und lokale Ebene. Problemlösungen können eine oder mehrere dieser Ebenen betreffen, da es in manchen Fällen keine klare Aufgabentrennung zwischen den Ebenen gibt. Beispielsweise bedürfen globale Problemfelder wie der Klimawandel in jedem Fall Aktivitäten auf globaler Ebene, wogegen andere Problemfelder effektiver auf der lokalen und regionalen Ebene angegangen werden können.

Nachhaltige Regionalentwicklung stellt eine wichtige Strategie der Operationalisierung des allgemeinen Konzeptes nachhaltiger Entwicklung dar. In der Regel wird die Fläche einer Region über die Grenzen einer einzelnen Gemeinde oder Stadt hinausgehen, jedoch unterhalb der Größe eines Nationalstaates verbleiben. Obgleich die Definition einer bestimmten Region oft politischen oder administrativen Grenzen folgt, gibt es Fälle, in denen naturräumliche oder

kulturelle Charakteristika über die betreffende Region entscheiden. Einige Umweltprobleme (z. B. grenzüberschreitende Luftbelastung, Gewässerprobleme sowie Artenschutzfragen) sind über administrative Grenzen hinaus von Bedeutung und können deshalb nur in einem grenzüberschreitenden Zusammenhang vernünftig analysiert und bewertet werden. Aus dem Gesagten ergibt sich, daß eine Region immer im Kontext der spezifischen Problemstellung definiert werden sollte. Schließlich können administrative, kulturelle, ökologische oder ökonomische Gründe für die Abgrenzung der Region ausschlaggebend sein.

Regionale Umweltprobleme bedürfen gewöhnlich regionaler Lösungsstrategien und Maßnahmen. In diesen Fällen ist der regionale Ansatz offensichtlich und problemadäquat. Hier sind insbesondere alle Umweltprobleme zu nennen, die im Zusammenhang mit wirtschaftlichen Aktivitäten in einer Region entstehen, welche einen räumlichen oder Flächenbezug mit sich bringen. Dies betrifft in erster Linie den primären Sektor, der in unmittelbarer Wechselwirkung mit den Naturressourcen einer Region steht. So wirken sich die Land- und Forstwirtschaft sowie die Fischerei durch die Art und Weise ihrer Landbewirtschaftung bzw. Ressourcenextraktion unmittelbar auf die Umweltqualität der Region aus.

Aber auch der sekundäre und tertiäre Sektor können für eine nachhaltige Regionalentwicklung von besonderer Relevanz sein. Aufgrund seiner Flächenwirksamkeit durch die Rohstoffgewinnung ist im Rahmen des sekundären Sektors vor allem der Bergbau zu nennen, aber auch bestimmte Industriezweige können durch Ressourcenverbrauch und Emissionsverhalten die regionale Umweltqualität massiv beeinflussen. Des weiteren sind hier Unternehmen mit Versorgungsaufgaben (Energie und Wasser) zu nennen. Innerhalb des tertiären Sektors ist besonders auf die Bedeutung des Tourismus, der Verkehrsbranche und der Entsorgungsunternehmen (Abfall, Abwasser) hinzuweisen.

Wirtschaftszweige mit einem direkten räumlichen Bezug zur Region sollten im Rahmen nachhaltiger regionaler Entwicklungsstrategien eine besondere Berücksichtigung finden. Im Rahmen dieses Berichtes wird der Bereich der regionalen Wasserversorgung vertieft untersucht. In diesem Zusammenhang ist besonders der Gewässerschutz (Oberflächen- und Grundwasserschutz) für die Gewährleistung der öffentlichen Trinkwasserversorgung von Bedeutung. Im Zentrum des Berichtes wird deshalb die nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung in ländlichen Räumen stehen. Gerade ländliche Räume halten oft weite Flächenareale für entsprechende Versorgungs- und Dienstleistungsfunktionen von Ballungsräumen vor. Somit kommt ihnen im Rahmen einer nachhaltigen Regionalentwicklung eine wichtige Funktion zu.

2 Nachhaltige Nutzung von Grundwasserressourcen

Sowohl der Schutz als auch die Nutzung von Wasserressourcen gehören zu den Aufgaben der Wasserwirtschaft. Nach DIN 4046 ist unter Wasserwirtschaft das zielstrebige Ordnen aller menschlichen Einwirkungen auf das ober- und unterirdische Wasser zu verstehen. Zu ordnen sind das gesamte Gewässerökosystem und seine funktionalen Zusammenhänge. „Gewässerökosysteme sind komplexe, dynamische Gebilde, deren Funktionen durch die klimatischen

Verhältnisse, durch den Wasserkreislauf insgesamt, durch die Abflußverhältnisse, durch die Gewässerstruktur, durch Austauschvorgänge zwischen Oberflächen- und Grundwasser bestimmt sind“ (SRU 1998, S. 12).

Die Besonderheit des Grundwassers gegenüber dem Oberflächenwasser besteht darin, daß die Deckschichten keineswegs vor anthropogenen Einflüssen schützen, die Auswirkungen meist erst spät entdeckt werden, die Ursachen von Grundwasserbelastungen zum Teil schwer ermittelbar sind und die Grundwassersanierungen sehr kostenintensiv und langwierig sind (ebenda). Auf Grund der Bedeutung des Grundwassers als wichtige Trinkwasserressource sowie seiner Funktionen im Wasserhaushalt und im Ökosystem ist der Grundwasserschutz von besonderer Relevanz.

Wird vom Paradigma einer nachhaltigen Entwicklung ausgegangen, ist die Frage zu beantworten, was unter nachhaltigen Grundwasserschutzzielen zu verstehen ist und wie sie zu bestimmen sind. Aus der generellen Zielsetzung einer nachhaltigen Entwicklung wurden in der deutschen Diskussion verschiedene ökologische Grundregeln abgeleitet (vgl. Enquete Kommission 1994). Sie fußen auf Managementregeln einer nachhaltigen Nutzung von Naturressourcen nach Daly (1990, S. 2f.) und Pearce et al. (1990, S. 43):

- Die Abbaurate erneuerbarer Ressourcen soll ihre Regenerationsrate nicht überschreiten.
- Nicht erneuerbare Ressourcen sollen nur in dem Umfang genutzt werden, wie ein physisch und funktionell gleichwertiger Ersatz in Form erneuerbarer Ressourcen oder höherer Produktivität der erneuerbaren Ressourcen sowie der nicht erneuerbaren Ressourcen geschaffen wird.
- Stoffeinträge in die Umwelt sollen sich an der Belastbarkeit der Umweltmedien orientieren, wobei alle Funktionen zu berücksichtigen sind, nicht zuletzt auch die empfindliche, ökologische Regelungsfunktion.

Diese Managementregeln sind jedoch ausschließlich ökologisch determiniert. Nachhaltigkeit hat aber auch eine ökonomische und soziale Dimension, die zu berücksichtigen sind. Des weiteren müssen sie noch ressourcenspezifisch und naturraumbezogen untersetzt werden. Bezüglich einer operationalisierbaren nachhaltigen Wasserwirtschaft wurde im Ergebnis eines internationalen Symposiums im Oktober 1996 in Bonn in einem Memorandum konstatiert:

- „Es gibt insgesamt noch keinen allgemeinen Konsens über ein praktisches Konzept zur Begründung von Zielen und Maßstäben nachhaltiger Entwicklungen in der Wasserwirtschaft“ (BMU 1996, S. 385).
- „Ziele einer nachhaltigen Wasserwirtschaft sind unter anderem die Aufrechterhaltung und die Verwirklichung eines Schutzes der Oberflächengewässer, der Feuchtgebiete, der Meere und des gesamten Grundwassers“ (ebenda).
- „Für die nationale und internationale Diskussion über die Nachhaltigkeit in der Wasserwirtschaft ist es notwendig, langfristige ökologische Ziele zu definieren. Bei den Schritten zur Erreichung der Ziele sind neben den ökologischen ökonomische und soziale Aspekte zu berücksichtigen“ (ebenda).

- „Die zu entwickelnden Maßstäbe, mit denen Nachhaltigkeit nachvollziehbar in Teilbereichen der Wasserwirtschaft gemessen oder bewertet werden können, sind: Kriterien wie Reversibilität, Indikatoren wie Saprobienindex, Parameter wie Stoffkonzentration und Regeln wie „wenn hohes Gefährdungspotential, dann ist ein höheres Sicherheitssystem“ zu entwickeln. Für die Maßstäbe sind Soll-Größen (wie ... Nullemission im anlagenbezogenen Umgang mit gefährlichen Stoffen oder vollständige Abbaubarkeit von eingebrachten Stoffen) festzulegen...“ (BMU 1996, S. 386).

Zur Zeit ist also noch nicht ausreichend beantwortbar, wie die oben genannten Managementregeln auf das Grundwasser bezogen zu untersetzen sind (vgl. dazu Geyler in diesem Bericht). Der in „Zukunftsfähiges Deutschland“ (BUND und MISEREOR 1996) diskutierte Bewertungsmaßstab für die nachhaltige Nutzung des Grundwassers „Grundwasserentnahme nicht größer als Grundwasserneubildungsrate“ ist sicherlich notwendig, aber keinesfalls hinreichend (SRU 1994; Pieri et al. 1995; EPA 1995; BUND und MISEREOR 1996; Rennings et al. 1997). Dies ist insbesondere auch deshalb zu unterstreichen, weil sich die Qualität vor allem des oberflächennahen Grundwassers inzwischen besorgniserregend verschlechtert hat, während das mengenmäßige Wasserdargebot in Deutschland als ausreichend eingeschätzt werden kann (vgl. Tab. 1).

Tab. 1: Wasserdargebot und Wassernutzung in Deutschland (Stand 1991).

	Wassermenge [Mrd. m ³ pro Jahr]	Nutzungsanteil an der ab- fließenden Wassermenge [%]
Alte Bundesländer		
Wasserdargebot (abfließendes Grund- u. Oberflächenwasser)	162,0	-
Grundwasserneubildung	63,0	-
Öffentliche Wasserversorgung	5,1	3,1
Bergbau und Industrie	9,0	5,5
Wärme kraftwerke	27,9	17,2
Neue Bundesländer		
Wasserdargebot (abfließendes Grund- u. Oberflächenwasser)	29,0	-
Grundwasserneubildung	9,0	-
Öffentliche Wasserversorgung	1,4	4,8
Bergbau und Industrie	2,0	6,9
Wärme kraftwerke	0,9	3,1

Quelle: Umweltbundesamt (1994, 1997).

Als punktuelle Gefährdungsquellen erweisen sich Altlasten, Industrieanlagen und undichte Kanalisationen. Diffuse Einträge werden vor allem durch den Straßenverkehr und die intensive Landwirtschaft verursacht. Allerdings sind die Neubildung des Grundwassers, seine ökologische Belastbarkeit und Nutzungsintensität regional sehr unterschiedlich. Insofern ist *ein regionaler Ansatz zur Begründung von Grundwassernutzung und -schutz* berechtigt. Aus ökonomischer Sicht geht es um die optimale Nutzung bzw. den optimalen Ressourcenschutz. Der „laissez faire“ Markt kann diesen Anspruch für öffentliche Güter, worunter auch die Ressource Grundwasser zählt, und die dafür erforderliche Langzeitbetrachtung nicht erfüllen. Es sind staatliche Entscheidungen vorzubereiten, um den Ausschluß grundwasserbelastender und die Förderung grundwasserverträglicher Nutzungen aus einer Langzeitperspektive zu unterstützen. Das heißt letztlich, daß hinreichende naturraumbezogene Grundwasserschutzziele noch abzuleiten sind.

3 Situation im Torgauer Raum

Nachhaltige Wasserbewirtschaftung schließt Strategien für den Schutz von Naturressourcen aus der Sicht der Bewahrung ihrer ökologischen Funktionen sowie auch für ihre Nutzung aus der Sicht ihrer ökonomischen und sozialen Funktion ein. Wie bereits dargelegt, stellen sich die Konflikte – auch als Trade-offs bezeichnet – auf Grund der regionalen Spezifik der Wasserressourcen räumlich sehr differenziert dar. Worin liegt diesbezüglich die Spezifik des als Torgauer Raum bezeichneten Untersuchungsgebietes? Bei diesem Gebiet handelt es sich um einen elbtalnahen, ländlich geprägten Raum, der durch ausgewiesene Trinkwasser-, Landschafts- und Naturschutzgebiete dominiert wird (Abb. 1) und für Fragen des Naturressourcenschutzes und dessen Einflusses auf die wirtschaftliche Entwicklung besonders relevant ist. Die Größenordnung des Nutzungskonfliktes zwischen Ressourcenschutz und wirtschaftlicher Entwicklung wird allein schon durch das Ausmaß der Schutzgebietsausweisungen deutlich. So ist das ca. 700 km² große Untersuchungsgebiet zu einem Drittel durch Trinkwasserschutzgebiete sowie durch eine großflächige Ausweisung von Natur- und Landschaftsschutzgebieten (ca. 52% der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes) geprägt (vgl. Abb. 2, 3 und 4). Gleichzeitig handelt es sich regionalökonomisch um einen strukturschwachen, ländlich geprägten Raum mit einer vergleichsweise hohen Arbeitslosenquote und einem beachtlich unter dem sächsischen Durchschnitt liegenden Lohnniveau (vgl. dazu Wätzold in diesem Bericht).

Einerseits finden wir in diesem Raum eine schwierige wirtschaftliche Situation vor, andererseits gewährleisten die Kommunen einen Grundwasserschutz von überregionaler Bedeutung. Er dient vor allem der Sicherstellung einer überregionalen Trinkwasserversorgung (vgl. Landratsamt Torgau-Oschatz 1995). Im Torgauer Raum befinden sich zwei Wasserwerke, die zum Verbund der Fernwasserversorgung Elbaue-Ostharz GmbH gehören und überwiegend die Ballungsgebiete Leipzig-Halle mit Trinkwasser versorgen. Die Kapazität dieses Verbundes beträgt gegenwärtig 503.000 m³ Trinkwasser pro Tag, womit etwa 3,5 Mio. Menschen in Mitteldeutschland versorgt werden können (vgl. FWV 1998). Allein die potentielle Tageslei-

stung der Torgauer Wasserwerke (Torgau-Ost und Mockritz) macht ca. 43% des Gewinnungspotentials des Verbundes aus. Damit existiert ein Trinkwasserversorgungspotential für ca. 1,5 Mio. Bürger, während der Altkreis Torgau nur 57.085 Einwohner umfaßt. Die beiden Wasserwerke der Fernwasserversorgung fördern Rohwasser, das zu 34% auf Grundwasser und zu 66% auf Uferfiltrat (Elbe) basiert.

Mit Trinkwasserschutzgebieten sind nicht nur Einkommensverluste infolge Nutzungsbeschränkungen für Landwirte und Gewerbetreibende, sondern auch kostenerhöhende Auflagen verbunden, die als hemmend für die ökonomische Entwicklung empfunden werden. Daraus resultiert u. a. der Vorschlag, die ökonomischen Verluste durch Entschädigungen für auflagenbedingte Kostenerhöhungen zu kompensieren. Die Forderungen werden damit begründet, daß kostenverursachende Leistungen für den Schutz von Grundwasser im Torgauer Raum erbracht werden, deren Nutzen aber hauptsächlich überregional zum Tragen kommt, ohne daß bisher solche externen Effekte internalisiert wurden. Es ist also eine räumliche Asymmetrie zwischen Kostenträgern und Nutznießern von Maßnahmen des Grundwasserschutzes gegeben. Zum anderen bestehen Bestrebungen zur Veränderung der Trinkwasserschutzzonen. Insbesondere die Regelungen zur Festsetzung der Wasserschutzzonen entsprechend dem Sächsischen Wassergesetz vom 23.02.1993 unterstützen die Diskussion zur Reduzierung der Wasserschutzgebiete. Hintergründe einer solchen Diskussion sind vor allem die rückläufige Entwicklung des Trinkwasserverbrauchs und die im Wasserschutzgebiet liegenden Flächen mit Altlasten. Bedenken gegenüber einer Reduzierung der Schutzgebiete resultieren einerseits aus der Schutzwürdigkeit des Grundwasserdargebotes im Bilanzgebiet Elbe und andererseits aus den nicht vorhersagbaren Entwicklungen des Trinkwasserbedarfes aus einer längerfristigen Sicht, nicht ausgeräumten Ungewißheiten über die von den militärischen Altlasten ausgehenden Gefahren für das Grundwasser sowie aus künftig nicht auszuschließenden, das Grundwasser belastenden Landnutzungen. So sind die sich nördlich von Torgau befindenden Wasserfassungen durch militärische Altlasten gefährdet. Es handelt sich vor allem um die Hauptkontaminationszentren WASAG Elsnig und MUNA Süptitz, die im Bereich des unterirdischen Wassereinzugsgebietes von Wasserfassungen liegen und das Grundwasser durch z. B. Trinitrotoluol (TNT) und Hexogen (RDX) belastete Böden gefährden. Zur Zeit erfolgt nach dem Sächsischen Altlastenprogramm die Gefährdungsabschätzung sowie die Begründung von Sanierungszielen und -maßnahmen (Luckner 1995; Goldbach 1996; Hildebrand 1996). Es ist zu klären, in welchem Umfange Sanierungsmaßnahmen erforderlich sind bzw. welche Konsequenzen sich für die Verfügbarkeit von Grundwasservorkommen als Trinkwasserressource im Torgauer Raum ergeben.

Neben großflächigen Trinkwasserschutzgebieten ist der Torgauer Raum durch ebenso großflächige Natur- und Landschaftsschutzgebiete (vgl. Abb. 3; ca. 52% der Gesamtfläche) charakterisiert. Bedingt durch die weiträumige Überlagerung von Trinkwasserschutzgebieten und Landschaftsschutzgebieten insbesondere in der Elbniederung ergibt sich, daß insgesamt rund 68% der Fläche des Torgauer Raumes in irgendeiner Weise einem Schutzstatus unterliegen. Deshalb werden im Rahmen dieses Berichtes mögliche Konfliktfelder zwischen Naturressourcenschutz und wirtschaftlicher Entwicklung sowohl im Zusammenhang mit Fragen des

Trinkwasserschutzes als auch des Natur- und Landschaftsschutzes behandelt. Zum einen bringt der Status „Natur- bzw. Landschaftsschutzgebiet“ gewisse Einschränkungen bezüglich wirtschaftlicher Aktivitäten mit sich, so daß sich hier entsprechende Nutzungskonflikte ergeben könnten. Es gilt also zu prüfen, inwieweit und von welchen Wirtschaftsakteuren der großräumige Natur- und Landschaftsschutz im Torgauer Raum eventuell als Entwicklungshemmnis empfunden wird. Zum anderen ergeben sich durch die Überlagerung der unterschiedlichen Schutzgebietskategorien Synergien zwischen Natur- und Landschaftsschutz sowie Trinkwasserschutz. So zielen diverse, mit dem jeweiligen Schutzstatus verbundene Bewirtschaftungsauflagen z. B. für landwirtschaftliche Betriebe, aber auch die vielfältigen Fördermittelprogramme für eine extensive Bewirtschaftung von Acker- und Grünland, in dieselbe Richtung. Aus diesem Grunde ist zu hinterfragen, inwieweit die alloкатive Effizienz durch komplexe Strategien für den Grundwasser-, Natur- und Landschaftsschutz erhöht werden kann.

Des weiteren ist der Torgauer Raum durch umfangreich ausgewiesene Vorranggebiete für den Abbau oberflächennaher Rohstoffe (Kies) charakterisiert (Landratsamt Torgau-Oschatz 1995), die entsprechend dem Entwurf des Regionalplanes Westsachsen teilweise zugleich als Vorbehaltsgebiete für die Trinkwassergewinnung ausgewiesen sind (Regionaler Planungsverband Westsachsen 1998). Eine nicht geringe Anzahl von Anträgen für den Kiesabbau liegt bereits vor, die sich sogar auf Vorbehaltsgebiete für die Trinkwassergewinnung erstreckt (vgl. dazu Messner in diesem Bericht). Zu hinterfragen ist, inwieweit die Extraktion der nicht-erneuerbaren Ressource Kies und ihre Nutzung dabei zu Lasten erneuerbarer Ressourcen (Grundwasser) sowie auch weiterer nicht-erneuerbarer Ressourcen aus einer längerfristigen Perspektive gehen darf bzw. nicht zulässig ist.

Allein die bisher kursorisch umrissene Problemsituation des Torgauer Raumes verdeutlicht den Nutzungskonflikt zwischen Ressourcenschutz und wirtschaftlicher Entwicklung. Es ist in diesem Zusammenhang zu untersuchen, inwieweit der durch die Naturausstattung des Torgauer Raumes resultierende Trinkwasser-, Natur- und Landschaftsschutz eine ökonomische Entwicklung der Region hemmt oder sogar auch unterstützen kann. Damit verbundene Fragen sind: Welcher Grundwasser-, Natur- und Landschaftsschutz ist aus einer längerfristigen Perspektive notwendig? Mit welchen ökonomischen Auswirkungen ist der Naturressourcenschutz verbunden? Werden die Maßnahmen für den Naturressourcenschutz und vor allem jene mit überregionaler Bedeutung ausreichend honoriert? Inwieweit sind ökonomisch verträgliche und sozial gerechte Lösungen für ressourcenschonende und insbesondere für gewässerschonende Landnutzungen in der Region identifizierbar und welche Möglichkeiten bestehen, solche Entwicklungsmuster zu unterstützen? Zu diesen Fragen soll mit dem Projekt „Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung“ eine wissenschaftlich begründete Antwort gegeben werden.

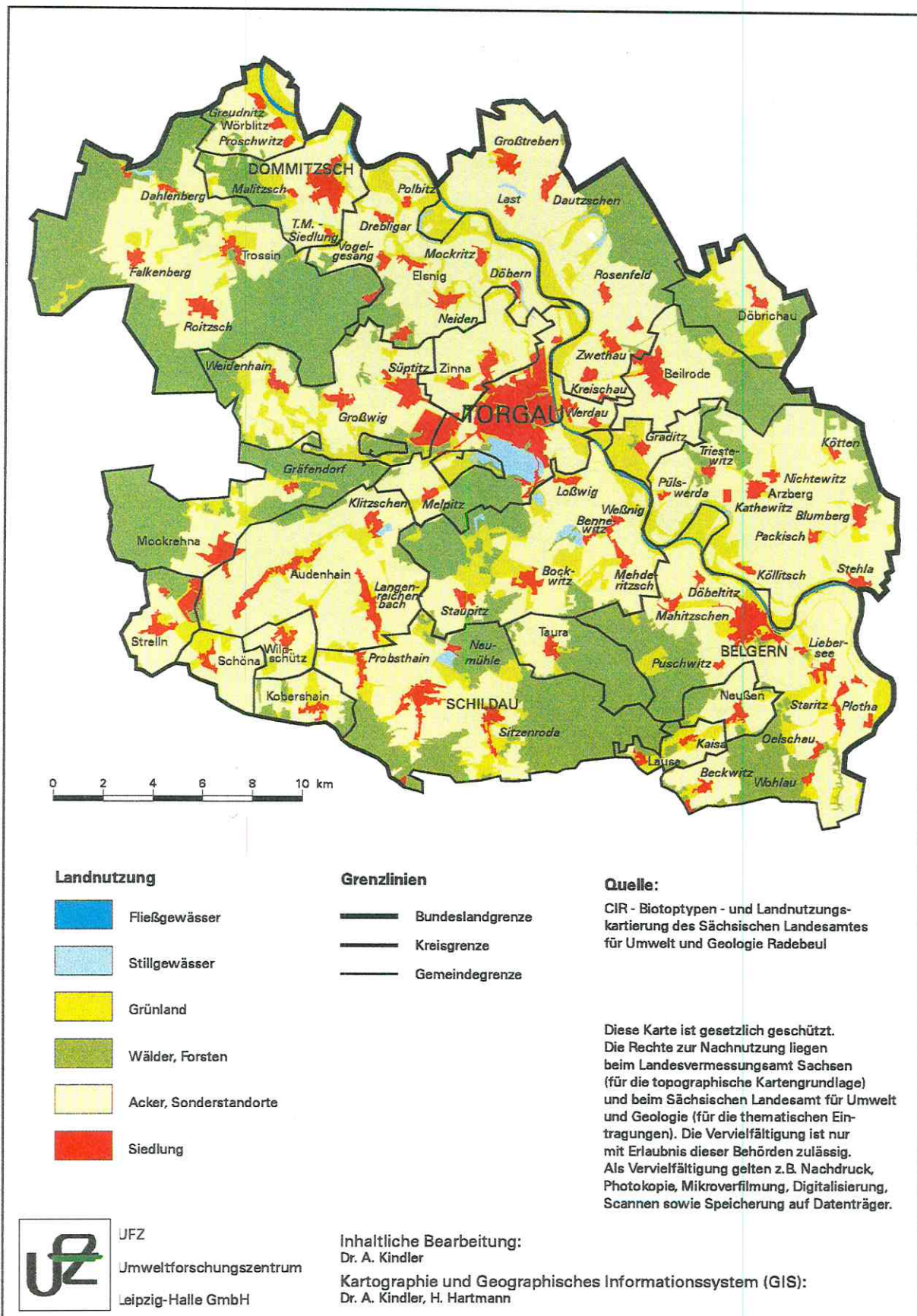


Abb. 1: Landnutzung im Torgauer Raum (Stand 1993).

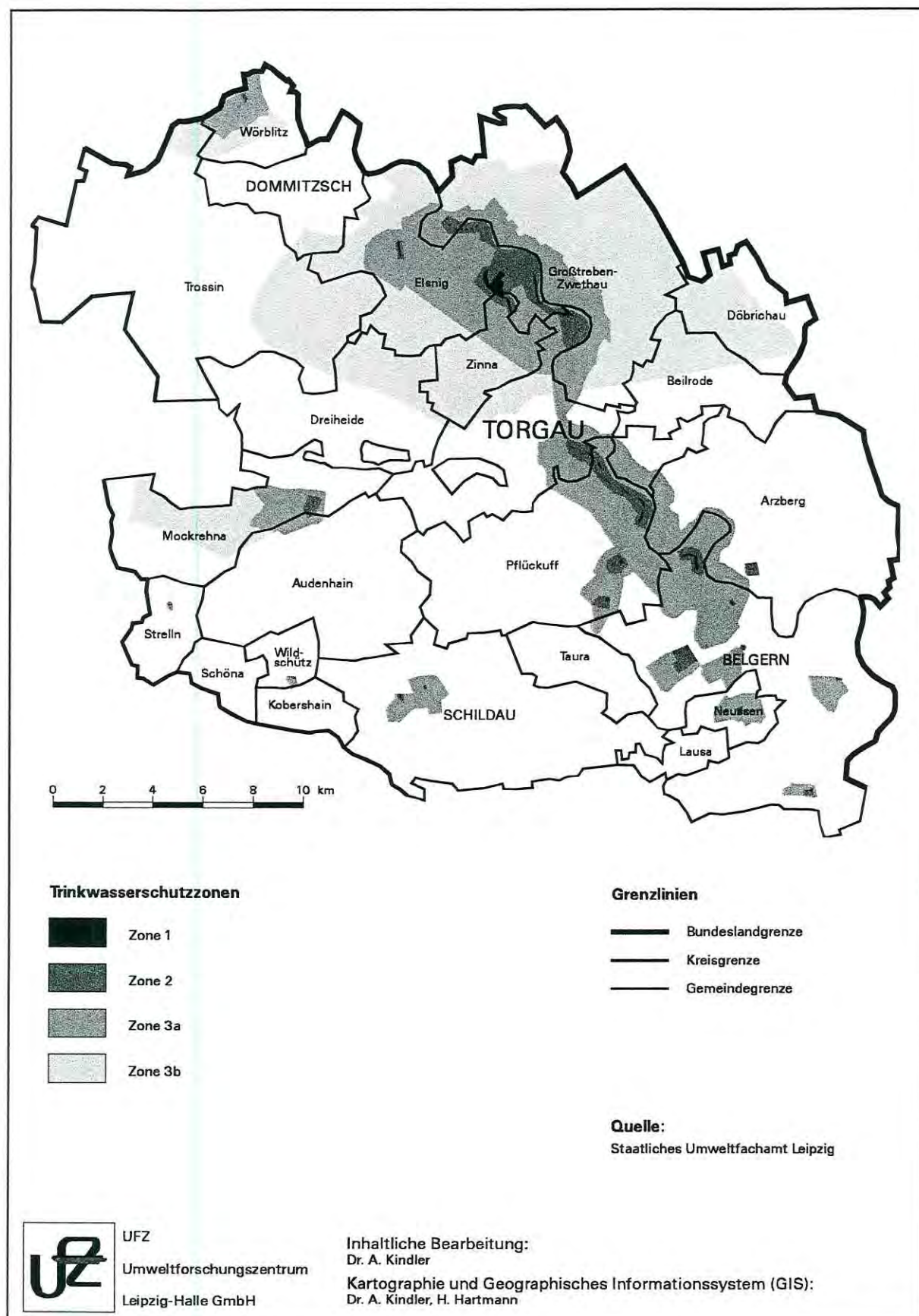


Abb. 2: Trinkwasserschutzgebiete im Torgauer Raum (Stand 1997).

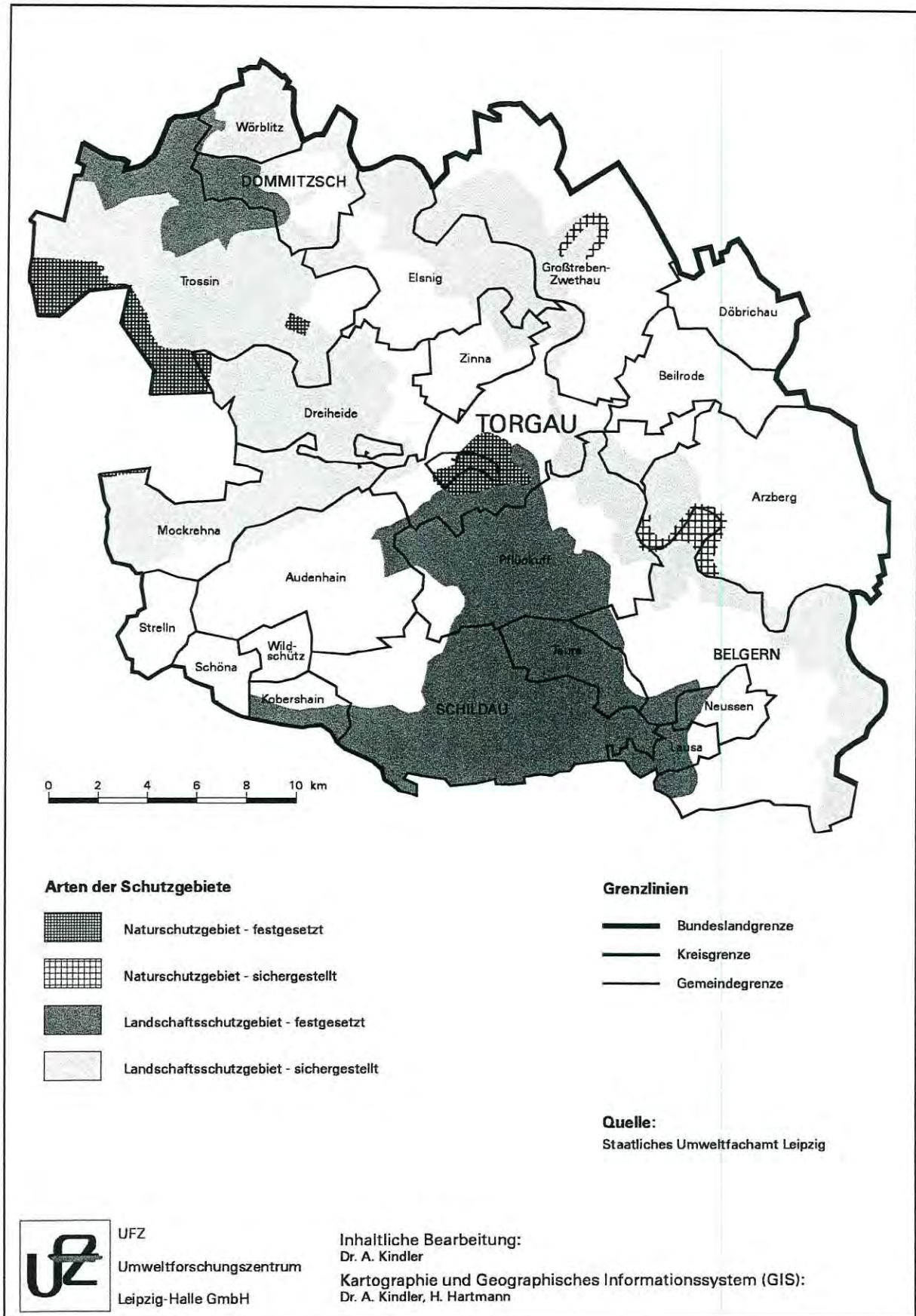


Abb. 3: Natur- und Landschaftsschutzgebiete im Torgauer Raum (Stand 1997).

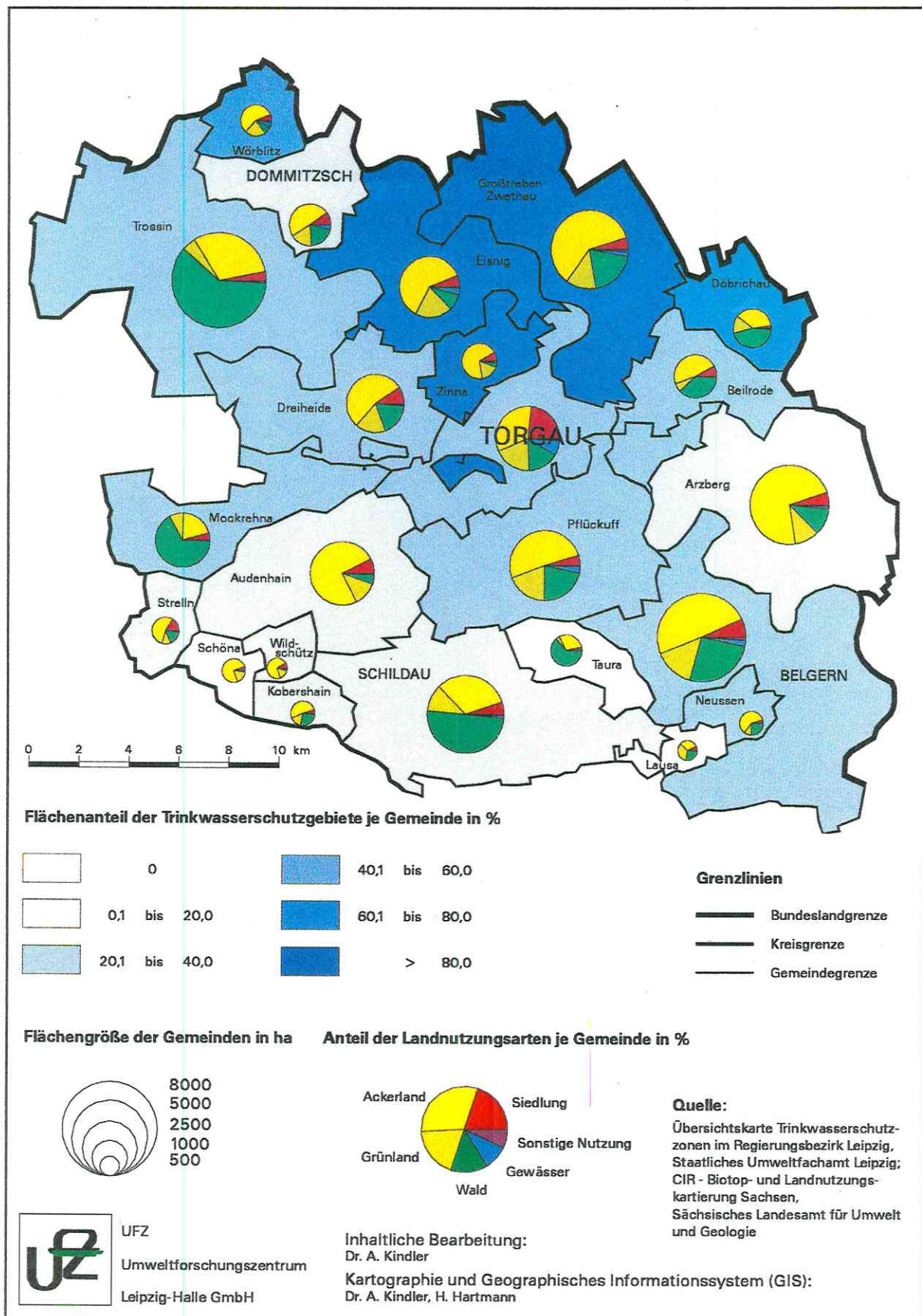


Abb. 4: Trinkwasserschutzgebiete und Flächennutzungsanteile in den Gemeinden des Torgauer Raumes (Stand 1993 für die Flächennutzung und 1997 für Trinkwasserschutzgebiete).

4 Anliegen des Projektes

Das Projekt „Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung² im Elbeeinzugsgebiet“ ist auf Nutzungskonflikte zwischen Naturressourcenschutz und Wirtschaft fokussiert. Schwerpunkte des Naturressourcenschutzes sind der Grundwasser- sowie der Natur- und Landschaftsschutz. Als Entscheidungsgrundlage soll ein Verfahren zur ökologisch-ökonomischen Bewertung von Konflikten zwischen Ressourcenschutz und wirtschaftlicher Entwicklung erarbeitet werden. Dem Bewertungsverfahren liegt ein landnutzungsbezogener Ansatz zu Grunde. Für das Verfahren sind folgende Arbeitsschritte konzipiert: Ausgehend von in der Region relevanten politischen Handlungsoptionen sind Szenarien für Landnutzungsveränderungen abzuleiten. Um die szenarienbezogenen ökologischen und ökonomischen³ Auswirkungen beurteilen zu können, ist einmal ein ökologisches Modell erforderlich, das den Einfluß der Landnutzungsveränderungen auf die Grundwasserquantität und -qualität aufzeigt. Zum anderen sind die ökonomischen Folgen von Landnutzungsveränderungen aus einer *regionalen Perspektive* zu ermitteln. Dafür ist ein regionales Input-Output-Modell zu entwickeln, das die Auswirkungen auf den Umsatz der Wirtschaftssektoren, das Einkommen sowie die Beschäftigung simuliert. Die Ergebnisse beider Modelle sind Grundlage einer ökologischen und ökonomischen Bewertung. Dabei sind die spezifischen Bewertungsaspekte, die sich für erneuerbare und nicht-erneuerbare Naturressourcen ergeben, herauszuarbeiten. Das methodische Instrumentarium der ökologischen und ökonomischen Bewertung soll auf einer multikriteriellen Entscheidungsanalyse, die den Abwägungsprozeß unter den Bedingungen von Nutzungskonflikten auf regionaler Ebene für regionale Akteure unterstützen soll, basieren. Des weiteren wird untersucht, inwieweit die ökonomischen Rahmenbedingungen zur Förderung ressourcenschonender Landnutzungen modifiziert werden müssen. Insbesondere werden Vorschläge zur Finanzierung von Leistungen für den Schutz von Grundwasser, Natur und Landschaft unterbreitet. Schließlich werden auch die Möglichkeiten und Grenzen der aus dem Naturressourcenschutz resultierenden Effekte für eine wirtschaftliche Entwicklung der Region aufgezeigt.

Die Entwicklung des methodischen Instrumentariums sowie seine beispielhafte Anwendung auf den Torgauer Raum ist jedoch nur in interdisziplinärer Zusammenarbeit von Ökonomen mit Naturwissenschaftlern leistbar. Unter Leitung der Abteilung Ökologische Ökonomie und Umweltsoziologie (ÖKUS) des UFZ arbeiten Wissenschaftler/innen der Abteilung

² Der Terminus Landnutzung wird in Anlehnung an die internationale Klassifikation durch die Weltbank verwendet. Danach umfaßt die Landnutzung die naturgegebenen Ökosysteme (natural ecosystems), die Forst-, Land- und Fischwirtschaft (managed ecosystems) und die Siedlungs- sowie Verkehrsflächen (settlement and related uses of ecosystems) (Pieri et al. 1995).

³ Prinzipiell ist dieses Verfahren auch um soziale Ziele erweiterbar. Die damit zur Diskussion stehenden Kriterien, Indikatoren und Bewertungsmaßstäbe erfordern allerdings eine sozialwissenschaftliche Untersuchung, die im Rahmen dieses Projektes kapazitätsbedingt nicht geleistet werden kann. Jedoch werden ökonomische Ziele mit einbezogen, die auch von sozialer Relevanz sind. Das betrifft beispielsweise die Beschäftigung und die Einkommen.

ÖKUS, der Sektionen Angewandte Landschaftsökologie, Ökosystemanalyse, Hydrogeologie und Bodenforschung gemeinsam an einer Lösung des Problems.

5 Schwerpunkte des UFZ-Berichtes

Das Anliegen dieses UFZ-Berichtes besteht darin, die inzwischen erzielten Forschungsergebnisse zum Projekt „Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung“ vorzustellen. Der Aufbau des UFZ-Berichtes ist in der Abbildung 5 dargestellt. Er gliedert sich in die Abschnitte:

- Naturraumausstattung und Landnutzung im Torgauer Raum,
- Integriertes Verfahren zur Bewertung von Konflikten zwischen Ressourcenschutz und wirtschaftlicher Entwicklung (Integriertes Bewertungsverfahren),
- Ökonomische Instrumente zur Förderung des Natur- und Ressourcenschutzes und
- Umweltqualität als Wirtschaftsfaktor.

5.1 Naturraumausstattung und Landnutzung im Torgauer Raum

Im ersten Abschnitt wird die Naturraumausstattung und Landnutzung im Torgauer Raum beschrieben und damit die Spezifik des Untersuchungsgebietes nochmals verdeutlicht.

Im Beitrag von Annegret Kindler und Eckhard Müller *Zur geographischen Charakteristik des Untersuchungsgebietes* wird der Torgauer Raum an Hand seiner Lage, administrativen Gliederung, naturräumlichen Ausstattung sowie ausgewählter sozialgeographischer Charakteristika näher vorgestellt. Die Darstellung der naturräumlichen Ausstattung erfolgt im Rahmen von Landschaftsgenese und Oberflächengestalt, den klimatischen Bedingungen, den Böden, Gewässern und einer Landschaftsgliederung. Die flächenmäßig bedeutendsten Landnutzungsarten stellen die Landwirtschaft (Ackerflächen nehmen 49% der Fläche des Torgauer Raumes ein) und die Forstwirtschaft (28% Waldbedeckung) dar. Des weiteren wird ein Überblick über den Anteil der Trinkwasser-, Landschafts- und Naturschutzgebiete in den verschiedenen Gemeinden des Torgauer Raumes gegeben. Der Beitrag schließt mit einer kurzen Darstellung zur Siedlungsgeschichte des Torgauer Raumes, seiner Bevölkerungsveränderung zwischen 1990 und 1998 sowie einer skizzenhaften Darlegung der Verkehrsinfrastruktur.

Im folgenden Beitrag von Annegret Kindler werden die *Landnutzungsänderungen im Torgauer Raum zwischen 1850, 1930 und 1993* untersucht. Diese historische Betrachtung der Landnutzung einschließlich ihrer Veränderungen über einen Zeitraum von ca. 150 Jahren dokumentiert nicht nur die sich wandelnde Flächeninanspruchnahme im Torgauer Raum, sondern liefert auch wichtige Informationen über die Entstehung des gegenwärtigen Nutzungszustandes. Die historische Analyse kann deshalb als Grundlage für die Vermittlung von Landnutzungskonflikten in der Gegenwart herangezogen werden bzw. künftige Landnutzungsplanungen hilfreich unterstützen. Die Erfassung, Analyse und Bewertung der Landnutzung und ihrer Veränderungen wird auf zwei räumlichen Ebenen durchgeführt: zum einen auf der

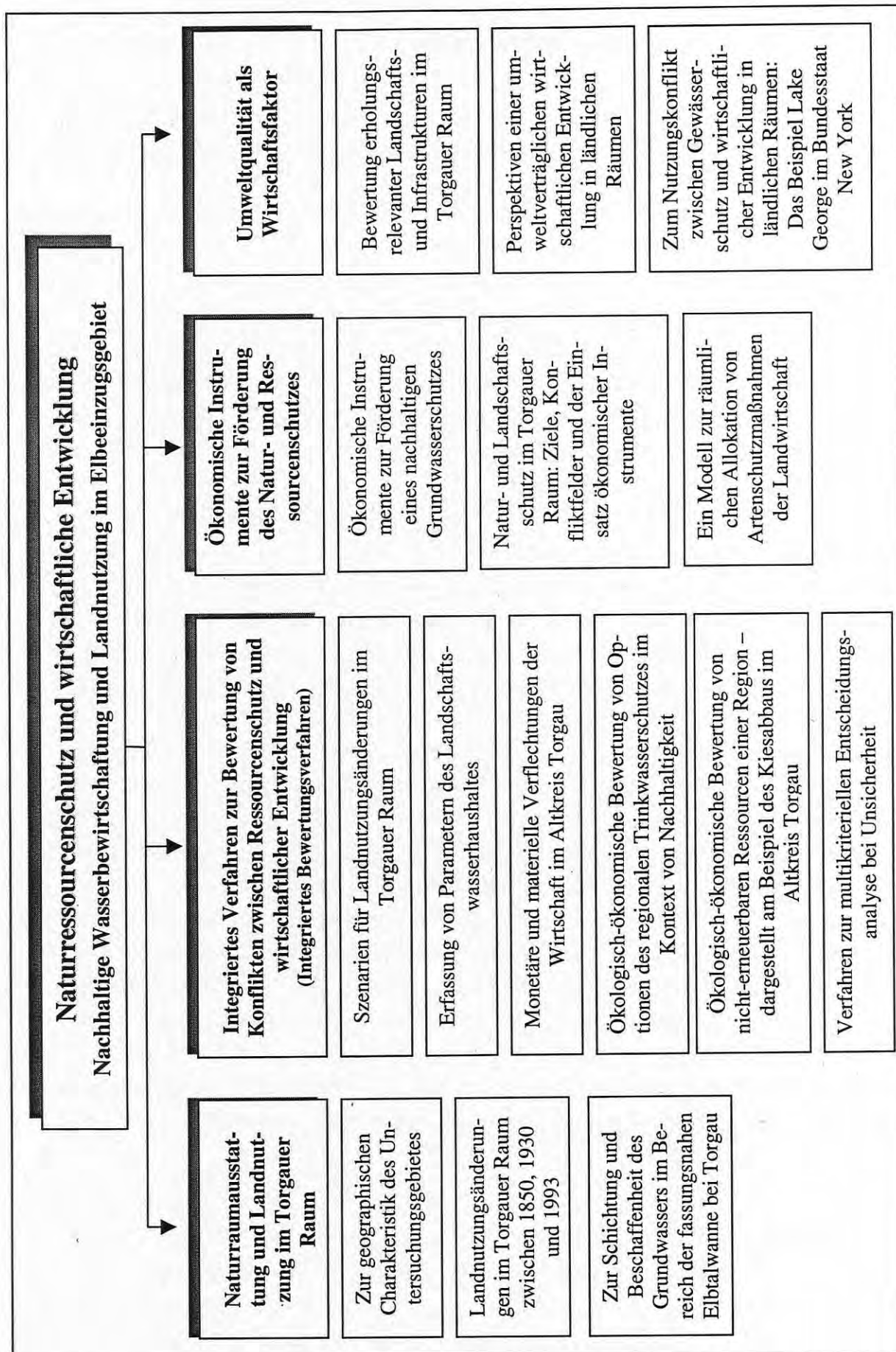


Abb. 5: Übersicht über die Struktur des UFZ-Berichtes.

Ebene des Torgauer Raumes insgesamt, zum anderen auf der gemeindebezogenen Ebene. Die Untersuchungen werden differenziert nach den Nutzungsarten Siedlungsflächen, Ackerflächen, Grünland, Wald, Gewässerflächen und Flächen sonstiger Nutzung durchgeführt. In der Gesamtanalyse des Torgauer Raumes wird deutlich, daß sich die Landnutzung seit ca. 150 Jahren nicht grundlegend geändert hat.

Ackerflächen machen mit ca. 50% den größten Flächenanteil aus, gefolgt vom Wald, dessen Anteil an der Gesamtfläche des Torgauer Raumes mit ca. 28% fast konstant blieb. Das Grünland ist schließlich die Nutzungsart mit dem drittgrößten Flächenanteil, der zwischen 1850 und 1993 um immerhin ca. 28% gesunken ist. Weitere Veränderungen betreffen vor allem die Nutzungsarten mit den geringeren Flächenanteilen: so hat sich z. B. der Anteil der Siedlungsflächen zwischen 1930 und 1995 fast verdreifacht. Im Vergleich zu den – in absoluten Zahlen – eher marginalen Veränderungen auf der gesamträumlichen Ebene ergeben sich deutlichere relative Nutzungsveränderungen auf der Ebene der einzelnen Gemeinden. Diese werden im Beitrag detailliert dargestellt.

Eine nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung in ländlichen Räumen setzt Kenntnisse über die spezifische Landnutzung und ihre Veränderungen voraus. Darüber hinaus bedarf es einer hydrogeologischen Analyse und Bewertung der wasserwirtschaftlichen Rahmenbedingungen im Untersuchungsgebiet. Im abschließenden Beitrag des ersten Abschnittes widmet sich Rolf Trettin der *Schichtung und Beschaffenheit des Grundwassers im Bereich der fassungsnahen Elbtalwanne bei Torgau*. Die langfristige Sicherung einer adäquaten Rohwasserbeschaffenheit ist Voraussetzung für eine nachhaltige Nutzung der Ressource Trinkwasser. Dies kann nur gelingen, wenn stabile Bedingungen existieren, die den Stoffeintrag in das Grundwasser, Stoffumsätze und den Stofftransport kontrollieren. Der Beitrag gibt einen kurzen Überblick über die hydrogeologischen Verhältnisse im Trinkwassergewinnungsgebiet in der Elbaue bei Torgau. In Talgrundwasserleitern, wie sie in der Elbaue gegeben sind, spielt neben dem regionalen Grundwasser die Uferfiltration eine wichtige Rolle für die Trinkwassergewinnung. Der Uferfiltratanteil in den elbnahen Brunnen des Trinkwassergewinnungsstandortes Elbaue-Torgau wird $\geq 50\%$ geschätzt. Neben Fragen und Ergebnissen zur Uferfiltration präsentiert der Beitrag Beispiele für die Stoffverteilung und Stockwerkskommunikation im landseitigen Aquiferbereich mit den Parametern Nitrat, Sulfat und Tritium. Darüber hinaus wird diskutiert, ob und in welchem Maße Grundwasser die Elbe unterqueren kann. Dies wäre z. B. im Falle einer Kiesgewinnung auf der anderen Elbseite von Bedeutung, da Oberflächenwässer aus den entstehenden Baggerseen bis in die Trinkwasserfassungen gelangen könnten.

5.2 Integriertes Verfahren zur Bewertung von Konflikten zwischen Ressourcenschutz und wirtschaftlicher Entwicklung (Integriertes Bewertungsverfahren)

Im zweiten Abschnitt wird ein integriertes Verfahren zur Bewertung von Konflikten zwischen Ressourcenschutz und wirtschaftlicher Entwicklung vorgestellt. Dem Bewertungsverfahren liegt – wie bereits erwähnt – ein landnutzungsbezogener Ansatz zu Grunde. Dabei werden

verschiedene Szenarien der Landnutzung in interdisziplinärer Zusammenarbeit von Ökonomen der Abteilung ÖKUS mit Naturwissenschaftlern der Sektionen Ökosystemanalyse, Angewandte Landschaftsökologie, Hydrogeologie und Bodenforschung abgeleitet. Mit Hilfe geeigneter Modelle, die auf das o. g. Problem bezogen zu entwickeln bzw. anzupassen sind, werden die Auswirkungen der Landnutzungsänderungen auf den Landschaftswasserhaushalt und auf entscheidende ökonomische Größen ermittelt. Schließlich werden die ökologischen und ökonomischen Effekte der landnutzungsbezogenen Szenarien bewertet. Das Verfahren ist durch die Verknüpfung der ökologischen und der im Kern auf der Nutzen-Kosten-Analyse basierenden ökonomischen Bewertung zu einer multikriteriellen Entscheidungsanalyse unter Bedingungen von Unsicherheit charakterisiert. Die Entscheidungsanalyse soll den Abwägungsprozeß unter den Bedingungen von Nutzungskonflikten auf regionaler Ebene unterstützen.

Die Relevanz des Verfahrens zur Bewertung von Nutzungskonflikten für die Entscheidungsfindung auf regionaler Ebene hängt wesentlich davon ab, welche künftigen Entwicklungspfade bestimmt und einer Bewertung unterzogen werden. Aus diesem Grunde widmet sich der Beitrag von Klauer, Messner und Herzog einem methodischen Algorithmus, um *Szenarien für Landnutzungsänderungen im Torgauer Raum* abzuleiten. Dieser methodische Ansatz basiert auf der Entscheidungstheorie und wird ausgehend vom Paradigma der Nachhaltigkeit beispielhaft auf die Problemsituation des Torgauer Raumes zugeschnitten angewandt. Wesentliche Elemente der Bewertung sind die zu definierenden Indikatoren und Kriterien. Ihre Konkretisierung erfolgt in den Beiträgen von Geyler und Messner.

Der Beitrag von Herzog und Kunze hat die *Erfassung von Parametern des Landschaftswasserhaushaltes* zum Gegenstand und ist dem zweiten Bewertungsschritt „Modellierung des Einflusses von Landnutzungsänderungen auf die Grundwasserquantität und -qualität“ zuzuordnen. Im Beitrag wird die Methode, welche zur Bestimmung der Grundwasserneubildung gewählt wurde, vorgestellt und begründet. Es handelt sich um das Abfluß-Bildungs-Modell (ABIMO) der Bundesanstalt für Gewässerkunde, das mit anderen Modellversionen verglichen wird. Die auf den Torgauer Raum bezogene Anwendung bildet die Grundlage für die Abschätzung des Einflusses von Landnutzungsänderungen.

Neben der rein quantitativen Seite der Grundwasserneubildung interessiert im Zusammenhang mit dem Trinkwasserschutz die Qualität des Sickerwassers und ihre Beeinflussung durch die landwirtschaftliche Praxis. Die Ermittlung der Auswirkungen der Landwirtschaft auf die Grundwasserqualität basiert auf der Abschätzung des Stickstoffaustrages durch Versickerung. Dazu werden von ausgewählten Landwirtschaftsbetrieben schlagbezogene Bewirtschaftungsinformationen erhoben und standortbezogene Bewirtschaftungstypen abgeleitet.

Ausgehend von den validierten Modellergebnissen zur Sickerwasserqualität werden die ökonomischen Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungsregimes und Produktionsintensitäten ermittelt. Die Ergebnisse sind Grundlage der ökologischen und ökonomischen Bewertung der landnutzungsbezogenen Szenarien.

Das Anliegen des Beitrages von Klauer zum Thema *Monetäre und materielle Verflechtungen der Wirtschaft im Altkreis Torgau* besteht darin, eine Methode vorzustellen und anzuwen-

den, die geeignet ist, die ökonomischen Auswirkungen von Landnutzungsänderungen für eine Region zu simulieren. Insbesondere sind die Auswirkungen verschiedener politischer Handlungsoptionen zum Grund- und Trinkwasserschutz sowie des Kiesabbaus auf die Wirtschaft abzuschätzen. Dies geschieht mittels einer regionalen Input-Output-Analyse. Für ausgewählte Handlungsoptionen werden die Auswirkungen auf den Produktionswert, die Bruttowertschöpfung und die Anzahl der Beschäftigten berechnet und diskutiert. Es werden die Vorteile, aber auch Grenzen einer statischen Input-Output-Analyse aufgezeigt. Um auch Investitionen und Kapitalakkumulation berücksichtigen zu können, wird ein dynamisches, aktivitätsanalytisches Verflechtungsmodell entwickelt, das die Berücksichtigung von Kuppelproduktionen einschließt. Mit diesem Modell ist es möglich, sowohl monetäre als auch materielle Verflechtungen abzubilden. Neben der Ermittlung der ökonomischen Auswirkungen verschiedener Handlungsoptionen können auch die mit den Handlungsoptionen verbundenen Umwelteffekte simuliert werden. Die empirische Anwendung des dynamischen Modells ist in einem weiteren Schritt konzipiert. Sowohl die Ergebnisse der Simulation, die auf der statischen Input-Output-Analyse basieren, als auch die Ergebnisse des dynamischen Verflechtungsmodells fließen in die ökologische und ökonomische Bewertung ein.

Geyler entwickelt in seinem Beitrag einen methodischen Algorithmus zur *ökologisch-ökonomischen Bewertung von Optionen des regionalen Trinkwasserschutzes im Kontext von Nachhaltigkeit*. Dieses Bewertungsverfahren soll regionalen Entscheidungsträgern helfen, die den Trinkwasserschutz betreffenden Entscheidungen aus einer Langzeitperspektive und unter Berücksichtigung von Unsicherheit zu fundieren. Für diesen Algorithmus werden die theoretischen und methodischen Grundlagen diskutiert. Dabei werden vor allem die Relevanz aber auch die Grenzen der Nutzen-Kosten-Analyse als gängiges Verfahren (state-of-the-art) für monetäre Bewertungen aus der Perspektive des Nachhaltigkeitsparadigmas aufgezeigt und die Erweiterung der Nutzen-Kosten-Analyse in Richtung einer multikriteriellen Entscheidungsanalyse begründet. Die beispielhafte Anwendung des dreistufigen Bewertungsalgorithmus – Szenarienableitung, Modellierung und Bewertung – ist für den Torgauer Raum vorgesehen, der – wie bereits dargelegt – vor allem durch den Trinkwasserschutz für die Fernwasserversorgung geprägt ist. In einem ersten Schritt werden ausgehend von den für den Torgauer Raum entscheidenden Rahmenbedingungen und den zur Disposition stehenden Trinkwasserschutzoptionen relevante Indikatoren der Bewertung bestimmt und schließlich entscheidungsrelevante, landnutzungsbezogene Szenarien abgeleitet. Für diese landnutzungsbezogenen Szenarien sind dann in einem weiteren Forschungsschritt die ökonomischen und ökologischen Effekte von Landnutzungsänderungen zu erfassen und zu bewerten. Das methodische Konzept der multikriteriellen Entscheidungsanalyse für Strategien eines nachhaltigen Trinkwasserschutzes ist Gegenstand des Beitrages von Drechsler.

Das Verfahren zur *ökologisch-ökonomischen Bewertung von nicht-erneuerbaren Ressourcen einer Region – dargestellt am Beispiel des Kiesabbaus im Altkreis Torgau* wird im Beitrag von Messner vorgestellt. Zunächst werden die theoretischen Grundlagen einer ökonomischen und ökologischen Bewertung nicht-erneuerbarer Ressourcen im regionalen Kontext sowie unter Berücksichtigung des Nachhaltigkeitsparadigmas begründet. Dabei werden die me-

thodischen Grundlagen einer monetären Bewertung des Abbaus nicht-erneuerbarer Ressourcen und die Erfordernisse einer Erweiterung der dabei zu Grunde zu legenden Nutzen-Kosten-Analyse in Richtung einer multikriteriellen Entscheidungsanalyse aufgezeigt. Das theoretisch und methodisch begründete multikriterielle Bewertungsverfahren wird auf den Kiesabbau im Torgauer Raum bezogen entwickelt. In einem ersten anwendungsbezogenen Schritt werden die für den Torgauer Raum relevanten Szenarien abgeleitet. In einem weiteren, späteren Schritt sind die szenarienbezogenen ökonomischen und ökologischen Effekte zu modellieren und entsprechend dem entwickelten multikriteriellen Bewertungsalgorithmus zu beurteilen.

Wie bereits aus den oben genannten Beiträgen dieses Abschnittes hervorging, ist ein Verfahren zur Bewertung von künftigen Handlungsoptionen zu entwickeln, das Trade-offs zwischen nichtkommensurablen Zielen sowie Unsicherheit berücksichtigt. Auch seine beispielhafte Anwendung für landnutzungsbezogene Handlungsoptionen im Torgauer Raum ist – wie Ausführungen von Geyler und Messner in diesem Bericht belegen – durch ein multikriterielles Entscheidungsproblem unter Bedingungen von Unsicherheit charakterisiert und erfordert einen entsprechenden multikriteriellen Entscheidungsalgorithmus. *Die Verfahren zur multikriteriellen Entscheidungsanalyse bei Unsicherheit* sind Gegenstand des Beitrages von Drechsler. Ausgehend von entscheidungstheoretischen Grundlagen werden zwei aus der Literatur bekannte multikriterielle Entscheidungsverfahren vorgestellt, die allerdings Unsicherheit nicht explizit berücksichtigen. Drechsler zeigt auf, wie es möglich ist, Unsicherheit explizit in die Bewertung einzubeziehen. Ein weiterer Schritt wird darin bestehen, eine plausible und anwendbare Methode zur Gewichtung verschiedener Kriterien zu entwickeln. Das von Drechsler zu entwickelnde formale Konzept ist ein Ergebnis, das als integrierender, methodischer Bestandteil der Szenarienableitung sowie der multikriteriellen Bewertung von erneuerbaren sowie nicht-erneuerbaren Naturressourcen zu betrachten ist.

5.3 Ökonomische Instrumente zur Förderung des Natur- und Ressourcenschutzes

Gegenstand des dritten Abschnittes sind die ökonomischen Instrumente zur Förderung des Natur- und Ressourcenschutzes.

Im Beitrag von Horsch geht es um *Ökonomische Instrumente zur Förderung eines nachhaltigen Grundwasserschutzes*. Die in diesem Beitrag zur Diskussion stehenden Instrumente sind auf die Ressourcenbepreisung und Honorierung von Leistungen für den Grundwasserschutz fokussiert. Damit soll ein Beitrag zur Lösung des Konfliktes zwischen Grundwasserschutz und wirtschaftlicher Entwicklung in Richtung Nachhaltigkeit geleistet werden, indem durch die Implementation marktorientierter Instrumente kostenminimierende, gesellschaftliche Leistungen für die Umsetzung von Grundwasserschutzzielen unterstützt sowie auch gewässerschonende, innovative Landnutzungen gefördert werden.

Als ein wesentlicher Ausgangspunkt der Identifizierung und Weiterentwicklung von Instrumentarien zur Förderung umweltverträglicher Landnutzungen erfolgt eine Analyse der auf den Grundwasserschutz bezogenen Regelungen in Deutschland bzw. in Sachsen. Besondere Berücksichtigung findet dabei eine regional differenzierte Analyse von ökonomischen Anrei-

zen sowie von Synergien zwischen Natur- und Grundwasserschutz für den Torgauer Raum. Davon ausgehend werden Schwerpunkte zur Vervollkommnung der allokativen und distributiven Funktion von Wasserentnahmeentgelten sowie Ausgleichszahlungen für Nachteile von Land- und Forstwirten in Wasserschutzgebieten abgeleitet.

Mit dem Beitrag von Ring und Wätzold zum Thema *Natur- und Landschaftsschutz im Torgauer Raum: Ziele, Konfliktfelder und der Einsatz ökonomischer Instrumente* wird ebenfalls das Anliegen verfolgt, Strategien zur Minderung des Konfliktes zwischen Naturressourcenschutz und wirtschaftlicher Entwicklung für den Torgauer Raum zu entwickeln. Ausgehend von der Naturausstattung dieses Raumes werden regionsspezifische Naturschutzziele herausgearbeitet und die damit verbundenen Konflikte zwischen Naturschutz und Landnutzung untersucht. Bezüglich des Natur- und Landschaftsschutzes hat sich die Landwirtschaft als zentrales Konfliktfeld herauskristallisiert. Es erfolgt eine Analyse der naturschutzrelevanten Förderprogramme im Freistaat Sachsen und ihrer regional differenzierten Anwendung im Torgauer Raum. Diese ist Grundlage für weiterführende Forschungsarbeiten, die vor allem auf den effektiveren Einsatz bestehender ökonomischer Instrumente gerichtet und Gegenstand des folgenden Beitrages sind.

Martin Drechsler und Frank Wätzold entwickeln in ihrem Beitrag ein *Modell zur räumlichen Allokation von Artenschutzmaßnahmen der Landwirtschaft*, welches sowohl auf ökologischen als auch ökonomischen Parametern aufbaut. Mit Hilfe des Modells können Richtlinien aufgezeigt werden, wie ein gegebenes finanzielles Budget für die Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft zwischen Regionen aufgeteilt werden soll, die sich durch ihre Naturausstattung unterscheiden. Dabei soll der gesellschaftliche Nutzen durch Artenvielfalt maximiert werden. Das Modell lehnt sich an anderen ökonomischen Modellen zur optimalen räumlichen Allokation von Ressourcen an. Im Gegensatz zu herkömmlichen Modellen berücksichtigt es jedoch eine naturwissenschaftlich fundierte ökologische Benefitfunktion, welche die Artenvielfalt als Funktion der für den Artenschutz vorhandenen Fläche bestimmt. Die Modellergebnisse zeigen, daß eine effiziente räumliche Allokation von Artenschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft von der Kostenfunktion der Landwirte, der Nutzenfunktion der politischen Entscheidungsinstanz und der ökologischen Benefitfunktion abhängt. Aufbauend auf den gewonnenen Erkenntnissen untersuchen Drechsler und Wätzold, welche vorhandenen Programme zur Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft in den unterschiedlichen Ländern der Bundesrepublik Deutschland bereits eine räumliche Differenzierung bei der Vergabe von Fördermitteln berücksichtigen.

5.4 Umweltqualität als Wirtschaftsfaktor

Die Umweltqualität als Wirtschaftsfaktor ist Gegenstand des vierten und letzten Abschnittes. Wie den vorangegangenen Beiträgen bereits zu entnehmen war, ist der Torgauer Raum durch eine beachtliche Ausstattung mit sensiblen Naturressourcen und einem auch daraus resultierenden hohen Anteil an ausgewiesenen Trinkwasser-, Natur- und Landschaftsschutzgebieten charakterisiert. Demzufolge liegt die Frage nahe, inwieweit sich durch die standortspezifische

Naturressourcenausstattung Chancen für eine wirtschaftliche Entwicklung ergeben. Insbesondere interessiert das Rekreationspotential dieser Region und die daraus sich ergebenden Möglichkeiten für den Tourismus. Damit verbunden ist die Fragestellung, wie diese Potentiale wirtschaftlich erschlossen werden können. Um zu sichern, daß die wirtschaftlichen Aktivitäten, die auf regionalen Naturressourcen basieren, nicht zu ihrer Zerstörung und damit nicht zur Aufhebung der darauf basierenden wirtschaftlichen Entwicklung führen, ist schließlich nach der Förderung einer umweltverträglichen wirtschaftlichen Entwicklung zu fragen. Die günstige, standortspezifische Naturressourcenausstattung ist durchaus eine Basis für den Tourismus und damit für die wirtschaftliche Entwicklung. Diesbezüglich interessiert, wie Konflikte zwischen Naturressourcenschutz und Wirtschaft gelöst bzw. möglichst vermieden werden können.

Die erholungsrelevanten Landschafts- und Infrastrukturen im Torgauer Raum werden im Beitrag von Müller beschrieben. Die im Beitrag vorgestellten Ergebnisse sind Grundlage der Beurteilung der Rekreationspotentiale der Region sowie der Chancen einer wirtschaftlichen Entwicklung durch die Nutzung des Rekreationspotentials. Es werden erholungsrelevante Landnutzungs- und Infrastrukturen auf Gemeindebasis analysiert, die vor allem für die Naherholung von Bedeutung sind. Zur Beurteilung ihrer Relevanz für die Erholung werden entsprechende Bewertungsmöglichkeiten aufgezeigt und auf den Torgauer Raum bezogen angewendet. Des weiteren wird die regionale Differenzierung des öffentlichen Personennahverkehrs als eine wichtige Voraussetzung der Nutzung des natürlichen Erholungspotentials untersucht und eine Stärke-Schwächen-Analyse angestrebt. Sie ist Grundlage eines „Rekreations-Steckbriefes“ der Gemeinden für ein umweltverträgliches, gemeindeübergreifendes Tourismusmanagement sowie für die Bestimmung des rekreationsspezifischen Beitrags für die wirtschaftliche Entwicklung.

Mit dem Beitrag von Müller wurde nochmals die sehr gute Ausstattung des ländlich geprägten Torgauer Raumes mit sensiblen Naturressourcen deutlich. Allerdings ist dieser Raum auch durch eine brachliegende wirtschaftliche Entwicklung gekennzeichnet. Dabei handelt es sich durchaus um eine häufig in Ostdeutschland anzutreffende Situation. Eine in diesem Zusammenhang sich aufdrängende Fragestellung ist, wie eine umweltverträgliche wirtschaftliche Entwicklung ländlicher Räume gefördert werden kann. Diesem Anliegen widmet sich Wätzold im Beitrag *Perspektiven einer umweltverträglichen wirtschaftlichen Entwicklung in ländlichen Räumen*. Der Beitrag konzentriert sich auf den Zusammenhang zwischen wirtschaftlicher Entwicklung und Naturschutz sowie Landschaftspflege. Diesbezüglich wurde an Hand von Ergebnissen einer Unternehmensbefragung im Altkreis Torgau analysiert, welche möglichen Konfliktfelder zwischen wirtschaftlicher Entwicklung und Naturschutz aus der Sicht der Unternehmen bestehen. Zwar werden seitens der befragten Unternehmer für die aktuelle Situation nur geringe Konflikte bescheinigt, aber sie sind aus der Sicht künftiger wirtschaftlicher Entwicklungen nicht auszuschließen. Die Frage nach der Initiierung einer umweltverträglichen wirtschaftlichen Entwicklung bleibt damit relevant. Als theoretische Grundlage einer solchen Entwicklung wird die Theorie des Institutionenwettbewerbs des Nobelpreisträgers Douglas C. North herangezogen. Nach dieser Theorie sind die Ausgestaltung

von Organisationen und Institutionen ein entscheidender Faktor für die wirtschaftliche Entwicklung einer Volkswirtschaft. Dabei ist allerdings einmal zu klären, welche Möglichkeiten der Anwendung der Theorie auf kommunale wirtschaftliche Entwicklungsprozesse bestehen. Zum anderen ist zu analysieren, welche Möglichkeiten auf konzeptioneller Ebene zur Einbeziehung von Umweltaspekten in die Theorie gegeben sind. Ausgehend von dem theoretischen Konzept, das für die kommunale Ebene entwickelt wird und Umweltaspekte berücksichtigt, wird eine methodische Vorgehensweise für die Analyse von Organisationen und Institutionen vorgeschlagen, die auch für den Torgauer Raum zur Anwendung kommen soll. Das Ziel besteht schließlich darin, Empfehlungen für Veränderungen von Organisationen und Institutionen im Hinblick auf eine verbesserte umweltverträgliche wirtschaftliche Entwicklung abzuleiten.

Wie sich Umweltqualität durchaus als Wirtschaftsfaktor für eine Region erweist, unter welchen Bedingungen die wirtschaftliche Entwicklung ihre natürliche Basis gefährden kann und wie schließlich ein nachhaltiger Entwicklungspfad aus der Perspektive einer Region zu unterstützen ist, wird im Beitrag von O'Hara zum Thema *Nutzungskonflikt zwischen Gewässerschutz und wirtschaftlicher Entwicklung in ländlichen Räumen: Das Beispiel Lake George im Staat New York* diskutiert. Die Lake George Region ist im Nordwesten des Bundesstaates New York gelegen. Ihre wirtschaftliche Basis ist der Tourismus, der wesentlich durch das Rekrationspotential des Lake George bestimmt wird. Infolge der mit dem Tourismus verbundenen Landnutzungen, wie z. B. zunehmende Siedlungsflächen in diesem Raum, zeichnen sich bereits die Wasserqualität gefährdende Entwicklungen ab. Es erhebt sich die Frage nach nachhaltigen Entwicklungsalternativen. O'Hara zeigt eine methodische Vorgehensweise auf, wie alternative Entwicklungsmuster identifiziert und bewertet werden können. Eine entscheidende Basis zur Implementation nachhaltiger Entwicklungsalternativen wird darin gesehen, inwieweit die regionalen Akteure und damit Betroffenen in den Prozeß der Identifizierung solcher Entwicklungsmöglichkeiten, der Auswahl regionsspezifischer Nachhaltigkeitskriterien und damit in den Prozeß ihrer Bewertung einbezogen werden.

Wird abschließend die Region Lake George mit dem Torgauer Raum verglichen, zeigt sich, daß in beiden Fällen ein multikriterielles Entscheidungsproblem zu lösen ist. Während der Forschungsansatz im Rahmen des UFZ-Verbundprojektes den Schwerpunkt auf die Entwicklung des methodischen Verfahrens für eine multikriterielle Entscheidungsanalyse und seiner Darstellung legt, finden wir im Beitrag von O'Hara Anregungen, wie in einem partizipativen Prozeß die mit Nutzungskonflikten verbundenen Entwicklungsoptionen im Kontext von regionaler Nachhaltigkeit zu identifizieren und zu bewerten sind.

Literatur

- Bergh, J.C.J.M. van den, Straaten, J. van der (eds.) (1994): *Toward Sustainable Development. Concepts, Methods, and Policy*. Island Press. Washington, D.C.
- BMU (1996): *Nachhaltigkeit in der Wasserwirtschaft*. Memorandum des Internationalen Symposiums am 8. und 9. Oktober 1996 in Bonn. Umwelt Nr. 11/96. Bonn, S. 385-386
- BUND, MISEREOR (Hrsg.) (1996): *Zukunftsfähiges Deutschland*. Birkhäuser Verlag. Basel. Boston. Berlin
- Daly, H.E. (1990): *Toward some operational principles of sustainable development*. *Ecological Economics* 2, pp. 1-6

- Enquete-Kommission (Hrsg.) (1994): Schutz des Menschen und der Umwelt: Die Industriegesellschaft gestalten. Economica Verlag. Bonn
- FWV (Fernwasserversorgung Elbaue-Ostharz GmbH) (1998): Geschäftsbericht 1997. Torgau
- Goldbach, E. (1996): Stand der Arbeiten im Rahmen des MOST-Projektes „Rüstungsaltpast WASAG Elsnig“ auf der Grundlage der Sächsischen Altpastenmethodik. In: Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung (Hrsg.): Behandlung von Rüstungsaltpasten im Raum Torgau-Elsnig. Materialien zur Altpastenbehandlung 5/96. Dresden, S. III1-III15
- Hardy, S., Lloyd, G. (1994): An impossible dream? Sustainable regional economic and environmental development. *Regional Studies* 28(8), pp. 773-780
- Hildebrand, H. (1996): Die Verantwortung der kommunalen Behörden bei der Durchführung von Maßnahmen zur Gefahrenabwehr am Beispiel des Landkreises Torgau-Oschatz. In: Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung (Hrsg.): Behandlung von Rüstungsaltpasten im Raum Torgau-Elsnig. Materialien zur Altpastenbehandlung 5/96. Dresden, S. IV1-IV17
- Klauer, B. (1999): Defining and achieving sustainable development. *The International Journal of Sustainable Development and World Ecology* (im Druck)
- Landratsamt Torgau-Oschatz (1995): Konzeption zur Entwicklung des Landkreises Torgau-Oschatz. Torgau
- Luckner, L. (1995): Rüstungsaltpasten und Grundwasserbeschaffenheit in der Elbaue bei Torgau. *WWt* 1/95, S. 26-34
- Norgaard, R.B. (1994): *Development Betrayed. The End of Progress and a Coevolutionary Revisioning of the Future*. Routledge, London, New York
- Pearce, D., Turner, E.K. (1990): *Economics of Natural Resources and Environment*. Harvester Wheatsheat. New York
- Pieri, C., Dumanski, J., Hamblin, A., Young, A. (1995): *Land Quality Indicators*. The World Bank. Washington, D.C.
- Regionaler Planungsverband Westsachsen (1998): *Regionalplan Westsachsen*. Leipzig
- Rennings, K., Wiggering, H. (1997): Steps towards indicators of sustainable development: Linking economic and ecological concepts. *Ecological Economics* 20, pp. 25-36
- Ring, I. (1997): Evolutionary strategies in environmental policy. *Ecological Economics* 23, pp. 237-249
- SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1998): *Flächendeckend wirksamer Grundwasserschutz. Sondergutachten*. Metzler-Poeschel. Stuttgart
- Umweltbundesamt (1994): *Daten zur Umwelt 1992/93*. Berlin
- Umweltbundesamt (1997): *Daten zur Umwelt – Der Zustand der Umwelt in Deutschland*. Berlin
- World Commission on Environment and Development (WCED) (1987): *Our Common Future*. Oxford University Press. Oxford

Naturraumausstattung und Landnutzung im Torgauer Raum

Zur geographischen Charakteristik des Untersuchungsgebietes

Annegret Kindler und Eckhard Müller

Im nachfolgenden Beitrag wird das Untersuchungsgebiet hinsichtlich seiner Lage und administrativen Gliederung, der naturräumlichen Ausstattung und Landschaftsgliederung vorgestellt. Darüber hinaus werden Überblicksinformationen zur Landnutzung und zu den Schutzgebieten, den Siedlungen, der Bevölkerung und dem Verkehr dargelegt.

1 Lage und administrative Gliederung

Der als Untersuchungsgebiet festgelegte Torgauer Raum befindet sich im Nordwesten des Freistaates Sachsen und hier im Nordosten des Regierungsbezirkes Leipzig. Dieser Raum hat eine Größe von 686 km² und umfaßt den nördlichen Teil des Kreises Torgau-Oschatz, der infolge der in Sachsen durchgeführten Kreisgebietsreform vom 01.08.1994 durch die Zusammenlegung der Kreise Torgau, Oschatz sowie von Teilen des Kreises Eilenburg entstand.

Der Torgauer Raum grenzt im Norden an den Landkreis Wittenberg des Landes Sachsen-Anhalt, im Westen an den Kreis Delitzsch, im Südwesten an den Muldentalkreis, im Süden an den südlichen Teil des Kreises Torgau-Oschatz und im Osten an den Elbe-Elster-Kreis des Landes Brandenburg. Damit entspricht das Untersuchungsgebiet dem ehemaligen Kreis Torgau zuzüglich der Gemeinden Schöna, Strelln, Wildschütz des früheren Kreises Eilenburg (siehe Abb. 1).

Der Torgauer Raum ist administrativ in 23 Gemeinden mit insgesamt 81 Gemeindeteilen (Stand 01.01.1998) gegliedert. Tabelle 1 gibt einen Überblick zu den Gemeinden und ihren Gemeindeteilen, den Gemeindeflächen, der Anzahl der Einwohner und der Bevölkerungsdichte sowie Informationen zum Zeitpunkt der Eingemeindung.

Großräumig läßt sich der Torgauer Raum in die Dübener Heide im Nordwesten, die Annaburger Heide im Nordosten, die Torgau-Dübener Niederung im zentralen Bereich, die Dahleener Heide im Süden und die Elbeniederung im Osten gliedern. Besondere Bedeutung für die Erholung besitzen die Dübener und Dahleener Heide. Eine kleinräumigere landschaftliche Differenzierung wird in Kapitel 2.5 dieses Beitrages vorgenommen.

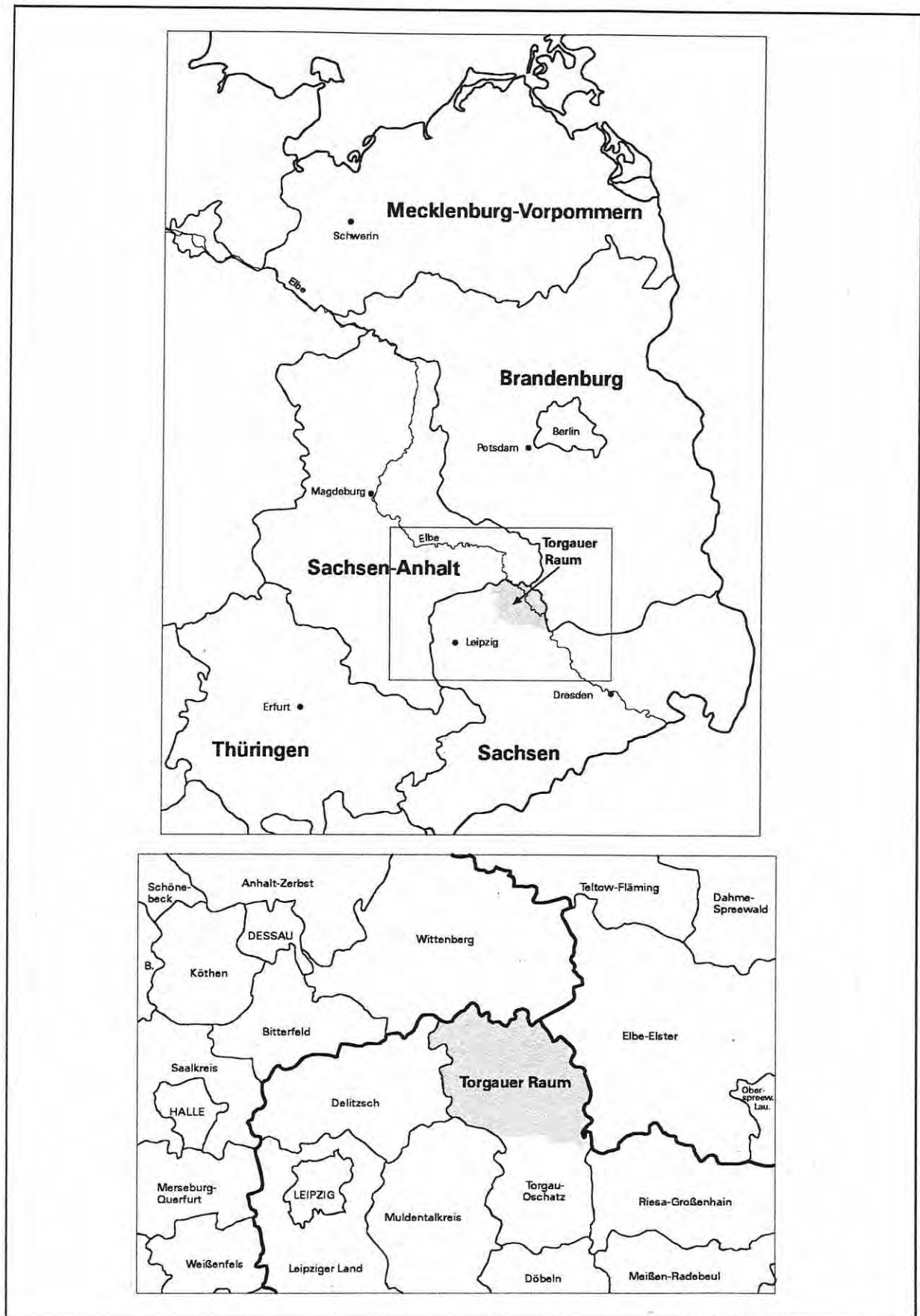


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes.

Tab. 1: Gemeinden und Gemeindeteile im Torgauer Raum.

Gemeinde 01.01.1998 Gemeindeteile	Eingemeindung	Fläche [km ²]	Einwohner 30.06.1998	Bevölk.-dichte [Einw./km ²]
Arzberg		57,39	2.575	45
Adelwitz				
Arzberg				
Blumberg	01.07.1993			
Elsterberg				
Heidehäuser				
Kamitz				
Kathewitz				
Kauklitz				
Köllitsch				
Kötten				
Nichtewitz				
Ottersitz				
Packisch				
Piestel				
Prausitz				
Pülswerda				
Stehla				
Tauschwitz				
Triesewitz				
Audenhain		41,15	2.551	62
Audenhain	01.03.1994			
Klitzschen	01.03.1994			
Langenreichenbach	01.03.1994			
Beilrode		19,87	2.667	134
Belgern		71,32	4.886	69
Ammelgoßwitz				
Belgern				
Bockwitz	01.03.1994			
Döbeltitz				
Dröschkau				
Liebersee	01.03.1994			
Mahitzschen	01.01.1993			
Oelzschau				
Seydewitz				
Staritz	01.01.1996			
Wohlau	01.03.1994			
Döbrichau		16,57	352	21
Dommitzsch		19,11	2.723	143
Dommitzsch				
Mahlitzsch				
Dreiheide		33,73	2.542	75
Großwig	01.01.1994			
Süptitz	01.01.1994			
Weidenhain	01.01.1994			
Elsnig		36,88	1.829	50
Döbern	01.01.1994			
Drebligar				
Elsnig				
Mockritz				
Neiden	01.01.1994			
Polbitz				
Vogelgesang				

Fortsetzung Tabelle 1.

Gemeinde 01.01.1998 Gemeindeteile	Eingemeindung	Fläche [km ²]	Einwohner 30.06.1998	Bevölk.-dichte [Einw./km ²]
Großtreben-Zwethau		56,72	2.426	43
Dautzschen				
Döhlen				
Eulenu				
Großtreben				
Kreischau				
Last				
Neubleesern				
Rosenfeld				
Zwethau				
Kobershain		7,16	408	57
Lausa		5,38	307	57
Kaisa				
Lausa				
Mockrehna		30,25	1.688	56
Gräfendorf				
Mockrehna				
Neußen		7,08	295	42
Pflückuff		48,49	2.582	53
Beckwitz	01.01.1994			
Bennewitz				
Kranichau				
Kunzwerda				
Loßwig	01.01.1994			
Mehderitzsch	01.01.1994			
Staupitz	01.01.1994			
Weßnig	01.01.1994			
Schildau		55,96	2.935	52
Probsthain	01.01.1994			
Schildau				
Sitzenroda	01.01.1994			
Schöna		6,84	343	51
Strelln		8,91	522	57
Taura		12,17	490	42
Torgau		39,62	19.618	501
Graditz	01.01.1994			
Melpitz	01.01.1994			
Torgau				
Trossin		79,25	1733	22
Dahlenberg				
Falkenberg	01.01.1994			
Roitzsch				
Trossin				
Wildschütz		5,48	369	70
Wörblitz		11,52	666	60
Greudnitz				
Proschwitz				
Wörblitz				
Zinna		15,45	1567	97
Welsau				
Zinna				
Summe		686,30	56.074	81

Quelle: Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen (1998, 1999); eigene Berechnungen.

2 Naturräumliche Ausstattung

Es werden großräumige Erscheinungen der Naturraumausstattung aufgezeigt, die eine Gliederung und -charakteristik des Untersuchungsgebietes zulassen.

2.1 Landschaftsgenese und Oberflächengestalt

Die Beschreibung von Landschaftsgenese und Oberflächengestalt erfolgt chronologisch von der Vergangenheit bis zur jüngeren Gegenwart.

Für die Entstehung der Landschaftsformen im Torgauer Raum sind vor allem Prozesse während des Holozäns und des Pleistozäns verantwortlich, lediglich die Quarzporphyrvorkommen des Schildberges (217 m über NN) und am Schloß Hartenfels stammen aus dem Perm. Sie durchragen die pleistozänen Deckschichten mit zum Teil steilen Hängen. Im Flußbett der Elbe bei Torgau steht gleichfalls Porphyrtuff an, der bei Wasserniedrigstand von Bedeutung für tiefergehende Schiffe wird.

Während des Pleistozäns war der Torgauer Raum in der Saale- und Elster-Kaltzeit von nordischem Inlandeis bedeckt und ist damit dem Altmoränengebiet zugehörig. Das Eis hinterließ vor allem Endmoränenzüge, Grundmoränen mit Geschiebemergel und -lehm sowie glazifluviatile Kiese und Sande. Nach neueren Untersuchungen (Wünsche et al. 1995) werden die im Süden des Untersuchungsgebietes gelegenen Endmoränenrücken der Dahlemer Schollensapelmoräne (bis 215 m über NN) dem zweiten Inlandeisvorstoß der Elster-Kaltzeit zugeordnet. Die vorwiegend tertiären Stauchmassen stammen aus dem Raum der Elbtal-Glazialwanne, die mit ihrer späteren Füllung mit Fluß- und Schmelzwasserschottern vor allen Dingen als Grundwasserspeicher von Bedeutung ist. Nach Norden schließen sich flache bis flachwellige und schwach geneigte Vor- und Nachschüttbildungen der Saale-Kaltzeit an, die vor allem Geschiebemergel und -lehm sowie glazifluviatile Sande und Kiese umfassen. Der Südrand des Schmiedeberger Stauchendmoränenbogens (bis 145 m über NN), der den nördlichen Teil des Raumes Torgau beeinflusst und ebenfalls aufgepreßte tertiäre Tone und Sande enthält, wird weiterhin dem 2. Vorstoß der Saale-Kaltzeit zugeordnet. Das Inventar der sich in seinem Vorland befindlichen flachwelligen Vor- und Nachschüttungen wird gegenüber dem der Dahlemer Heide um glazilimnische Bildungen im Raum von Falkenberg ergänzt. Zwischen Dahlemer und Dübener Heide liegt ein Gebiet, das als Ausschürfungswanne im Rückland der Dahlemer Endmoräne gedeutet (Haase 1995) und als Torgau-Dübener Niederung (90 m bis 100 m über NN) bezeichnet wird. Nach der Saale-Kaltzeit nahm die Elbe ihr heutiges Tal ein.

Während der jüngsten Kaltzeit (Weichsel) war der Torgauer Raum nicht mehr vom Inlandeis bedeckt. Es begann die Aufschotterung der Elbaue mit Sanden, wie sie zum Beispiel in der Niederterrasse der Annaburger Heide an der Oberfläche anstehen. Aus dem gleichen Zeitalterschnitt stammen dort verbreitete Dünenbildungen (bis 102 m über NN), die sich ca. 20 m über die Terrasse erheben. In flachen Senken und Tälchen erfolgte die Ablagerung von „Tal- und Gehängelehm“.

Im Holozän erfolgte in den größeren Talauen die Sedimentation von Auenlehmen (bis zu 2 m), die ihre Ursache in Waldrodungen und damit verbundener Bodenerosion hatte. Die Elb-

auere tritt mit einer Höhenlage von 90 m im Süden des Untersuchungsgebietes ein und verläßt es im Norden bei 75 m. In kleineren Tälchen wurden geringmächtigere „Wiesenlehme“ abgesetzt, teilweise setzte Vermoorung ein. Außerdem soll auf anthropogene sich auch auf die Oberflächenformung auswirkende Eingriffe hingewiesen werden. Es sind dies z. B. die Anlage des Großen Teiches (1484/85) bei Torgau sowie Flußregulierungen, Eindeichungen und Auskiesungen in der Elbaue.

2.2 Klima

Generell lassen sich makroklimatische Erscheinungen aus der allgemeinen Zirkulation der Atmosphäre, der geographischen Breite, der Lage zu Meer und Kontinent sowie der Höhe über NN erklären. Zur Charakteristik werden vorwiegend mittlere Jahreswerte der Klimaelemente verwendet. Mesoklimatische Differenzierungen sind über die Einbeziehung der Oberflächenformen möglich.

Nach Uhlig et al. (1986) liegt der größte Teil des Gebietes im subkontinentalen Binnentieflandsklima des Leipziger Landes (nördliche Ausprägung) mit einem mittleren Jahresniederschlag von 550 mm bis 580 mm und einer Jahresmitteltemperatur zwischen 8,6°C und 9,5°C. Die Endmoränengebiete der Dübener und Dahlemer Heide erreichen mit 590 mm bis 650 mm höhere Jahresniederschläge sowie geringere Jahrestemperaturen (8,4°C bis 9,2°C) und werden zum subkontinentalen Hügellandsklima Nordwest- und Mittelsachsens gerechnet. Zu einer ähnlichen Gliederung kommt Schmidt (1995) mit seinen klimatischen Normalwerten für die folgenden Naturräume:

- Dahlemer Stauchmoräne mit 620 mm bis 650 mm und 8,2°C
- Torgau-Dübener Niederung mit 550 mm bis 600 mm und 8,9°C
- Riesa-Torgauer Elbtal mit 540 mm bis 570 mm und 9°C

Die einzige meteorologische Station des Untersuchungsgebietes befindet sich in Torgau. Im Vergleich zu Leipzig ist es hier etwas kühler und niederschlagsärmer (1951 bis 1980):

- Torgau 8,6° C 558 mm
- Leipzig 8,9° C 584 mm

Die Werte (1951 bis 1980) der drei im Raum Torgau gelegenen Niederschlagsmeßstellen widerspiegeln nochmals die morphologiebedingte Differenzierung:

- Falkenberg am Südrand der Schmiedeberger Stauchmoräne mit 606 mm
- Belgern am Ostrand der Dahlemer Schollenstapelmoräne mit 591 mm
- Schildau auf der Schildau-Sitzenrodaer Ackerplatte mit 531 mm

2.3 Böden

Der Charakteristik der räumlichen Bodenstruktur liegt die Bodenübersichtskarte (1 : 400.000) des Freistaates Sachsen von Müller und Walther (1995) zugrunde. Im Untersuchungsgebiet überwiegen Bodengesellschaften im Verbreitungsgebiet von vorherrschend sandigen Lockersedimenten, gefolgt von solchen der Auen und Moore. In der Reihenfolge der Häufigkeit ihres Vorkommens können folgende Leitböden unterschieden werden:

1. Sand-Braunerde-Podsol
vorwiegend auf glazifluviatilen Sanden der Dahleener/Dübener Heide, den Niederterrassen von Arzberg-Beilrode und der Annaburger Heide (hier auch Ranker, Podsole und Gley-Podsole im Binnendünen-Gelände)
2. Vega/Auengley
Auenlehme unterschiedlicher fazieller Ausprägung in der Elbaue
3. Lehm-/Ton-Staugley
Geschiebelehme und Tertiärtone der Schmiedeberger und Dahleener Endmoränenzüge, glazilimnische Schluffe, Sande und Tone um Falkenberg
4. Lehmsand-Braunerde
vorwiegend von Geschiebedecksanden überlagerte Geschiebelehme und glazifluviatile Sande im Gebiet zwischen Dommitzsch-Neiden und Wildschütz-Audenhain-Langenreichenbach
5. Sand-Gley
fluviatile Sande in Tälchen und Bachniederungen
6. Moor
moorige Bildungen über Sand nordwestlich von Döbrichau, westlich von Belgern und östlich von Beckwitz
7. Hangsandlehm-Braunerde-Podsol
Schildberg

2.4 Gewässer

Die Elbe als Bundeswasserstraße fließt von Südosten nach Nordwesten auf einer Länge von ca. 54 km durch den Torgauer Raum und wird von Lastschiffen befahren. Der Elbehafen Torgau soll nach dem Regionalplan Westsachsen als Güterumschlagstelle weiter ausgebaut werden (Regionaler Planungsverband 1996, S. Z-69). Westlich der Elbe bei Elsnig und östlich der Elbe bei Döhlen und Kathewitz befinden sich Altgewässer als Überreste des früheren Flußverlaufs. Außer der Elbe als dem größten Fließgewässer durchqueren mehrere wesentlich kleinere Fließgewässer bzw. Gräben das Gebiet. Hier wären vor allem der Schwarze Graben, der Röhrgraben, der Lange Dammgraben und die Rote Furth im westelbischen Bereich zu nennen, die von Westen zum Großen Teich fließen. Von dort entwässern sie als Schwarzer Graben/Weinske nach Norden von Neiden über Elsnig und münden östlich von Dommitzsch in die Elbe. Zwei weitere regional bedeutsame Fließgewässer sind der Grenzbach im Norden des Untersuchungsgebietes, der nordöstlich von Dommitzsch in die Elbe fließt, und der Krausnitzbach im Südosten, der östlich von Belgern in die Elbe mündet. Im ostelbischen Bereich befinden sich keine nennenswerten Fließgewässer, die in die Elbe münden. Bedeutende künstlich angelegte Stillgewässer sind der Große Teich und der Benkenteich südlich von Torgau, der Gehegeteich südlich von Pflückuff, der Neumühlteich nordöstlich von Schildau, die Bennewitzer Teiche westlich der gleichnamigen Ortslage und die Klitzschener Teiche südöstlich von Klitzschen.

2.5 Landschaftsgliederung

Die vorangegangene Analyse von Genese, Morphologie, Böden und Gewässern erlaubt eine naturräumliche Gliederung des Untersuchungsgebietes. In Anlehnung an das Arealprinzip von Herz et al. (1975) werden Grenzen dort gesetzt, wo sich mehrere der analysierten Naturkomponenten überlagern bzw. verzahnen. Mit Einbeziehung der beiden verbreitetsten Flächennutzungen Acker und Forst sowie von städtischen Siedlungsstrukturen werden zusätzliche landschaftsprägende kulturräumliche Faktoren bei der Grenzziehung berücksichtigt. Ergebnis ist die in Abbildung 2 dargestellte Raumgliederung des Untersuchungsgebietes. Sie fußt auf einer Veränderung und Erweiterung der im Landschaftsrahmenplan Torgau enthaltenen Karte „Naturräumliche Gliederung/Planungs-einheiten“ sowie der CIR-Biotoptypen- und Landnutzungskartierung des Landes Sachsen. Es werden 60 Einheiten unterschieden, die sich zu folgenden Typen zusammenfassen lassen:

- Flußbaue
- Niederterrassen
- Festgesteinsdurchragungen
- Bachniederungen und Teichgebiete
- kuppige Endmoränenplatten
- ebene Waldplatten
- Ackerplatten

3 Landnutzung und Schutzgebiete

Betrachtet man die wichtigsten Landnutzungsarten, so kann folgendes festgestellt werden. Mit ca. 49% umfassen die Ackerflächen fast die Hälfte des Torgauer Raumes. 28% der Gesamtfläche sind mit Wald bedeckt, 13% werden als Grünland genutzt. Siedlungsflächen nehmen ca. 7% der Gesamtfläche ein. Wasserflächen mit weniger als 2% und sonstige Nutzungen mit weniger als einem Prozent haben einen vergleichsweise geringen Anteil an der Gesamtfläche des Torgauer Raumes. Detaillierte Informationen zur Landnutzung enthält der Beitrag von Kindler in diesem Bericht.

Außerdem befinden sich entlang der Elbaue Vorranggebiete für den Abbau oberflächennaher Rohstoffe, insbesondere von Kies. Bei Liebersee im Südosten des Untersuchungsraumes liegt das gegenwärtig einzige aktive Abbaugbiet. Es handelt sich zugleich um eines der modernsten Kieswerke Europas mit einer jährlichen Förderkapazität von ca. 1,3 Millionen Tonnen Kies. Mit den sich aus dem Kiesabbau ergebenden Landnutzungskonflikten beschäftigt sich der Beitrag von Messner in diesem Bericht.

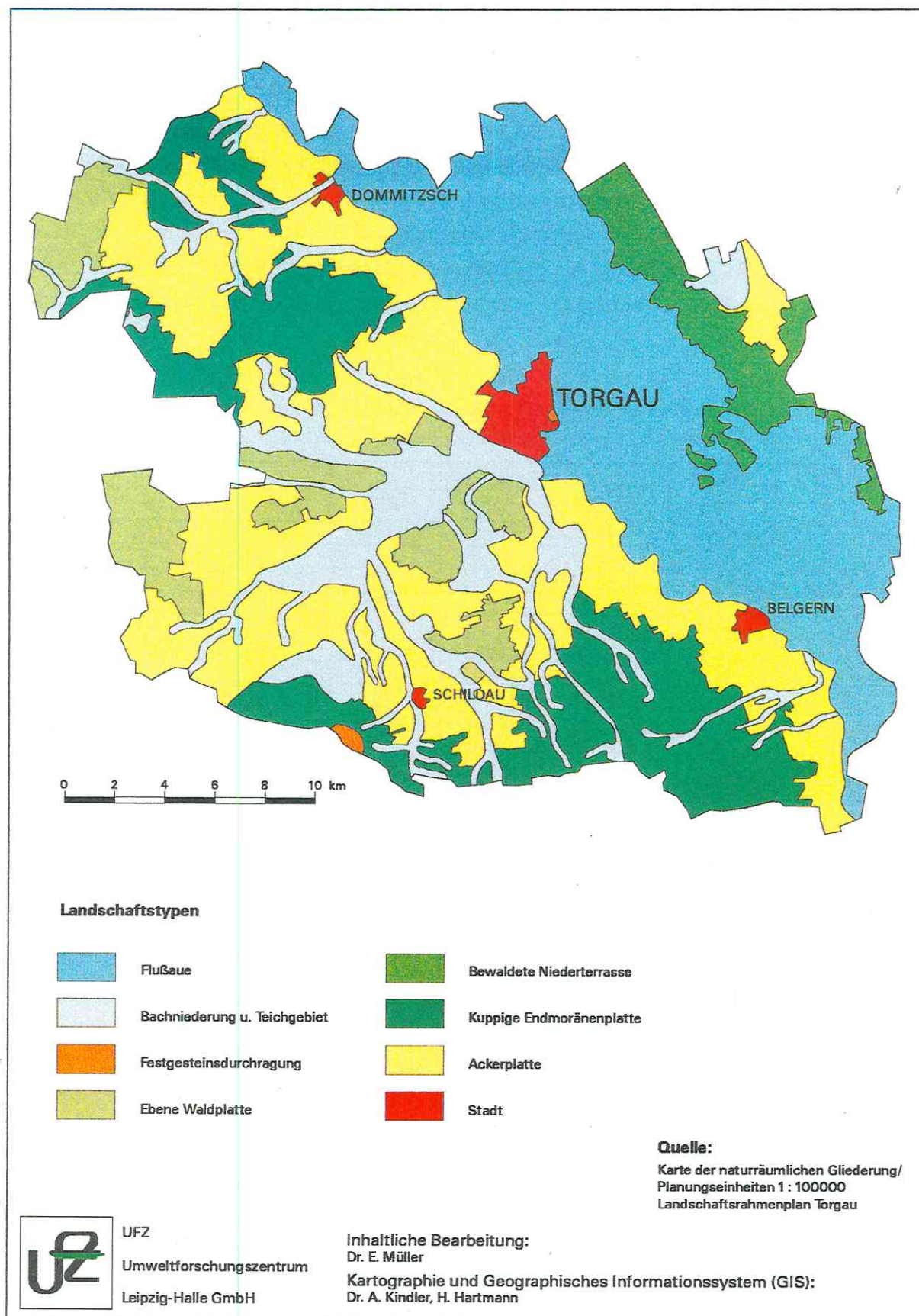


Abb. 2: Landschaftsgliederung des Torgauer Raumes.

Das Untersuchungsgebiet insgesamt ist ein überwiegend ländlich geprägter und strukturschwacher Raum, der jedoch für die überregionale Trinkwasserbereitstellung und -versorgung von ca. 3,5 Millionen Menschen in der Region Leipzig-Halle-Bitterfeld eine große Bedeutung hat. Die langfristige Sicherstellung der Trinkwassergewinnung aus der Torgauer Elbaue ist die Ursache dafür, daß ca. 32% der Fläche des Torgauer Raumes als Trinkwasserschutzgebiete ausgewiesen sind. Darüber hinaus liegen ca. 48% der Gesamtfläche in Landschaftsschutz- und ca. 4% in Naturschutzgebieten vor allem der Dahleener und Dübener Heide sowie der Elbaue Torgau, was ebenfalls großflächige Nutzungsbeschränkungen zur Folge hat. Einen Überblick zu den Anteilen von Trinkwasserschutz-, Landschaftsschutz- und Naturschutzgebieten je Gemeinde liefert Tabelle 2.

Tab. 2: Anteil der Trinkwasserschutzgebiete (TWSG), Landschaftsschutzgebiete (LSG) und Naturschutzgebiete (NSG) in den Gemeinden des Torgauer Raumes.

Gemeinde	Fläche [ha]	Fläche [ha]			Anteil [%]		
		TWSG	LSG	NSG	TWSG	LSG	NSG
Arzberg	5.739,44	789,27	742,80	266,63	13,75	12,94	4,65
Audenhain	4.114,53	124,33	463,05		3,02	11,25	
Beilrode	1.987,01	611,10	2,36		30,75	0,12	
Belgern	7.132,09	1.605,69	2.960,39	187,44	22,51	41,51	2,63
Döbrichau	1.657,31	1.077,00		15,76	64,98		0,95
Dommitzsch	1.910,68	153,86	1.200,54		8,05	62,83	
Dreiheide	3.372,64	785,40	2.494,69	169,25	23,29	73,97	5,02
Elsnig	3.687,78	3.467,02	1.915,98	267,66	94,01	51,95	7,26
Großtreben-Zwethau	5.671,84	4.825,01	1.631,26	183,91	85,07	28,76	3,24
Kobershain	715,76	0,99	341,36		0,14	47,69	
Lausa	538,01		374,17			69,55	
Mockrehna	3.024,64	1.187,89	2.630,20	42,21	39,27	86,95	1,40
Neuß	707,83	203,55	154,34		28,76	21,81	
Pflückuff	4.848,53	1.373,63	3.676,38	9,55	28,33	75,82	0,20
Schildau	5.595,53	263,21	4.477,74		4,70	80,02	
Schöna	683,78	0,00	2,58		0,00	0,38	
Strelln	891,14	6,71			0,75		
Taura	1.216,50		1.156,39			95,06	
Torgau	3.962,20	1.341,93	1.463,51	351,21	33,87	36,94	8,86
Trossin	7.924,87	2.395,75	6.170,28	1.223,92	30,23	77,86	15,44
Wildschütz	548,28	13,41			2,45		
Wörblitz	1.152,14	568,07	1.051,92		49,31	91,30	
Zinna	1.544,77	1.319,75	319,16	168,52	85,43	20,66	10,91
Summe	68.627,30	22.113,57	33.229,10	2.886,06	32,22	48,39	4,21

Quelle: Staatliches Umweltfachamt Leipzig; eigene Berechnungen.

Es gibt nur drei Gemeinden, Lausa, Taura und Schöna, die in keinem Trinkwasserschutzgebiet liegen. Von den Gemeinden Kobershain, Strelln, Wildschütz, Audenhain, Schildau und Dommitzsch befinden sich weniger als 10% ihrer Fläche in Trinkwasserschutzgebieten. Mehr als 80% der Fläche der Gemeinden Großtreben-Zwethau und Zinna liegen in Trinkwasserschutzgebieten. Den prozentual größten Anteil an Trinkwasserschutzgebieten hat die Gemeinde Elsnig mit 94%.

Döbrichau, Strelln und Wildschütz liegen außerhalb von Landschaftsschutzgebieten. Sehr gering ist der Anteil der Gemeinden Beilrode und Schöna an Landschaftsschutzgebieten mit

weniger als einem Prozent ihrer Fläche. In 10 der insgesamt 23 Gemeinden liegen mehr als 50% der Gemeindefläche in Landschaftsschutzgebieten. In Schildau, Mockrehna, Wörblitz und Trossin sind mehr als 80% der Fläche unter Schutz gestellt. Mit 95% der Gemeindefläche hat Taura den prozentual größten Anteil an Landschaftsschutzgebieten.

Der im Vergleich zu den Trinkwasser- und Landschaftsschutzgebieten geringe Anteil der Naturschutzgebiete verteilt sich über 11 Gemeinden. Den prozentual größten Anteil an Naturschutzgebieten haben die Gemeinden Trossin mit ca. 15% und Zinna mit ca. 11%. Zwischen 5% und 10% der Fläche sind in den Gemeinden Torgau, Elsnig und Dreiheide als Naturschutzgebiete ausgewiesen. In den Gemeinden Arzberg, Großtreben-Zwethau, Belgern und Mockrehna beträgt der Anteil an Naturschutzgebieten zwischen einem und 5%. Weniger als ein Prozent ihrer Fläche liegen in den Gemeinden Döbrichau und Pflückuff in Naturschutzgebieten. Im Einführungsbeitrag von Horsch und Ring sind zwei Abbildungen zu den Trinkwasserschutzgebieten bzw. den Landschafts- und Naturschutzgebieten im Torgauer Raum zu finden.

4 Siedlungen, Bevölkerung und Verkehr

4.1 Siedlungen

Gegenwärtig nehmen Siedlungsflächen 7% der Gesamtfläche des Torgauer Raumes ein. Die Besiedlung des Raumes reicht teilweise bis ins 10. Jahrhundert zurück. Erstmals wurden zahlreiche Orte im 12. bis 14. Jahrhundert urkundlich erwähnt, z. B. Schildau und Sitzenroda (1170), Kobershain (1205), Ammelgoßwitz (1235), Loßwig und Polblitz (1243), Welsau, Triestewitz und Mehderitzsch (1251), Großtreben (1252), Staupitz (1254) und Mockritz (1352) (Landschaftsrahmenplan Torgau 1995, S. 12). Die historischen Siedlungsformen (Straßendorf, Haufendorf, Angerdorf) sind heute noch größtenteils erhalten. Nach 1500 war fast keine Ortsgründung mehr zu verzeichnen. Dennoch gab es seitdem vor allem Siedlungserweiterungen in bestehenden Ortslagen. Auf die Veränderung der Siedlungsflächen seit Mitte des 19. Jahrhunderts bis zur Gegenwart wird im Beitrag von Kindler in diesem Bericht eingegangen.

4.2 Bevölkerungsveränderung zwischen 1990 und 1998

Mit einer Bevölkerungsdichte von 81 Einwohnern pro km² (30.06.1998) gehört der Torgauer Raum zu den dünn besiedelten Regionen im Raum Leipzig-Halle-Dessau. Die flächenmäßig größte Gemeinde ist Trossin mit 7.925 ha im Nordwesten, die kleinste Gemeinde ist Lausa mit 538 ha im Süden. Die mit Abstand meisten Einwohner leben in der Stadt Torgau, die knapp 20.000 Einwohner zählt. Es folgen die Städte Belgern mit ca. 5.000, Schildau mit ca. 3.000 und Dommitzsch mit ca. 2.700 Einwohnern. Die wenigsten Einwohner (Stand 30.06.1998) hat die Gemeinde Neußen mit 295 Einwohnern. In sieben der insgesamt 23 Gemeinden leben jeweils weniger als 500 Einwohner. Die Gemeinden Strelln und Wörblitz haben 522 bzw. 666 Einwohner. Zwischen jeweils 1.500 und 2.000 Menschen leben in den vier

Gemeinden Zinna, Mockrehna, Trossin und Elsnig. Die verbleibenden sechs Gemeinden haben jeweils mehr als 2.400 und weniger als 2.700 Einwohner. Die mit Abstand größte Bevölkerungsdichte 1998 weist Torgau mit 501 Einwohnern pro km² auf. In Dommitzsch und Beilrode beträgt sie etwas mehr als 100 Einwohner pro km². Bevölkerungsdichten zwischen 50 und 100 Einwohner pro km² sind in 14 Gemeinden anzutreffen. In sechs Gemeinden leben jeweils weniger als 50 Einwohner auf einem km² Fläche. Die geringste Bevölkerungsdichte mit 21 bzw. 22 Einwohnern auf einem km² weisen die Gemeinden Döbrichau und Trossin auf.

Da die neuen Bundesländer über keine einheitliche und fortgeschriebene Datengrundlage auf der Basis von Gemeinden verfügen, die letzte Volks-, Berufs-, Wohnraum- und Gebäudezählung 1981 stattfand, aber ihre Ergebnisse nicht kleinräumig und flächendeckend vorliegen, können die Bevölkerungsveränderungen im Torgauer Raum erst ab der Vereinigung der beiden deutschen Staaten im Jahre 1990 untersucht werden. Ferner ist zu berücksichtigen, daß sich seit 1990 neue Möglichkeiten und teilweise auch Notwendigkeiten für einen Wohnortwechsel ergeben haben, und generell die Mobilität der Bevölkerung zugenommen hat.

Betrachtet man die Bevölkerungsentwicklung zwischen 1990 und 1998 im Torgauer Raum insgesamt, so kann festgestellt werden, daß sich die Anzahl der Einwohner von 58.135 im Jahre 1990 um 2.061 auf 56.074 im Jahre 1998 verringert hat. Das entspricht einer Bevölkerungsabnahme von 3,5%. Zwischen den einzelnen Gemeinden treten jedoch signifikante Unterschiede auf. In 13 Gemeinden hat die Bevölkerung abgenommen und in 10 Gemeinden zugenommen. Die größte Bevölkerungsabnahme im Zeitraum 1990 und 1998 ist in Torgau mit 14,1% zu verzeichnen. Torgau ist auch die einzige Gemeinde, in der sich zwischen 1990 und 1998 durchgängig die Bevölkerung verringerte. Dabei lagen die Maxima der Abnahme bei 6,1% zwischen 1990 und 1993 bzw. bei 3,1% zwischen 1993 und 1994. Seit 1994 nahm die Bevölkerung in Torgau jährlich zwischen einem und zwei Prozent ab. In Kobershain und Wildschütz verringerte sich die Einwohnerzahl zwischen 1990 und 1998 um 12%, in Wörblitz um ca. 8%. Neben Torgau haben auch die drei anderen Städte Belgern (-7,1%), Dommitzsch (-2,4%) und Schildau (-2%) Bevölkerungsabnahmen zwischen 1990 und 1998 zu vermelden. Nach 1996 hat die Bevölkerung in Dommitzsch und Schildau jährlich wieder geringfügig (weniger als ein Prozent) zugenommen und in Belgern jedoch geringfügig abgenommen. Außerdem verringerte sich die Bevölkerung in den Gemeinden Trossin, Döbrichau, Strelln und Neußen zwischen 2% und 5%. In den Gemeinden Mockrehna und Elsnig betrug die Bevölkerungsabnahme weniger als zwei Prozent.

Die größte Bevölkerungszunahme im Zeitraum von 1990 bis 1998 ist in der Gemeinde Dreiheide mit 37,1% festzustellen, gefolgt von Arzberg mit 22,9% und Pflückuff mit 13,8%. Die Zunahme der Bevölkerung in diesen drei Nachbargemeinden von Torgau ist wahrscheinlich auf die Bereitstellung von preisgünstigem Bauland für Eigenheime bzw. preiswertem Wohnraum zurückzuführen, was einen Wegzug der Bevölkerung vor allem aus Torgau verursachte. Dreiheide ist die einzige Gemeinde mit einer kontinuierlichen Bevölkerungszunahme seit 1990. Abgesehen von der Zunahme der Bevölkerung zwischen 1990 und 1993 um 12,5% gab es hier zwischen 1993 und 1994 eine Zunahme um 8,5% sowie zwischen 1995 und 1996 um 6,8%. Eine Bevölkerungszunahme zwischen 5% und 10% fand in den Gemeinden Schöna

und Beilrode statt. Sowohl Beilrode als auch Pflückuff sind Gemeinden, in denen nach 1993 die Bevölkerung stets zunahm. In insgesamt fünf Gemeinden vergrößerte sich die Bevölkerungszahl um ca. 2% bis 5%, wobei Taura den geringsten Bevölkerungszuwachs mit 2,5% hatte. Tabelle 3 gibt einen Überblick zur Bevölkerungsveränderung auf Gemeindebasis.

4.3 Zur Verkehrsinfrastruktur

Mit der Besiedlung des Torgauer Raumes und seiner wirtschaftlichen Entwicklung bildete sich auch allmählich die lokale und regionale Infrastruktur heraus. Die heute anzutreffende Verkehrsinfrastruktur ist vor allem das Ergebnis einer zunehmenden wirtschaftlichen Entwicklung seit der 2. Hälfte des 19. Jahrhunderts.

Zwei Eisenbahntrassen führen gegenwärtig durch den Torgauer Raum. Bereits 1872 wurden die Eisenbahnstrecken Leipzig-Eilenburg-Torgau-Falkenberg und 1888/89 Torgau-Dommitzsch-Pretzsch fertiggestellt.

Es gibt keine direkte Autobahnanbindung im Torgauer Raum. Über Bundesstraßen sind die Bundesautobahnen A13 (Dresden-Berlin), A14 (Dresden-Leipzig-Halle) und A9 (Berlin-Leipzig-Nürnberg-München) zu erreichen.

Die Bundesstraße B87 von Leipzig über Torgau nach Frankfurt(Oder) durchquert den Torgauer Raum von Südwesten nach Nordosten. Von Südosten von Riesa kommend über Belgern, Torgau, Dommitzsch nach Nordwesten in Richtung Wittenberg verläuft die B182. Von Bad Liebenwerda über Köthen im Osten, Torgau und Weidenhain im Westen in Richtung Bad Dübener/Bitterfeld führt die Bundesstraße B183.

Darüber hinaus stellen fünf Staatsstraßen nicht nur eine Verbindung zwischen zahlreichen Ortslagen, sondern auch zu den überregionalen Bundesstraßen her. Die übrigen Ortslagen sind durch neun Kreisstraßen und sonstige Straßen mehr oder weniger gut mit den Hauptverkehrsachsen verbunden. Bei Belgern und Dommitzsch verkehrt je eine Autofähre über die Elbe. In Torgau gibt es je eine Brücke für den Eisenbahn- und den Autoverkehr über die Elbe. Auf Grund der Bündelung aller wichtigen Verkehrsstrassen in Torgau ist diese Stadt der wichtigste Verkehrsknotenpunkt im Torgauer Raum.

Weitergehende Informationen zur Verkehrshäufigkeit von Bahn-, Bus- und Fährverbindungen enthält der Beitrag von Müller in diesem Bericht.

Tab. 3: Veränderung der Einwohnerzahlen in den Gemeinden des Torgauer Raumes zwischen 1990 und 1998.

Gemeinde	Einwohner							Veränderungen 1990-1998	
	03.10.1990	31.12.1993	31.12.1994	30.09.1995	31.12.1996	30.06.1997	30.06.1998	absolut	[%]
Arzberg	2.096	2.521	2.545	2.541	2.591	2.568	2.575	479	22,9
Audenhain	2.480	2.509	2.516	2.537	2.549	2.567	2.551	71	2,9
Beilrode	2.429	2.324	2.382	2.428	2.550	2.608	2.667	238	9,8
Belgern	5.259	5.055	5.066	5.017	4.975	4.939	4.886	-373	-7,1
Döbrichau	368	350	349	350	357	353	352	-16	-4,3
Dommitzsch	2.790	2.638	2.645	2.631	2.619	2.674	2.723	-67	-2,4
Dreiheide	1.854	2.084	2.261	2.320	2.478	2.515	2.542	688	37,1
Elsnig	1.850	1.821	2.125	2.362	2.413	1.930	1.829	-21	-1,1
Großtreben-Zwethau	2.337	2.421	2.357	2.374	2.511	2.483	2.426	89	3,8
Kobersbain	466	473	471	466	411	410	408	-58	-12,4
Lausa	295	317	308	316	309	307	307	12	4,1
Mockrehna	1.710	1.611	1.607	1.635	1.685	1.721	1.688	-22	-1,3
Neußén	302	300	308	295	302	302	295	-7	-2,3
Pflückkuff	2.269	2.250	2.310	2.385	2.558	2.579	2.582	313	13,8
Schildau	2.994	2.893	2.912	2.898	2.890	2.910	2.935	-59	-2,0
Schöna	320	309	325	339	339	347	343	23	7,2
Strelln	539	511	512	508	514	508	522	-17	-3,2
Taura	478	479	490	493	493	500	490	12	2,5
Torgau	22.832	21.434	20.775	20.508	20.046	19.849	19.618	-3214	-14,1
Trossin	1.815	1.769	1.779	1.782	1.778	1.750	1.733	-82	-4,5
Wildschütz	418	381	380	380	376	381	369	-49	-11,7
Wörblitz	725	696	693	686	685	689	666	-59	-8,1
Zinna	1.509	1.458	1.459	1.452	1.466	1.506	1.567	58	3,8
Summe	58.135	56.604	56.575	56.694	56.895	56.895	56.074	-2061	-3,5

Quelle: Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen (1994a, 1994b, 1995, 1996, 1997, 1998); eigene Berechnungen.

Literatur

- Haase, G. (1995): Düben-Dahlener Heide, Riesa-Torgauer Elbtal. In: Mannsfeld, K., Richter, H. (Hrsg.): Naturräume in Sachsen. Forschungen zur Deutschen Landeskunde Band 238. Zentrallausschuß für deutsche Landeskunde. Trier, S. 42-53
- Herz, K., Kaulfuss, W., Kramer, M., Noack, K.-H. (1975): Einführung in die Landschaftsanalyse. Lehrmaterial zur Ausbildung von Diplomlehrern Geographie. Pädagogische Hochschule. Potsdam
- Landratsamt Torgau (1995): Landschaftsrahmenplan des Landkreises Torgau-Oschatz für das Gebiet des ehemaligen Landkreises Torgau. Halle
- Müller, A., Walther, S. (1995): Bodenübersichtskarte des Freistaates Sachsen, 1 : 400.000. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie. Freiberg
- Rat der Stadt Leipzig (Hrsg.) (1991): Statistisches Jahrbuch Leipzig 1991
- Regionaler Planungsverband Westsachsen (1996): Regionalplan Westsachsen. Entwurf. Leipzig
- Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.) (1996): CIR-Biotop- und Landnutzungskartierung Sachsen, 1 : 10.000
- Schmidt, R. (1995): Sächsisch-Niederlausitzer Heideland. In: Mannsfeld, K., Richter, H. (Hrsg.): Naturräume in Sachsen. Forschungen zur Deutschen Landeskunde Band 238. Zentrallausschuß für deutsche Landeskunde. Trier, S. 39-41
- Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen (Hrsg.) (1994a): Statistische Berichte. Gebietsänderungen im Freistaat Sachsen vom 03.10.1990 bis 31.03.1994. Kamenz
- Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen (Hrsg.) (1994b): Sonderheft Kreise und Gemeinden des Freistaates Sachsen ab 1. August 1994. Kamenz
- Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen (Hrsg.) (1995): Verzeichnis der Gemeinden des Freistaates Sachsen. Gebietsstand: 1. Juli 1995. Bevölkerung: 31. Dezember 1994. Kamenz
- Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen (Hrsg.) (1996): Verzeichnis der Gemeinden des Freistaates Sachsen. Gebietsstand: 1. Januar 1996. Bevölkerung: 30. September 1995. Kamenz
- Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen (Hrsg.) (1997): Statistische Berichte. Bevölkerungsentwicklung im Freistaat Sachsen nach Kreisen und Gemeinden 1996. Kamenz
- Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen (Hrsg.) (1998): Verzeichnis der Gemeinden und Gemeindeteile im Freistaat Sachsen. Gebietsstand: 1. Januar 1998. Kamenz
- Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen (Hrsg.) (1999): Gemeindeverzeichnis zum Vollzug der Gesetze zur Gemeindegebietsreform im Freistaat Sachsen. Gebietsstand: 1. Januar 1999. Kamenz
- Uhlig, L., Schmidt, R., Schmidt, G. (1986): Zur Produktionsstruktur der Landwirtschaft des Bezirkes Leipzig. Geographische Berichte 4, S. 269-273
- Wünsche, M., Weise, A., Schützenmeister, W., Dietel, M. (1995): Bodenübersichtskarte des Freistaates Sachsen, 1 : 400.000. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie. Freiberg

Landnutzungsänderungen im Torgauer Raum zwischen 1850, 1930 und 1993

Annegret Kindler

1 Anliegen und Zielstellung

Auf Grund der begrenzten Verfügbarkeit der Ressource Fläche werden seitens des Städtebaus, der Industrie, der Land- und Forstwirtschaft, des Verkehrs- und Erholungswesens, des Umwelt- und Naturschutzes sowie weiterer Bereiche verschiedenartige, oft einander ausschließende Nutzungsansprüche an die Fläche gestellt. Somit widerspiegelt sich in der Landnutzung die gesellschaftliche Inanspruchnahme der Ressource Fläche. Eine historische Betrachtung der Landnutzung einschließlich ihrer Veränderungen dokumentiert nicht nur die sich wandelnde Flächeninanspruchnahme über kürzere oder längere Zeiträume, sondern kann auch wichtige Informationen über die Entstehung des gegenwärtigen Nutzungszustandes liefern.

Zahlreiche Arbeiten widerspiegeln die gesellschaftliche Relevanz der Untersuchung von Landnutzungsänderungen. Dabei stehen einerseits die Landnutzungsänderungen über längere oder auch kürzere Zeiträume in unterschiedlichen geographischen Räumen und andererseits die Entwicklung von Methoden zur Ableitung bzw. zum Monitoring dieser Veränderungen im Mittelpunkt der Untersuchungen. Neben urbanen oder agrarisch geprägten Räumen werden vorwiegend auch solche Gebiete untersucht, in denen über Jahre bzw. Jahrzehnte durch die Gewinnung von Rohstoffen, z. B. Braunkohle, grundlegende Eingriffe in den Natur- und Landschaftshaushalt und permanente Landnutzungsänderungen stattfinden. Stellvertretend für die Untersuchung von Landnutzungsänderungen in urbanen Räumen sind die Arbeiten von Usbeck (1996, 1998) und Heinz (1998) zu nennen. Steinhardt et al. (1998) sowie Lausch und Bellmann (1998) haben die Landnutzungsänderungen zwischen vier Zeitschnitten in einem vom Braunkohletagebau geprägten Raum südlich von Leipzig untersucht. Kienast et al. (1991) beschäftigt sich mit GIS-gestützten Methoden zur Untersuchung von Landnutzungsänderungen über möglichst viele Zeitschnitte in der Schweiz. Lipsky (1995) hat eine historische Betrachtung von Veränderungen der Landnutzung sowie der Landschaftsstrukturen in einer agrarisch geprägten Landschaft in Mittelböhmen über einen Zeitraum von ca. 150 Jahren durchgeführt.

Obwohl der Torgauer Raum seit langem ein strukturschwaches und ökonomisch eher unterentwickeltes Gebiet ist, gewinnt er hinsichtlich seiner natürlichen Ressourcen regional und überregional zunehmend an Bedeutung. Das trifft besonders auf die Nutzung der in der Elbaue vorhandenen Grundwasserressourcen für Trinkwasserbereitstellung zu. Die damit verbundene Unterschützstellung großer Flächen bringt Nutzungseinschränkungen mit sich, die zu Konflikten zwischen den Nutzern führen können. Im Interesse der längerfristigen Gewährleistung der Nutzbarkeit der Grundwasserressourcen und der Chance für eine wirtschaftliche Ent-

wicklung des Raumes insgesamt muß zum Beispiel stets aufs Neue sorgfältig zwischen der Festlegung und der Aufhebung von Trinkwasserschutzgebieten und der dazugehörigen Restriktionen abgewogen werden.

Durch die 1992 begonnene Gewinnung oberflächennaher Rohstoffe (Kies) und durch das Vorhandensein militärischer Altlasten einerseits sowie auf Grund der zunehmenden Bedeutung der Dübener und Dahleener Heide als Erholungsraum andererseits ergeben sich ebenfalls zahlreiche Nutzungseinschränkungen und -konflikte, die dringend einer Lösung bedürfen (vgl. Messner in diesem Bericht).

Die langjährige, zum Teil intensiv agrarische Nutzung des Torgauer Raumes hat nicht nur zu einer Belastung der Böden und des Grundwassers durch den Nährstoffeintrag über Düngemittel und Gülleaustrag geführt. Gebietsweise ist es zu einer Ausräumung der Landschaft und zu spürbaren Verlusten von landschaftsprägenden Gehölz- sowie Grünlandstrukturen gekommen, was sich unter anderem nachteilig für die hier ansässigen Tier- und Pflanzenarten auswirkte.

Die oben genannten Nutzungskonflikte verdeutlichen, welche Probleme sich aus der historischen und der gegenwärtigen Landnutzung im Torgauer Raum ergeben. Mit Hilfe der Landnutzungsplanung muß es möglich sein, Konflikte zwischen den unterschiedlichen, teilweise konkurrierenden Nutzungsansprüchen raumbezogen zu ermitteln, zu analysieren, Landnutzungsvarianten zu entwickeln, um zukünftig zu einer Minimierung oder sogar Vermeidung von Nutzungskonflikten und zum Schutz, zur Erhaltung und Regenerierung der natürlichen Ressourcen sowie zur ökologischen Aufwertung des Gebietes beizutragen.

Das Ziel der vorliegenden Arbeit besteht darin, die Landnutzung im Torgauer Raum unter historischen Gesichtspunkten zu betrachten. Es sollen die Landnutzungsänderungen über einen Zeitraum von ca. 150 Jahren ermittelt und analysiert werden. Dabei geht es einerseits um konkrete Nutzungsveränderungen wie beispielsweise die Umwidmung von Ackerfläche in Siedlungsfläche oder von Grünland in Ackerfläche und andererseits um Landnutzungstrends, die sich aus der Veränderung repräsentativer Nutzungsarten ableiten lassen. Zunächst stehen die Veränderungen auf zwei Betrachtungsebenen, der des Raumes insgesamt und der der Gemeinden, im Mittelpunkt der Untersuchungen. Darüber hinaus sollen zu einem späteren Zeitpunkt für ausgewählte kleine Gebiete detaillierte Untersuchungen der Landnutzungsänderungen durchgeführt werden.

Die Erfassung, Analyse und Bewertung der Landnutzung einschließlich ihrer Veränderungen kann wesentliche Informationen für die Ableitung von Landnutzungsvarianten liefern, die sich positiv auf den Umwelt- und Naturressourcenschutz auswirken.

Die Landnutzungsuntersuchungen werden mit Hilfe des Geographischen Informationssystems (GIS) Arc/Info, Version 7.1.2 auf Sun-Workstations durchgeführt. Der Einsatz moderner GIS-Technologien gestattet eine effiziente Verarbeitung, Analyse und kartographische Darstellung der in digitaler Form vorliegenden raumbezogenen Informationen.

2 Ausgangsmaterialien für die Erfassung der Landnutzung

Der zeitliche Rahmen für die Untersuchung von Landnutzungsänderungen wurde ausschließlich durch das vorhandene Kartenmaterial bestimmt. Für den Torgauer Raum standen flächendeckend Karten für die drei Zeitpunkte 1850, 1930 und 1993 zur Verfügung. Dadurch bedingt lag der Schwerpunkt der Arbeiten in der Untersuchung der Landnutzungsänderungen zwischen 1850, 1930 und 1993.

Als Ausgangsmaterialien für die Erfassung der Landnutzung zu den drei Zeitpunkten wurden die in der Tabelle 1 genannten Karten verwendet.

Tab. 1: Ausgangsmaterialien für die Erfassung der Landnutzung im Torgauer Raum.

Landnutzung	Kartenart	Maßstab	Blattname	Stand
1850	Gradabteilungskarten	1 : 25.000	2464 Schmiedeberg	1851
	Urmeßtischblätter		2465 Dommitzsch	1847
	(Farbkopien)		2466 Züllsdorf	1847
			2537 Wildenhain	1850
			2538 Süptitz	1850
			2539 Torgau	1847
			2540 Übigau	1847
			2610 Strelln	1851
			2611 Schildau	1847
			2612 Belgern	1847
			2613 Mühlberg	1847
1930	Meßtischblätter	1 : 25.000	4342 Bad Schmiedeberg	1931
			4343 Prettin	1932
			4344 Züllsdorf	1932
			4442 Mockrehna	1931
			4443 Torgau (West)	1932
			4444 Torgau (Ost)	1932
			4445 Übigau	1932
			4542 Thallwitz	1934
			4543 Schildau	1934
			4544 Belgern	1937
			4545 Mühlberg	1936
1993	CIR-Biotop- und Landnutzungskartierung Sachsen (digitale Form)	1 : 10.000		

3 Die Erfassung der Landnutzung für die Jahre 1850, 1930 und 1993

Die Erfassung der Landnutzung einschließlich ihrer Veränderungen über mehrere Zeitschnitte setzt das Vorhandensein eines einheitlichen, auf alle Kartenmaterialien anzuwendenden Kartierungsschlüssels voraus. Durch eine vergleichende Betrachtung der verfügbaren Ausgangsmaterialien konnten deutliche Unterschiede hinsichtlich des Detailliertheitsgrades der dargestellten Informationen festgestellt werden. Die auf der Auswertung von CIR-Luftbildern basierende und bereits in digitaler Form vorliegende Landnutzungs- und Biotopkartierung von Sachsen im Maßstab 1 : 10.000 lieferte detaillierte Angaben zur Landnutzung, die für eine Be-

trachtung des Torgauer Raumes insgesamt viel zu fein ist. Im Unterschied dazu konnten aus den topographischen Karten in Form der handgezeichneten Gradabteilungskarten von 1850 und der Meßtischblätter von 1930 nur grundlegende Informationen zu den Hauptnutzungsarten gewonnen werden. Die dargestellten Karteninhalte widerspiegeln den jeweiligen Stand der topographischen bzw. thematischen Kartierung in Abhängigkeit vom Entstehungszeitraum, den jeweils verfügbaren Datenquellen, Aufnahme- und Kartierungsverfahren und dem Maßstab.

Auf der Grundlage eines Vergleichs der verschiedenen kartographischen Ausgangsmaterialien wurde eine einheitliche Legende entwickelt, die eine Erfassung der Landnutzung nach gleichen inhaltlichen Kriterien ermöglichte. Für die Zeitschnitte 1850 und 1930 wurden zunächst folgende Landnutzungsarten kartiert: Siedlungsflächen (Siedlungen, Kleingärten, Friedhöfe), Ackerflächen, Grünland, Wald (Laub-, Nadel- und Mischwald), Gewässerflächen, Flächen sonstiger Nutzung (Gebüsch, Baumschule, Heide, Ödland, Grube). Insbesondere bei der Kartierung der Landnutzung von 1850 stellte sich heraus, daß es von Kartenblatt zu Kartenblatt deutliche Unterschiede in der Darstellung der Nutzungsarten gab, was vermutlich auf die damals unterschiedlichen Bearbeiter zurückzuführen ist. Darüber hinaus traten im Vergleich zu den Meßtischblättern bei einigen Gradabteilungskarten signifikante Abweichungen vor allem der räumlichen Lagebeziehungen von Siedlungen auf, was für den späteren Vergleich mit den anderen Zeitschnitten ein partielles Einpassen dieser Kartierungsergebnisse erforderlich machte. Im Vergleich zu den Kartenmaterialien von 1930 und 1993 wurden die Siedlungsflächen als kompakte Flächen ausgewiesen, was bei der gemeindebezogenen Analyse der Landnutzungsänderungen zwischen 1850 und 1930 teilweise zu einer wahrscheinlich unrealistischen Abnahme der Siedlungsfläche führte. Im Anschluß an die Kartierung wurden die Flächen mit Hilfe des Geographischen Informationssystems Arc/Info digitalisiert, die Nutzungsarten zugewiesen, kontrolliert, gegebenenfalls korrigiert und somit für eine weitere GIS-Verarbeitung vorbereitet.

Für den Zeitschnitt 1993 erfolgte entsprechend der festgelegten Legende ebenfalls digital eine Zusammenfassung der zahlreichen Nutzungsarten der Biotop- und Landnutzungskartierung.

Für die Analyse der Landnutzung wurde als räumliche Bezugseinheit die administrative Gliederung des Torgauer Raumes in Gemeinden gewählt. Das bedeutet, daß jede Landnutzungskartierung zunächst mit den Gemeindegrenzen verschnitten wurde. In einem nächsten Schritt erfolgte für jeden Zeitschnitt und jede Gemeinde und für den Torgauer Raum insgesamt eine quantitative und qualitative Analyse der Landnutzung.

Faßt man die oben genannten Nutzungsarten zu Siedlungsflächen, Ackerflächen, Grünland, Wald, Gewässerflächen und Flächen sonstiger Nutzung zusammen, so ergibt sich für die drei Zeitschnitte 1850, 1930 und 1993 die in der Tabelle 2 aufgeführte Flächenverteilung.

Tab. 2: Anteil der Landnutzungsarten an der Gesamtfläche des Torgauer Raumes.

Nutzungsart	Fläche [ha]			Anteil [%]		
	1850	1930	1993	1850	1930	1993
Siedlungsflächen	1.860,9	1.678,9	4.696,8	2,7	2,4	6,8
Ackerflächen	32.420,2	37.797,9	33.820,7	47,2	55,1	49,3
Grünland	12.415,5	8.308,1	9.035,5	18,1	12,1	13,2
Wald	19.075,4	19.196,1	19.512,8	27,8	28,0	28,4
Gewässerflächen	1.418,1	1.062,6	1.168,0	2,1	1,6	1,7
Sonstige Nutzung	1.437,3	583,8	393,6	2,1	0,8	0,6
Summe	68.627,4	68.627,4	68.627,4	100,0	100,0	100,0

Aus einer Gegenüberstellung der in der Tabelle 2 vorliegenden Kartierungsergebnisse wird deutlich, daß sich die Landnutzung im Torgauer Raum insgesamt seit fast 150 Jahren nicht grundlegend geändert hat. Zu allen drei Zeitschnitten machen die Ackerflächen mit ca. 50% den größten Flächenanteil aus, gefolgt vom Wald, dessen Anteil an der Gesamtfläche des Torgauer Raumes mit ca. 28% fast konstant blieb. Das Grünland ist die Nutzungsart mit dem drittgrößten Flächenanteil, wobei es zwischen 1850 und 1930 zu einer deutlichen Flächenabnahme und zwischen 1930 und 1993 zu einer geringen Zunahme kam. Es folgen die Siedlungsflächen, die zwischen 1850 und 1930 fast unverändert blieben, aber zwischen 1930 und 1993 deutlich zunahm. Die Gewässerflächen und Flächen sonstiger Nutzung sind diejenigen Nutzungsarten mit den kleinsten Flächenanteilen. Während sich der Anteil an Gewässerflächen zwischen 1850 und 1930 verringerte, blieb er zwischen 1930 und 1993 fast unverändert. Bei den Flächen sonstiger Nutzung ist sowohl zwischen 1850 und 1930 als auch zwischen 1930 und 1993 ein deutlicher Rückgang zu verzeichnen. Daraus ist ersichtlich, daß der Torgauer Raum seit Mitte des 19. Jahrhunderts und bis in die Gegenwart vorwiegend land- und forstwirtschaftlich genutzt wurde.

Die im Maßstab 1 : 25.000 erfaßten Landnutzungszustände wurden ganz bewußt ungeneralisiert in die kleinmaßstäbige kartographische Darstellung überführt, damit bei der Kartengegenüberstellung auch flächenmäßig kleine Veränderungen sichtbar werden und nicht durch die eigentlich notwendige Generalisierung entfallen. Somit widerspiegeln die Abbildungen 1, 2 und 3 in detaillierter Form die räumliche Anordnung und Verteilung der sechs Hauptnutzungsarten im Torgauer Raum.

Betrachtet man jedoch die räumliche Verteilung der Landnutzungsarten in den drei Abbildungen, so kann folgendes festgestellt werden: Zwischen 1850 und 1930 hat es hinsichtlich des Anteils der Siedlungsflächen und ihrer räumlichen Anordnung nur geringfügige Veränderungen gegeben, wobei diese eher auf die unterschiedliche Qualität der verwendeten Ausgangsmaterialien zurückzuführen sind. Im Unterschied dazu ist zwischen 1930 und 1993 der Zersiedelungsgrad im Torgauer Raum deutlich fortgeschritten, was sich einerseits in der Zunahme der Siedlungsfläche um fast das Doppelte und andererseits in der Anzahl und der räumlichen Verteilung der Siedlungsflächen widerspiegelt. Besonders auffällig sind die Erweiterungen der Siedlungsflächen in Torgau, Belgern, Dommitzsch, Beilrode und Dreiheide.

Beim Grünland treten vor allem zwischen 1850 und 1930 umfangreiche Veränderungen auf. Der Grünlandanteil verringerte sich im genannten Zeitraum um ca. ein Drittel von 18,1%

auf 12,1%, wobei hauptsächlich eine Umwidmung in Acker erfolgte. Die flächenmäßig größte Verringerung fand im Gebiet der heutigen Gemeinde Pflückuff statt. Darüber hinaus sind zahlreiche Grünlandflächen entlang der kleineren Fließgewässer und Gräben zugunsten der Ackerfläche verschwunden. Dieser Trend hat sich bis 1993 in abgeschwächter Form fortgesetzt.

Der Waldanteil ist über den gesamten Untersuchungszeitraum mit ca. 28% weitestgehend unverändert geblieben. Zwischen 1850 und 1930 fand im Nordosten der heutigen Gemeinde Großtreben-Zwethau, im Bereich der Annaburger Heide, die flächenmäßig größte Zunahme von ca. 14% der Gemeindefläche statt (siehe Tab. 4). Im Unterschied dazu ist es zu zahlreichen flächenmäßig kleinen Abnahmen der Waldfläche gekommen, die sich über den gesamten übrigen Untersuchungsraum verteilen.

Hinsichtlich des insgesamt kleinen Anteils an Gewässerflächen, bei denen es sich abgesehen von der Elbe vorwiegend um Stillgewässer in Form künstlich angelegter Teiche für die Teichwirtschaft (Fischzucht) handelt, und ihrer geringfügigen Veränderungen ist jedoch besonders die Änderung des Verlaufs der Elbe nordöstlich von Elsnig und zwischen Döbeltitz und Kranichau und nordwestlich von Belgern im Zeitraum zwischen 1850 und 1930 hervorzuheben.

Die im gesamten Untersuchungsgebiet nur zu einem geringen Anteil anzutreffenden Flächen sonstiger Nutzung haben zwischen 1850 und 1930 um 62% abgenommen, was einem Anteil von 1,3% an der Gesamtfläche des Torgauer Raumes entspricht. 1930 bzw. 1993 nehmen die Flächen sonstiger Nutzung weniger als ein Prozent der Fläche des Torgauer Raumes ein, wobei es zwischen 1930 und 1993 noch einmal eine Abnahme von 25% gab, was einem Anteil von 0,2% der Gesamtfläche entspricht.

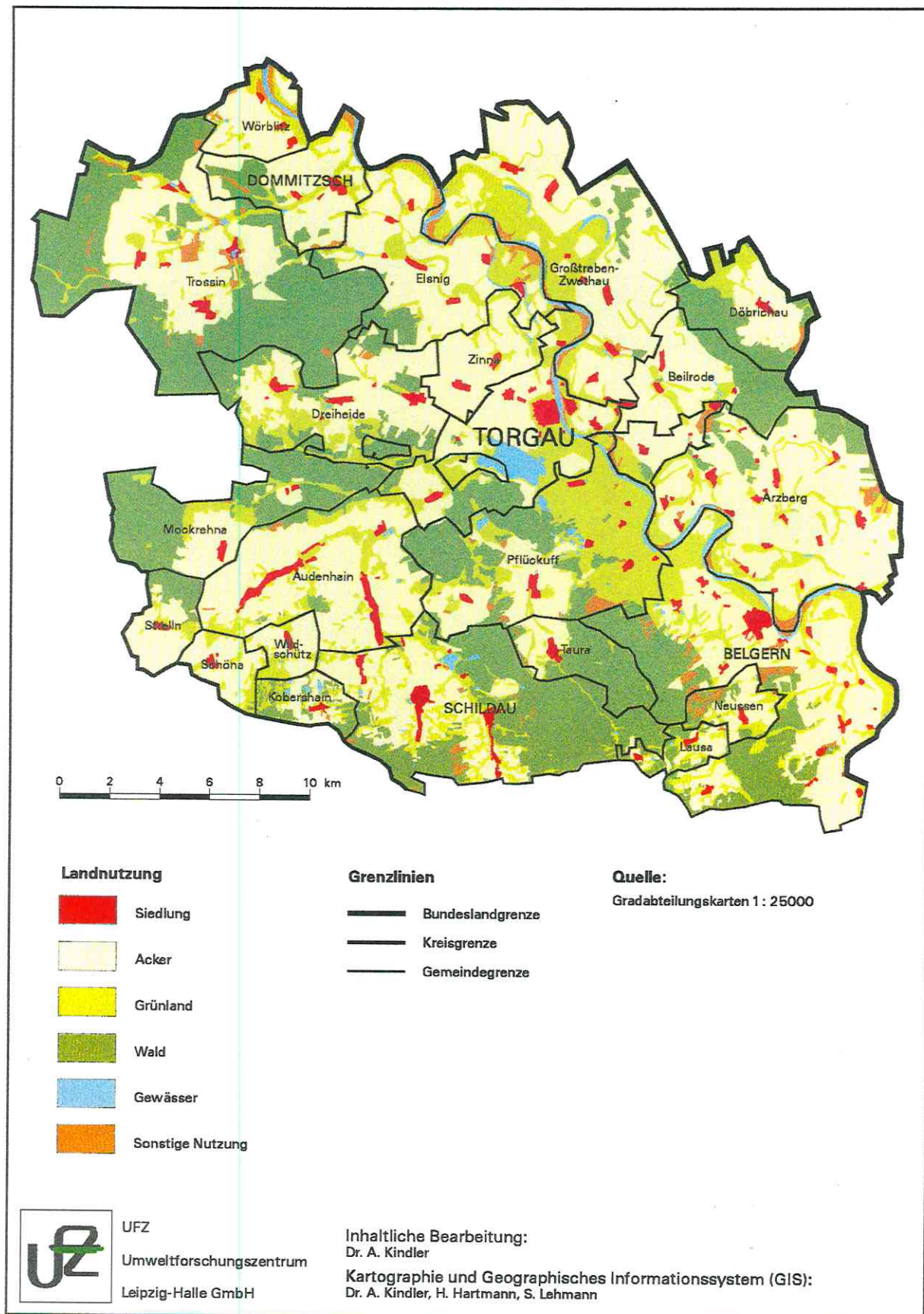


Abb. 1: Landnutzung 1850 im Torgauer Raum.

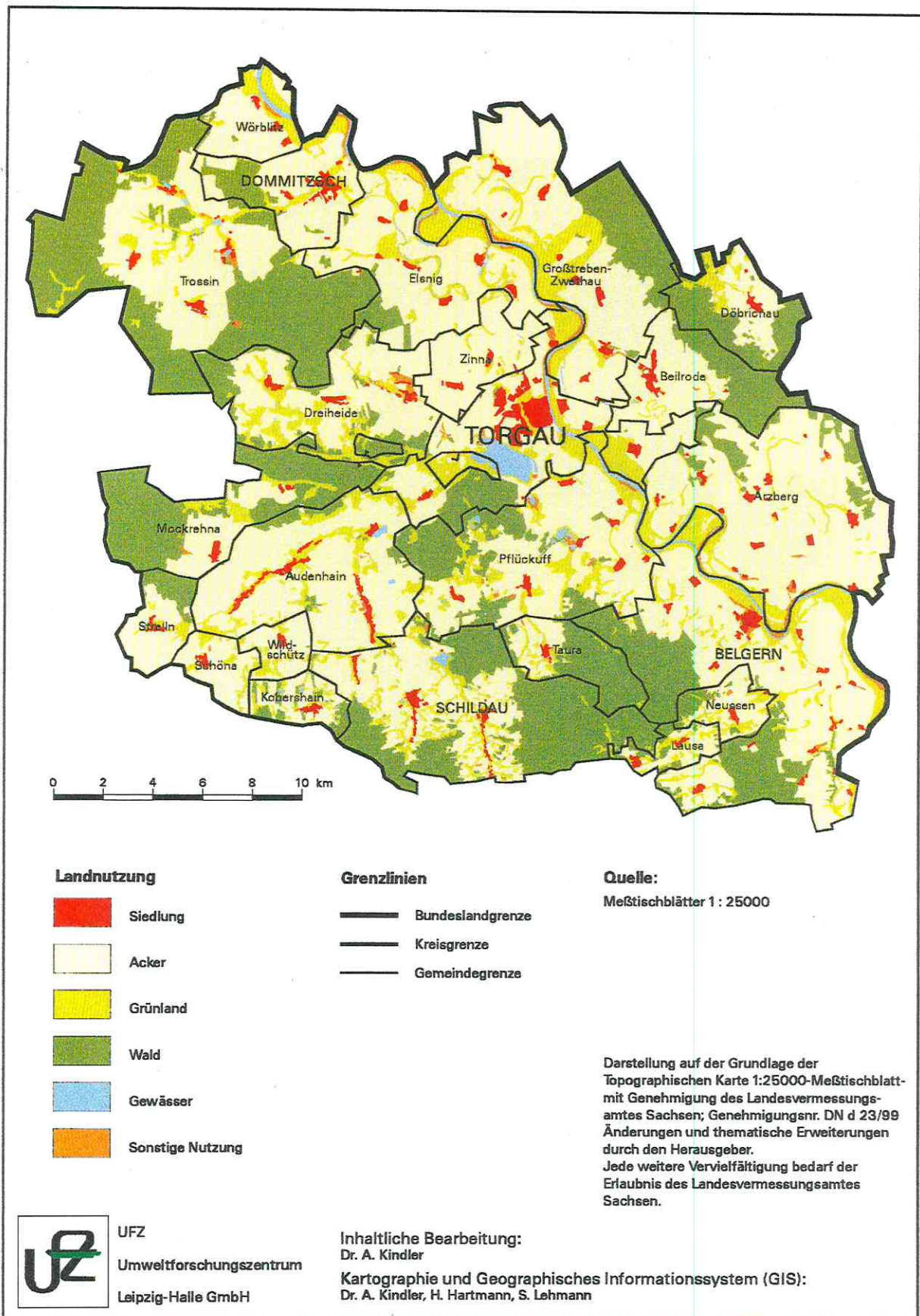


Abb. 2: Landnutzung 1930 im Torgauer Raum.

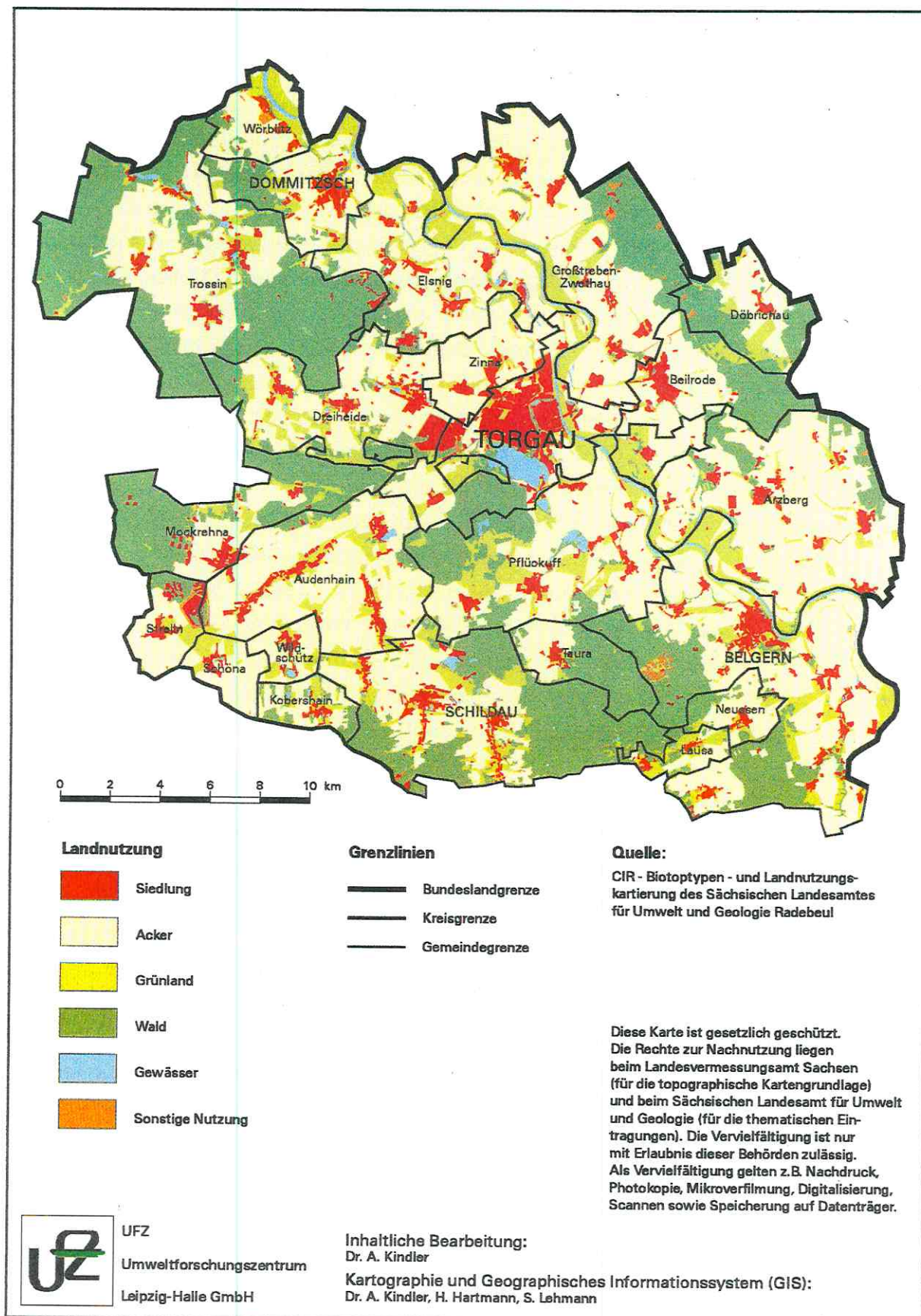


Abb. 3: Landnutzung 1993 im Torgauer Raum.

4 Die Erfassung der Landnutzungsänderungen im Torgauer Raum für den Zeitraum zwischen 1850, 1930 und 1993

Ausgehend von der gesamträumlichen Betrachtung des Zustandes der Landnutzung um 1850, 1930 und 1993 im Untersuchungsgebiet sollten in einem weiteren Schritt auf der Ebene der Gemeinden die Veränderungen zwischen den Zeitschnitten 1850 und 1930, 1930 und 1993 bzw. 1850 und 1993 ermittelt werden. Es wurden die Landnutzungskartierungen von jeweils zwei Zeitschnitten wiederum mit Hilfe des Geographischen Informationssystems miteinander verschnitten, d. h. es erfolgte eine räumliche Überlagerung der einzelnen Flächen. Damit waren die Voraussetzungen für eine rechnergestützte quantitative und qualitative Analyse der Landnutzungsänderungen gegeben. Für jede Gemeinde wurden entsprechend der sechs Hauptnutzungsarten die Flächen ermittelt, deren Nutzung sich zwischen 1850 und 1930, 1930 und 1993 bzw. 1850 und 1993 verändert hat. Betrachtet man zunächst den Umfang der Nutzungsänderungen insgesamt pro Gemeinde, so stellt sich heraus, daß es im Vergleich zu der gesamträumlichen Betrachtungsebene deutliche Unterschiede gibt.

Im Zeitraum zwischen 1850 und 1930 hat sich in der Gemeinde Pflückuff auf ca. 70% der Fläche die Nutzung verändert. An zweiter Stelle folgt Kobershain, wo sich auf ca. 40% der Gemeindefläche die Nutzung veränderte. Nutzungsänderungen zwischen 20% und 31% traten in den Gemeinden Lausa, Großtreben-Zwethau, Dreiheide, Wildschütz, Elsnig, Arzberg und Neußen auf. Die geringsten Landnutzungsänderungen zwischen 1850 und 1930 wurden für die Gemeinden Strelln, Trossin und Mockrehna mit weniger als 10% ermittelt. In allen übrigen Gemeinden änderte sich die Landnutzung in einem Umfang zwischen 10% und 20% der Gemeindefläche.

Für den Zeitraum zwischen 1930 und 1993 sind es die Gemeinden Lausa und Strelln, die mit jeweils ca. 44% bzw. 40% die größten Nutzungsänderungen aufweisen. Es folgen Torgau und Dommitzsch mit einem Flächenanteil von 35% und 33% an den Veränderungen. Auf weniger als 10% der Fläche hat sich in den Gemeinden Taura, Döbrichau, Audenhain, Großtreben-Zwethau, Mockrehna und Trossin die Nutzung verändert, wobei Trossin mit 7% die wenigsten Veränderungen im Torgauer Raum zwischen 1930 und 1993 aufweist.

Bezogen auf den Zeitraum von 1850 bis 1993 gab es mit einem Flächenanteil von 64% die mit Abstand umfangreichsten Nutzungsänderungen in der Gemeinde Pflückuff. An zweiter Stelle folgt Torgau, wo sich auf ca. 42% seiner Fläche die Nutzung änderte. Veränderungen von unter 10% traten in den Gemeinden Schildau, Mockrehna, Schöna und Trossin auf.

In der Tabelle 3 wurden die Ergebnisse der Analyse der Landnutzungsänderungen zwischen den einzelnen Zeitschnitten gemeindebezogen zusammengestellt.

Tab. 3: Anteil der Landnutzungsänderungen zwischen 1850, 1930 und 1993 in den Gemeinden des Torgauer Raumes.

Gemeinde	Fläche [ha]	Landnutzungsänderungen der Gemeindefläche [%]		
		1850-1930	1930-1993	1850-1993
Arzberg	5.739,44	22,2	15,8	14,8
Audenhain	4.114,53	11,0	8,8	11,4
Beilrode	1.987,01	12,4	20,8	14,8
Belgern	7.132,09	18,8	11,9	15,2
Döbrichau	1.657,31	19,0	9,4	10,8
Dommitzsch	1.910,68	10,4	33,0	30,2
Dreiheide	3.372,64	22,4	15,0	25,8
Elsnig	3.687,78	22,2	17,8	14,8
Großtreben-Zwethau	5.671,84	28,6	8,4	35,0
Kobershain	715,76	39,6	17,4	26,6
Lausa	538,01	31,0	43,6	35,4
Mockrehna	3.024,64	8,2	8,2	8,2
Neußen	707,83	21,6	15,0	32,4
Pflückuff	4.848,53	70,2	13,8	64,4
Schildau	5.595,53	16,0	11,6	8,6
Schöna	683,78	17,0	17,0	7,0
Strelln	891,14	9,6	40,4	27,2
Taura	1.216,50	12,4	9,2	15,4
Torgau	3.962,20	14,5	35,4	41,9
Trossin	7.924,87	9,2	7,0	6,6
Wildschütz	548,28	22,2	19,8	19,0
Wörblitz	1.152,14	14,4	21,4	27,0
Zinna	1.544,77	14,4	25,6	19,0

5 Veränderung ausgewählter Landnutzungsarten in den Gemeinden des Torgauer Raumes

Ausgehend von der zunächst allgemeinen Übersicht war für weitergehende Untersuchungen eine detaillierte Analyse der Landnutzungsänderungen in jeder Gemeinde erforderlich. Deshalb wurden für die 23 Gemeinden des Torgauer Raumes die Flächenanteile der Hauptnutzungsarten an der Gesamtfläche der Gemeinde zu den drei Zeitschnitten und deren Veränderung bestimmt.

In der Tabelle 4 erfolgte eine Zusammenstellung des prozentualen Anteils der Landnutzungsarten an der Gesamtfläche jeder Gemeinde zu den drei Zeitpunkten 1850, 1930 und 1993 einschließlich ihrer Veränderungen (Zunahme, Abnahme).

Tab. 4: Veränderung der Landnutzung zwischen 1850, 1930 und 1993 in den Gemeinden des Torgauer Raumes.

Gemeinde Nutzungsart	Fläche [ha]	Landnutzung der Gemeindefläche [%]			Landnutzungsänderung der Gemeindefläche [%]		
		1850	1930	1993	1850-1930	1930-1993	1850-1993
Arzberg	5.739,44				22,2	15,8	14,8
Siedlung		2,9	2,2	5,2	-0,7	3,0	2,3
Acker		69,5	79,3	72,3	9,8	-7,0	2,8
Grünland		14,1	6,2	10,1	-7,9	3,9	-4,0
Wald		8,6	9,9	10,9	1,3	1,0	2,3
Gewässer		1,7	0,9	0,9	-0,8	0,0	-0,8
Sonst. Nutzung		3,2	1,5	0,6	-1,7	-0,9	-2,6
Audenhain	4.114,53				11,0	8,8	11,4
Siedlung		5,0	3,3	7,6	-1,7	4,3	2,6
Acker		71,8	77,0	74,7	5,2	-2,3	2,9
Grünland		16,8	14,3	12,3	-2,5	-2,0	-4,5
Wald		5,9	4,7	4,8	-1,2	0,1	-1,1
Gewässer		0,2	0,5	0,4	0,3	-0,1	-0,2
Sonst. Nutzung		0,3	0,2	0,2	-0,1	0,0	-0,1
Beilrode	1.987,01				12,4	20,8	14,8
Siedlung		1,5	2,8	7,9	1,3	5,1	6,4
Acker		54,2	54,7	47,8	0,5	-6,9	-6,4
Grünland		7,2	1,2	6,2	-6,0	5,0	-1,0
Wald		36,8	41,1	37,7	4,3	-3,4	0,9
Gewässer		0,3	0,1	0,4	-0,2	0,3	0,1
Sonst. Nutzung		0,0	0,1	0,0	0,1	-0,1	0,0
Belgern	7.132,09				18,8	11,9	15,2
Siedlung		3,1	2,2	6,9	-1,1	4,7	3,8
Acker		45,4	54,7	49,2	9,3	-5,5	3,8
Grünland		19,3	13,8	14,6	-5,5	0,8	-4,7
Wald		26,5	26,0	26,1	0,5	0,1	-0,4
Gewässer		3,0	1,8	2,2	-1,2	0,3	-0,8
Sonst. Nutzung		2,7	1,5	1,0	-1,2	-0,5	-1,7
Döbrichau	1.657,31				19,0	9,4	10,8
Siedlung		1,6	1,3	2,2	-0,3	0,9	0,6
Acker		39,3	36,4	37,3	-2,9	0,9	-2,0
Grünland		17,1	12,5	14,8	-4,6	2,3	-2,3
Wald		40,2	49,7	45,0	9,5	-4,7	4,8
Gewässer		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sonst. Nutzung		1,8	0,1	0,7	-1,7	0,6	-1,1
Dommitzsch	1.910,68				10,4	33,0	30,2
Siedlung		2,4	4,3	9,9	1,9	5,6	7,5
Acker		61,4	64,6	49,1	3,2	-15,5	-12,3
Grünland		14,5	11,3	17,3	-3,2	6,0	2,8
Wald		15,9	16,0	20,4	0,1	4,4	4,5
Gewässer		2,6	2,4	2,9	-0,2	0,5	0,3
Sonst. Nutzung		3,2	1,4	0,4	-1,8	-1,0	-2,8
Dreiheide	3.372,64				22,4	15,0	25,8
Siedlung		2,6	2,2	9,4	-0,4	7,2	6,8
Acker		48,8	59,3	54,3	10,5	-5,0	5,5
Grünland		19,6	17,9	17,2	-1,7	-0,7	-2,4
Wald		28,4	19,3	17,9	9,1	-1,4	-10,5
Gewässer		0,2	0,2	0,5	0,0	0,3	0,3
Sonst. Nutzung		0,4	1,1	0,7	0,7	-0,4	0,3

Gemeinde Nutzungsart	Fläche [ha]	Landnutzung der Gemeindefläche [%]			Landnutzungsänderung der Gemeindefläche [%]		
		1850	1930	1993	1850-1930	1930-1993	1850-1993
Elsnig	3.687,78				22,2	17,8	14,8
Siedlung		2,3	2,1	6,3	-0,2	4,2	4,0
Acker		57,7	68,8	61,1	11,1	-7,7	3,4
Grünland		22,2	17,5	19,9	-4,7	2,4	-2,3
Wald		9,2	6,6	8,7	-2,6	2,1	-0,5
Gewässer		4,3	3,3	3,5	-1,0	0,2	-0,8
Sonst. Nutzung		4,3	1,7	0,5	-2,6	-1,2	-3,8
Großtreben-Zwethau	5.671,84				28,6	8,4	35,0
Siedlung		2,1	1,8	4,9	-0,3	3,1	2,8
Acker		64,1	59,6	60,1	-4,5	0,5	-4,0
Grünland		24,3	16,6	12,7	-7,7	-3,9	-11,6
Wald		4,7	19,0	19,4	14,3	0,4	14,7
Gewässer		3,1	2,2	1,9	-0,9	-0,3	-1,2
Sonst. Nutzung		1,7	0,8	1,0	-0,9	0,2	-0,7
Kobershain	715,76				39,6	17,4	26,6
Siedlung		2,2	2,6	4,8	0,4	2,2	2,6
Acker		40,9	60,3	51,6	19,4	-8,7	10,7
Grünland		20,6	11,0	15,5	-9,6	4,5	-5,1
Wald		32,3	24,8	26,8	-7,5	2,0	-5,5
Gewässer		2,8	1,2	1,2	-1,6	0,0	-1,6
Sonst. Nutzung		1,2	0,1	0,1	-1,1	0,0	-1,1
Lausa	538,01				31,0	43,6	35,4
Siedlung		4,3	4,5	6,7	0,2	2,2	2,4
Acker		38,5	53,8	32,0	15,3	-21,8	-6,5
Grünland		19,1	17,4	34,2	-1,7	16,8	15,1
Wald		37,0	24,3	26,1	-12,7	1,8	-10,9
Gewässer		0,6	0,0	0,3	-0,6	0,3	-0,3
Sonst. Nutzung		0,5	0,0	0,7	-0,5	0,7	0,2
Mockrehna	3.024,64				8,2	8,2	8,2
Siedlung		1,0	1,1	4,3	0,1	3,2	3,3
Acker		19,5	22,0	20,3	2,5	-1,7	0,8
Grünland		11,7	7,6	8,5	-4,1	0,9	-3,2
Wald		67,6	69,1	66,8	1,5	-2,3	-0,8
Gewässer		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sonst. Nutzung		0,2	0,2	0,1	0,0	-0,1	-0,1
Neußen	707,83				21,6	15,0	32,4
Siedlung		2,5	2,2	5,0	-0,3	2,8	2,5
Acker		50,3	61,1	59,4	10,8	-1,7	9,1
Grünland		18,1	15,1	10,0	-3,0	-5,1	-8,1
Wald		20,8	20,7	25,3	-0,1	4,6	4,5
Gewässer		0,0	0,0	0,1	0,0	0,1	0,1
Sonst. Nutzung		8,3	0,9	0,2	-7,4	-0,7	-8,1
Pflückuff	4.848,53				70,2	13,8	64,4
Siedlung		2,0	1,8	4,9	-0,2	3,1	2,9
Acker		21,7	56,8	51,0	35,1	-5,8	29,3
Grünland		44,0	15,5	18,8	-28,5	3,3	-25,2
Wald		26,7	22,4	22,1	-4,3	-0,3	-4,6
Gewässer		3,2	2,5	3,0	-0,7	0,5	-0,2
Sonst. Nutzung		2,4	1,0	0,2	-1,4	-0,8	-2,2
Schildau	5.595,53				16,0	11,6	8,6
Siedlung		3,1	1,7	5,2	-1,4	3,5	2,1
Acker		30,1	38,1	32,3	8,0	-5,8	2,2
Grünland		12,8	10,0	11,1	-2,8	1,1	-1,7
Wald		51,9	49,5	50,1	-2,4	0,6	-1,8
Gewässer		0,9	0,5	0,8	-0,4	0,3	-0,1
Sonst. Nutzung		1,2	0,2	0,5	-1,0	0,3	-0,7

Gemeinde Nutzungsart	Fläche [ha]	Landnutzung der Gemeindefläche [%]			Landnutzungsänderung der Gemeindefläche [%]		
		1850	1930	1993	1850-1930	1930-1993	1850-1993
Schöna	683,78				17,0	17,0	7,0
Siedlung		2,6	2,6	5,3	0,0	2,7	2,7
Acker		74,5	83,0	74,6	8,5	-8,4	0,1
Grünland		21,9	13,7	18,5	-8,2	4,8	-3,4
Wald		0,8	0,5	1,2	-0,3	0,7	0,4
Gewässer		0,0	0,0	0,3	0,0	0,3	0,3
Sonst. Nutzung		0,2	0,2	0,1	0,0	-0,1	-0,1
Strelln	891,14				9,6	40,4	27,2
Siedlung		2,0	2,3	16,0	0,3	13,7	14
Acker		60,6	65,1	54,8	4,5	-10,3	-5,8
Grünland		7,8	5,9	11,0	-1,9	5,1	3,2
Wald		29,6	26,7	16,8	-2,9	-9,9	-12,8
Gewässer		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sonst. Nutzung		0,0	0,0	1,4	0,0	1,4	1,4
Taura	1.216,50				12,4	9,2	15,4
Siedlung		2,7	1,2	3,6	-1,5	2,4	0,9
Acker		22,6	27,2	29,3	4,6	2,1	6,7
Grünland		6,0	7,6	3,7	1,6	-3,9	-2,3
Wald		67,3	63,9	63,3	-3,4	-0,6	-4,0
Gewässer		0,0	0,0	0,1	0,0	0,1	0,1
Sonst. Nutzung		1,4	0,1	0,0	-1,3	-0,1	-1,4
Torgau	3.962,20				14,5	35,4	41,9
Siedlung		6,3	9,0	23,1	2,7	14,1	16,8
Acker		45,5	49,4	33,5	3,9	-15,9	-12,0
Grünland		25,2	20,0	19,3	-5,2	-0,7	-5,9
Wald		11,5	12,1	15,6	0,6	3,5	4,1
Gewässer		8,5	7,4	7,5	-1,1	0,1	-1,0
Sonst. Nutzung		3,1	2,1	1,0	-1,0	-1,1	-2,1
Trossin	7.924,87				9,2	7,0	6,6
Siedlung		1,4	1,0	3,1	-0,4	2,1	1,7
Acker		29,4	34,0	30,8	4,6	-3,2	1,4
Grünland		5,7	4,5	4,7	-1,2	0,2	-1,0
Wald		60,7	59,7	60,7	-1,0	1,0	0,0
Gewässer		0,3	0,3	0,5	0,0	0,2	0,2
Sonst. Nutzung		2,5	0,5	0,2	-2,0	-0,3	-2,3
Wildschütz	548,28				22,2	19,8	19,0
Siedlung		3,5	2,5	9,0	-1,0	6,5	5,5
Acker		70,3	81,2	71,3	10,9	-9,9	1,0
Grünland		25,8	16,0	16,3	-9,8	0,3	-9,5
Wald		0,1	0,3	1,8	0,2	1,5	1,7
Gewässer		0,3	0,0	1,4	-0,3	1,4	1,1
Sonst. Nutzung		0,0	0,0	0,2	0,0	0,2	0,2
Wörblitz	1.152,14				14,4	21,4	27,0
Siedlung		3,1	2,6	5,8	-0,5	3,2	2,7
Acker		65,0	68,0	57,4	3,0	-10,6	-7,6
Grünland		18,3	20,4	21,5	2,1	1,1	3,2
Wald		0,9	2,9	8,5	2,0	5,6	7,6
Gewässer		5,0	5,1	5,0	0,1	-0,1	0
Sonst. Nutzung		7,7	1,0	1,8	-6,7	0,8	-5,9
Zinna	1.544,77				14,4	25,6	19,0
Siedlung		2,5	2,1	8,1	-0,4	6,0	5,6
Acker		74,8	81,6	69,3	6,8	-12,3	-5,5
Grünland		19,4	13,8	17,1	-5,6	3,3	-2,3
Wald		0,0	0,3	3,7	0,3	3,4	3,7
Gewässer		3,3	2,1	1,6	-1,2	-0,5	-1,7
Sonst. Nutzung		0,0	0,1	0,2	0,1	0,1	0,2

Betrachtet man die Veränderungen der Flächenanteile der sechs Hauptnutzungsarten in den einzelnen Gemeinden, so sind deutliche Unterschiede festzustellen. Dabei ist jedoch unbedingt zu berücksichtigen, daß auf Grund der stark differierenden Gemeindeflächengrößen und der spezifischen Verteilungsmuster der Nutzungsarten die prozentualen Veränderungen der einzelnen Nutzungsarten in jeder Gemeinde unterschiedliche Flächengrößen repräsentieren. Das heißt, daß große prozentuale Veränderungen nicht zwangsläufig großflächigen Nutzungsveränderungen bzw. gleiche prozentuale Veränderungen nicht gleichgroßen Flächen entsprechen.

In der sich anschließenden Analyse wurden im Unterschied zu den Angaben in der Tabelle 4, die die Landnutzungsveränderungen bezogen auf die Gesamtfläche der Gemeinden widerspiegeln, die Veränderungen jeder der sechs Hauptnutzungsarten in den Gemeinden unabhängig von der Größe der Gemeindefläche ermittelt.

Zwischen 1850 und 1930 hat sich in 15 Gemeinden des Torgauer Raumes die Siedlungsfläche verringert und in 7 Gemeinden vergrößert. Schönä ist die einzige Gemeinde ohne Siedlungsflächenveränderung. Die Abnahme der Siedlungsflächen reicht von 9% in Elsnig bis 55% in Taura. Zwischen 10% und 20% hat sich die Siedlungsfläche in Döbrichau, Dreiheide, Großtreben-Zwethau, Neußen, Pflückuff, Wörblitz und Zinna verringert. In Arzberg, Belgern, Trossin und Wildschütz hat sich die Siedlungsfläche um 21% bis 30% verringert, gefolgt von Audenhain mit 34% und Schildau 45%. Die Abnahme der Siedlungsflächen ist, wie am Anfang dieses Beitrages bereits erwähnt, vermutlich auf die geringere Genauigkeit der für die Nutzungskartierung von 1850 verwendeten Ausgangsmaterialien zurückzuführen. Den größten Zuwachs an Siedlungsfläche zwischen 1850 und 1930 weisen Beilrode mit 87% und Dommitzsch mit 80% auf. In Kobershain nahm die Siedlungsfläche um 18%, in Strelln um 15%, in Mockrehna um 10% und in Lausa um 5% zu.

Zwischen 1930 und 1993 fand in allen Gemeinden eine Erweiterung der Siedlungsflächen statt. Die mit Abstand größte Zunahme auf fast das Siebenfache verzeichnet die Gemeinde Strelln mit 697%. In Dreiheide (427%), Mockrehna (391%) und Zinna (386%) hat sich der Anteil der Siedlungsfläche etwa vervierfacht. Eine Vergrößerung der Siedlungsfläche auf das Dreifache und mehr erfolgte in Wildschütz (360%), Belgern (314%), Schildau (306%), Taura und Elsnig (jeweils 300%). Mehr als verdoppelt hat sich der Anteil der Siedlungsfläche in Beilrode (282%), Großtreben-Zwethau und Pflückuff (jeweils 272%), Torgau (257%), Arzberg (236%), Dommitzsch und Audenhain (jeweils 230%), Neußen (227%), Wörblitz (223%) und Schönä (204%). Am wenigsten hat die Siedlungsfläche in Kobershain und Lausa mit 85% bzw. 49% zugenommen.

In bezug auf die Veränderung des Ackerflächenanteils führte die Analyse zu folgendem Ergebnis: Zwischen 1850 und 1930 hat es in fast allen Gemeinden eine Zunahme der Ackerflächen gegeben. Lediglich in den Gemeinden Döbrichau und Großtreben-Zwethau nahm die Ackerfläche um 7% ab. Die mit Abstand größte Zunahme gab es in der Gemeinde Pflückuff mit 162%. Es folgen mit 47% Kobershain und mit 40% Lausa. Um 20% bis 30% vergrößerte sich die Ackerfläche in den Gemeinden Belgern (20%), Dreiheide (20%), Neußen (21%),

Schildau (27%) und Taura (20%). Eine Zunahme der Ackerflächen zwischen 10% und kleiner als 20% erfolgte in den Gemeinden Arzberg (14%), Elsnig (19%), Mockrehna (13%), Schöna (11%), Trossin (16%) und Wildschütz (15%). Um weniger als 10% nahm die Ackerfläche in Audenhain (7%), Dommitzsch (5%), Strelln (7%), Torgau (9%), Wörblitz (5%) und Zinna (9%) zu. Die geringste Zunahme wies Beilrode mit einem Prozent auf.

Für den Zeitraum von 1930 bis 1993 ergaben sich im Vergleich zu dem ersten Zeitraum deutliche Unterschiede hinsichtlich der Veränderung des Ackerflächenanteils. Lediglich in den drei Gemeinden Großtreben-Zwethau (1%), Döbrichau (2%) und Taura (8%) vergrößerte sich die Ackerfläche. In allen anderen Gemeinden wurde der Anteil der Ackerfläche in unterschiedlichem Umfang reduziert. Die größten Verringerungen der Ackerfläche weisen die Gemeinden Lausa (40%), Torgau (32%) und Dommitzsch (24%) auf. Zwischen 10% und 20% nahm die Ackerfläche in der Mehrzahl der übrigen Gemeinden ab: Pflückuff (10%), Belgern (10%), Dreiheide (10%), Schöna (10%), Trossin (10%), Arzberg (11%), Elsnig (11%), Wildschütz (12%), Beilrode (13%), Schildau (15%), Wörblitz (15%), Zinna (15%) und Strelln (16%). Um weniger als 10% hat die Ackerfläche in den Gemeinden Audenhain (3%), Neußen (3%) und Mockrehna (8%) abgenommen.

Hinsichtlich der Veränderung des Grünlandes können folgende Aussagen getroffen werden: Im Zeitraum von 1850 bis 1930 hat sich der Anteil des Grünlandes in fast allen Gemeinden deutlich verringert. Eine Ausnahme sind die Gemeinden Taura und Wörblitz, in denen eine Zunahme um 27% bzw. 12% stattfand. Am stärksten nahm das Grünland in den Gemeinden Beilrode (83%), Pflückuff (65%), Arzberg (56%) und Kobershain (47%) ab. Es folgen die Gemeinden Wildschütz (38%), Schöna (37%), Mockrehna (35%) und Großtreben-Zwethau (32%). Zwischen 20% und 30% verringerte sich der Grünlandanteil in den Gemeinden Zinna (29%), Belgern (28%), Döbrichau (27%), Strelln (24%), Dommitzsch (22%), Schildau (22%), Elsnig (21%), Torgau (21%), Trossin (21%). In Neußen und Audenhain wurde das Grünland um 17% bzw. 15% reduziert. Die geringste Abnahme trat in den Gemeinden Audenhain (15%), Dreiheide (9%) und Lausa (9%) auf.

Zwischen 1930 und 1993 kam es in zahlreichen Gemeinden zu einer gegenläufigen Entwicklung. In 17 Gemeinden nahm der Grünlandanteil deutlich zu, wobei Beilrode mit einer Vervierfachung des Grünlandanteils an der Spitze steht. In den Gemeinden Lausa (97%) und Strelln (86%) verdoppelte sich in etwa die Fläche des Grünlandes. Um mehr als die Hälfte wuchs der Grünlandanteil in den Gemeinden Arzberg (63%) und Dommitzsch (53%). Es schließen sich die Gemeinden Kobershain mit einer Zunahme von 41%, Schöna mit 35%, Zinna mit 24% und Pflückuff mit 21% an. Zwischen 10% und 20% hat das Grünland in den Gemeinden Döbrichau (18%), Elsnig (14%), Mockrehna (12%) und Schildau (11%) zugenommen. In vier Gemeinden betrug die Zunahme weniger als 10%: Belgern (6%), Wörblitz (5%), Trossin (4%) und Wildschütz (2%). Sechs Gemeinden verzeichnen einen Rückgang des Grünlandes. An der Spitze steht Taura mit einer Abnahme von 52%, gefolgt von Neußen (34%), Großtreben-Zwethau (24%), Audenhain (14%), Torgau (4%), Dreiheide (4%) und Dommitzsch (4%).

Bei der Analyse der Veränderungen der Waldflächen muß zunächst berücksichtigt werden, daß es sowohl Gemeinden mit einem hohen als auch mit einem geringen Waldanteil gibt. Der Waldanteil hat sich zwischen 1850 und 1930 bzw. 1930 und 1993 in den einzelnen Gemeinden in unterschiedlichem Umfang verändert. Es kann jedoch festgestellt werden, daß in den walddreieicheren Gemeinden relativ geringe Veränderungen auftraten. Im Unterschied dazu konzentrierten sich die prozentual größten Veränderungen auf die walddärmeren und flächenmäßig kleineren Gemeinden. Hier sind vor allem die Gemeinden Wildschütz und Wörblitz zu nennen, in denen es sowohl zwischen 1850 und 1930 als auch zwischen 1930 und 1993 prozentual zu einer Verdreifachung des Waldanteils gekommen ist, aber die Zunahme bezogen auf die Gesamtfläche der Gemeinden mit 0,2% bzw. 2% (siehe Tab. 4) eher unbedeutend ist.

Die flächenmäßig bedeutendste Zunahme von Wald um das Dreifache fand im Torgauer Raum zwischen 1850 und 1930 im Nordosten der Gemeinde Großtreben-Zwethau, im Bereich der Annaburger Heide statt. Darüber hinaus gab es bezogen auf den Zeitraum 1850-1930 in den Gemeinden Döbrichau (24%), Arzberg (15%), Beilrode (12%), Torgau (5%) und Mockrehna (2%) eher unbedeutende Erweiterungen des Waldanteils. In Dommitzsch und Neußen veränderte sich der Waldanteil gar nicht. In allen anderen Gemeinden hat der Waldanteil in unterschiedlichem, jedoch für den Gesamttraum nicht signifikantem Umfang abgenommen.

Im Zeitraum zwischen 1930 und 1993 nahm der Waldanteil in 15 Gemeinden zu. Hier sind vor allem die Gemeinden Elsnig (32%), Torgau (29%) und Dommitzsch (27%) hervorzuheben. Der Anteil der Waldflächen in der Gemeinde Belgern war zwischen 1930 und 1993 unverändert. Sechs Gemeinden weisen einen geringfügigen Rückgang der Waldflächen auf. Dazu gehören Döbrichau (10%), Beilrode (8%), Dreiheide (7%), Mockrehna (3%), Pflückuff (1%) und Taura (1%).

Da der Anteil der Gewässerflächen und Flächen sonstiger Nutzung im Torgauer Raum im Vergleich zu den anderen Nutzungsarten gering ist und sich zwischen 1850, 1930 sowie 1993 nicht entscheidend verändert hat, soll an dieser Stelle auf eine gemeindebezogene Analyse verzichtet werden.

6 Zusammenfassung

Die Erfassung und Analyse der Landnutzung einschließlich ihrer Veränderungen im Untersuchungsgebiet hat ergeben, daß sich in den letzten ca. 150 Jahren die Landnutzung nicht grundlegend verändert hat. Der Torgauer Raum wurde bereits in der Mitte des 19. Jahrhunderts vorwiegend land- und forstwirtschaftlich genutzt. Während sich Acker-, Wald-, Gewässer- und sonstige Nutzflächen insgesamt wenig veränderten, hat sich der Anteil der Siedlungsflächen zwischen 1930 und 1993 fast verdreifacht und ist somit die bedeutendste Nutzungsveränderung im Torgauer Raum. In allen Gemeinden kam es in diesem Zeitraum in unterschiedlichem Umfang zu einer Erweiterung der Siedlungsfläche. Insbesondere in den vier Städten Torgau, Dommitzsch, Belgern und Schildau, aber auch in den Dörfern vergrößerte sich die Siedlungsfläche. Eine weitere wichtige Veränderung betrifft das Grünland, dessen Anteil sich zwischen 1850 und 1993 um ca. 28% verringerte. Grünland wurde hauptsächlich

in Acker umgewidmet. Besonders entlang der zahlreichen kleinen Fließgewässer ist das Grünland zunehmend verschwunden. Aber auch in der Elbaue verringerte sich sein Anteil.

In den einzelnen Gemeinden treten im Vergleich zu der gesamträumlichen Betrachtungsebene deutliche Unterschiede in bezug auf die Nutzungsveränderungen auf.

Angeichts des sich seit Anfang der 90er Jahre vollziehenden Strukturwandels in den neuen Bundesländern hat es auch im Torgauer Raum weitere Nutzungsveränderungen gegeben, die jedoch noch nicht in die Untersuchungen einbezogen werden konnten. Zweifellos wird es auch in den nächsten Jahren insbesondere in den Siedlungsbereichen durch Gewerbeansiedlung und Wohnungsneubau zu Veränderungen kommen. Darüber hinaus könnte eine Genehmigung der beantragten Kiesabbaugebiete in der Elbaue zu wesentlichen Eingriffen in die vorhandene Landnutzungsstruktur führen. Von der Erweiterung oder Reduzierung von Trinkwasserschutzgebieten sowie dem Schutz und der Erhaltung landschaftlich wertvoller Teilräume wird es auch abhängen, welche Möglichkeiten der Landnutzungsentwicklung sich im Torgauer Raum in Zukunft bieten.

Über die Bestandsaufnahme hinaus können für geplante Arbeiten zur Entwicklung von Landnutzungsvarianten, z. B. zur Umwidmung von Acker in Grünland, zur Revitalisierung von Gewässerrandstreifen oder zur Wiederherstellung landschaftsstrukturierender Elemente wie Hecken, Büsche, Baumreihen, die hier durchgeführten und die noch ausstehenden detaillierten Untersuchungen der Landnutzungsänderungen für ausgewählte kleinere Gebiete des Torgauer Raumes wertvolle Informationen liefern.

Literatur

- Heinz, V. (1998): Erkennbarkeit von Urbanisierungsprozessen in klassifizierten Landsat-5-TM Bildern am Beispiel der Stadtregion Leipzig. In: Banzhaf, E., Kasperidus, H. (Hrsg.): Erfassung und Auswertung der Landnutzung und ihrer Veränderungen mit Methoden der Fernerkundung und geographischen Informationssystemen im Raum Leipzig-Halle-Bitterfeld. UFZ-Bericht Nr. 2/1998. Leipzig, S. 113-126
- Kienast, F., Frank, C., Leu, R. (1991): Analyse raum-zeitlicher Daten mit einem Geographischen Informationssystem. Berichte der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft 328. Birmensdorf
- Kön. Preußische Landes-Aufnahme (Hrsg.) (1847-1851): Gradabteilungskarten (Urmeßtischblätter) des Untersuchungsgebietes, 1 : 25.000
- Lausch, A., Bellmann, A. (1998): Tagebau Borna-Ost / Bockwitz – Ansätze zur Durchführung eines Monitorings in der Bergbaufolgelandschaft. In: Banzhaf, E., Kasperidus, H. (Hrsg.): Erfassung und Auswertung der Landnutzung und ihrer Veränderungen mit Methoden der Fernerkundung und geographischen Informationssystemen im Raum Leipzig-Halle-Bitterfeld. UFZ-Bericht Nr. 2/1998. Leipzig, S. 153-168
- Lipsky, Z. (1995): The changing face of the Czech rural landscape. *Landscape and Urban Planning* 31, pp. 39-45
- Reichsamt für Landesaufnahme (Hrsg.) (1930-1936): Meßtischblätter des Untersuchungsgebietes, 1 : 25.000
- Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.) (1996): CIR-Biotop- und Landnutzungskartierung Sachsen, 1 : 10.000
- Steinhardt, U., Lausch, A., Herzog, F., Müller, E., Lehmann, S. (1998): Landschaftsveränderungen im Gebiet des Tagebaus Espenhain. In: Banzhaf, E., Kasperidus, H. (Hrsg.): Erfassung und Auswertung der Landnutzung und ihrer Veränderungen mit Methoden der Fernerkundung und geographischen Informationssystemen im Raum Leipzig-Halle-Bitterfeld. UFZ-Bericht Nr. 2/1998. Leipzig, S. 139-154
- Usbeck, B. (1996): Flächennutzung und ihre Veränderungen in der Stadtregion Leipzig. In: Breuste, J. (Hrsg.): *Stadtökologie und Stadtentwicklung: Das Beispiel Leipzig*. Berlin, S. 63-72
- Usbeck, B. (1998): Landnutzungsänderungen in der Stadt und im Umland von Leipzig. In: Banzhaf, E., Kasperidus, H. (Hrsg.): Erfassung und Auswertung der Landnutzung und ihrer Veränderungen mit Methoden der Fernerkundung und geographischen Informationssystemen im Raum Leipzig-Halle-Bitterfeld. UFZ-Bericht Nr. 2/1998. Leipzig, S. 101-112

Zur Schichtung und Beschaffenheit des Grundwassers im Bereich der fassungsnahen Elbtalwanne bei Torgau

Rolf Trettin

1 Einführung

Aus heutiger Sicht ist die Produktion von Trinkwasser nicht allein ein technischer Prozeß. Da eine Grundwasserentnahme einen Eingriff in den Wasserhaushalt eines Natursystems darstellt, müssen die Folgen auch aus ästhetischer und ökologischer Sicht vertretbar sein. Dazu gehört die langfristige Sicherung einer adäquaten Rohwasserbeschaffenheit. Dies kann nur gelingen, wenn stabile Bedingungen existieren, die den Stoffeintrag in das Grundwasser, Stoffumsätze und den Stofftransport kontrollieren. Grundwasservorräte haben sich oftmals über viele Jahre oder gar Jahrtausende gebildet. Bei der Wasserentnahme werden alte Wässer beschleunigt in den Wasserkreislauf einbezogen bzw. schneller durch jüngere Wässer ersetzt. So entsteht die Frage, welche Konsequenzen für die Rohwassergüte mit der jeweiligen Form der Wasserbewirtschaftung auf kurze und lange Sicht verbunden sind. Um dies zu beantworten, müssen

- die hydraulischen Verhältnisse und geologischen Randbedingungen bekannt sein, denen die Wasser- und Stoffströme unterworfen sind und aus denen sowohl Aussagen zur Geschütztheit gegenüber diffusen und lokalen Kontaminationen als auch zum langfristigen Systemverhalten hervorgehen,
- die Quellen der im Wasser enthaltenen Stoffe untersucht werden, die den Fließ- und Mischungsprozessen folgend am Entnahmeort mit unterschiedlicher Verzögerung gegenüber primären Einträgen wirksam werden, wobei zwischen geogenen und anthropogenen Anteilen zu unterscheiden ist,
- die stofflichen Wandlungen und deren Randbedingungen in der ungesättigten und gesättigten Zone des Einzugsgebietes verstanden werden,
- insbesondere die Langzeitauswirkungen verschiedener Szenarien der Landnutzung und Wasserbewirtschaftung für die Grundwasserqualität erfaßt und in den Kategorien Qualitätsziele und Ökonomie bewertet werden.

In Talgrundwasserleitern mit Uferfiltration stellt das regionale Grundwasser nur eine Komponente dar. Bei der Uferfiltration werden stoffliche Quellen und hydraulische Randbedingungen wesentlich durch den Fluß bestimmt. In den elbnahen Brunnen des Trinkwassergewinnungsstandortes Elbaue-Torgau wird ein Uferfiltratanteil von $\geq 50\%$ erwartet. Dabei wirkt sich die Flußwasserqualität je nach Strömungsverhältnissen, Stoffart und Milieubedingungen stark auf die Rohwasserbeschaffenheit aus. Mindestabstände zwischen Fluß und Brunnen werden zwar anhand der 50-Tage-Linie theoretisch berechnet, jedoch sind die hydrogeologischen Detailkenntnisse oft lückenhaft. Bei langgezogenen Fassungen muß zudem mit einer entsprechenden Diversität der Infiltrations- und Fließbedingungen gerechnet werden.

Insbesondere Fragen der Uferfiltration wurden am Standort Torgau in der Vergangenheit bereits intensiv untersucht. Ebenso wurde in den letzten Jahren viel für die Erfassung und das Verständnis der Verhältnisse im landseitigen Grundwasser getan. Das betrifft das allgemeine Grundwassermonitoring und die Qualitätsüberwachung seitens des Wasserwerksbetreibers wie auch umfangreiche Programme zur Erkundung spezieller Altlasten (Rüstungsalast bei Elsnig). Dennoch bestehen auf dem Wege zu einer Bewirtschaftungskonzeption auf der Basis der Nachhaltigkeit für den Torgauer Raum auch aus naturwissenschaftlicher Sicht noch beträchtliche Wissensdefizite.

Der nachfolgende Beitrag gibt einleitend eine kurze Einführung in die hydrogeologischen Verhältnisse im Trinkwassergewinnungsgebiet in der Elbaue bei Torgau unter Beschränkung auf den elbnahen Raum. Auf Fragen und Ergebnisse zur Uferfiltration wird kurz eingegangen. Als Beispiele für die Stoffverteilung und Stockwerkskommunikation im landseitigen Aquiferbereich werden zwei Vertikalschnitte mit den Parametern Nitrat, Sulfat und Tritium betrachtet.

Für die Bemessung von Schutzzonen ist in den Wasserwerksbereichen von Torgau auch die Frage von Bedeutung, ob und in welchem Maße Grundwasser die Elbe unterqueren kann. Ist dies in signifikantem Maße der Fall und würde man z. B. eine Kiesgewinnung auf der anderen Elbseite tolerieren, so könnten Oberflächenwässer aus den entstehenden Baggerseen bis in die Fassungen gelangen.

2 Hydrogeologische Verhältnisse und Meßstellen

2.1 Lagerungsverhältnisse der quartären Grundwasserleiter

Die Trinkwasserförderung im Raum Torgau erfolgt längs der Elbe aus einer elstereiszeitlich angelegten Exarationswanne, die bis zu einer Tiefe von ca. 50 m unter Gelände mit gut grundwasserleitenden, überwiegend sandig-kiesigen und weitgehend karbonatfreien Sedimenten aufgefüllt ist. Grischek et al. (1995) geben für Torgau-Ost Durchlässigkeitsbeiwerte (k_f -Werte) von $2 \cdot 10^{-3}$ bis $3 \cdot 10^{-4}$ an. Die Entstehung der Elbtal-Glazialwanne und die Lagerungsverhältnisse im Quartär des mittleren Elbegebietes sind z. B. in Müller (1988) ausführlich beschrieben.

In der Elbtalwanne setzt sich der quartäre Grundwasserleiter (GWL) aus folgenden Schichten zusammen:

- auf die Elbaue beschränkte, grobsandig-kiesige holozäne Schotter (fQHo), die am Auenrand an frühsaaleglaziale Schotter (fQS1) der Hauptterrasse grenzen, während die Ablagerungen der weichselglazialen Niederterrasse fast vollständig erodiert sind. Das ca. 10 m mächtige Holozän wird von bis zu 3 m mächtigem, sandig-schluffigem Auenlehm überdeckt.
- sandige, fluviatil-glazifluviatil gemischte Nachschubschotter der E2-Vereisung, die mit über 30 m Mächtigkeit den Hauptteil des Aquifers bilden („mittlere, feinkörnige Folge“, f-gf QE2n).

- 10 m mächtige, zwischen E1- und E2-Vereisung akkumulierte Flußschotter („untere, grobe Folge des Torgauer Fluviatils“, f(-gf) QE1n-2v).

Neben der stratigraphischen findet man für den holozänen Teilgrundwasserleiterbereich verschiedentlich auch die vereinfachende Bezeichnung GWL 1.1, während GWL 1.2 ... 1.4 die saaleeiszeitlich und GWL 1.6 (Hauptaquiferbereich an den Fassungen) und 1.8 (außerhalb der Wanne) die elstereiszeitlich gebildeten Teilaquifere bezeichnen.

Im Liegenden grenzt der Aquifer an die extrem geringdurchlässigen tertiären Seetone der Spremberger Schichten (Normalprofil für Nordwestsachsen z. B. in: Geologische Übersichtskarte des Freistaates Sachsen, 1 : 400.000). In Zonen geringer Tertiärmächtigkeit (geologische Fenster) und subrosiver Störungen steigt lokal wie bei Weßnig im Einzugsgebiet Torgau-Ost (Tonndorf 1989) tieferes Grundwasser aus dem Unteren Buntsandstein und Zechstein an die Quartärbasis.

Das Trinkwassereinzugsgebiet Torgau-Ost wird stromauf im Südosten durch aufragende Tertiärtone bei Belgern („Belgernsche Insel“) gegen das ehemalige Vorbehaltsgebiet von Liebersee und im Nordwesten durch anstehenden Quarzporphyr im Stadtgebiet von Torgau gegen das Trinkwasserfördergebiet Mockritz abgegrenzt.

Im Raum südlich von Torgau sorgt eine breite Querrinne (Beckwitzer Rinne) für ein Auskeilen des Grundwasserleiters der Elbtalwanne nach Westen. Dadurch wird eine partielle Entwässerung der Hochschollen nach Norden (Dahlener Heide) bzw. Süden möglich. Im allgemeinen jedoch streicht die Exarationsrinne im Abstand von 1-3 km zu den Brunnen bzw. der Elbe gegen Tertiär bzw. stark gestörte Schichtsysteme aus. Eine Höhendarstellung der Quartärbasis in Torgau-Ost ist in Grischek et al. (1995) gegeben. Der beidseitig der Niederung nach Westen hin zu verzeichnende Höhengewinn (Dahlener Heide, Dübener Heide) ist auf stark gestauchte Endmoränen, die z. T. verschleppte und in elstereiszeitliche Sande eingelagerte tertiäre Schollen (z. B. auch im Bereich WASAG; vgl. Schichtenverzeichnisse zu den Bohrungen HySpiz 109/90; HyMkzTo 23/74 von Hydrogeologie GmbH, NL Torgau) zurückzuführen. Bilden die quartären Sande und Kiese im westlichen Wannenbereich mit lokalen Ausnahmen einen zusammenhängenden GWL, so ist dies bereits im Übergangsbereich und im Bereich der Hochflächen nicht mehr der Fall. Die komplizierte, oft kleinräumig schwankende und daher stets unzureichend bekannte, hydrogeologische Struktur ist ein wesentlicher Grund für Schwierigkeiten bei der Modellierung der Grundwasserdynamik in stark belasteten Teilgebieten westlich der Wanne (z. B. ehemaliges WASAG-Gelände, ehemaliges militärisches Übungsgebiet bei Puschwitz).

Für die Ausbildung der Grundwasserbeschaffenheitsmuster in Abhängigkeit von der Teufe sind die Stoffquellen in Verbindung mit den geologischen und hydrodynamischen Verhältnissen verantwortlich. Die zunächst durch Grundwasserentlastung in Richtung der Elbe gekennzeichnete Hydrodynamik (vgl. Hydrogeologische Karte der DDR, 1 : 50.000) wird mit Annäherung an die Förderbrunnen zunehmend durch die GW-Absenkung bestimmt.

Dementsprechend spielt neben der Anordnung der Brunnen auch das Betriebsregime der Grundwasserförderung eine große Rolle für die laterale und vertikale Grundwasserbewegung.

aber auch im Anstrom auf die Elbe von Osten und im Anstrom auf die Fassung von Westen in bis zu 5 Teufenstufen zu beproben. 1995 wurde das Profil Torgau-Ost I durch ein System ufernaher Meßstellen untersetzt (Nestler et al. 1998).

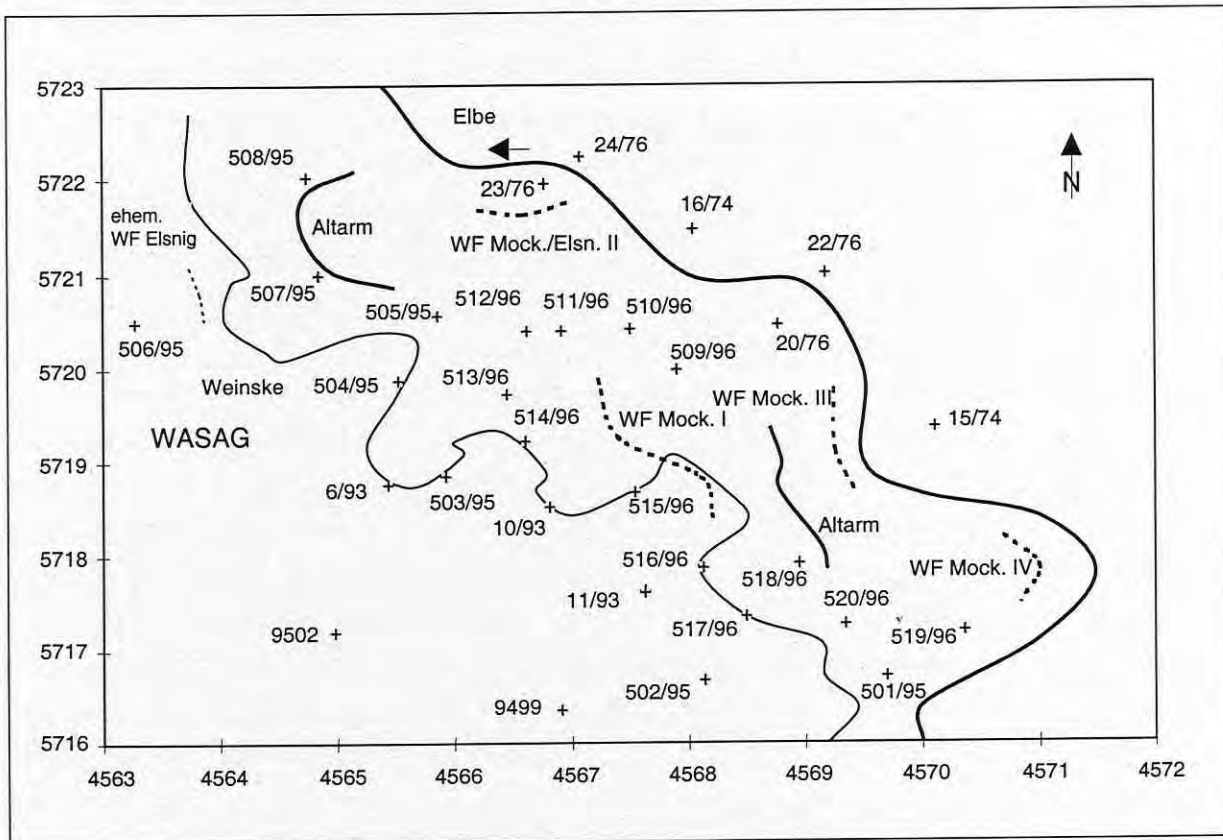


Abb. 2: Lage der Güte- (mit dem Jahreszusatz /93, /95, /96) sowie einiger Alt- bzw. Ergänzungsmeßstellen im Umfeld der Fassungen (gestrichelte Linien) von Torgau-Mockritz.

Zwischen 1992 und 1996 wurden durch die FWV im landseitigen Anstrom beider Fassungskomplexe insgesamt rund 50 Meßstellen mit Beprobungsmöglichkeiten in jeweils bis zu drei Teufen eingerichtet. Eine Lageübersicht ist in den Abbildungen 1 und 2 gegeben. Vereinfacht gesehen handelt es sich jeweils um eine innere Meßstellenkette, die z. T. bereits deutlich im Wirkungsbereich der Brunnen liegt und einen äußeren Meßstellenring, der - soweit vorhanden - dem Rand der Elbtalwanne folgt und den Eintrag von Westen in die Wanne erfassen soll. Diese Meßstellen bilden den Kern derzeitiger Monitoringprogramme der Wasserwerke zur Erfassung und Kontrolle der Grundwasserbeschaffenheit im Grundwasseranstrom von Westen und im fassungsnäheren Einzugsgebiet. Die Wasserfassung Elsnig im Raum Mockritz existierte bis 1998.

3 Zur Grundwasserdynamik im Nahbereich der Elbe - Elbunterquerung

Die Schichtungs- und Fließverhältnisse im elbseitigen Vorfeld wurden in den letzten Jahren an den Beispielen Meßprofil I - WF Torgau-Ost VI und Meßprofil II - WF Torgau-Ost-VIII (vgl. die mit Kästchen gekennzeichneten Bohransatzpunkte in Abb. 1) intensiv untersucht und

zusammenfassend dokumentiert (Nestler et al. 1998). Aus diesen Untersuchungen resultiert ein umfangreiches Datenmaterial zur Beschaffenheit des Elbewassers und zu den Prozessen bei der Uferfiltration.

Nach Osten hin bildet die Elbe zumindest im oberen Aquiferbereich eine Randbedingung, d. h. die hydraulischen Verhältnisse werden wegen geringer Kolmation des Elbebettes durch den Elbwasserspiegel bestimmt. Für den unteren Aquiferbereich ist die Situation differenziert zu betrachten. Darüber hinaus wurde gefunden, daß der Prozeß der Flußwasserinfiltration selbst stark von den Pegelstandsänderungen abhängt (Trettin et al. 1999).

Die Verhältnisse in den untersuchten Beispielen verkörpern jeweils einen Fall mit vorhandenem und einen Fall mit fehlendem (nicht signifikantem) Brunnendurchgriff auf das Grundwasser der rechten Elbseite.

Im Meßprofil I, das die WF Torgau-Ost VI kreuzt, existiert unter der Elbe ein geringmächtiger Zwischenstauer, der den vertikalen Wasseraustausch unter der Elbe hemmt. Dieser ist aber nicht durchgehend verbreitet. Es ist anzunehmen, daß derartige Strukturen infolge ihrer Kleinräumigkeit nicht immer bekannt sind und daher nicht auszuschließen ist, daß sie auch anderenorts auftreten. Im Profil I wurde ostelbisch an der Aquiferbasis eine Altwasserlamelle vorgefunden, die sich unter der Elbe fortsetzt und bis in Brunnennähe verfolgt werden kann. Dies ist einer von mehreren experimentellen Belegen für die Elbunterquerung. Das Alter der bodennahen Wasserschicht beträgt > 40 Jahre und spricht für einen sehr zögernden vertikalen Austausch bzw. lange Fließwege des Grundwassers bereits vor Erreichen des rechten Elbufers. Bei einer Fassungsabschaltung steigt dieses Wasser langsam durch den dünnen Stauer unter der Elbe in höhere Lagen auf, was zeigt, daß - zumindest lokal - auch der unterste Aquiferbereich in den normalen Entlastungsprozeß zur Vorflut einbezogen ist.

Am zweiten Standort (Profil II, WF Torgau-Ost VIII) fehlt der Zwischenstauer. Hier wird ostelbisch im Quartärtiefsten ein etwa 20 Jahre altes Wasser angetroffen. Zwischen Elbe und Fassung erreicht das Wasser in einigen aber nicht in allen Parametern die rezenten Erwartungswerte der Elbe. Letzteres betrifft z. B. einige Isotopenparameter (u. a. den Tritiumgehalt). Die Diskrepanz wird dadurch erklärt, daß am grundnahen Wasser nicht nur jüngere, sondern auch ältere Elbeinfiltrate (Mischwasser) beteiligt sein könnten. Zudem kann ein geringer Grundwasseranteil nicht völlig ausgeschlossen werden.

Die beiden Beispiele zeigen, daß die Verhältnisse entlang der Elbe differenziert betrachtet werden müssen.

Im Fördergebiet Mockritz gibt es ufernah keine zweckspezifisch konzipierten Vergleichsmeßstellen zur näheren Untersuchung der Elbeunterquerung und Uferfiltration. An vier 1991/92 beprobten ostelbischen Meßstellen (Abb. 2) wurde eine deutliche Altersschichtung mit dominierendem Anteil an altem, d. h. tritiumfreiem Wasser an der Quartärbasis gefunden, wie es in diesem Gebiet auch erwartet wird. Insbesondere in Eintiefungen bzw. im Übergangsbereich zum Tertiär muß mit Verweilzeiten im Bereich von Jahrhunderten und mehr gerechnet werden, so daß jüngere anthropogene Effekte nur im mittleren und oberen Teufensbereich eine Rolle spielen können. Im Vergleich der Meßstellen auf beiden Elbseiten gab es 1991/92 Hinweise auf eine Elbunterquerung bzw. den Zuzug basisnahen alten Wassers auch

im Bereich der Fassung Mockritz-Elsnig II und ebenfalls südöstlich davon im gemeinsamen Vorfeld der Fassungen Mockritz I und III. Hier fehlen jedoch systematische Meßreihen unter Kombination hydrochemischer (insbesondere auch elbetypischer Inhaltsstoffe) und Isotopenparameter.

Damit ist derzeit von der Situation auszugehen, daß eine Grundwasserunterquerung der Elbe lokal möglich und auch auf verschiedene Weise experimentell nachgewiesen ist, hiervon aber vor allem tiefere Wässer betroffen sind, die infolge einer hohen Verweilzeit bisher recht gut geschützt und damit in der Regel anthropogen noch nicht oder wenig belastet sind.

Die Zusammensetzung des von Osten zu den Brunnen gelangenden Wassers nach Hauptionen wird naturgemäß durch die Elbe dominiert. Bereits bei der Passage des Flußbettes treten insbesondere beim gelösten organischen und anorganischen Kohlenstoff (DIC, DOC) Veränderungen auf. Auf dem Wege zu den Brunnen erfolgt bei tieferen Fließbahnen (und damit auch wachsenden Fließzeiten, die im Bereich der Testprofile etwa ein Jahr erreichen) ein Abbau des Elbenitrats. Im Profil Torgau-Ost I wurde - möglicherweise bedingt durch Erhöhung der Förderquote - Sulfidoxidation nachgewiesen, die aber für das Schwefelbudget des Systems insgesamt unerheblich war.

4 Zur Grundwasserschichtung und Stoffverteilung in der Elbtalwanne

4.1 Torgau-Ost

1995 bis 1997 wurden durch das UFZ und seine Partner auch isotonenanalytische und hydrochemische Untersuchungen zur Grundwasserschichtung und -kommunikation durchgeführt. Insgesamt erstreckt sich der Verweilzeitbereich der in den Einzugsgebieten vorkommenden Grundwässer zwischen rezent und mehreren Jahrtausenden. Obwohl die ältesten Wässer auf gut geschützte Teilaquifere und den Kontaktbereich zum Tertiär beschränkt und hinsichtlich ihres Zuflußanteils zu den Wasserfassungen untergeordnet sind, zeigt sich die große Bedeutung des Faktors Zeit für die Bewertung der hydrochemischen Verhältnisse in den Aquiferen und deren Ursachen. Wird für ein Wasser eine hohe Verweilzeit ermittelt, so bedeutet dies, daß es sich unter stabilen Fließbedingungen nur langsam erneuern wird. Lange Verweilzeiten erhöhen in Systemen mit reaktiven Depots auch die Chance zum Stoffabbau. So wurde z. B. für das Fuhrberger Feld bei Hannover eine Halbwertszeit des reduktiven Sulfatabbaus von 76 bis 100 Jahren geschätzt (Böttcher et al. 1992). Unter nichtstationären hydrodynamischen Verhältnissen sind längere Beobachtungszeiten unentbehrlich. Anzustreben ist stets die Kombination einer mathematischen Modellierung mit Validierung über Tracermethoden. Für Torgau liegt so etwas bisher nicht vor. Ein Teil der bisher vorhandenen Isotopendaten ist in Nestler et al. (1998) enthalten. Die im Vorfeld angetroffenen Verhältnisse und Probleme können hier lediglich angerissen werden.

Grundsätzlich kann davon ausgegangen werden, daß eine Entlastung von Liegendwässern in den Elbeaquifer eine untergeordnete Rolle spielt. Definitiv nachgewiesen wurde dieser Effekt bisher nur lokal im Meßprofil Torgau-Ost I.

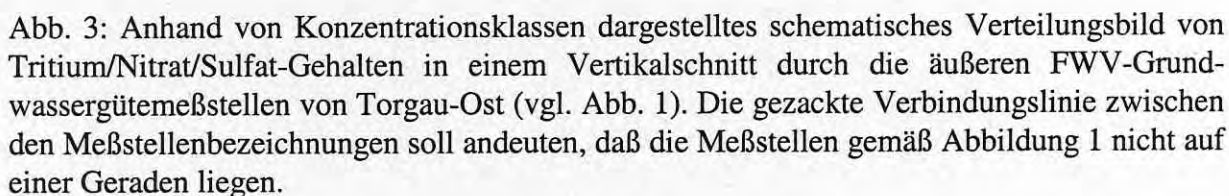
Der laterale Wasserzufluß ist von den Verhältnissen am Rand der Elbtalwanne abhängig. In Abbildung 3 wird als Beispiel die Verteilung der Konzentrationen von Tritium, Nitrat und Sulfat in einem Vertikalschnitt entlang der äußeren Meßstellenkette des Gütemeßnetzes von Torgau-Ost gezeigt. Während Tertiär in der elbnahen Wanne bis rund 35 m über NN erodiert wurde, findet man es in Torgau-Ost südlich Döbelitz (siehe 519/94, Abb. 3) bereits bei ca. 75 m über NN. In vielen Bohrungen in der Dahleener Heide wurden Tertiärschollen über Quartär angetroffen. Eine deutliche Entlastung gespannten Wassers in die Wanne wurde am Standort der Meßstelle 507/93 festgestellt. Derartiges Wasser, das unterhalb eines Stauers (d. h. unterhalb des oberen quartären Sedimentpaketes) in die Wanne eintritt, sollte in der Regel „tritiumalt“ (> 40 Jahre) und daher anthropogen wenig oder unbelastet sein.

Weiter nach Nordwesten entlang der äußeren Meßstellenkette fällt das Tertiär bis auf etwa 35 m über NN ab bzw. wächst die Mächtigkeit der quartären Sedimente entsprechend bis ca. 45 m an (Beckwitzer Rinne).

In der Abbildung 3 wurden anstelle der gemessenen Konzentrationen Gehaltsklassen verwendet, wobei für die Klassifizierung bei Tritium nur Einzelbestimmungen, bei den Inhaltsstoffen aber Medianwerte für den Zeitraum 1995-1997 zugrunde gelegt werden konnten. Dies ist ausreichend, da die Situation hier weitgehend qualitativ und ohne Berücksichtigung der Veränderungen skizziert werden soll. Bei Tritium werden die Klassen 0 $\equiv$ 0-2 TU (TU = Tritium Unit) (enthält mindestens 80% tritiumfreies Wasser mit einer Verweilzeit > 40 Jahre), 1 $\equiv$ 3-10 TU (es handelt sich um eine Mischung aus jüngerem sowie tritiumfreiem Wasser), 2 $\equiv$ 11-15 TU (dies ist im Untersuchungszeitraum in der Elbaue der typische Wertebereich für oberflächennahe Grundwässer unterschiedlichen Mischungsgrades) und 3 $\equiv$ > 15 TU (mit hoher Wahrscheinlichkeit sind auch Wässer mittleren Alters aus Zeiten vor etwa 1980 in der Probe enthalten) unterschieden. Die Klasseneinteilung bei Nitrat und Sulfat ist so gewählt, daß die Klasse 3 Konzentrationen oberhalb der Grenzwerte nach der Trinkwasserverordnung kennzeichnet. Klasse 2 beinhaltet bei Sulfat Werte im Bereich um den EU-Trinkwassergrenzwert (250 mg/l).

Man erkennt aus Abbildung 3, daß das Wasser im tieferen Quartär (Niveau um 40 m über NN) mit Ausnahme von 508/92 hinsichtlich Nitrat und Sulfat unbelastet ist. Dieses Wasser ist alt oder ein Mischwasser nach Tritiumklasse 1 mit signifikanten Anteilen aus dem Bildungsbereich > 40 Jahre. Untersuchungen mit stabilen Isotopen haben ergeben, daß die Proben zumindest aus dem untersten Beprobungsniveau der Meßstellen im Nordosten zudem anteilig Oberflächenwasser enthalten, von dem anzunehmen ist, daß es aus den Fischteichen stammt. Das Alter dieser Komponente ist unklar. Im Bereich von Meßstelle 508/92 (kein Nitrat aber 200-300 mg/l Sulfat) dominiert jüngerer Wasser auch an der Quartärbasis, was man anhand des im Rezentbereich befindlichen Tritiumgehaltes erkennen kann.

Auch im mittleren Niveau (m) wird häufig kein oder nur sehr wenig Nitrat gefunden. Bei einigen Punkten wie 507/93m und 518/94m erklärt sich dies durch eine höhere Verweilzeit. Andererseits besitzen auch nicht alle jüngeren Wässer Nitrat. Ebenso ist aus den Daten keine Korrelation zwischen dem Sulfat- und dem Nitratgehalt festzustellen, obwohl natürlich im Durchschnitt im obersten Beprobungsniveau die höchsten Konzentrationen gefunden werden.



- Erwartungsgemäß gelangen verstärkt (jedoch nicht überall) Jungwässer durch die Wirkung der tiefen Brunnenfilter in den unteren Aquiferbereich. Dies begünstigt die Verfrachtung der Inhaltsstoffe in größere Teufenbereiche. Diese Verfrachtung ist jedoch nur bei Sulfat signifikant, während Nitrat häufiger nur in der oberen Teufe gefunden wird. Offensichtlich erfolgt beim Abstieg des Wassers in die sauerstofffreie Zone eine Nitratreduktion und ist die Reaktionszeit hierfür ausreichend.
- Die im äußeren Meßstellenriegel gefundenen Werte setzen sich auch bei Sulfat (auch bedingt durch die Meßstellendichte) in Richtung auf die Fassungen schlecht fort, d. h. es ist schwierig, die Fließbahnen anhand der Meßdaten im Detail zu erkennen. Die vertikale Konzentrationsabfolge ist erheblich komplizierter als im entfernteren Vorfeld. Das Verständnis der räumlichen Beschaffenheitsverteilung ist nur möglich, wenn man auch die Grundwasserneubildung im Nahbereich und die z. T. variablen hydraulischen Randbedingungen einbezieht.

4.2 Mockritz

Abbildung 4 zeigt ein zu Abbildung 3 adäquates Verteilungsbild in einem Vertikalschnitt entlang der äußeren FWV-Gütemeßstellen für Mockritz. Die grauen Felder symbolisieren das Auftreten schluffiger Schichten in der quartären Abfolge. Die klassifizierten Daten beruhen auf Stichtagsuntersuchungen 1995/96 und erfassen nicht die besonders im Jungwasser (Tritiumklasse 2) auftretenden zeitlichen Schwankungen.

Ebenso wie in Torgau-Ost gibt es im unteren Aquiferbereich (u) sowohl geschützte Lagen mit altem und daher bezüglich Sulfat und Nitrat weitgehend unbelastetem Wasser als auch Zonen, in denen junge und damit potentiell höher mineralisierte Wässer bis an die Aquiferbasis gelangen. Tritiumalte Wässer wurden im Tiefsten auch noch in einigen brunnennäheren Meßstellen (513/96u bis 517/96u) nachgewiesen. Nicht in jedem dieser Fälle entsprach jedoch der gemessene Sulfatgehalt den Erwartungswerten (Klassen 0 bis 1) für diesen Wassertyp. Eine höhere Sulfatkonzentration wurde weiterhin auch in 508/95 und 507/95 festgestellt. Die zugehörigen Tritiumgehalte (Klasse 3) zeigen mit hoher Wahrscheinlichkeit eine Beteiligung von Komponenten aus dem Niederschlagszeitraum 1960-1980 an. Diese Befunde legen den Schluß nahe, daß es sich bei dem im Grundwasser enthaltenen Sulfat nicht nur um jüngere Einträge handelt und z. T. bedeutende Transferzeiten zu berücksichtigen sind. Beachtenswert ist die im Durchschnitt im Beobachtungszeitraum vorhandene sehr geringe Nitratbelastung der Grundwässer von Mockritz.

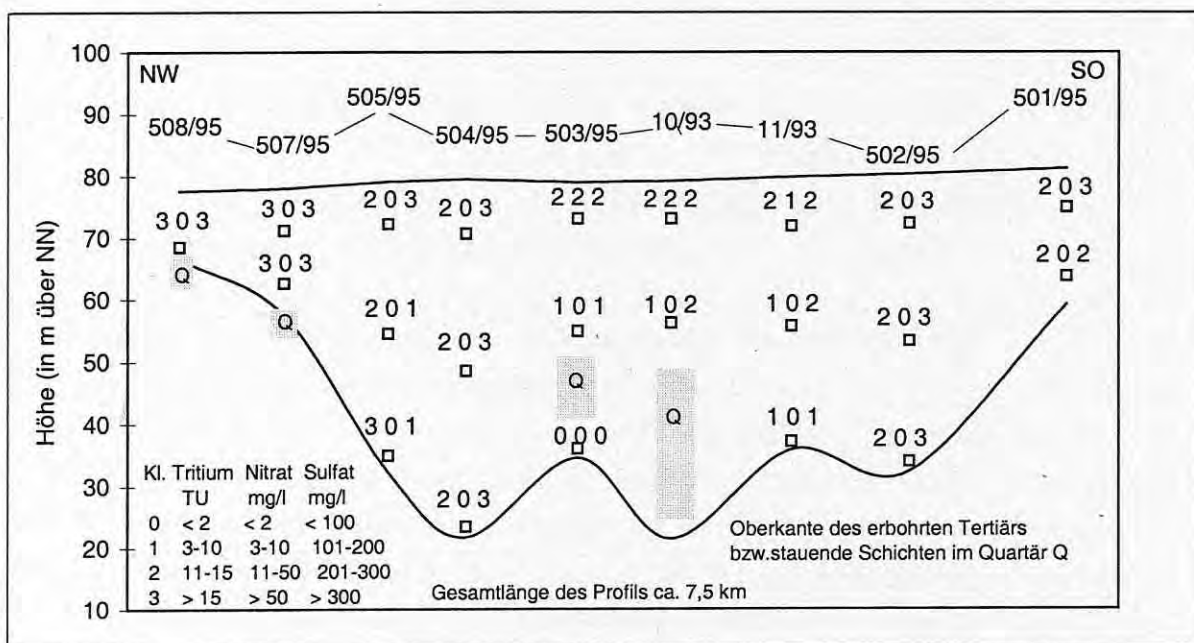


Abb. 4: Anhand von Konzentrationsklassen dargestelltes schematisches Verteilungsbild von Tritium/Nitrat/Sulfat-Gehalten in einer vertikalen Schnittfläche entlang der genannten Meßstellen im Flankenbereich der Elbtalwanne bei Torgau-Mockritz (vgl. Abb. 2).

Wie in Torgau-Ost wurde auch im Mockritzer Gütemeßnetz für die meisten Meßpunkte die Sauerstoffisotopenzusammensetzung ($\delta^{18}\text{O}$) des Wassers als Indikator für die Herkunft und den Bildungsmechanismus des Grundwassers bestimmt (Nestler et al. 1998). Bei einigen an

der Weinske/Schwarzer Graben und östlich davon abgeteufte Meßstellen (u. a. 505/95, 504/95, 503/95, 10/93) treten im oberen Aquiferbereich deutlich erhöhte $\delta^{18}\text{O}$ -Werte auf, die auf einen Oberflächenwassereinfluß zurückgeführt werden. Als Quelle kommt nur der nahe Vorfluter in Frage. Dies korrespondiert mit Sondierungsergebnissen zum Kolmationszustand des Flußbettes (Gehmlich 1997). An 518/96 und 509/96 wird ein Oberflächenwassereinfluß auch im mittleren Beprobungsniveau festgestellt, jedoch ist dies eher auf Kommunikation mit nahegelegenen Stillgewässern zurückzuführen. In beiden Fällen ist der gesamte Teufenbereich mit Jungwasser erfüllt.

5 Schlußfolgerungen

Die Ergebnisse zeigen trotz scheinbar einfacher Struktur des Quartärs in der fassungsnahe Elbtalwanne für den Grundwasserzustrom aus Westen starke räumliche (z. T. auch zeitliche) Variationen in den Beschaffenheitswerten einschließlich einer mitunter inversiven Teufenabfolge. Die nähere Interpretation verlangt gleichermaßen die Berücksichtigung aktueller und historischer Stoffquellen im Kontext mit den hydrogeologischen und hydrochemischen Verhältnissen und der Betriebsweise der Wassergewinnung. Gegenwärtig nur von untergeordneter bzw. lokaler Relevanz ist Nitrat. Ein außerhalb dieses Verbundprojektes liegendes Aufgabenfeld ist die Ursachenklärung für die derzeit angetroffene Stoffverteilung (insbesondere Sulfat) und die weitere (szenarienabhängige) Perspektive der Beschaffenheitsentwicklung.

Danksagung

Der Fernwasserversorgung Elbaue-Ostharz GmbH danke ich für die jahrelange freundliche Unterstützung sowie einen Großteil der hier verwendeten hydrochemischen Datengrundlage zu den Vorfeldmeßstellen.

Literatur

- Böttcher, J., Strebel, O., Kölle, W. (1992): Redox conditions and microbial sulfur reactions in the Fuhrberger Feld sandy aquifer. In: Mattheß, G., Frimmel, F., Hirsch, P., Schulz, H.D., Usdowski, H.E. (eds.): Progress in Hydrochemistry. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg
- Gehmlich, R. - HGN Hydrogeologie GmbH, NL Torgau (1997): persönliche Mitteilung
- Grischek, T., Dehnert, J., Nestler, W., Neitzel, P., Trettin, R. (1995): Groundwater Flow and Quality in an Alluvial Aquifer Recharged from River Bank Infiltration, Torgau-Basin, Germany. In: Brown, A.G. (ed.): Geomorphology and Groundwater. John Wiley & Sons Ltd. Chichester et al., pp. 21-35
- Müller, A. (1988): Das Quartär im mittleren Elbegebiet zwischen Riesa und Dessau. Dissertation. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Halle
- Nestler, W., Walther, W., Jacobs, F., Trettin, R., Freyer, K. (1998): Wassergewinnung in Talgrundwasserleitern im Einzugsgebiet der Elbe. UFZ-Bericht 7/1998
- TGU (1997): MOST-Projekt „Rüstungsaltnast WASAG Elsnig“. Aktualisierung der Geohydraulischen und Schadstoffmodellierung für den Rüstungsstandort Torgau - Abschlußbericht. Technologieberatung Grundwasser und Umwelt GmbH, Niederlassung Erfurt, Brühler Herrenberg 2a, 99092 Erfurt
- Tonndorf, H. (1989): Resultate der Sucharbeiten von 1987-1988 in den Gebieten Zeitz-Wetterscheidt, Delitzsch, Schildau-Mühlberg und Berzdorf zum Nachweis laugbarer Uranvorräte im Känozoikum, mit Schlußfolgerungen zur Lagerstättenhoffigkeit des Tertiärs der südlichen DDR. Unveröffentlichter Bericht (Nr. 54838). Wismut AG, Chemnitz

Trettin, R., Grischek, T., Strauch, G., Mallen, G., Nestler, W. (1999): Zur Eignung und Anwendung von ^{18}O und Chlorid als natürliche Tracer für Uferfiltrate an der mittleren Elbe. Zeitschrift der Deutschen Geologischen Gesellschaft (im Druck)

**Integriertes Verfahren zur Bewertung von Konflikten zwischen
Naturressourcenschutz und wirtschaftlicher Entwicklung
(Integriertes Bewertungsverfahren)**

Szenarien für Landnutzungsänderungen im Torgauer Raum

Bernd Klauer, Frank Messner und Felix Herzog

1 Einleitung

Zum Schutz des Grundwassers, das im Torgauer Raum in großem Maße zur Gewinnung von Trinkwasser genutzt wird, sind großflächig Trinkwasserschutzgebiete (TWSG) ausgewiesen. Weitere große Flächen des Gebietes sind Natur- und Landschaftsschutzgebiete. Von den etwa 700 km² des Untersuchungsgebietes entfallen ca. ein Drittel auf Trinkwasserschutzzonen und (teilweise überlappend) über die Hälfte auf Natur- und Landschaftsschutzgebiete (vgl. Abb. 2 und 3 in Horsch und Ring in diesem Bericht). Landwirtschaft, Gewerbe, Industrie und Kiesabbau sind in Schutzgebieten an besondere Auflagen gebunden. Der flächige Schutz des Grundwassers, der Natur und der Landschaft steht dadurch im Konflikt mit wirtschaftlichen Landnutzungen (vgl. Horsch und Ring in diesem Bericht). Der Ressourcenschutz wird von vielen Unternehmen als Hemmnis einer prosperierenden wirtschaftlichen Entwicklung des Altkreises Torgau angesehen (vgl. Horsch et al. 1999).

Im Zentrum unseres Interesses steht die Landnutzung als Produkt der natürlichen Gegebenheiten und der Ansprüche der Gesellschaft an die Landschaft als Lebens- und Wirtschaftsraum. Dabei gehen wir vereinfachend davon aus, daß die natürlichen Gegebenheiten Klima, Boden und Topographie als konstant gesetzt werden können und der Mensch den Landschaftswasser- und -stoffhaushalt, um dessen Schutz bzw. Nutzung es in unserem Vorhaben geht, in erster Linie durch die verschiedenen Formen der Landnutzung beeinflusst (vgl. Abb. 1).¹

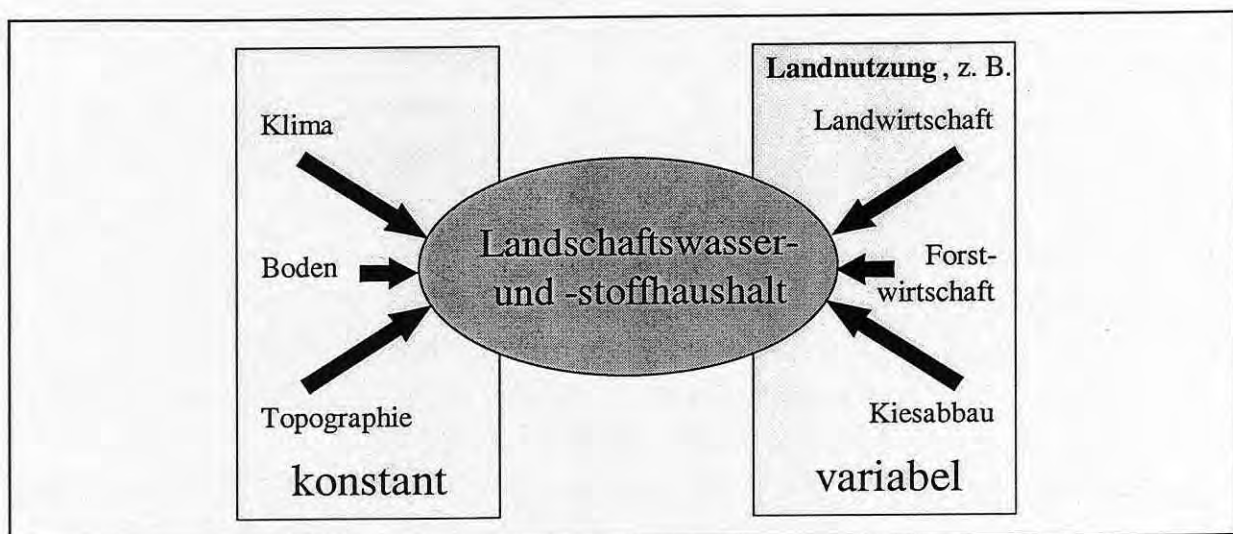


Abb. 1: Die wichtigsten Bestimmungsfaktoren des Landschaftswasserhaushaltes und des Landschaftsstoffhaushaltes.

¹ Langfristig wirkende Prozesse wie Klimaänderung und Bodenerosion sowie großräumige Veränderungen der Topographie (wie z. B. Tagebau) werden dabei bewußt konstant gelassen.

Die Parameter der Landnutzung werden in Modellrechnungen variiert (Herzog et al. 1998). In diesem Kontext ist ganz grundsätzlich zu betonen, daß einzelne politische Entscheidungen (wie z. B. die Ausweisung von Trinkwasserschutzgebieten) ganz erhebliche Auswirkungen auf das Muster der Landnutzung haben können.

Ein wesentliches Ziel des Verbundprojektes besteht darin, den sogenannten Stakeholdern, also den Politikern, Interessengruppen und Bürgern vor Ort, bei Entscheidungen über den Konflikt um die Landnutzung Hilfestellung zu geben. Das geschieht in drei Schritten:

- Schritt 1: *Szenarienableitung*: Im Dialog mit den örtlichen Stakeholdern werden die drängenden Konflikte und die politikrelevanten Fragen herausgearbeitet.
- Schritt 2: *Modellierung*: Die Folgen von Entscheidungen über Veränderungen der bisherigen Landnutzungen werden mit Hilfe von Modellen abgeschätzt.
- Schritt 3: *Bewertung*: Die Ergebnisse der Modellierung werden mittels einer multikriteriellen Analyse bewertet. Die Bewertungen werden schließlich den Stakeholdern zur Verfügung gestellt.

Der Zeithorizont, der der Entscheidungsfindung zugrunde gelegt wird, richtet sich nach den verfügbaren Datengrundlagen und der Vertretbarkeit von Annahmen für die zukünftige Entwicklung. Im Rahmen dieses Projektes werden die Annahmen über die Zukunftsentwicklung bis zum Jahr 2030 getroffen. Dieser Zeitrahmen ist lang genug, um die Auswirkungen heutiger politischer Entscheidungen mit den verwendeten Modellen abzubilden; er stellt gleichzeitig die oberste Grenze für Annahmen zur Wirtschaftsstruktur und -entwicklung dar. Darüber hinausgehend werden ergänzend einige Trends im naturwissenschaftlichen Bereich weiterverfolgt, um die möglichen „Endpunkte“ denkbarer Entwicklungspfade aufzuzeigen. Auf diese Weise werden die Möglichkeiten zur Berücksichtigung eines langfristigen Zeithorizontes, der aus einer Nachhaltigkeitsperspektive essentielle Bedeutung besitzt, weitgehend ausgeschöpft.

In diesem und den fünf folgenden Beiträgen dieses Abschnittes werden die konzeptionellen Grundlagen und erste Ansätze zur Bewertung von Entscheidungen zu Landnutzungskonflikten im Torgauer Raum vorgestellt. Die Gliederung des Abschnittes folgt den oben genannten 3 Schritten.

- Schritt 1: Dieser Schritt ist Anliegen des vorliegenden Beitrages. Es besteht darin, die komplexe Problem- und Konfliktsituation darzustellen und so zu strukturieren, daß sie einer wissenschaftlichen Analyse zugänglich wird. Dabei werden wir einige grundlegende entscheidungstheoretische Begriffe einführen.
- Schritt 2: Dieser Schritt wird in den folgenden beiden Beiträgen dieses Abschnittes behandelt. In ihnen werden Modelle zur Quantifizierung des Landschaftswasserhaushaltes (Herzog und Kunze) und zur Ermittlung der ökonomischen Folgen von Landnutzungsänderungen (Klauer) entwickelt.
- Schritt 3: Schließlich werden eine Methode zur ökologisch-ökonomischen Bewertung des Schutzes der erneuerbaren Ressource Grundwasser im Beitrag von Geyler und eine Methode zur ökologisch-ökonomischen Bewertung des Abbaus der nicht-erneuer-

baren Ressource Kies im Beitrag von Messner vorgestellt. Daran anschließend präsentiert Drechsler in seinem Beitrag ein Verfahren der multikriteriellen Entscheidungsanalyse.

2 Beschreibung des Verfahrens zur Ableitung von Szenarien

2.1 Handlungsfelder, Handlungsoptionen und Handlungsalternativen

In unserem Projekt interessieren wir uns für die Frage, auf welche Weise die Landschaft im Torgauer Raum am besten genutzt werden sollte. Welche Landnutzung man dort in der Zukunft vorfinden wird, hängt von einer Reihe von Faktoren ab. Viele dieser Faktoren können von den regionalen Stakeholdern nicht beeinflusst werden, weil sie durch die natürlichen Bedingungen vorgegeben sind, weil sie von überregionalen Entwicklungen (wie z. B. der gesamtwirtschaftlichen Entwicklung) bestimmt werden oder weil sie in der Entscheidungsgewalt einzelner Individuen liegen. Trotz alledem hat politisches Handeln Einfluß auf die Landnutzung. Ziel unseres Projektes ist, den politischen Akteuren bei der Bewältigung von Landnutzungskonflikten beratend zur Seite zu stehen.

Politische Aktivitäten zur Beeinflussung von Landnutzungen finden in verschiedenen Bereichen statt. Diese Bereiche wollen wir *Handlungsfelder* nennen. Konkret untersuchen wir zwei verschiedene Handlungsfelder: Grundwasserschutz und Kiesabbau. Auf jedem der Felder stellt sich eine politische Kernfrage:

1. Im Bereich des Grundwasserschutzes lautet sie: Welches Maß von Schutz und Nutzung unter Berücksichtigung ökologischer Zusammenhänge und ökonomischer Wassernachfrage ist sinnvoll und wie groß müssen die Trinkwasserschutzgebiete sein, um die langfristige Sicherung der Fernwasserbereitstellung zu gewährleisten?
2. Für das Handlungsfeld Kiesabbau lautet die Kernfrage: Ist es angesichts der absehbaren langfristigen Kiesnachfrage und der ökologischen Auswirkungen der Kiesgewinnung in den Elbauen angemessen und notwendig, weitere Genehmigungen für den Kiesabbau zu erteilen?

Auf jedem der Handlungsfelder stehen verschiedene *Handlungsoptionen* zur Auswahl, die in der Öffentlichkeit und in der Politik zur Debatte stehen. Die wichtigsten derzeit diskutierten Handlungsoptionen sind

1. im Bereich des Grund- und Trinkwasserschutzes (vgl. Beitrag Geyler):
 - a) die Beibehaltung des derzeit ausgewiesenen TWSG Mockritz
 - b) die Reduzierung des TWSG Mockritz um die ostelbische Schutzzone 3b
 - c) die Reduzierung des TWSG Mockritz um die ost- und westelbischen Schutzzonen 3b
2. im Bereich Kiesabbau (vgl. Beitrag Messner):
 - a) keine weiteren Genehmigungen für zusätzliche Kiesabbaustätten
 - b) Erteilung weiterer Genehmigungen für zusätzliche Kiesabbaustätten.

Auf jedem Handlungsfeld kann eine der Optionen unabhängig von der Auswahl von Optionen in einem anderen Handlungsfeld gewählt werden. In der Regel wird die Wahl einer

Handlung in einem Handlungsfeld aber Auswirkungen auf andere Handlungsfelder haben. Beispielsweise hat die Ausweisung bzw. Reduktion von Trinkwasserschutzgebieten auch Konsequenzen für den Kiesabbau, da die Förderung von Rohstoffen in bestimmten Schutzkategorien von TWSG nicht zulässig ist. Aus diesem Grunde ist es sinnvoll, die einzelnen Handlungsfelder und Optionen nicht unabhängig voneinander zu betrachten, sondern die Abhängigkeit zwischen den verschiedenen Handlungsoptionen zu berücksichtigen. Im Prinzip muß man daher alle logischen Kombinationen aus den Handlungsoptionen der verschiedenen Handlungsfelder gegeneinander vergleichen. Eine solche Kombination von Handlungsoptionen nennen wir eine *Handlungsalternative* (vgl. Laux 1998, S. 20). Bei zwei Handlungsfeldern mit einmal drei und einmal zwei Handlungsoptionen ergeben sich daher insgesamt sechs Handlungsalternativen, die den regionalen politischen Akteuren zur Auswahl stehen:

Tab. 1: Handlungsalternativen der politischen Akteure im Altkreis Torgau.

		Handlungsfelder	
		Trinkwasserschutz	Kiesabbau
Handlungsalternativen	1	Beibehaltung des TWSG Mockritz	keine zusätzlichen Kiesgenehmigungen
	2	Beibehaltung des TWSG Mockritz	zusätzliche Kiesgenehmigungen
	3	ostelbische Reduktion des TWSG	keine zusätzlichen Kiesgenehmigungen
	4	ostelbische Reduktion des TWSG	zusätzliche Kiesgenehmigungen
	5	Reduktion des TWSG um alle 3b-Schutzzonen	keine zusätzlichen Kiesgenehmigungen
	6	Reduktion des TWSG um alle 3b-Schutzzonen	zusätzliche Kiesgenehmigungen

2.2 Parameter, Entwicklungsrahmen und Szenarien

Um die Handlungsalternativen beurteilen zu können, müssen deren resultierende Entwicklungen in Modellen simuliert werden. Allerdings hängen diese Entwicklungen auch von Größen ab, die nicht durch den Entscheider beeinflusst werden können. Solche entscheidungsrelevanten Größen werden *Parameter* genannt. Einander ausschließende Konstellationen von Ausprägungen der Parameter bezeichnen wir als *Entwicklungsrahmen*.²

Im Torgau-Projekt werden der Überschaubarkeit halber nur zwei Entwicklungsrahmen unterschieden, ein optimistischer und ein pessimistischer Entwicklungsrahmen. Bedeutsame Parameter sind in diesem Zusammenhang das Wirtschaftswachstum, der Trinkwasserverbrauch, die Kiesproduktion pro Einheit Bruttoinlandsprodukt (BIP), die Bevölkerungsentwicklung, die Geschwindigkeit der Angleichung der ostdeutschen Wasserwirtschaft an das westdeutsche Technologieniveau und der Anteil von Fernwasser an der Trinkwasserversorgung.

² In der entscheidungstheoretischen Literatur werden einander ausschließende Parameterkonstellationen häufig mit den in unserem Zusammenhang unpassenden statischen Begriffen „Umweltzustände“ und „Zustände der Welt“ belegt (vgl. Laux 1998, S. 21f.).

Für den *pessimistischen Entwicklungsrahmen* wird angenommen, daß das BIP in Sachsen und analog in Torgau den Entwicklungen der stagnierenden Jahre 1996/97 folgt und daher lediglich eine jährliche Zuwachsrate von 2,5% realisiert wird. Für die Wasserwirtschaft wird davon ausgegangen, daß sich die Nachfrage nach Fernwasser bis 2030 halbiert (vgl. Geyler in diesem Bericht). Als Ursachen werden ein langfristiger Rückgang des Trinkwasserbedarfs, eine Verringerung des Fernwasseranteils an der Trinkwasserversorgung und ein stagnierender Export von Fernwasser nach Sachsen-Anhalt unterstellt. Die Entwicklungen in der Kieswirtschaft werden durch eine im gleichen Zeitraum um 35% sinkende Kiesproduktion charakterisiert, die sich insbesondere aufgrund der Annahme ergibt, daß sich die Kiesproduktion pro Einheit BIP in Sachsen wegen relativ rückläufiger Bautätigkeit sukzessive an das westdeutsche Niveau von 1990 anpassen wird.

Für den *optimistischen Entwicklungsrahmen* wird ein jährliches BIP-Wachstum von 4,4% unterstellt. Weiterhin wird angenommen, daß die Fernwassernachfrage aufgrund eines höheren Anteils des Fernwassers an der öffentlichen Trinkwasserversorgung, höherer Exporte nach Sachsen-Anhalt und eines langfristig wieder ansteigenden Trinkwasserbedarfs in etwa konstant bleibt. Für die Kiesproduktion wird wegen unterstellter steigender Kiesnachfrage außerhalb Sachsens von einer Produktionserhöhung um den Faktor 2,8 bis 2030 ausgegangen.³ Die beiden Entwicklungsrahmen stellen Extreme dar, zwischen denen die tatsächliche Entwicklung höchstwahrscheinlich verlaufen wird.

Tab. 2: Ableitung von Szenarien aus Handlungsalternativen und Entwicklungsrahmen.

	Entwicklungsrahmen	
	Pessimistisch (Pes.)	Optimistisch (Opt.)
Handlungsalternativen	1, Pes.	1, Opt.
	2, Pes.	2, Opt.
	3, Pes.	3, Opt.
	⋮	⋮
	6, Pes.	6, Opt.

Da die realen Auswirkungen einer Handlungsalternative von dem jeweiligen Entwicklungsrahmen abhängen, müssen zur Beurteilung der Alternative deren Auswirkungen für jeden Entwicklungsrahmen in Modellen simuliert werden. Sollen alle Handlungsalternativen miteinander verglichen werden, müssen alle Kombinationen von Handlungsalternativen und Entwicklungsrahmen betrachtet werden. Eine Kombination aus einer Handlungsalternative

³ Eine ausführlichere Begründung der Annahmen, die den beiden Entwicklungsrahmen zugrunde gelegt wurden, erfolgen in diesem Bericht in den Beiträgen von Geyler für die Wasserwirtschaft und Messner für die Kieswirtschaft.

und einem bestimmten Entwicklungsrahmen nennen wir ein *Szenario*. Für jede Handlungsalternative erhält man im Torgau-Projekt zwei verschiedene Szenarien. Da sechs verschiedene Handlungsalternativen zur Auswahl stehen, sind folglich 12 Szenarien zu modellieren (vgl. Tab. 2).

2.3 Modellergebnisse, Indikatoren und Kriterien

Die Modelle, mit denen die realen Effekte der Handlungsalternativen in den verschiedenen Entwicklungsrahmen abgeschätzt werden, müssen nicht alle Auswirkungen erfassen. Es genügt, wenn diejenigen Konsequenzen abgebildet werden, die für die Stakeholder bedeutsam sind. Die modellierten Meßgrößen, nach denen die Stakeholder die Auswirkungen politischer Handlungen beurteilen wollen, werden hier *Indikatoren* genannt.⁴ Wir nehmen an, daß sich die Stakeholder in Torgau an einer ganzen Reihe von Indikatoren orientieren, und daß die Entscheidungen darüber, wie gehandelt wird, auf der Grundlage des *Leitbildes der Nachhaltigkeit* (vgl. Klauer 1999; BUND und MISEREOR 1997, Kapitel 4) gefällt werden. Daher sind die Indikatoren in einer Weise zu wählen, daß sie die wesentlichen Aspekte des Leitbildes der Nachhaltigkeit zu erfassen vermögen.⁵ Als Resultat der Ableitung von Szenarien, der Wahl von Indikatoren und der Modellierung von Indikatorwerten für alle Szenarien ergibt sich eine Multi-Indikatoren-Matrix, in der allen Szenarien für jeden Indikator ein Wert zugeordnet wird (vgl. Abb. 2).

Da jedoch Indikatoren reine Meßgrößen sind, die z. B. den Schadstoffgehalt des Grundwassers oder die Anzahl der Tierarten in einer Region anzeigen, sind sie nicht ausreichend für eine Bewertung der Szenarien. Jedem Indikator muß daher ein Bewertungsmaßstab zugrunde gelegt werden, der es mindestens ermöglicht, eine Rangordnung zwischen verschiedenen Werten des Indikators zu erstellen. Dabei muß u. a. deutlich werden, ob eine Erhöhung eines Wertes positiv oder negativ zu bewerten ist. Die Bestimmung eines solchen Maßstabes, z. B. in Form einer Grenzwertskala für einen Schadstoff pro Kubikmeter Grundwasser oder eines Indizes, der die Häufigkeit seltener Tierarten einer Region in Relation zur Häufigkeit im gesamten Bundesgebiet setzt, ist bereits ein wesentlicher Bewertungsschritt. Ein Indikator mit einem zugeordneten Maßstab zur Bewertung wird hier als *Kriterium* bezeichnet. Erst die Umwandlung der Multi-Indikatoren-Matrix in eine Multi-Kriterien-Matrix legt den Grundstein für eine Bewertung der Szenarien.⁶

Da es weder sinnvoll noch praktikabel ist, alle Kriterien in einer Maßeinheit - z. B. in Geldeinheiten - auszudrücken, wurde in unserem Projekt ein multikriterieller Bewertungsansatz gewählt, der neben Kriterien, die in monetären Einheiten gemessen werden, auch solche einbezieht, die lediglich in Form von Indizes oder Bewertungsschemata handhabbar gemacht werden können. Die Verfahren zur Bewertung der Szenarien werden in den Beiträgen von Geyler, Messner und Drechsler in diesem Bericht erläutert.

⁴ Bei Laux (1998, S. 21) als *Zielgrößen* bezeichnet.

⁵ Vgl. zur Diskussion der Indikatorenbildung am Leitbild der Nachhaltigkeit innerhalb der OECD und der Commission for Sustainable Development (CSD) SRU (1998, Kap. 1.4).

⁶ Vgl. für eine vorläufige Diskussion von Kriterien für die Szenarien des Projektes den Beitrag von Messner in diesem Bericht.

In Abbildung 2 wird das Verfahren zur Ableitung von Szenarien und der Erstellung einer Multi-Kriterien-Matrix als Grundlage der Bewertung graphisch dargestellt.

2.4 Vorentscheidungsprobleme bei der Ableitung von Szenarien

In den vorangegangenen Abschnitten haben wir erläutert, welche Schritte zur Ableitung von Handlungsalternativen und Szenarien notwendig sind. Damit ist die Grundlage für die Anwendung eines Entscheidungsverfahrens gelegt worden. An dieser Stelle weisen wir darauf hin, daß bei den Ableitungen bereits implizit zu folgenden Fragen Entscheidungen gefallen sind:

- Welche Handlungsfelder und -optionen werden in Betracht gezogen?
- Welche Parameter sind relevant?
- Welche Indikatoren sind geeignet, um die wesentlichen Aspekte des Leitbildes der Nachhaltigkeit zu erfassen?
- Welche Bewertungsmaßstäbe werden den Kriterien zugrunde gelegt?

Diese Entscheidungen, die im Vorfeld der Ableitung der Szenarien und vor dem eigentlichen Bewertungs- und Entscheidungsverfahren gefällt werden müssen, nennen wir *Vorentscheidungen* (vgl. Laux 1998, S. 386ff.). Im Prinzip ist es möglich, über jede der Vorentscheidungen mit Hilfe eines eigenen Verfahrens zu entscheiden.⁷ Aber auch diese Entscheidungsverfahren bedingen Vorentscheidungen. Um einem infiniten Regress zu entgehen, der die Entscheidungskosten über alle Grenzen wachsen ließe und daher nicht sinnvoll ist, müssen in einem gewissen Stadium Vorentscheidungen getroffen werden.

Die Tatsache, daß in jedes Entscheidungsverfahren auch intuitiv getroffene Vorentscheidungen einfließen, ist besonders dann relevant, wenn - wie im Torgau-Projekt - die Szenarien und das Entscheidungsverfahren nicht von den Personen entwickelt werden, die letztlich die Entscheidung fällen. In diesem Fall sind die Vorentscheidungen offenzulegen. Die Vorentscheidungen müssen den Intentionen der Entscheider entsprechen, damit die Ergebnisse des Entscheidungsverfahrens von den Entscheidern akzeptiert werden können und von diesen übernommen werden. Nur so ist gewährleistet, daß die wissenschaftliche Begleitung des Entscheidungsprozesses sinnvolle Hilfestellung zur Entscheidungsfindung ist.

⁷ Bei der Bestimmung einer Handlungsoption hat Messner (in diesem Bericht) ebenfalls ein multikriterielles Entscheidungsverfahren benutzt. Mit Hilfe des sogenannten PROMETHEE-2-Verfahrens wurde über die Rangfolge von weiteren Kiesabbaustätten entschieden (vgl. dazu auch Drechsler in diesem Bericht).

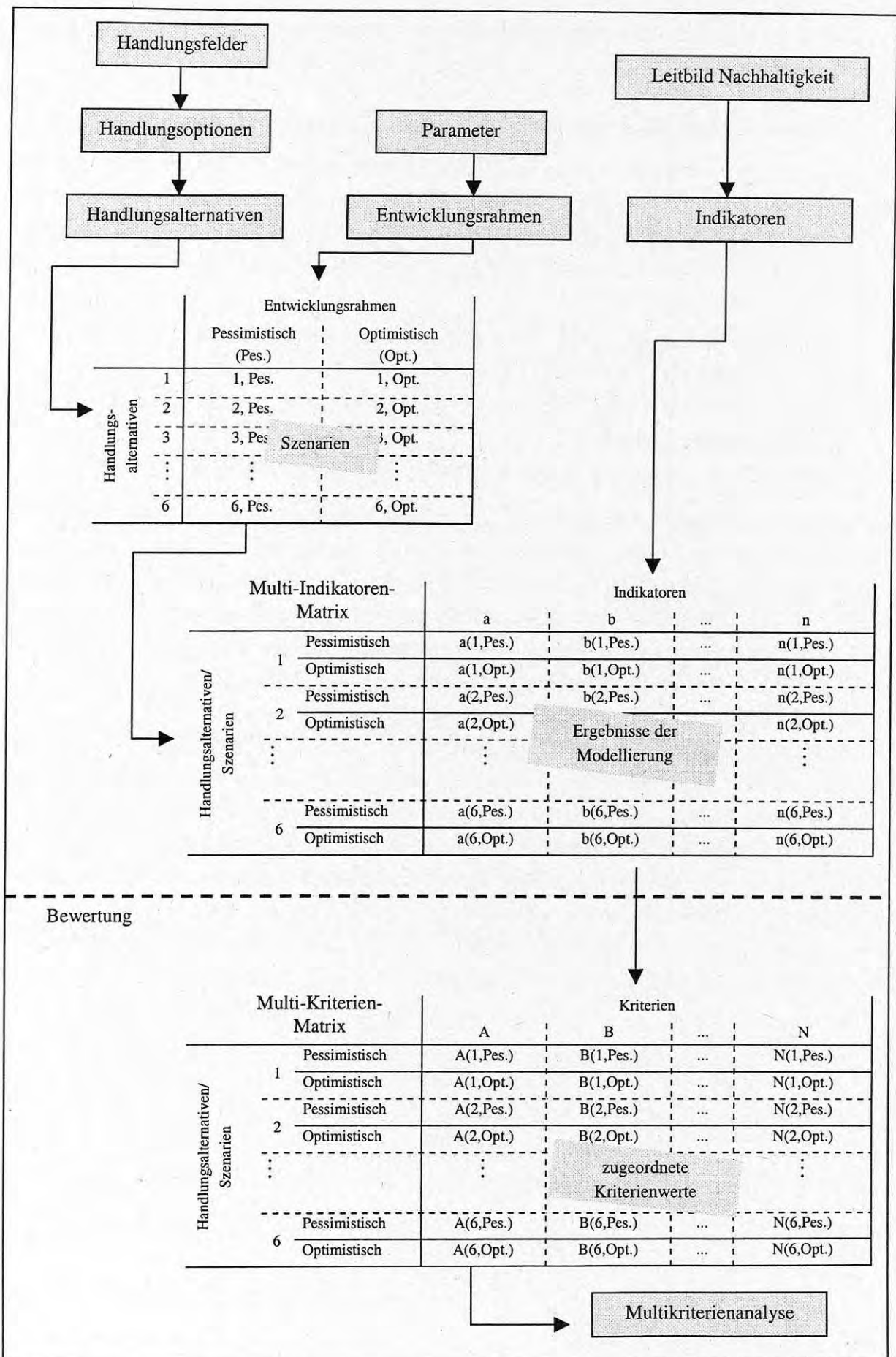


Abb. 2: Verfahren zur Ableitung von Szenarien und Kriterien.

3 Die Bedeutung von paarweisen Szenariovergleichen zur Untersuchung spezieller politischer Fragen im Altkreis Torgau

Die Beurteilung der Frage, welche Handlungsalternative unter welchem Entwicklungsrahmen die günstigste ist, wird im Anschluß an die Modellierung der ökonomischen und ökologischen Effekte durch den Vergleich aller Szenarien vorgenommen. Die Betrachtung von paarweisen Szenariovergleichen hat aber noch eine zusätzliche Bedeutung für die regionalen Akteure, da mit dem Vergleich zweier Szenarien stets eine andere politische Fragestellung für eine bestimmte Entscheidungssituation thematisiert wird. Um die politisch wichtigsten Fragen im Torgauer Raum direkt aufzugreifen, ist vorgesehen, zusätzlich zu dem Vergleich der zwölf Szenarien die folgenden paarweisen Vergleiche gesondert auszuwerten:

1. Vergleich der Handlungsalternativen 1 und 5 (aus Tabelle 2) für den optimistischen und den pessimistischen Entwicklungsrahmen. Hierbei wird die Frage untersucht, wie groß der Unterschied von ökonomischen und ökologischen Effekten zwischen einer weitgehenden TWSG-Reduzierung und einer Beibehaltung der heutigen TWSG ist, wenn als ceteris-paribus-Bedingung unterstellt wird, daß keine weiteren Kiesabbaugenehmigungen erteilt werden.
2. Sofern das Ergebnis aus 1. deutliche Differenzen erbringt, ist weiterhin der Vergleich der Alternativen 1 und 3 für den optimistischen und den pessimistischen Entwicklungsrahmen interessant. Hier wird unter derselben ceteris-paribus-Bedingung untersucht, welche Differenzeffekte sich ergeben, wenn eine Beibehaltung der heutigen TWSG mit einer nur ostelbischen TWSG-Reduzierung verglichen wird.
3. Der Vergleich der Alternativen 2 und 4 für den optimistischen Fall beleuchtet den Sachverhalt, welche Differenzen bei den Szenarioeffekten auftreten, wenn weitere Kiesabbaugenehmigungen erteilt werden, während Trinkwasserschutz einmal ostelbisch aufgehoben und einmal beibehalten wird. In diesem Fall könnte der Kiesabbau bei TWSG-Reduktion in den ostelbischen Elbauen stattfinden, während bei Beibehaltung der Zonen auf zweitklassige Kiesstätten außerhalb dieser Zonen zurückgegriffen werden müßte.
4. Angesichts des Standes der politischen Diskussion in Torgau, in der eine Beibehaltung der heutigen TWSG nicht sehr stark favorisiert wird, bringt ein Vergleich der Alternativen 3 und 5 bzw. 4 und 6 für beide Entwicklungsrahmen Aussagen zu der Frage, welche Differenzeffekte zwischen einer weitgehenden TWSG-Reduzierung und einer Aufhebung der ostelbischen Schutzzonen zu erwarten sind. Beim Vergleich der Alternativen 4 und 6 wird diese Frage unter der Bedingung der Genehmigung weiterer Kiesabbaustätten analysiert, während beim Vergleich der Alternativen 3 und 5 für beide Fälle die Nichterteilung weiterer Kiesabbaugenehmigungen unterstellt ist.⁸
5. Aus der Sicht der Akteure, die mit der Kieswirtschaft zu tun haben, stellt sich mit dem Vergleich der Handlungsalternativen 3 und 4 für den optimistischen Fall die Frage, welche Differenzeffekte bei einer Reduzierung der TWSG um die ostelbischen Schutzzonen der Kategorie 3b zu erwarten sind, wenn in einem Fall weitere Kiesgenehmigungen erteilt

⁸ Für eine ausführlichere Diskussion der hier unter 1 bis 4 genannten Szenarienvergleiche siehe den Beitrag von Geyler in diesem Bericht.

werden und im anderen Fall nicht. Es könnte damit die Frage beantwortet werden, ob die Nichterteilung von Kiesabbaugenehmigungen im optimistischen Fall mit gesamtgesellschaftlichen Nettonutzen oder -kosten verbunden wäre.⁹

Paarweise Szenariovergleiche besitzen also Relevanz zur Ermittlung von Zusatzinformationen zur Beantwortung spezieller politikrelevanter Fragen.

4 Abschätzung sehr langfristiger Handlungsfolgen

Mit der Entscheidung für bestimmte Handlungsalternativen können Weichen für Entwicklungen gestellt werden, die auch über den betrachteten Zeitraum hinaus Bedeutung haben. So macht die Aufhebung von Trinkwasserschutzzonen grundsätzlich den Weg frei für den Abbau der Kieslagerstätten in diesen Zonen, vermindert die Auflagen für Bauvorhaben und ermöglicht eine intensivere Wirtschaftsweise der Landwirtschaftsbetriebe. Annahmen über die wirtschaftlichen Auswirkungen dieser Entwicklungen über den Zeitraum von 2030 hinaus zu treffen, erscheint uns als allzu spekulativ, wir werden uns deshalb auf die Untersuchung einiger ökologischer Auswirkungen von Landnutzungs- und -bewirtschaftungsänderungen beschränken. Selbstverständlich haben auch diese eher spekulativen Charakter, da unbekannte Größen wie technischer Fortschritt oder langfristige Tendenzen wie Klimaveränderungen nicht in die Betrachtung einbezogen werden. Dies schränkt auch die Möglichkeiten der sinnvollerweise untersuchten ökologischen Parameter ein. Wir werden nur die Grundwasserneubildung als Indikator für den Landschaftswasserhaushalt betrachten.

Konkret werden wir für eine sehr lange Zeitfrist über das Jahr 2030 hinaus die Handlungsalternativen 5 (Reduktion der TWSG um alle 3b-Schutzzonen ohne zusätzliche Kiesabbaugenehmigungen) und 6 (Reduktion der TWSG um alle 3b-Schutzzonen mit zusätzlichen Kiesabbaugenehmigungen) untersuchen. Die langfristige Konsequenz einer Entscheidung für Alternative 6 könnte sein, daß sämtliche heute bereits als Kieslagerstätten beantragte Flächen in ferner Zukunft ausgeküst sein werden, so daß eine wesentlich größere Freilegung von Grundwasser mit entsprechenden Auswirkungen auf die Grundwasserneubildung stattgefunden haben wird als in 2030. Die Untersuchung der sehr langfristigen ökologischen Auswirkungen dieser Handlungsalternative erbringt als Ergebnis eine Zusatzinformation für die politischen Akteure über die Weichenstellungen und deren möglichen Konsequenzen, die mit der Entscheidung für diese Alternative einhergehen.

Ähnliche Betrachtungen lassen sich so auch für weitere, bisher nicht angesprochene Handlungsfelder anstellen, die Flächennutzungsänderungen bewirken. Einige für den Altkreis Torgau aufgrund der großräumig ausgewiesenen Schutzgebiete relevante Fragestellungen betreffen den Naturschutz. So führt das Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie eine übergreifende Biotopvernetzungsplanung durch. Im Bereich der Forstwirtschaft können die Auswirkungen des Anfang der 90er Jahre eingeleiteten Waldumbaus (langfristiger Ersatz der Kiefernmonokulturen durch gemischte Buchen-Nadelwald-Bestände) untersucht werden. Von

⁹ Vgl. für eine Diskussion des Bewertungsverfahrens für diesen Szenarienvergleich den Beitrag von Messner in diesem Bericht. Dort wird auch ausgeführt, warum die Betrachtung der entsprechenden Handlungsalternativen für den pessimistischen Entwicklungsrahmen weniger relevant ist.

Interesse sind auch Aufforstungen, da gegenwärtig eine Mehrung der Waldfläche um 3% angestrebt wird, langfristig aber auch eine weiterreichende Aufforstung von Grenzertragslagen der Dübener-Dahlener Heidegebiete eine mögliche Entwicklung darstellt. Der Effekt solcher Landnutzungsänderungen auf den Landschaftswasserhaushalt kann mit dem Modell, das Herzog und Kunze in diesem Bereich vorstellen, abgeschätzt werden.

5 Zusammenfassung

Es wurde eine Methode zur Ableitung von Szenarien vorgestellt und am Beispiel des Landnutzungskonfliktes im Altkreis Torgau konkretisiert. Neben der Herleitung des *Szenariobegriffes* und der Definition von für die Szenariobewertung essentieller Termini wie *Indikator*, *Kriterium* und *Vorentscheidung* wurde des weiteren auf die Bedeutung von paarweisen Szenariovergleichen für einzelne politikrelevante Fragen aufmerksam gemacht sowie der Stellenwert der Analyse von Entwicklungen für einen sehr langen Zeithorizont dargestellt. Die nachfolgenden Aufsätze in diesem Abschnitt bauen auf diesem methodischen Gerüst auf und werden die projektbezogene Konkretisierung weiterführen.

Literatur

- BUND, MISEREOR (Hrsg.) (1996): Zukunftsfähiges Deutschland – Ein Beitrag zu einer global nachhaltigen Entwicklung. Studie des Wuppertaler Instituts für Klima, Umwelt und Energie. Birkhäuser Verlag. Basel. Boston. Berlin
- Herzog, F., Wätzold, F., Messner, F., Klauer, B., Kindler, A., Horsch, H., Geyler, S. (1998): Landnutzung, Ressourcenschutz und wirtschaftliche Entwicklung im ländlichen Raum: Fallstudie aus einer Region mit großräumigen Trinkwasserschutzgebieten. Bornimer Agrartechnische Berichte 21, S. 134-139
- Horsch, H., Wätzold, F., Klauer, B., Geyler, S., Hain, J. (1999): Zukunftschancen im Torgauer Raum: Umweltqualität, Ressourcenschutz und wirtschaftliche Entwicklung. UFZ-Bericht (in Vorbereitung)
- Klauer, B. (1999): Was ist Nachhaltigkeit und wie kann man eine nachhaltige Entwicklung erreichen? Zeitschrift für angewandte Umweltforschung Heft 1/1999, S. 86-97
- Laux, H. (1998): Entscheidungstheorie. 4. neu überarbeitete Auflage. Springer Verlag. Berlin. Heidelberg. New York
- SRU (Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1998): Umweltgutachten 1998. Umweltschutz: Erreichtes sichern – neue Wege gehen. Metzler-Pöschel. Stuttgart

Erfassung von Parametern des Landschaftswasserhaushaltes

Felix Herzog und Jürgen Kunze

1 Einleitung

Landschaften mit ihrer jeweiligen natürlichen Leistungsfähigkeit werden wesentlich durch das Wasser und sein Verhalten über, auf und unter der Erdoberfläche geprägt (Wohlrab et al. 1992). Im Projekt „Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung im Elbeinzugsgebiet“ wird am Beispiel des Torgauer Raumes ein landnutzungsbezogener Ansatz verfolgt, indem die Auswirkungen von Landnutzungsänderungen auf den Landschaftswasserhaushalt einerseits sowie auf ökonomische Größen andererseits untersucht werden (siehe Horsch und Ring in diesem Bericht). Dazu werden verschiedene Szenarien von Landnutzungsänderungen formuliert (Herzog et al. 1998; Klauer et al. in diesem Bericht), die einer multikriteriellen Bewertung unterzogen werden sollen (Geyler und Drechsler in diesem Bericht). Aufgabe des Teilthemas „Quantifizierung des Einflusses von Landnutzung und Landnutzungsänderungen auf das Grundwasser“ ist es, die wichtigsten Parameter des Landschaftswasserhaushaltes in Abhängigkeit von der Landnutzung zu quantifizieren und in die Bewertung einfließen zu lassen.

Eine zentrale Komponente des Landschaftswasserhaushaltes stellt die Grundwasserneubildung dar. Es handelt sich dabei um denjenigen Anteil des Niederschlages, der aus dem Wurzelraum in Richtung Grundwasser absickert. Er trägt, zusammen mit der Uferfiltration, zur Erneuerung des Grundwasserkörpers bei und ist daher für die Trinkwassergewinnung von eminenter Bedeutung. Gleichzeitig stellt die Versickerung den wichtigsten Eintragspfad für Schadstoffe aus diffusen Quellen ins Grundwasser dar.

Ziel dieses Aufsatzes ist es, die Methode, welche zur Bestimmung der Grundwasserneubildung gewählt wurde, vorzustellen und zu begründen. Anschließend an einige allgemeine Betrachtungen über Wasserhaushaltsmodelle wird das hier verwendete Abfluß-Bildungs-Modell vorgestellt. Es wurde eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt und der Einfluß verschiedener Modellversionen und Datenquellen auf das Ergebnis untersucht. Dieses wird insbesondere mit der Grundwasserdargebotsprognose für den Regierungsbezirk Leipzig (Brinschwitz 1996) verglichen. Das Ergebnis bildet die Grundlage für die Abschätzung des Einflusses von Landnutzungsänderungen, wie sie in Szenarien formuliert werden. Des weiteren sind Angaben zur Grundwasserneubildung eine der Voraussetzungen für Aussagen zur Sickerwasserqualität.

2 Modellierung des Landschaftswasserhaushaltes

2.1 Wasserhaushaltsmodelle

Die ersten Wasserhaushaltsmodelle stammen aus den späten 40er Jahren und wurden seither, entsprechend der mannigfaltigen Anforderungen an Wasserhaushaltsuntersuchungen, in vielfältiger Weise weiterentwickelt (Dyck 1983; Xu et al. 1996). Dabei wurden sowohl determini-

stische als auch stochastische Vorgehensweisen gewählt, um von den landschaftlichen und klimatischen Gegebenheiten auf den Wasserhaushalt zu schließen (Abb. 1). Physikalische Modelle basieren auf den fundamentalen Gesetzen der Physik (v. a. Hydro- und Thermodynamik), der Chemie, Biologie, usw. In vereinfachter Form fließen diese Gesetze auch in konzeptionelle Modelle ein, diese verwenden jedoch gleichermaßen empirische Zusammenhänge. „Black-Box“ Modelle beruhen einzig auf den empirisch gemessenen Ursache-Wirkungs-Beziehungen von System-In- und -Outputs, ohne die zugrundeliegenden Gesetze nachvollziehen zu wollen. Im Gegensatz zu diesen deterministischen Modellen werden in stochastischen Ansätzen nicht Kausalitäten sondern Wahrscheinlichkeiten abgebildet. In Wahrscheinlichkeitsmodellen wird die Verteilung der Wahrscheinlichkeit hydrologischer Ereignisse (z. B. Extremereignisse) erfaßt. Zeitreihenmodelle dienen zur Extrapolation von gemessenen Zeitreihen einzelner Parameter in die Zukunft, unter Beibehaltung ihrer statistischen Eigenschaften.

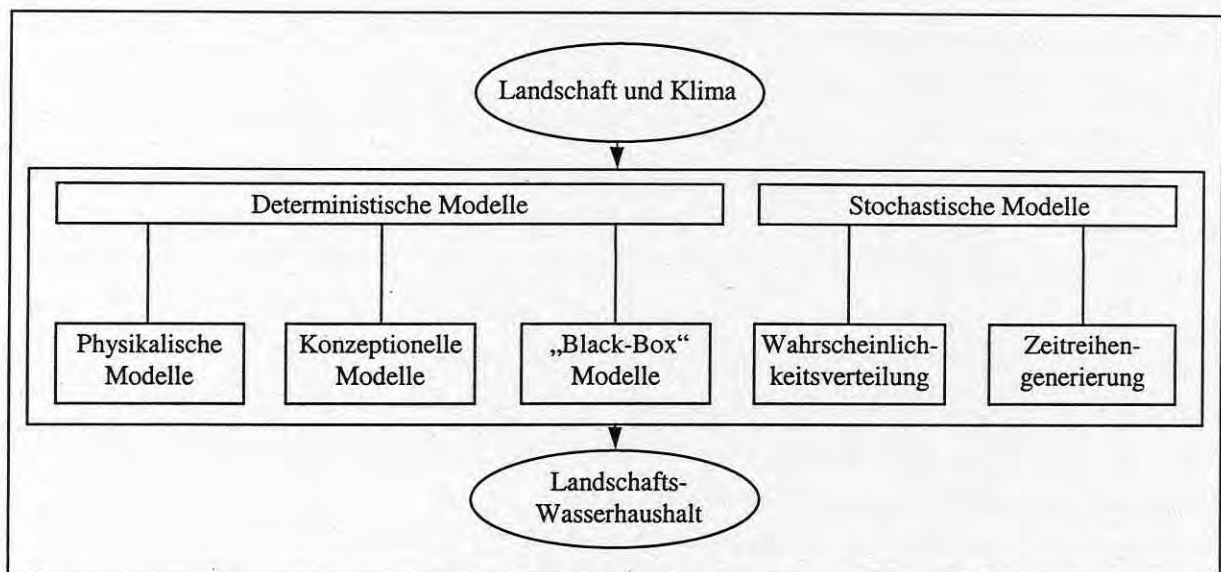


Abb. 1: Klassifikation hydrologischer Modelle nach Kausalitäten (nach Nemec 1993; Singh 1995).

Die Übergänge zwischen den verschiedenen Modelltypen sind fließend. Hydrologische Prozesse weisen immer sowohl deterministische als auch stochastische Eigenschaften auf. Zumindest die Vorhersage von Ereignissen kommt ohne Annahmen über Wahrscheinlichkeiten nicht aus. Außerdem beinhalten alle deterministischen Modelle stochastische Komponenten, die in den unvermeidbaren Vereinfachungen der komplexen Realität und den auftretenden Fehlern bei der Erfassung der Eingangsdaten begründet sind (Nemec 1993).

Je nach Modelltyp und Zweck der Modellierung wird in unterschiedlicher zeitlicher und räumlicher Auflösung gearbeitet. Dabei müssen meist Kompromisse zwischen angestrebter Genauigkeit und Datenverfügbarkeit eingegangen werden. Sollen nicht-lineare Prozesse untersucht werden (z. B. Niederschlag – Abfluß), muß in Stunden- oder Tagesschritten gearbeitet werden, während für saisonale oder jahresbezogene Eigenschaften Monats- oder Jahres-

schritte ausreichend sind. Der mögliche Grad an räumlicher Auflösung reicht von stark aggregierenden Ansätzen, in denen das untersuchte Einzugsgebiet in einige wenige Untereinheiten aufgeteilt wird, die ähnliche geophysikalische Eigenschaften aufweisen („Lumped Models“) bis hin zu Modellen, welche die Variabilität räumlicher Strukturen möglichst differenziert berücksichtigen („Distributed Models“). Die Möglichkeit, mit stärkerer räumlicher Auflösung zu arbeiten, hat sich durch erhöhte Rechnerkapazitäten, die Entwicklung von geographischen Informationssystemen (GIS) und, v. a. in jüngster Zeit, durch die zunehmende Verfügbarkeit von in GIS gehaltenen Daten verbessert.

2.2 Abfluß-Bildungs-Modell ABIMO

2.2.1 Geschichte und Ansatz

Das Abfluß-Bildungs-Modell ABIMO der Bundesanstalt für Gewässerkunde ist ein konzeptionelles Modell, mit dem langjährige Mittelwerte von Gesamtabfluß und Grundwasserneubildung größerer Räume des Lockergesteinsbereiches berechnet werden können. Es basiert auf dem „Rechnergestützten Arbeitsplatz ‘GW-Dargebot‘“ der ehemaligen Wasserwirtschaftsdirektion Berlin (Glugla et al. 1988; König 1988; Glugla und König 1989). Dieses sogenannte „Modell RASTER“ war in der DDR das Standardverfahren zur Prognose der Grundwasserneubildung in schwach reliefierten Gebieten des Lockergesteinsbereiches und findet nach wie vor Anwendung (z. B. Grundwasserdargebotsprognose für den Regierungsbezirk Leipzig, Krönert und Erfurth 1998). Ab 1994 wurde das Modell inhaltlich und rechentechnisch überarbeitet, es liegt jetzt als WINDOWS-Version ABIMO 2.1 vor (Glugla und Fürtig 1997).

Der Gesamtabfluß wird aus der Differenz der langjährigen Mittelwerte von Niederschlag und Evapotranspiration errechnet. Letztere wird mittels der BAGROV-Beziehung geschätzt, welche klimatische Gegebenheiten (Niederschlag, potentielle Verdunstung) und weitere Standorteinflüsse (Landnutzung, Boden) in physikalisch und empirisch begründeter Weise verknüpft (Abb. 2). Dabei beruht die empirische Komponente (Effektivitätsparameter n) in erster Linie auf einer umfangreichen Auswertung von Lysimetermessungen. Durch die Schätzung des lateralen Abflusses, wie er z. B. auf versiegelten Flächen auftritt, kann aus dem Gesamtabfluß auf die Grundwasserneubildung geschlossen werden.

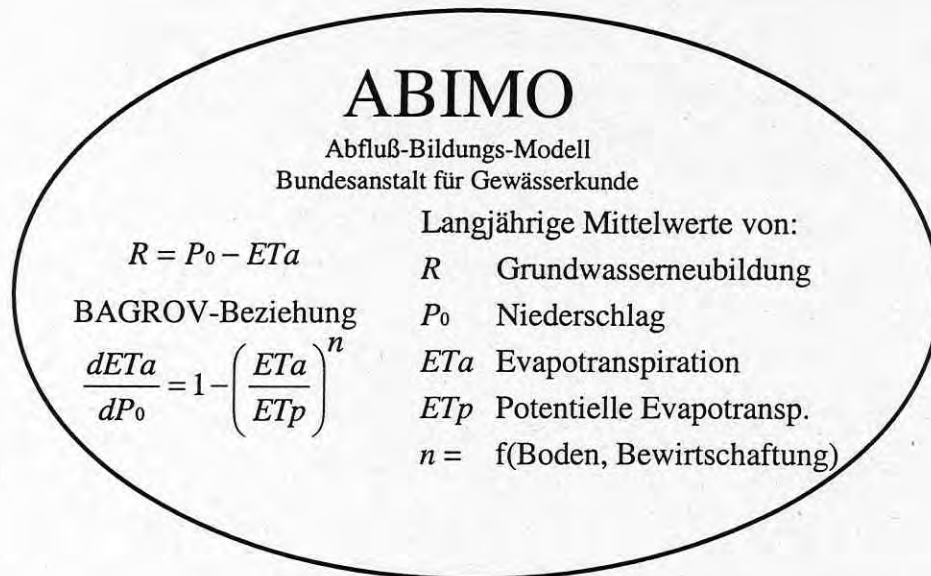


Abb. 2: Algorithmus des Abfluß-Bildungs-Modells ABIMO (Glugla und Fürtig 1997).

2.2.2 Sensitivitätsanalyse

In ABIMO wird der Abfluß aus sieben Grundparametern errechnet (Tab. 1). Ein Teil der obligatorisch notwendigen Daten kann durch zusätzliche Angaben stärker differenziert werden. Für diese optionalen Daten wird ansonsten programmintern ein Wert eingesetzt, der den mittleren Gegebenheiten in Mittel- und Ostdeutschland nahe kommt. Mittels einer Sensitivitätsanalyse wurde das Modellverhalten untersucht und der Einfluß der einzelnen Datenebenen auf das Gesamtergebnis analysiert (Kunze 1998). Dabei wurde von mittleren Werten ausgegangen, wie sie für den Raum Torgau typisch sind (Tab. 1). Jeweils ein Wert wurde variiert, während die anderen konstant gehalten wurden.

Tab. 1: Eingabedaten für ABIMO zur Berechnung der Grundwasserneubildung (in Klammer die Basisdaten, welche für die Sensitivitätsanalyse verwendet wurden).

Obligatorische Daten	Optionale Daten
Jahresniederschlag (600 mm/a)	Sommerniederschlag (320 mm/a)
Potentielle Jahresverdunstung (600 mm/a)	Potentielle Verdunstung im Sommer (470 mm/a)
Nutzbare Feldkapazität (17 Vol.%)	Bodenart (Lehm)
Landnutzung: - Landwirtschaft (L)	Ertragsklasse (ERT=35), Berechnungsmenge (50 mm/a)
- Wald	Baumart, Begründungsjahr (1942)
- Gewässer	
- Gärtnerische Nutzung	
- Vegetationslose Flächen	
Versiegelungsgrad (0%)	
Grundwasserflurabstand (1-2 m)	
Kanalisationsgrad (0%)	

Stellvertretend für die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse werden in Abbildung 3 der Einfluß von nutzbarer Feldkapazität (nFK) und Flächennutzung auf den Gesamtabfluß dargestellt. Für die nFK wurde eine Spannbreite von 13-21 Vol.% berücksichtigt (Abb. 3a). Eine Änderung der nFK um 1 Vol.% führt zu Änderungen des Abflusses von 6 bis 16 mm/a, wobei sich ein Unterschied der nFK um 1 Vol.% bei höheren nFK-Werten stärker auswirkt als bei geringeren. Die Flächennutzung übt ebenfalls einen starken Einfluß auf den berechneten Abfluß aus (Abb. 3b). Wie erwartet ist letzterer auf vegetationslosen Flächen am höchsten, am geringsten hingegen unter Wald. Auf Gewässerflächen übersteigt die Evapotranspiration den Niederschlag.

Der mittlere jährliche Niederschlag und die mittlere potentielle jährliche Verdunstung sind die Grundgrößen der Wasserhaushaltsberechnung und beeinflussen das Ergebnis entscheidend. Die zusätzliche Angabe der Sommerwerte wirkt sich nur in Regionen, in denen die Jahressgänge des Niederschlages und der potentiellen Verdunstung von denen Nordostdeutschlands deutlich abweichen, auf das Ergebnis aus (Glugla und Fürtig 1997). Unter bebauten Flächen haben der Versiegelungs- und der Kanalisationsgrad eine große Auswirkung auf die Grundwasserneubildung. In den ersten beiden Jahrzehnten nach der Begründung von Waldbeständen nimmt der Abfluß unter diesen Flächen deutlich ab, deshalb sollten bei überwiegend jungen Beständen Baumart und -alter einbezogen werden. Die landwirtschaftliche Ertragsklasse bestimmt die Grundwasserneubildung aufgrund der höheren Evapotranspiration von intensiv geführten Beständen mit. Sie wird aus Angaben zu den Kulturarten, den landwirtschaftlichen Erträgen und der Bodenart abgeleitet.

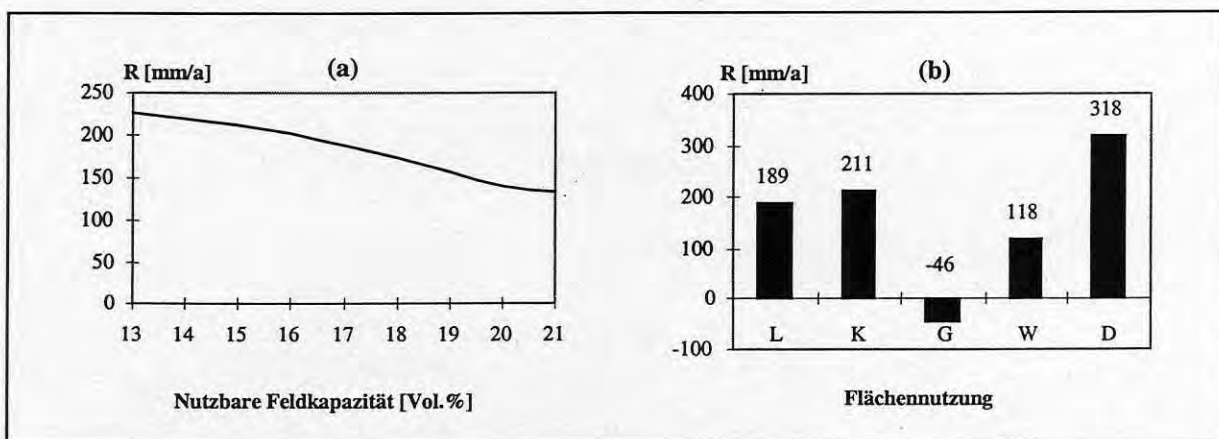


Abb. 3: Gesamtabfluß (R) in Abhängigkeit von der nutzbaren Feldkapazität (a) und von der Flächennutzung (b), alle anderen Werte konstant (L: Landwirtschaftliche Nutzfläche, K: Gärtnerische Nutzung, G: Gewässer, W: Wald, D: Vegetationslose Flächen).

3 ABIMO im Torgauer Raum

Für den Raum Torgau liegt mit der Grundwasserdargebotsprognose für den Regierungsbezirk Leipzig eine aktuelle Abflußberechnung vor. Sie wurde mit dem „Modell RASTER“ berechnet, welches in Sachsen als Standardverfahren für den Lockergesteinsbereich bestimmt wurde

(SLUG 1995). Ausgangsdaten und Ergebnisse wurden vom Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie und vom Staatlichen Umweltfachamt Leipzig zugänglich gemacht. Da seither eine neue Modellversion und für Teilbereiche aktuellere Daten zur Verfügung stehen (Tab. 2), haben wir die Berechnung erneut durchgeführt und den Einfluß von Modellversion, unterschiedlichen Datenquellen und der Berechnung auf der Basis von kleinsten gemeinsamen Geometrien anstelle der bisher verwendeten Rastereinheiten untersucht.

3.1 Räumlicher Bezug

Wasser- und stoffhaushaltliche Untersuchungen beziehen sich in der Regel auf Flußeinzugsgebiete. Deshalb wurde die administrative Einheit „Altkreis Torgau“ in die Bilanzgebiete (BG) „Elbe“ und „Schwarzer Graben“ aufgeteilt, die oberirdischen Einzugsgebieten entsprechen (siehe auch Geyler in diesem Bericht).

3.2 Datenaufbereitung

Aufgabe der Grundwasserdargebotsprognose war es, für den Regierungsbezirk Leipzig eine Neueinschätzung der Grundwasserneubildung vorzunehmen. Dazu waren die Daten der ehemaligen Wasserwirtschaftsdirektion Saale/Werra zu nutzen, aufzubereiten und auf ihre Plausibilität zu prüfen (Brinschwitz, persönliche Mitteilung). Die Parameter Niederschlag, Hauptnutzungsform, Bodenart, Grundwasserflurabstand und Versiegelungsgrad wurden überprüft und unverändert übernommen. Tabelle 2 gibt eine Übersicht über die in der Grundwasserdargebotsprognose verwendeten Daten und über die Datenquellen, die zur Aktualisierung genutzt wurden.

Tab. 2: Datenquellen für die Abflußberechnung.

Grundwasserdargebotsprognose		Aktualisierte Daten
Obligatorische Daten		
Niederschlag	500 m Raster, 1931-1960	1 km Raster, 1961-1990
Potentielle Verdunstung	500 m Raster, 1931-1960	1 km Raster, 1961-1990
Landnutzung	500 m Raster	Biotoptypenkartierung, 1992
Versiegelung	500 m Raster	Biotoptypenkartierung
Grundwasserflurabstand	250 m Raster	–
Bodenkundliche Daten zur Ableitung der nutzbaren Feldkapazität	500 m Raster Bodenschätzung, Forstliche Standorterkundung (FSK)	Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standorterkundung (MMK), Forstliche Standorterkundung (FSK)
Optionale Daten		
Sommerniederschlag	–	1 km Raster, 1961-1990
Sommerverdunstung	–	1 km Raster, 1961-1990
Begründungsjahr der Forstbestände	–	Biotoptypenkartierung, Walddatenbank
Baumart	–	Biotoptypenkartierung
Ertragsklasse	–	–

Klimadaten

Die in der Grundwasserdargebotsprognose verwendeten mittleren Jahresniederschläge (1901-1950 bzw. 1931-1960) wurden aus Isohyeten interpoliert (Weiland, persönliche Mitteilung). Als potentielle Evapotranspiration wurde die um den Faktor 1,1 erhöhte Verdunstung nach Turc zugrundegelegt (Glugla et al. 1977; Glugla et al. 1988; Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik 1996). Die Gewässerverdunstung wurde mit 750 mm/a eingesetzt. Für die Neuberechnung steht mit der Meßreihe 1961-1990 des Deutschen Wetterdienstes ein aktuellerer Datensatz zur Verfügung. Die Niederschlagshöhe wurde aus den Angaben der Niederschlagsmeßstationen unter Berücksichtigung der Topographie errechnet (Wendland und Kunkel 1997). Als potentielle Evapotranspiration wurde die Gras-Referenzverdunstung mit der FAO-Penman-Monteith-Beziehung berechnet (Wendling 1995) und ohne Korrekturfaktor eingesetzt (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik 1996). Die Gewässerverdunstung wurde mit 700 mm/a angenommen.

Landnutzung und Versiegelung

Die in der Grundwasserdargebotsprognose verwendeten Hauptnutzungsformen Landwirtschaft, Wald, Gärtnerische Nutzung, Gewässer und Vegetationslose Flächen ebenso wie der Versiegelungsgrad wurden aus topographischen Karten abgegriffen. Alternativ dazu steht heute die Biotoptypenkartierung des Freistaates Sachsen zur Verfügung, die vom Landesamt für Umwelt und Geologie digital bereitgestellt wurde. Die Biotoptypen wurden den für ABIMO relevanten Kategorien zugeordnet. Für den brandenburgischen Teil des BG Elbe lag keine Biotoptypenkartierung vor, so daß die Landnutzung aus MMK und topographischen Karten erfaßt wurde. Mittlere Versiegelungsgrade der Siedlungsflächen wurden aus Literaturangaben (Münchow et al. 1996; Glugla et al. 1988) abgeleitet; der Grad der Regenwasserkanalisation wurde analog zur Grundwasserdargebotsprognose mit 90% angenommen.

Grundwasserflurabstand

Das Grundwasserflurabstandsmodell der Grundwasserdargebotsprognose gibt den Grundwasserflurabstand in Klassen an (< 1 m, 1 - 2 m, > 2 m). Die Angaben stammen aus Grundwasserflurabstandskarten, die auf Pegelmessungen beruhen und für den überwiegenden Teil des bearbeiteten Gebietes vorlagen (Weiland, persönliche Mitteilung). Neuere Angaben stehen nicht zur Verfügung.

Nutzbare Feldkapazität

Die Einschätzung der nFK für die Grundwasserdargebotsprognose basiert auf der Grundkarte der Bodenschätzung und der Bodengeologischen Karte sowie - für die Waldstandorte - auf der Forstlichen Standorterkundung (FSK). Dabei wurde eine inhaltliche Generalisierung in der Form durchgeführt, daß die in der Bodenschätzung und der Bodengeologischen Karte angegebenen Bodenarten auf die von RASTER bzw. ABIMO unterstützten Bodenarten reduziert

wurden (Weiland, persönliche Mitteilung). Alternativ dazu wurde eine Kombination aus Mittelmaßstäbiger Landwirtschaftlicher Standorterkundung (MMK) und FSK genutzt. Die Arbeitskarten der MMK 1 : 25.000 und der FSK 1 : 10.000 wurden vom Landesamt für Umwelt und Geologie Freiberg in digitaler Form bereitgestellt. Wo die FSK aufgrund unterschiedlicher Zuständigkeitsbereiche nicht flächendeckend vorlag, wurden analoge Karten der FSK durch Digitalisierung integriert. Bei denjenigen FSK-Sachdaten, bei denen mehrere Bezeichnungen auf heterogene Standorte hinwiesen, erfolgte eine Generalisierung, indem nur die zuerst genannte Bezeichnung verwendet wurde. Bei der Verschneidung von MMK und FSK wurde in den Überlagerungsbereichen die MMK bevorzugt. Für die verbleibenden Gebiete ohne Bodendaten (Siedlungen, militärische Standorte, insgesamt ca. 15% des Untersuchungsraumes) wurde eine Interpolation anhand angrenzender Gebiete und durch Nutzung der Übersichtskarte der MMK 1 : 100.000 sowie der Bodenübersichtskarte von Sachsen 1 : 400.000 durchgeführt. Aus den Legenden von MMK und FSK wurde die nFK abgeleitet. Geschichtete Bodenarten, bei denen Unterschiede in der Berechnung der nFK bezogen auf 1 m und 2 m (angenommene Durchwurzelungstiefe bei Landwirtschaftsflächen bzw. unter Wald) auftraten, spielten eine untergeordnete Rolle, so daß die nFK einheitlich für eine Tiefe von 1 m berechnet wurde. Den in der MMK ausgewiesenen Bodenartengruppen liegt laut Landesamt für Umwelt und Geologie Freiberg keine Flächengewichtung zugrunde, deshalb wurde die nFK durch arithmetische Mittelwertbildung und unter Annahme einer mittleren Lagerungsdichte errechnet. Da sich die FSK auf Bodenarten bezieht, konnte die nFK aus Tabellen (AG Bodenkunde 1994) zugewiesen bzw. berechnet werden. Bei Bodenarten mit Kiesanteil erfolgte eine entsprechende Reduzierung der nFK.

Optionale Daten

In der Grundwasserdargebotsprognose wurden für die optionalen Daten die im Programm voreingestellten, für die Bedingungen Mittel- und Ostdeutschlands repräsentativen Werte übernommen. Seit kurzem sind beim Deutschen Wetterdienst auch langjährige Mittelwerte von Niederschlag und Referenzverdunstung für das Sommerhalbjahr erhältlich, so daß diese Angaben zur zusätzlichen Verfeinerung genutzt werden können. Um im Hinblick auf die Berücksichtigung von Landnutzungsänderungen die räumliche und inhaltliche Auflösung der Modellierung zu vergrößern, wurden außerdem Baumart- und -alter miteinbezogen. Angaben über die Baumart (Nadel-, Laub- oder Mischwald) wurden der Biotoptypenkartierung entnommen. Das mittlere Alter der Bestände (bzw. das Begründungsjahr) wurde aus der Biotop-typenkartierung und der Walddatenbank der Sächsischen Landesanstalt für Forsten Graupa abgeleitet. Anhand der Oberhöhe der Bestände (Walddatenbank) wurden drei Kategorien gebildet (< 10 m, 10 - 20 m, > 20 m), die sich mit den Angaben der Biotoptypenkartierung parallelisieren lassen. Anschließend wurden Klassen mit ungefähr 5% Anteil an der Waldfläche gebildet und für diese ein mittleres Begründungsjahr ermittelt. Dieses wurde über ein statistisches Verfahren in die Fläche gebracht (Zufallsverteilung innerhalb der durch die Biotoptypenkartierung vorgegebenen Kategorien).

3.3 Datenverarbeitung und Modellierung

Alle Daten wurden im GIS (Arc/Info 7.03) aufgearbeitet. Die Rasterdaten (Klimadaten, Grundwasserflurabstand, Bodenschätzung) wurden in Vektordaten konvertiert und Polygone mit derselben Zuweisung wurden zusammengefaßt.

ABIMO ist, ebenso wie die Vorgängerversion, für die Verarbeitung von Rasterdaten eingerichtet, welche über ein WINDOWS-Dialogfenster eingegeben werden. Die Daten werden im dBase-Format gehalten. Um die digital vorliegenden Daten direkt nutzen und die manuelle Eingabe umgehen zu können, wurden die Datenschichten im GIS so verschnitten, daß die entstehende Info-Datei in das dBase-Format exportiert werden konnte. Die Datei wurde in ABIMO eingelesen und der Algorithmus mithin nicht auf Rasterelemente sondern auf die, durch die Verschneidung entstandenen, kleinsten gemeinsamen Geometrien (k.g.G.) angewendet. Die Ergebnis-Datei wurde ins GIS rückimportiert und als Polygonlayer ausgewertet. Dabei wurden für die Auswertungsgebiete flächengewichtete arithmetische Mittelwerte berechnet. Es wurden unterschiedliche Varianten gerechnet, in denen die Modellversion und einzelne Datensätze variiert wurden.

4 Ergebnisse und Diskussion

Folgende Varianten wurden verglichen:

- (a) Grundwasserdargebotsprognose für den Regierungsbezirk Leipzig. Diese Prognose wurde mit der Vorläuferversion von ABIMO erstellt („RASTER“). Daten und Ergebnisse wurden vom Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie und vom Staatlichen Umweltfachamt Leipzig zur Verfügung gestellt.
- (b) Einfluß der Modellumstellung von RASTER auf ABIMO. Die in (a) verwendeten Daten wurden mit ABIMO verarbeitet.
- (c) Aktualisierung von Flächennutzungs- und Klimadaten. Wie (b), aber mit den in Tabelle 2 genannten aktualisierten Daten mit Ausnahme der nFK.
- (d) Einfluß der Bodendaten. Wie (c), mit Ausnahme der nFK, die aus MMK und FSK abgeleitet wurde.

In Tabelle 3 sind die wichtigsten Eingangsparameter und als Ergebnis der Gesamtabfluß der Berechnungsvarianten (a) bis (d) dargestellt. Die nicht aufgetragenen Parameter sind in allen Varianten gleich (z. B. Grundwasserflurabstand, Ertragsklasse) oder beeinflussen – wie die Sensitivitätsanalyse gezeigt hat – das Ergebnis nur unwesentlich, wenn Mittelwerte über gesamte Einzugsgebiete gebildet werden (z. B. Sommerniederschlag und -verdunstung, Baumart, Begründungsjahr der Forstflächen).

Tab. 3: Eingangsparameter und Ergebnisse der Modellierung der Grundwasserneubildung in zwei Bilanzgebieten des Torgauer Raumes.

Bilanzgebiete		Varianten			
		(a)	(b)	(c)	(d)
Eingangsparameter					
Modell		RASTER	ABIMO	ABIMO	ABIMO
Räumliche Auflösung		500 m Raster	500 m Raster	k.g.G.	k.g.G.
Klimameßreihen		1931-1960	1931-1960	1961-1990	1961-1990
Landnutzung		GWD	GWD	BTK 1993	BTK 1993
Bodendaten		BS	BS	BS	MMK, FSK
Ergebnisse					
Gesamtabfluß [mm/a]	• Elbe	103	109	132	162
	• Schwarzer Graben	132	133	144	159

Legende

- k.g.G.: kleinste gemeinsame Geometrien
 GWD: Grundwasserdargebotsprognose
 BTK: Biotoptypenkartierung
 BS: Bodenschätzung
 MMK: Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standorterkundung
 FSK: Forstliche Standorterkundung

4.1 RASTER vs. ABIMO

Der Vergleich der Varianten (a) und (b) erlaubt Rückschlüsse auf den Einfluß der Umstellung von RASTER auf ABIMO. Der zentrale Unterschied zwischen den beiden Modellversionen liegt darin, daß bei RASTER die Wasserhaltefähigkeit des Bodens über den Anteil an abschlämmbaren Teilchen (Korndurchmesser < 0,02 mm) erfaßt wird, während ABIMO mit der nFK rechnet. Dies führte bei RASTER zu einer leichten Überbewertung der Wasserhaltung insbesondere von tonhaltigen Böden (Glugla, persönliche Mitteilung). Die Ergebnisse zeigen denn auch für das BG Elbe, das zu 6,1% aus lehmigen Böden besteht, einen leichten Anstieg des Gesamtabflusses. Beim BG Schwarzer Graben hingegen, das im wesentlichen in der Dahleener-Dübener Heide mit entsprechend leichteren Böden liegt (Anteil Lehm Böden: 0,5%), unterscheiden sich die Ergebnisse zwischen den Berechnungen mit RASTER und ABIMO kaum.

4.2 Aktualisierte Datenbasis

Von Variante (b) zu Variante (c) findet ein deutlicher Anstieg des modellierten Gesamtabflusses statt. Der Unterschied zwischen (b) und (c) besteht in der Aktualisierung der Datenbasis (Klima, Landnutzung) und der Veränderung des Raumbezuges von Rastern zu kleinsten gemeinsamen Geometrien. Die wichtigsten Datenebenen und der Gesamtabfluß sind in Abbildung 4 im Vergleich wiedergegeben; in Tabelle 4 sind die Durchschnittswerte für das gesamte Untersuchungsgebiet sowie für die beiden Bilanzgebiete aufgeführt.

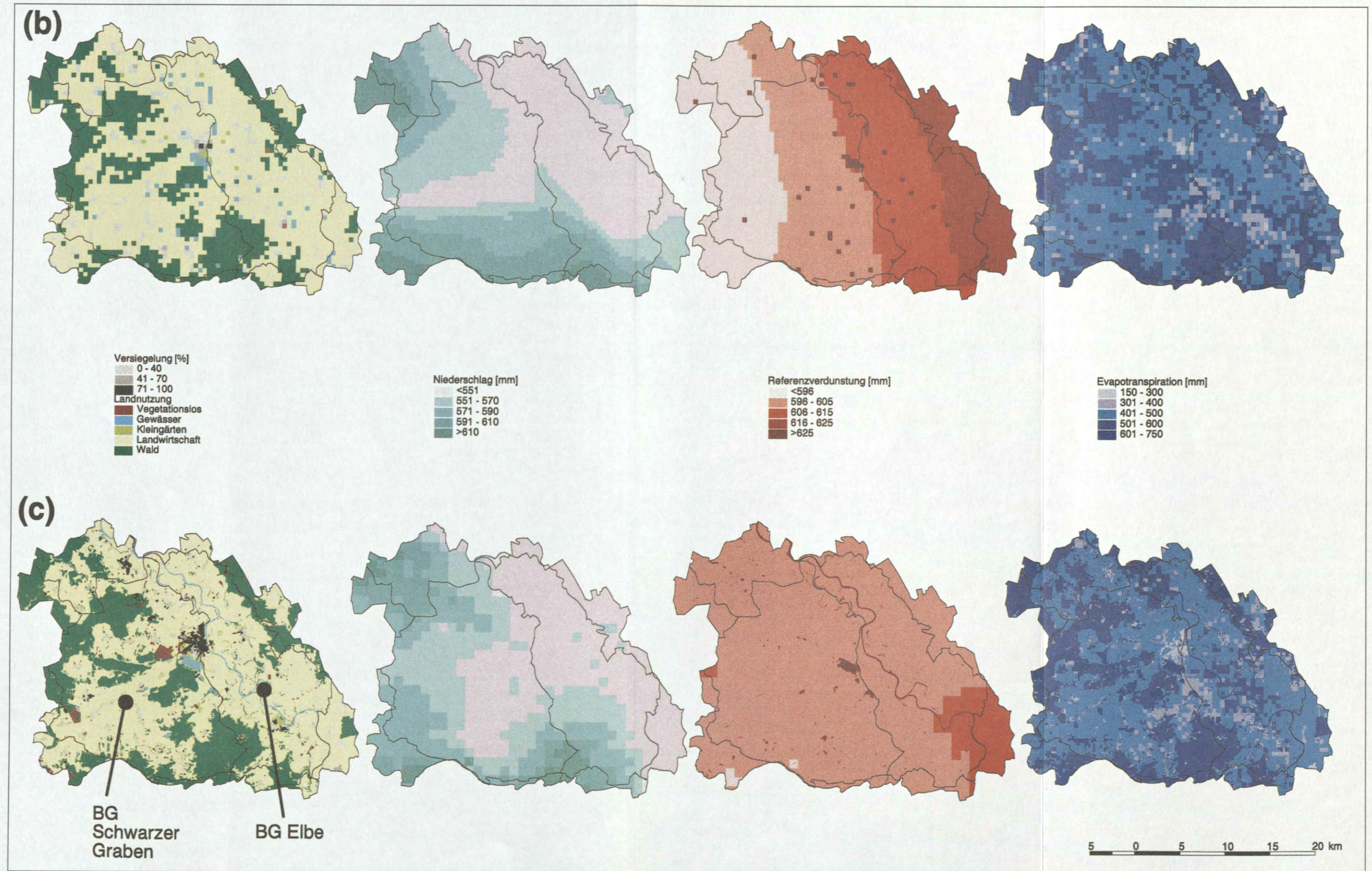


Abb. 4: Hauptformen der Landnutzung, 30-jährige Mittelwerte von Niederschlag und Referenzverdunstung sowie reale Evapotranspiration aus der Grundwasserdargebotsprognose für den Regierungsbezirk Leipzig (Variante (b)) bzw. aktualisierte Datensätze und Ergebnisse (Variante (c)).

Tab. 4: Landnutzung, Klimadaten, reale Evapotranspiration und Modellierungsergebnisse für das gesamte Untersuchungsgebiet und differenziert nach Bilanzgebieten (BG) für die Berechnungsvarianten (b) und (c) nach Tabelle 3.

Varianten	Gesamtes Untersuchungsgebiet		BG Elbe		BG Schwarzer Graben	
	(b)	(c)	(b)	(c)	(b)	(c)
Landnutzung [%]						
– Vegetationslos	0,1	0,7	0,2	0,6	0,0	0,9
– Gewässer	2,0	1,6	2,9	2,3	1,9	1,3
– Gärten	0,4	1,6	0,5	1,7	0,3	1,7
– Landwirtschaft	68,9	66,8	83,4	81,2	63,3	61,6
– Wald	28,7	29,3	13,0	14,2	34,4	34,5
Versiegelungsgrad [%]	0,76	1,55	0,64	1,52	0,96	1,76
Klimadaten [mm/a]						
– Niederschlag	567	563	553	551	571	565
– Referenzverdunstung (ET_p)	606	605	616	607	601	603
Verdunstung und Abfluß [mm/a]						
– Reale Evapotranspiration	492	478	494	471	489	478
– Gesamtabfluß	126	136	109	132	133	140
– Grundwasserneubildung	123	130	106	126	129	132

Bodeneigenschaften und Grundwasserflurabstand können als Verursacher der berechneten Unterschiede ausgeschlossen werden, da in beiden Fällen dieselben Daten verwendet wurden. Auf den ersten Blick unterscheiden sich auch die über das gesamte Untersuchungsgebiet gemittelten Landnutzungs- und Klimadaten nur wenig. Betrachtet man jedoch die Karten (Abb. 4), so fallen Differenzen bei Niederschlag und potentieller Evapotranspiration (ET_p) auf, die auf unterschiedlichen Datengrundlagen beruhen. Obwohl sich die Mittelwerte der beiden Zeitreihen (Variante (b) 1931-1960; Variante (c) 1961-1990) kaum unterscheiden, sind Niederschläge und ET_p räumlich anders verteilt. Insbesondere bei der Referenzverdunstung zeigt die ältere Zeitreihe einen deutlichen Anstieg von West nach Ost, während die neuere Zeitreihe räumlich nur noch wenig differenziert ist.

Für das BG Elbe sind die Niederschlagswerte in (b) und (c) fast identisch, während ET_p in der Variante (c) geringer ist. Daraus resultieren eine verminderte reale Verdunstung und dementsprechend ein höherer Abfluß. Im BG Schwarzer Graben sind die Unterschiede weniger stark. Der Niederschlag vermindert sich bei fast konstanter Referenzverdunstung von (b) zu (c) leicht, dadurch liegt auch die reale Evapotranspiration etwas niedriger. Der Gesamtabfluß beträgt entsprechend etwas mehr. Der höhere berechnete Abfluß in (c) wird in beiden Bilanzgebieten auch durch eine leichte Zunahme von Landnutzungstypen bewirkt, unter denen der Abfluß generell hoch ist. So ist der Anteil an Vegetationslosen Flächen und Kleingärten in Variante (c) höher, während Landwirtschaftliche Flächen und Gewässer mit geringerer Abflußbildung etwas reduziert sind. Offenbar sind kleine Flächen, wie sie etwa Gärten und vegetationslose Flächen darstellen, in der rasterbasierten Landnutzungserhebung (b) etwas untervertreten.

Aus dem Gesamtabfluß wird durch die Subtraktion des auf versiegelten Flächen mit der Kanalisation abgeführten Wassers die Grundwasserneubildung errechnet. Während in Variante (b) die Grundwasserneubildung nur um 3 - 4 mm geringer ausfällt als der Gesamtabfluß, beträgt dieser Unterschied in Variante (c) 6 - 8 mm. Dort wurde der Versiegelungsgrad aus der Biotoptypenkartierung (Stand 1992) abgeleitet und liegt um rund zwei Drittel höher als in Variante (b).

Offenbar sind die unterschiedlichen Ergebnisse der Varianten (b) und (c) auf die Verbesserung und Aktualisierung der Datenbasis, insbesondere der Klima- und Landnutzungsdaten, zurückzuführen.

4.3 Bodenschätzung versus MMK

Die Varianten (c) und (d) unterscheiden sich lediglich durch die Datengrundlage zur Ableitung der nFK. In Abbildung 5 sind die Ergebnisse der unterschiedlichen Methoden zur Ableitung der nFK gegenübergestellt. Die aus der Bodenschätzung abgeleitete nFK (Variante (c)) liegt im Mittel um etwa drei Punkte höher als bei der Verwendung der MMK (Variante (d)); dabei ist der Unterschied im BG Elbe etwas stärker als im BG Schwarzer Graben (Tab. 5). Dies führt zu einem deutlich erhöhten Abfluß, insbesondere im BG Elbe, so daß sich die Verhältnisse sogar umkehren und der Abfluß im BG Elbe denjenigen im BG Schwarzer Graben übersteigt (Tab. 3).

Tab. 5: Nutzbare Feldkapazität (nFK) differenziert nach Bilanzgebieten für die Berechnungsvarianten (c) und (d) nach Tabelle 3.

Varianten	Gesamtes Untersuchungsgebiet		BG Elbe		BG Schwarzer Graben	
	(c)	(d)	(c)	(d)	(c)	(d)
nFK	16,4	13,4	17,5	14,3	15,9	13,0

Bei Verwendung der Bodenschätzung erhält man für lehmige und tonige Böden um ca. 10% bzw. 15% höhere nFK-Werte, für sandige Substrate leicht niedrigere als mit der MMK (Petry et al. in Vorbereitung). Aus dem Vergleich mit benachbarten, ähnlich strukturierten Untersuchungsgebieten (Steinhardt 1998a, 1998b; Bannholzer und Volk in Vorbereitung; Petry et al. in Vorbereitung) muß geschlossen werden, daß aus der MMK abgeleitete nFK-Werte zu tief liegen.

Die Erwartungen an die Genauigkeit der Abflußmodellierung und die Interpretation von Unterschieden dürfen jedoch nicht überstrapaziert werden. Das läßt sich am Beispiel der Niederschlagsdaten illustrieren. Für die Interpolation auf das vom Deutschen Wetterdienst verwendete 1 km Raster wird ein mittlerer Fehler von 7% angegeben (Wendland und Kunkel 1997). Bei 600 mm/a entspricht das 42 mm/a. Aufgrund der Sensitivitätsanalyse von ABIMO wirkt sich dies mit ca. 30 mm/a auf den berechneten Gesamtabfluß aus.

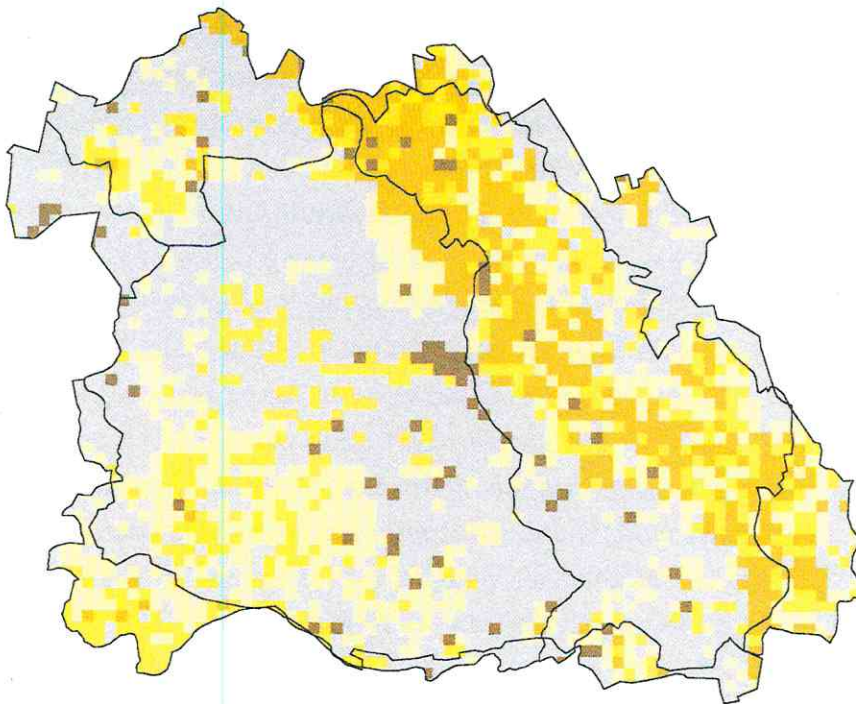
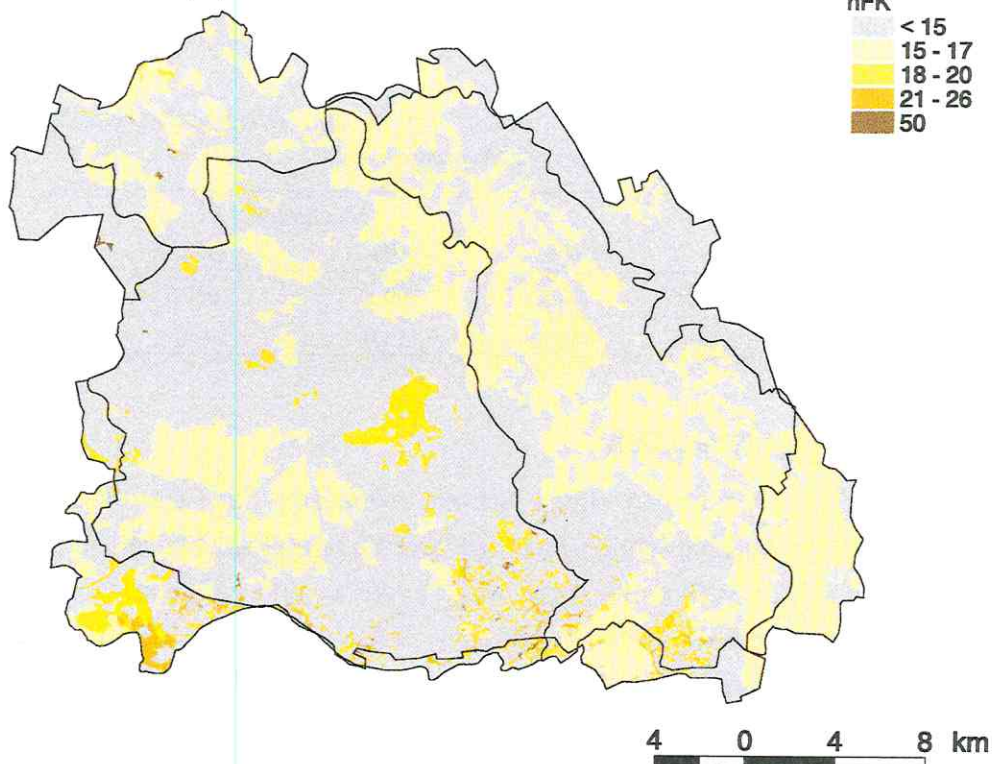
Variante (c): Bodenschätzung & FSK**Variante (d): MMK & FSK**

Abb. 5: Nutzbare Feldkapazität (nFK), abgeleitet aus Bodenschätzung und Forstlicher Standorterkundung (FSK) (Variante (c)) bzw. aus Mittelmaßstäbiger Landwirtschaftlicher Kartierung (MMK) und FSK (Variante (d)).

4.4 Validierung

Die Ergebnisse von ABIMO-Berechnungen können unter Heranziehung von langjährigen Mittelwerten von Pegelmessungen an Flüssen, welche die BG entwässern, validiert werden. Dabei müssen unter- und oberirdische Zu- und Abflüsse in die Betrachtungen einbezogen werden. Die Genauigkeit der Berechnung wird aus dem Verhältnis zwischen gemessenem und errechnetem mittleren Abfluß abgeschätzt. Wird dieses Verhältnis um weniger als 25% über- oder unterschritten, so wird die Berechnung i. d. R. als hinreichend genau angesehen. Die Validierung der Modellierungsergebnisse der Grundwasserdargebotsprognose für den Regierungsbezirk Leipzig ergab für 10 der 15 BG eine dieser Bedingung genügende Genauigkeit.

Das Gütekriterium wurde für das BG Elbe bei allen Varianten erfüllt, nicht jedoch für das BG Schwarzer Graben (Tab. 6). Leider sind die Gütekriterien für diese beiden Bilanzgebiete nur wenig aussagekräftig. Im BG Elbe ist der oberirdische Zufluß um einen Faktor 250 höher als der berechnete Abfluß, so daß letzterer um ein Vielfaches variieren kann, ohne daß das Gütekriterium wesentlich beeinflusst wird. Dieselbe Einschränkung trifft auf vier weitere BG des Regierungsbezirkes Leipzig zu, welche von vergleichsweise großen Flüssen dominiert werden (Mulde, Elster). Umgekehrt liegen für drei BG des Regierungsbezirkes, darunter auch für das BG Schwarzer Graben, lediglich Pegeldaten aus einer Meßreihe von 1912-1944 vor, die keinen Rückschluß auf die gegenwärtigen Verhältnisse erlauben. Die starke Abweichung zwischen gemessenem und berechnetem Abfluß bedeutet in diesem Fall nicht, daß die Modellierung mangelhaft wäre.

Tab. 6: Berechnungsgenauigkeit der Abflußmodellierung in den Bilanzgebieten Elbe und Schwarzer Graben (Analog zur Grundwasserdargebotsprognose).

		Varianten			
		(a)	(b)	(c)	(d)
Genauigkeit [%]	• Elbe	99,5	99,5	99,6	99,6
	• Schwarzer Graben	130,8	132,0	147,6	163,3

5 Schlußfolgerungen und Ausblick

Das Verfahren nach BAGROV/GLUGLA eignet sich zur Abbildung des Landschaftswasserhaushaltes auf einer mittleren Maßstabsebene und wird dafür in Mitteldeutschland seit langem eingesetzt. Seit wenigen Jahren stehen eine neue Modellversion und aktualisierte Daten zu Klima und Landnutzung in digitaler Form zur Verfügung. Der Vergleich der Modellversionen zeigt, daß die Umstellung von RASTER auf ABIMO einen nur geringfügigen Einfluß auf das Ergebnis hat, der sich zudem auf die Gebiete mit schwereren Böden beschränkt. Dagegen bewirkt die Verwendung der aktualisierten Klima- und Landnutzungsdaten einen Anstieg des errechneten Abflusses, der den tatsächlichen Verhältnissen eher entsprechen dürfte als die bisher verfügbaren Werte. Der weiterführende Versuch, auch die Bodendaten zu aktualisieren und die nFK aus den ebenfalls digital vorliegenden Karten der MMK und FSK abzuleiten, hat dagegen keine Verbesserung des Modellierungsergebnisses gebracht. Die errechneten nFK-

Werte liegen, insbesondere im Auenbereich mit schweren Böden, tendenziell zu niedrig. In tiefergehenden methodischen Arbeiten in einem kleinen, gut dokumentierten Einzugsgebiet (Schaugraben) wird der Einfluß von unterschiedlichen Datenquellen weiter untersucht.

In Abbildung 6 ist das Modellierungsergebnis Grundwasserneubildung dargestellt (Berechnungsvariante (c)). Auf offenen Wasserflächen (gut zu erkennen sind die Elbe sowie der Große Teich bei Torgau) und in Gebieten, in denen die Vegetation infolge eines geringen Grundwasserflurabstandes Anschluß ans Grundwasser hat, übersteigt die Verdunstung die Niederschläge. Eine geringe Grundwasserneubildung (0 - 100 mm/a) findet in den Waldgebieten der Dübener-Dahlener Heide und unter den Böden mit hoher nFK (insbesondere im Elbtal) statt. Mittlere bis vergleichsweise hohe Sickerwassermengen (100 - 300 mm/a) bilden sich unter den leichteren, landwirtschaftlich genutzten Böden. Am stärksten ist die Grundwasserneubildung unter vegetationslosen Flächen (u. a. Teile von militärisch genutzten Gebieten). Die Siedlungen zeichnen sich im allgemeinen durch eine geringere Grundwasserneubildung aus, da das Regenwasser mit der Kanalisation abgeführt wird. Dieser Effekt wird bei der in Abbildung 6 gewählten Skala jedoch nur in einzelnen Fällen deutlich.

Dieses Ergebnis stellt die Basis für die Berechnung von Szenarien dar, in denen der Einfluß von Landnutzungsänderungen auf die Grundwasserneubildung untersucht werden kann (siehe Klauer et al. und Geyler in diesem Bericht).

Die direkte Verarbeitung von digital vorliegenden Daten in einem GIS verringert den Bearbeitungsaufwand beträchtlich. Indem die Biotoptypenkartierung genutzt wird und ihre räumliche Struktur durch die Berechnung auf der Basis von kleinsten gemeinsamen Geometrien beibehalten wird, kann eine höhere räumliche Auflösung erreicht werden als bei der Berechnung auf Rasterbasis. So kann grundsätzlich auch der Einfluß von vergleichsweise kleinräumigen Landnutzungsänderungen untersucht werden. Allerdings ist das Spektrum der Landnutzungen auf die Hauptkategorien Wald, Landwirtschaftsflächen, Kleingärten, Gewässer, vegetationslose Flächen und Siedlungen beschränkt. Auch muß darauf hingewiesen werden, daß die anderen Datenschichten einen kleineren Maßstab aufweisen, wodurch der räumlichen Auflösung Grenzen gesetzt sind.

Neben der rein quantitativen Seite der Grundwasserneubildung interessiert im Zusammenhang mit dem Trinkwasserschutz in erster Linie die Qualität des Sickerwassers und ihre Beeinflussung durch die landwirtschaftliche Praxis. Dazu sind mit ABIMO vorerst keine Aussagen möglich. Allerdings stellt die Grundwasserneubildung eine wichtige Steuergröße für die Auswaschung von Nährstoffen dar. In einem nächsten Schritt wird deshalb versucht, aufgrund der Versickerung den Stickstoffaustrag abzuschätzen. Dazu werden von ausgewählten Landwirtschaftsbetrieben schlagbezogene Bewirtschaftungsinformationen (Zeitreihen) erfragt. Daraus können für die wichtigsten Naturräume (Elbtalwanne, Heidegebiete) und Bodenarten Bewirtschaftungstypen abgeleitet werden. Mit dem Modell REPRO (Hülsbergen 1997) werden Stickstoff-Flächenbilanzen erstellt und daraus potentielle Nitratkonzentrationen im Sickerwasser abgeschätzt. Zusätzlich werden langjährige Meßreihen von Lysimetermessungen (Meissner et al. 1998a, 1998b) hinzugezogen. Die Ergebnisse fließen in die Bewertung von Szenarien ein (Klauer et al. und Geyler in diesem Bericht).

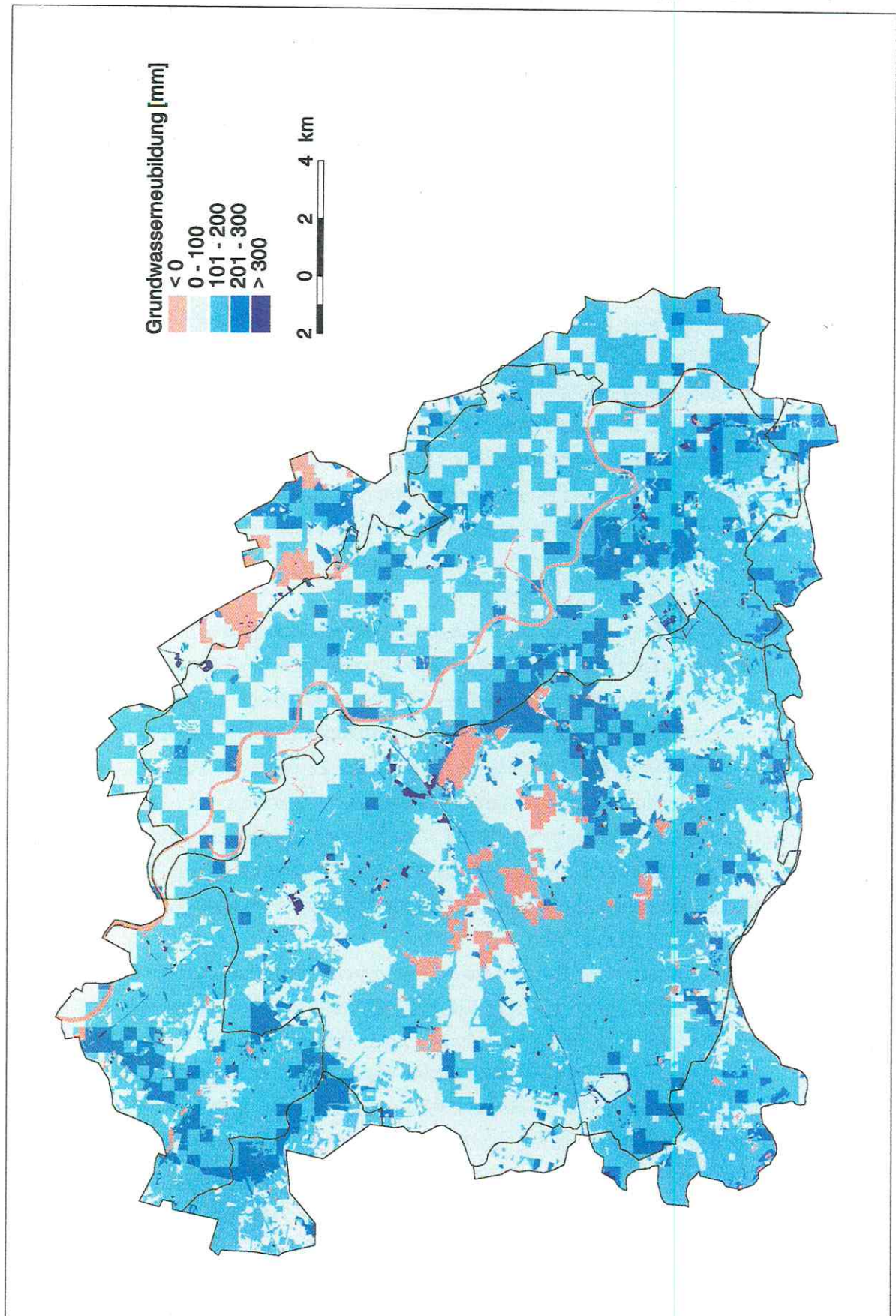


Abb. 6: Mittlere jährliche Grundwasserneubildung im Torgauer Raum. 30-jähriges Mittel mit Bezugsjahr 1992.

Literatur

- AG Bodenkunde (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Auflage. Hannover
- Brinschwitz, D. (1996): Grundwasserdargebotsprognose für den Regierungsbezirk Leipzig 1996, Prognosezeitschritte 1994 und 2010. Abschlußbericht. HGN Hydrogeologie, NL Torgau. G.E.O.S. Ingenieurgesellschaft mbH Freiberg. IBGW Ingenieurbüro für Grundwasser GmbH Leipzig
- Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik (Hrsg.) (1996): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. DVWK-Merkblätter 238/96
- Dyck, S. (1983): Overview on the present status of the concepts of water balance models. In: Van der Beken, A., Herrmann, A. (Hrsg.): New Approaches in Water Balance Computations. IAHS Publication 148, pp. 3-19
- Glugla, G., Enderlein, R., Eylich, A. (1977): Anwenderinstruktion für das Rechenprogramm RASTER zur Berechnung langjähriger Mittelwerte der Grundwasserneubildung und des Wasserhaushaltes für den Lockergesteinsbereich der DDR. Berlin. Institut für Wasserwirtschaft und Kammer der Technik
- Glugla, G., Eylich, A., König, B., Sur, S., Fürtig, A. (1988): Methodik und CAD-Arbeitsplatz für die GW-Dargebotsermittlung nach Menge und Beschaffenheit (Nitrat) für den Lockergesteinsbereich. Wasserwirtschaftsdirektion Berlin
- Glugla, G., Fürtig, G. (1997): Dokumentation zur Anwendung des Rechenprogrammes ABIMO Bundesanstalt für Gewässerkunde. Außenstelle Berlin
- Glugla, G., König, B. (1989): Der mikrorechnergestützte Arbeitsplatz Grundwasserdargebot. Wasserwirtschaft - Wassertechnik 39(8), S. 178-181
- Herzog, F., Wätzold, F., Messner, F., Klauer, B., Kindler, A., Horsch, H., Geyler, S. (1998): Landnutzung, Ressourcenschutz und wirtschaftliche Entwicklung im ländlichen Raum: Fallstudie aus einer Region mit großräumigen Trinkwasserschutzgebieten. Tagungsband zur Fachtagung Landnutzung im Spiegel der Technikbewertung - Methoden, Indikatoren, Fallbeispiele. Bornimer Agrartechnische Berichte 21, S. 134-139
- Hülsbergen K.-J. (1997): Analyse und Bewertung von Stoff- und Energieflüssen auf betrieblicher Ebene mit dem Computermodell REPRO. In: Federal Environment Agency Austria (Hrsg.): Stoffbilanzierung in der Landwirtschaft. Ein Instrument für den Umweltschutz? Tagungsband 20, S. 13-39
- König, B. (1988): Anwenderdokumentation zum rechnergestützten Arbeitsplatz "GW-Dargebot", Version 3. Berlin. Wasserwirtschaftsdirektion. Institut für Wasserwirtschaft (unveröffentlicht)
- Krönert, R., Erfurth, S. (1998): Ökologische Folgen von Landnutzungsänderungen - Auswirkungen von Landnutzungsänderungen auf den Gebietswasserhaushalt. In: Kasperidus, H., Banzhaf, E. (Hrsg.): Der Raum Leipzig-Halle-Bitterfeld - Erfassung und Auswertung der Landnutzung und ihrer Veränderungen mit Methoden der Fernerkundung und Geographischen Informationssystemen. UFZ-Bericht 2/98, S. 75-82
- Kunze, J. (1998): Landnutzung und Trinkwasserneubildung im Torgauer Raum. Universität Rostock. Agrarwissenschaftliche Fakultät. Fachbereich Landeskultur und Umweltschutz. Institut für Geodäsie und Geoinformatik (Diplomarbeit, unveröffentlicht)
- Meissner, R., Seeger, J., Rupp, H. (1998a): Lysimeter studies in East Germany concerning the influence of set aside of intensively farmed land on the seepage water quality. Agriculture, Ecosystems & Environment 67, pp. 161-173
- Meissner, R., Seeger, J., Rupp, H. (1998b): Measuring environmental impacts of land use changes on water quality with lysimeters. In: Führ, F., Hance, R. J., Plimmer, J. R., Nelson, J. O. (Hrsg.) The Lysimeter Concept. American Chemical Society Symposium Series 699, pp. 163-176
- Münchow, B. (1996): Literaturübersicht. In: Breuste, J., Keider, T., Meinel, G., Münschow, B., Netzband, M., Schramm, M.: Erfassung und Bewertung des Versiegelungsgrades befestigter Flächen. UFZ-Bericht Nr. 12/1996, S. II-1-II-40
- Nemec, J. (1993): Comparison and selection of existing hydrological models for the simulation of the dynamic water balance processes in basins of different sizes and on different scales. Lelystad. Commission Internationale de l'Hydrologie du Bassin du Rhin. Report II-7
- Petry, D., Herzog, F., Erfurth, S., Steinhardt, U., Volk, M. (in Vorbereitung): Möglichkeiten und Grenzen mesoskaliger Wasserhaushaltsmodellierungen unter Verwendung unterschiedlicher Datengrundlagen: Beispiele aus dem mitteldeutschen Raum. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung (eingereicht)
- Singh, V.P. (1995): Watershed modeling. In: Singh, V.P. (Hrsg.): Computer Models of Watershed Hydrology. Highlands Ranch. Water Resources Publications, pp. 1-22
- SLUG (1995): Bericht zur Grundwassersituation 1993-1994. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie. Materialien zur Wasserwirtschaft 3/1995
- Steinhardt, U. (1998a): Methodological approaches for the investigation of landscape water balance on the landscape scale. In: Key Concepts in Landscape Ecology. Proceedings of the 1998 European Congress of the International Association for Landscape Ecology, pp. 93-101

- Steinhardt, U. (1998b): Investigation of the landscape water balance on the landscape scale. In: Proceedings of the VII International Congress of Ecology (INTECOL). Florence, pp. 405
- Volk, M., Bannholzer, M. (in Vorbereitung): Auswirkungen von Landnutzungsänderungen auf den Gebietswasserhaushalt: Anwendungsmöglichkeiten des Modells „ABIMO“ für regionale Szenarien. Geoökodynamik (eingereicht)
- Wendland, F., Kunkel, R. (1997): Gebietsumfassende Analyse von Wasserhaushalt, Verweilzeiten und Grundwassergüte zur naturräumlichen Klassifizierung und Leitbildentwicklung im Elbeinzugsgebiet. Forschungszentrum Jülich GmbH. Programmgruppe Systemforschung und Technologische Entwicklung
- Wendling, U. (1995): Berechnung der Gras-Referenzverdunstung mit der FAO Penman-Monteith-Beziehung. Wasserwirtschaft 85(12), S. 602-604
- Wohlrab, B., Ernstberger, H., Meuser, A., Sokollek, V. (1992): Landschaftswasserhaushalt. Hamburg & Berlin
- Xu, C.-Y., Seibert, J., Halldin, S. (1996): Regional water balance modelling in the NOPEX area: development and application of monthly water balance models. Journal of Hydrology 180, pp. 211-236

Monetäre und materielle Verflechtungen der Wirtschaft im Altkreis Torgau

Bernd Klauer

1 Einleitung

Ein zentrales Ziel des Verbundprojektes ist die Bewertung von politischen Handlungsoptionen des Grund- und Trinkwasserschutzes sowie des Kiesabbaus (vgl. Horsch und Ring in diesem Bericht). Die Handlungsoptionen in diesen Politikfeldern sind mit Änderungen der Landnutzung verbunden. Beispielsweise können Flächen, auf denen ein Kiestagebau eingerichtet wird, nicht mehr landwirtschaftlich genutzt werden. Um die Landnutzungsänderungen und damit indirekt die Handlungsoptionen zu bewerten, ist es notwendig, deren Auswirkungen zu simulieren (vgl. Klauer, Messner und Herzog in diesem Bericht). Da wir uns im Verbundprojekt vor allem für den Zusammenhang zwischen Naturressourcenschutz und wirtschaftlicher Entwicklung interessieren, gilt es insbesondere, die Auswirkungen der Landnutzungsänderungen auf den Landschaftswasserhaushalt und auf die Wirtschaft mit Hilfe empirischer Modelle abzuschätzen. Während im letzten Beitrag ein Modell zur Quantifizierung des Landschaftswasserhaushaltes dargestellt wurde (Herzog und Kunze in diesem Bericht), sollen in diesem Beitrag die monetären und stofflichen Verflechtungen der Wirtschaft des Altkreises Torgau modelliert werden, um die ökonomischen Auswirkungen von Landnutzungsänderungen zu simulieren.

Die analytische Methode, die ich in diesem Beitrag verwende, ist die Input-Output-Analyse.¹ Die Wurzeln der Input-Output-Analyse reichen bis in das 18. Jahrhundert, als der französische Physiokrat Francois Quesnay das berühmte *Tableau économique* aufstellte. Dieses Tableau — von Marx (1974, S. 319) als „höchst genialen Einfall, unstreitig der genialste, dessen sich die politische Ökonomie bisher schuldig gemacht hat“ bezeichnet — ist das erste Beispiel dafür, den Wirtschaftsprozess als Kreislauf zu interpretieren. Die moderne Input-Output-Analyse wurde von Wassily Leontief im Jahre 1936 begründet. Er stellte eine Input-Output-Tabelle für die USA erstmalig auf der Grundlage statistischer Erhebungen auf (Leontief 1936). Seither werden Input-Output-Tabellen für viele Länder in regelmäßigen Abständen berechnet.

Die Vorstellung der Struktur des Wirtschaftsprozesses, die einem Input-Output-Modell zugrunde liegt, ist in Abbildung 1 bildlich dargestellt. Das Hauptinteresse der Input-Output-Analyse gilt den Güterströmen, die von den wirtschaftlichen Aktivitäten innerhalb einer Volkswirtschaft ausgehen. In Abbildung 1 wird daher zunächst die Volkswirtschaft vom „Rest der Welt“ abgegrenzt. Die Wirtschaftssphäre ist in die natürliche Umwelt eingebettet. Das gilt sowohl für die Volkswirtschaft als auch für die Weltwirtschaft. Die Volkswirtschaft

¹ Empfehlenswerte Einführungen in die Input-Output-Analyse sind Holub und Schnabl (1994a); Fleissner et al. (1993) sowie Miller und Blair (1985).

entnimmt der Umwelt Ressourcen und gibt Schad- und Abfallstoffe in die Umwelt ab. Innerhalb der Volkswirtschaft wird zwischen dem Bereich der Produktion und dem Bereich der Konsumtion unterschieden. Der Bereich der Produktion ist wiederum in verschiedene Wirtschaftssektoren (wie z. B. Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft; Verarbeitendes Gewerbe; Baugewerbe; Dienstleistungsgewerbe) aufgeteilt. Innerhalb der Sektoren werden Güter hergestellt. Dazu benötigt ein Sektor neben Arbeitskräften und Ressourcen auch Produkte anderer Wirtschaftssektoren, sogenannte Vorleistungen. Beispielsweise werden zum Bau eines Hauses unter anderem Kies aus dem Sektor Bergbau, Beschläge aus dem Sektor Verarbeitendes Gewerbe und Baupläne aus dem Dienstleistungssektor verwendet. Die verschiedenen Wirtschaftssektoren sind also durch vielfältige Lieferverflechtungen miteinander verknüpft.

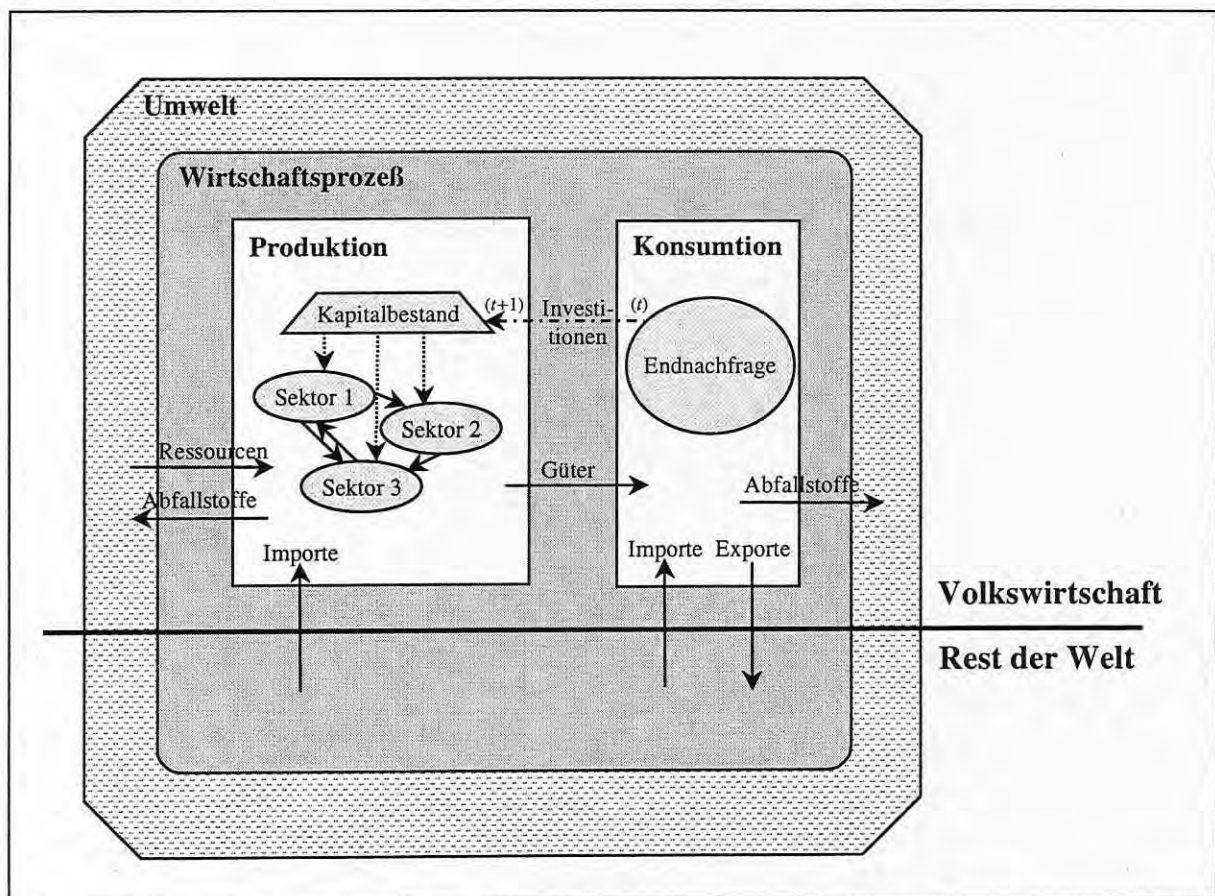


Abb. 1: Vorstellung von der Struktur des Wirtschaftsprozesses, die einem Input-Output-Modell zugrunde liegt.²

In einem dynamischen Input-Output-Modell wird außerdem berücksichtigt, daß zur Güterproduktion auch Kapitalgüter gebraucht werden (vgl. Abb. 1). Zur Herstellung von Kapitalgütern wird ein Teil der Endnachfrage nicht konsumiert, sondern investiert. Im Laufe der Zeit akkumulieren sich die Kapitalgüter im Produktionsbereich der Wirtschaft. Sie nutzen sich al-

² Es sei bemerkt, daß in einer Input-Output-Tabelle Exporte als Teil der Endnachfrage verbucht werden, also nicht direkt von dem Produktionsbereich in das Ausland ausgeführt werden, und daß weiterhin Ressourcenverbräuche des Konsumbereichs, die direkt aus der Umwelt stammen, ignoriert werden.

lerdings durch den Gebrauch auch langsam wieder ab und müssen gegebenenfalls ersetzt werden.

Eine Input-Output-Tabelle ist ein Schema, mit dem man das eben beschriebene Bild des Wirtschaftskreislaufes und insbesondere Verflechtungen der Güterströme zwischen den Sektoren einer Volkswirtschaft und mit der übrigen Welt quantifizieren kann. Der Aufbau einer Input-Output-Tabelle wird im nächsten Kapitel erläutert.

Eine Input-Output-Tabelle erfaßt die Güterströme normalerweise in monetären Einheiten. Aber monetäre Güterströme sind mehr oder weniger direkt an physische Stoffströme gebunden. Es bietet sich daher an, die Input-Output-Analyse auch zur Untersuchung der Stoffströme innerhalb einer Wirtschaft zu verwenden. Das Statistische Bundesamt hat sogar im Jahre 1990 für die Bundesrepublik Deutschland eine Input-Output-Tabelle aufgestellt, bei der die Stoffströme der Wirtschaft in physischen Einheiten erfaßt wurden. Den Zusammenhang von monetären und materiellen Güterströmen kann man sich bei der Analyse der politischen Handlungsoptionen im Grundwasserschutz und Kiesabbau zu Nutze machen, um sowohl deren Auswirkungen auf die wirtschaftliche Entwicklung also auch auf die Natur bei der Beurteilung zu berücksichtigen.

Input-Output-Tabellen werden für ein einheitliches Wirtschaftsgebiet, im allgemeinen für eine nationale Volkswirtschaft, erstellt. Man kann eine Input-Output-Tabelle aber auch für eine regionale Wirtschaft, wie zum Beispiel für das Untersuchungsgebiet, den Altkreis Torgau, aufstellen. Regionale Tabellen unterscheiden sich in formaler Hinsicht nicht von denen einer nationalen Volkswirtschaft.

Das Ziel dieses Beitrages ist zu zeigen, wie man mittels einer regionalen Input-Output-Tabelle und der Analyse Auswirkungen verschiedener politischer Handlungsoptionen des Grund- und Trinkwasserschutzes sowie des Kiesabbaus auf die Wirtschaft abschätzen kann. Ich werde dabei folgendermaßen vorgehen: Nach einer Erläuterung der Grundlagen der Input-Output-Analyse (Kapitel 2.1) werde ich im Kapitel 2.2 schildern, wie aus der Input-Output-Tabelle des Statistischen Bundesamtes von 1993 für die Bundesrepublik Deutschland eine regionale Input-Output-Tabelle für den Altkreis Torgau berechnet wurde. Im Kapitel 2.3 wird diese Tabelle dazu benutzt, die Auswirkungen verschiedener Landnutzungsoptionen auf die Produktionswerte, die Bruttowertschöpfung und die Zahl der Beschäftigten der Region empirisch zu analysieren. Es werden erste Ergebnisse einer komparativ-statischen Input-Output-Analyse abgeleitet und im Kapitel 2.4 diskutiert. Aus Ergebnissen einer komparativ-statischen Analyse können aber keine Aussagen über die zeitliche Entwicklung der betrachteten Größen von den Ausgangswerten zu den Endwerten getroffen werden. Um auch intertemporale Zusammenhänge z. B. von Investitionen und Kapitalakkumulation untersuchen zu können, entwickle ich im Kapitel 3.1 ein dynamisches Verflechtungsmodell und diskutiere den Datenbedarf für dessen empirische Anwendung (Kapitel 3.2). Schließlich gebe ich im Kapitel 3.3 einen Ausblick, wie man das dynamische Modell empirisch anwenden und erweitern kann.

2 Regionale Input-Output-Analyse: eine komparativ-statische Analyse

2.1 Das statische offene Input-Output-Modell

In diesem Kapitel werde ich kurz die theoretischen Grundlagen der Input-Output-Analyse erläutern. Ich verwende hier die einfachste Version der Input-Output-Analyse, nämlich das sogenannte statische offene Mengenmodell. Mit dieser Version werde ich dann später erste Ergebnisse zur Abschätzung der Auswirkungen politischer Handlungsoptionen ableiten.

Zur Illustration betrachte ich eine Input-Output-Tabelle mit nur zwei Produktionssektoren, einer Endnachfragespalte und einer Primärintputzeile (vgl. Holub und Schnabl 1994a, S. 83f.). Jeder Sektor j produziere ein einziges Gut, wobei er neben Inputs an produzierten Gütern auch einen Primärintput p_j (z. B. Arbeit) benutzt. Es führt daher nicht zu Verwechslungen, wenn Sektoren und die dazugehörigen Güter mit denselben Indizes bezeichnet werden. Es bezeichne x_j die gesamte vom Sektor j produzierte Menge, y_i die Endnachfrage nach Gut i und x_{ij} die Menge des Gutes i , die zur Produktion im Sektor j eingesetzt wird. Die Input-Output-Tabelle ist in Abbildung 2 zu sehen.

Verwendung Aufkommen	Sektor 1	Sektor 2	Endnach- frage	Gesamt- output
Sektor 1	x_{11}	x_{12}	y_1	x_1
Sektor 2	x_{21}	x_{22}	y_2	x_2
Primärintput	p_1	p_2		
Gesamtinput	x_1	x_2		

Abb. 2: Eine einfache Input-Output-Tabelle.

Die Input-Output-Tabelle ist folgendermaßen zu interpretieren. Die Spalten, die zu einem Produktionssektor gehören, entsprechen den Inputs in diesem Sektor und die Zeilen, die zu einem Produktionssektor korrespondieren, entsprechen dessen Outputs und spiegeln die Verwendung wieder. Folglich lassen sich die Zeilen als definitorische Gleichungen schreiben:

$$x_{11} + x_{12} + y_1 = x_1$$

$$x_{21} + x_{22} + y_2 = x_2$$

Die erste Gleichung besagt, daß der gesamte Output x_1 von Sektor 1 sich zusammensetzt aus der Endnachfrage y_1 , die von den Verbrauchern konsumiert oder investiert wird, und den Mengen x_{11} und x_{12} , die in die Sektoren 1 und 2 als Vorleistungen für die dortige Produktion geliefert werden. Die zweite Gleichung ist analog zu interpretieren.

In dieser Form ist eine Input-Output-Tabelle lediglich eine Repräsentation des Wirtschaftskreislaufes. Um analytische Aussagen darüber treffen zu können, wie sich z. B. aufgrund einer Veränderung der Nachfrage y_1 die Produktionsmenge x_2 des zweiten Sektors ändert, ist es notwendig, Modellannahmen zu vereinbaren, wie die Inputs in einem Sektor mit dessen Outputs zusammenhängen. In der Input-Output-Analyse wird angenommen, daß die Inputs pro-

portional zu den Outputs sind.³ Bezeichnet man die Proportionalitätsfaktoren, die auch Inputkoeffizienten genannt werden, mit a_{ij} , so erhält man die Beziehung

$$x_{ij} = a_{ij}x_j \quad \text{für } j = 1, 2.$$

Benutzt man diese Annahme, kann man die Zeilen der Input-Output-Tabelle umformen zu

$$a_{11}x_1 + a_{12}x_2 + y_1 = x_1$$

$$a_{21}x_1 + a_{22}x_2 + y_2 = x_2$$

In Vektorschreibweise mit $\mathbf{x} = (x_1, x_2)^T$, $\mathbf{y} = (y_1, y_2)^T$ und $\mathbf{A} = (a_{ij})$ lassen sich die beiden Gleichungen zu einer Vektorgleichung zusammenfassen:⁴

$$\mathbf{Ax} + \mathbf{y} = \mathbf{x}$$

Durch Umformung dieser Gleichung erhält man

$$\mathbf{y} = \mathbf{x} - \mathbf{Ax} = (\mathbf{I} - \mathbf{A})\mathbf{x},$$

wobei $\mathbf{I}$ die Einheitsmatrix $\begin{pmatrix} 1 & 0 \\ 0 & 1 \end{pmatrix}$ bezeichnet. Falls die Matrix $\mathbf{I} - \mathbf{A}$ invertierbar ist, folgt weiter

$$\mathbf{x} = (\mathbf{I} - \mathbf{A})^{-1} \mathbf{y}. \quad (1)$$

Die Matrix $\mathbf{L} := (\mathbf{I} - \mathbf{A})^{-1}$ wird zu Ehren des Begründers der Input-Output-Analyse Leontief-Inverse genannt. Gleichung (1) ist der Kern des statischen offenen Mengenmodells. Mit ihrer Hilfe läßt sich beispielsweise berechnen, welche Auswirkungen ein Rückgang der Nachfrage in einem Sektor auf die Produktion in einem anderen Sektor hat. Es können also indirekte Effekte ermittelt werden. Ein Nachfragerückgang im Verarbeitenden Gewerbe führt nämlich nicht nur dort zu einem Rückgang der Produktion, sondern auch in anderen Sektoren.

Im folgenden werde ich⁵ diese Beziehung, die auch für Wirtschaften mit mehr als zwei Sektoren gilt, dazu nutzen, die Auswirkungen von zusätzlichen Genehmigungen von Kiesabbaustätten bzw. deren Verweigerung im Altkreis Torgau auf die Produktion, die Bruttowertschöpfung und die Zahl der Beschäftigten abzuschätzen. Dazu ist es notwendig, eine Input-Output-Tabelle für den Altkreis Torgau zu berechnen.

2.2 Eine Input-Output-Tabelle für den Altkreis Torgau

Das Erstellen einer Input-Output-Tabelle ist ein ungeheuer aufwendiges Unterfangen. Die besten Ergebnisse erhält man, wenn eine Input-Output-Tabelle direkt erstellt, d. h. mittels Daten, die direkt aus verschiedenen, möglichst zuverlässigen Quellen, wie etwa der amtlichen Statistik, Statistiken von Verbänden etc., entnommen werden (vgl. Lindner et al. 1981, S. 32ff.).

³ Zur Diskussion dieser Annahme, zum Zusammenhang von Input-Output-Analyse und Aktivitätsanalyse und zum Vergleich der Input-Output-Analyse mit Berechenbaren Allgemeinen Gleichgewichtsmodellen siehe Proops et al. (1994, Kap. 6).

⁴ Vektoren und Matrizen werden in dieser Arbeit fett gedruckt, um sie von Skalaren zu unterscheiden. Matrizen werden mit Großbuchstaben und Vektoren sowie Skalare mit Kleinbuchstaben benannt. Die Transponierte einer Matrix oder eines Vektors wird durch ein hochgestelltes T dahinter gekennzeichnet. Vektoren sind Spaltenvektoren. Soll ein Zeilenvektor benannt werden, schreiben wir beispielsweise $(a_1, \dots, a_n) = \mathbf{a}^T$.

Holub und Schnabl 1994a, S. 34). Holub und Schnabl (1994b, S. 92) geben folgende pauschale Einschätzung des Datenbedarfs zur direkten Erstellung einer Input-Output-Tabelle: „Alle Daten, die irgendwoher zu bekommen sind, werden benötigt. Es handelt sich also weniger um eine Frage der Auswahl als vielmehr um eine möglichst elegante Handhabung eines grundsätzlichen Datennotstandes.“

Die Probleme der direkten Erstellung verschärfen sich noch, wenn man anstatt der Volkswirtschaft einer Nation eine Region betrachtet. Selbst wenn man die Wirtschaftsbereiche nicht so fein gliedert wie auf nationaler Ebene, so werden von amtlichen Stellen viele Daten nicht auf Kreis- oder Landesebene, sondern nur auf Bundesebene erfaßt. Dazu kommt, daß die Wirtschaft einer Region stärker mit der übrigen Wirtschaft verbunden ist als dies bei einer nationalen Volkswirtschaft der Fall ist. Im allgemeinen ist die Außenabhängigkeit um so größer, je kleiner die Region ist. Aus diesem Grund spielen die Güterströme über die Grenzen der Region, also die Im- und Exporte, bei regionalen Input-Output-Tabellen eine bedeutendere Rolle als bei nationalen. Leider ist das statistische Material über die Im- und Exporte einer Region sehr dürftig, denn es müssen keine Zollschränken überschritten werden, bei denen Gütermengen erfaßt werden.

Es folgt daraus, daß man bei der direkten Erstellung einer regionalen Input-Output-Tabelle mit noch erheblich größerem Datenmangel zu rechnen hat, als dies schon auf nationaler Ebene der Fall ist. Aus diesem Grund habe ich eine sogenannte derivative Methode gewählt, um die Tabelle für den Altkreis Torgau zu berechnen.⁵ Die Grundlage für die Input-Output-Tabelle des Altkreises Torgau ist die aktuellste Tabelle des Statistischen Bundesamtes für die Bundesrepublik Deutschland, nämlich die Tabelle für das Jahr 1993 (StaBa 1997a, S. 9f.). Eine abgeleitete Tabelle ist zwar ungenauer als eine direkt erstellte und läuft Gefahr, regionalspezifische Charakteristika der Wirtschaftsstruktur zu verschleiern, sie kann aber mit erheblich geringerem Aufwand erstellt werden.

Bei der Ableitung der regionalen Input-Output-Tabelle bin ich folgendermaßen vorgegangen.⁶ Zunächst wurden die sektoralen Bruttoproduktionswerte und Bruttowertschöpfungen (BWS) zum Teil originär erhoben und z. T. geschätzt (vgl. Tab. 1). Bei diesen Schätzungen wurden u. a. Daten über die sozialversicherungspflichtigen Beschäftigten in den Altkreisen Torgau und Oschatz (vgl. Tab. 2) dazu verwendet, um Werte, die nur für das heutige Kreisgebiet Torgau-Oschatz vorliegen, aufzuteilen. Die Endnachfrage des Altkreises Torgau wurde aus der Endnachfrage der BRD heruntergerechnet, indem sie mit dem Kürzungsfaktor $\frac{\text{BWS in Torgau}}{\text{BWS in der BRD}}$ multipliziert wurde (vgl. Tab. 3).

⁵ Zur Rechtfertigung vgl. Strassert (1968).

⁶ Eine ausführliche Darstellung findet sich in Horsch et al. 1999.

Tab. 1: Bruttoproduktionswerte und Bruttowertschöpfung der Wirtschaftssektoren im Altkreis Torgau für 1993 in Mio. DM.

	Land- u. Forstwirtschaft	Bergbau, Energie, Wasser	Verarbeit. Gewerbe	Baugewerbe	Handel u. Verkehr	Dienstleistungs- gewerbe	Staat, priv. Haushalte	gesamt
Bruttoproduktionswert [Mio. DM]	89,9	126,6	640,7	251,3	145,4	336,2	350,7	1529,0
Bruttowertschöpfung [Mio. DM]	40,5	58,7	240,5	117,2	93,5	191,3	182,3	

Quelle: Horsch et al. 1999.

Tab. 2: Zahl der sozialversicherungspflichtigen Beschäftigten 1993 in den Altkreisen Torgau und Oschatz.

	Land- und Forstwirtschaft	Bergb., Energie, Wasser sowie Verarbeitendes Gewerbe	Baugewerbe	Handel und Verkehr	Dienstleistungs- gewerbe	Staat, priv. Haushalte	ohne Angabe	gesamt
Torgau	1189	4256	2528	1651	3462	2746	80	15912
Oschatz	1159	3769	1979	2804	2781	2452	11	14955

Quelle: Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen.

Tab. 3: Endnachfrage und Zwischennachfrage⁷ nach Produkten der Wirtschaftssektoren im Altkreis Torgau für 1993 in Mio. DM, abgeleitet aus der nationalen Input-Output-Tabelle des Statistischen Bundesamtes (StaBa 1997a, S. 9f.; vgl. Horsch et al. 1999).

Erzeugnisse der Sektoren	Land- u. Forstwirtschaft	Bergbau, Energie, Wasser	Verarbeit. Gewerbe	Baugewerbe	Handel u. Verkehr	Dienstleistungs- gewerbe	Staat, priv. Haushalte	gesamt
Endnachfrage [Mio. DM]	5,9	16,4	360,4	106,0	136,2	193,2	229,6	1047,3
Zwischennachfrage [Mio. DM]	84,4	110,2	280,4	145,3	9,2	143,0	121,1	893,6

Quelle: Horsch et al. 1999.

Wir verwenden zur Ableitung der zentralen Verflechtungsmatrix der regionalen aus der nationalen Tabelle das sogenannte MODOP-Verfahren (Verfahren der doppelten Proportionalität, Stäglin 1972, 1973; Schintke 1973). Neben der nationalen Input-Output-Tabelle werden für dieses Verfahren als Originärdaten für den Altkreis Torgau die Summe der Vorleistungen sowie die Zwischennachfrage benötigt. Die Zwischennachfrage nach Gütern eines Sektors ergibt sich als Residuum aus Bruttoproduktionswert und Endnachfrage und die Summe der Vorleistungen, die ein Sektor zur Produktion benötigt, als Differenz aus Bruttoproduktionswert und Bruttowertschöpfung. Das MODOP-Verfahren geht in zwei Schritten vor: Zunächst wer-

⁷ Die Zwischennachfrage ist der Teil der gesamten Produktion eines Sektors, der wieder als Vorleistung zur Herstellung von Waren verwendet wird. Sie ergibt sich als Differenz von Bruttoproduktionswert und Endnachfrage.

den die Koeffizienten der nationalen Input-Output-Tabelle mit einem Korrekturfaktor multipliziert. Im zweiten Schritt werden dann in einem Iterationsverfahren die Abweichungen der Spalten- und Zeilensummen der korrigierten Zentralmatrix von den Vorgaben abwechselnd spalten- und zeilenweise auf die Koeffizienten proportional verteilt. Dabei konvergieren die Abweichungen im Laufe der Zeit gegen Null. Es sei bemerkt, daß das MODOP-Verfahren wie auch die anderen derivativen Verfahren zur Erstellung einer Input-Output-Matrix von einer weitgehenden Kongruenz der nationalen und der regionalen Verflechtungsstruktur ausgehen.

Die Wirtschaftsbereiche sind in der Tabelle für den Altkreis Torgau erheblich stärker aggregiert als in der Tabelle des Statistischen Bundesamtes. Den 58 Wirtschaftsbereichen der Tabelle für ganz Deutschland stehen nur sieben Bereiche der Regionaltabelle gegenüber, nämlich die Sektoren:

- Land- und Forstwirtschaft
- Bergbau, Energie- und Wasserversorgung
- Verarbeitendes Gewerbe
- Baugewerbe
- Handel und Verkehr
- Dienstleistungsgewerbe
- Staat, private Haushalte und Organisationen ohne Erwerbszweck

Die Aggregationstiefe und Abgrenzung der Wirtschaftssektoren richtete sich nach den Einteilungen, die den verfügbaren, auf den Altkreis Torgau bezogenen Daten zugrunde lagen.

Tab. 4: Matrix A der Inputkoeffizienten für den Altkreis Torgau für 1993. Die Koeffizienten gleichen denen der nationalen Input-Output-Tabelle des Statistischen Bundesamtes (StaBa 1997a, S. 9).

	Land- u. Forstwirt- schaft	Bergbau, Energie, Wasser	Verarbei- tendes Ge- werbe	Bau- gewerbe	Handel u. Verkehr	Dienstlei- stungen	Staat, priv. Haushalte
Land- und Forstwirtschaft	0,22305400	0,00076723	0,09126440	0,00054629	0,00129719	0,01284360	0,00324861
Bergbau, Energie, Wasser	0,00298348	0,04426100	0,00438655	0,00038875	0,00397488	0,00136800	0,00119892
Verarbeitendes Gewerbe	0,10620600	0,07621700	0,26786500	0,21646700	0,06905920	0,04346330	0,02986870
Baugewerbe	0,05483580	0,19076600	0,03025660	0,11251000	0,05683770	0,11258900	0,06398460
Handel und Verkehr	0,00451941	0,00353271	0,00665146	0,00609004	0,00843542	0,00187156	0,00202862
Dienstleistungen	0,01947850	0,06309420	0,06468230	0,06341790	0,11727200	0,11890300	0,05365280
Staat, private Haushalte	0,01777180	0,03993630	0,02237940	0,01706010	0,02169720	0,04532280	0,22076900

Quelle: Horsch et al. 1999.

2.3 Anwendung des statischen offenen Mengenmodells auf den Altkreis Torgau

Ich werde nun die analytische Kraft der Input-Output-Tabelle für den Altkreis Torgau demonstrieren, indem ich das statische offene Mengenmodell der Input-Output-Analyse auf den Altkreis Torgau anwende. Dabei beziehe ich mich auf zwei ausgewählte Handlungsoptionen und Entwicklungsrahmen, die im Beitrag von Klauer, Messner und Herzog sowie Messner (in die-

sem Bericht) geschildert werden. Als Anwendungsbeispiel untersuche ich, welche Auswirkungen politische Entscheidungen über den Umfang neuer Kiesabbaustätten auf die Produktionswerte, die Bruttowertschöpfungen und die Zahlen der Beschäftigten der einzelnen Wirtschaftssektoren im Altkreis Torgau haben. Dazu vergleiche ich zwei politische Handlungsoptionen. Die eine Option ist, weitere Kiesabbaustätten zu genehmigen, und die andere, keine weiteren Genehmigungen auszusprechen. Der Kiesabbau aus schon genehmigten Tagebauen läßt sich bei der derzeitigen Rechtslage nicht politisch beeinflussen und wird daher nicht variiert.

Wie von Messner (in diesem Bericht) geschildert wird, führt eine Verweigerung neuer Genehmigungen zu einer Begrenzung der Kiesproduktion im Altkreis Torgau, falls man den optimistischen Entwicklungsrahmen unterstellt, bei dem ab dem Jahre 1996 ein jährliches Wachstum des Bruttoinlandsproduktes von 4,4% angenommen wird. Wenn aber ein pessimistischer Handlungsrahmen zugrunde gelegt wird, kommt es wegen der großen Förderkapazitäten und der beträchtlichen Reserven der bestehenden Kiestagebaue nicht zu einer Beschränkung der Fördermengen, obwohl keine neuen Genehmigungen für Abbaustätten erteilt werden. Im pessimistischen Fall, der als wahrscheinlicher einzustufen ist als der optimistische, führen also beide Handlungsoptionen zu den gleichen Ergebnissen, so daß eine Modellierung überflüssig ist. Ich beschränke mich daher bei der Analyse auf den optimistischen Entwicklungsrahmen. Auch im optimistischen Fall wird eine Verweigerung zusätzlicher Kiesgenehmigungen erst im Jahr 2012 volkswirtschaftliche Auswirkungen zeitigen (vgl. Messner in diesem Bericht). Aus diesem Grund und um die Ergebnisse meiner Analyse mit denen des naturwissenschaftlichen Modells (Herzog und Kunze in diesem Bericht) vergleichbar zu machen, wähle ich als Betrachtungsperiode den Zeitraum bis zum Jahr 2030.

Um die Auswirkungen der Handlungsoptionen „Kiesabbau genehmigen“ bzw. „Kiesabbau nicht genehmigen“ zu berechnen, verwende ich die in Kapitel 2.2 dargestellte regionale Input-Output-Tabelle 1993 des Altkreises Torgau. Ich muß dabei annehmen, daß die Wirtschaft im Jahre 2030 die gleiche Vorleistungsverflechtungs- und Nachfragestruktur wie im Jahre 1993 besitzt. Diese Annahme ist unrealistisch: Die Wirtschaft und Technologie im Altkreis Torgau werden sich in diesen 37 Jahren erheblich weiterentwickeln und die Wirtschaftsstruktur wird sich verändern. Es ist aber nicht bekannt, auf welche Weise sich die Struktur verändern wird, weshalb die Annahme einer unveränderten Verflechtungsstruktur doch sinnvoll erscheint. Es geht schließlich darum, mit dem heute zur Verfügung stehenden Wissen, so gut es eben geht, die Auswirkungen der Handlungsoptionen vorherzusagen und die politische Entscheidungsfindung zu unterstützen.

Der erste Schritt besteht in der Untersuchung der ersten Handlungsoption, bei der zusätzliche Kiestagebaue genehmigt werden und es deshalb auch bei einer deutlichen Steigerung der Nachfrage nicht zu Engpässen in der Kiesproduktion kommt. Zunächst wird die Endnachfrage im Jahre 2030 bei einem unterstellten Wachstum von jährlich 4,4% berechnet.⁸ Aus der End-

⁸ Für die Jahre 1993 bis 1996 wurden die tatsächlichen Wachstumsraten des Bruttoinlandsproduktes des Freistaates Sachsen (Auskunft des Statistischen Landesamtes Baden-Württemberg, Arbeitskreis Volkswirtschaftliche Gesamtrechnung der Länder) verwendet.

nachfrage in 2030 erhält man dann (nach Gl. 1) durch Multiplikation mit der Leontief-Inversen die Produktionswerte der Wirtschaftssektoren für den Fall zusätzlicher Genehmigungen. Für den Sektor Bergbau, Energie- und Wasserversorgung ergibt sich ein Produktionswert von 642 Mio. DM (wobei hier und im folgenden in Preisen von 1993 gerechnet wird).

Betrachten wir nun die Auswirkungen der zweiten Handlungsoption. Wenn keine zusätzlichen Kiesabbaugenehmigungen ausgesprochen werden, kommt es dazu, daß die bestehenden Kiestagebaue an die Grenzen ihrer Förderkapazitäten stoßen und weniger Kies aus dem Altkreis Torgau exportiert werden kann.⁹ Der Rückgang des Produktionswertes für diesen Fall wird folgendermaßen berechnet: Die Verweigerung von zusätzlichen Genehmigungen hat nach Schätzungen von Messner (in diesem Bericht) zur Folge, daß im Jahre 2030 im Altkreis Torgau statt 3,6 Mio. t nur 2 Mio. t Kies gefördert würden. Ich unterstelle, daß das Verhältnis des Produktionswertes des (Kies-)Bergbaus zum Gesamtsektor Bergbau, Energie- und Wasserversorgung im Jahre 2030 im Vergleich zu 1993 unverändert bei 1 zu 6,65 bleibt. Es ergibt sich damit ein Rückgang des Produktionswertes um 54 Mio. DM auf 589 Mio. DM.

Die Wirkung dieses Produktionsrückgangs auf die anderen Sektoren kann wiederum durch die Gleichung 1 des statischen offenen Input-Output-Modells beschrieben werden. Mit den gegebenen Werten für die Produktion im Sektor Bergbau, Energie und Wasser sowie für die Endnachfrage in den übrigen Sektoren erhält man ein lineares Gleichungssystem:

$$\begin{pmatrix} x_1 \\ 589 \\ x_3 \\ x_4 \\ x_5 \\ x_6 \\ x_7 \end{pmatrix} = (\mathbf{I} - \mathbf{A})^{-1} \begin{pmatrix} 28 \\ y_2 \\ 1.829 \\ 538 \\ 691 \\ 981 \\ 1.165 \end{pmatrix}$$

Das Lösen dieser linearen Gleichung nach $x_1, x_3, \dots, x_7$ und y_2 ergibt die Produktionswerte für die übrigen Wirtschaftssektoren für den Fall, daß keine zusätzlichen Kiesabbaugenehmigungen erteilt werden.

Um die Handlungsoptionen gegeneinander abwägen zu können, muß man die Ergebnisse der beiden Optionen vergleichen und die Differenzen betrachten. Die Produktionswerte für beide Fälle und deren Unterschiede sind in den beiden oberen Diagrammen der Abbildung 2 dargestellt. Die Ergebnisse werde ich im nächsten Kapitel diskutieren.

Als weiteres Ergebnis erhält man einen Wert $y_2 = 539$ Mio. DM für die Endnachfrage nach Erzeugnissen des Sektors Bergbau, Energie und Wasser. Dieser Wert gibt die Endnachfrage an, die bei der Produktionsbeschränkung des Sektors befriedigt werden kann. Er liegt unterhalb der im Modell vorgegebenen Endnachfrage von 591 Mio. DM, was bedeutet, daß für die

⁹ Der Altkreis Torgau produziert zur Zeit einen erheblichen Überschuß an Kies und ist daher Netto-Exporteur.

Differenz von 52 Mio. DM Bergbauerzeugnisse, Energie und Wasser weniger exportiert bzw. mehr importiert werden müssen, um den Bedarf des Kreises zu decken.

Zur Beurteilung der Wirtschaftskraft eines Landes oder einer Region dient häufig die Bruttowertschöpfung. Die Bruttowertschöpfung eines Wirtschaftssektors oder der gesamten Volkswirtschaft ist, vereinfacht gesagt, der Anteil der produzierten Güter, die nicht als Vorleistungen zur Produktion verwendet werden, sondern für Konsum oder Investitionen zur Verfügung stehen. Ich schließe von den Produktionswerten der Wirtschaftssektoren auf die Bruttowertschöpfung, indem ich unterstelle, daß das Verhältnis von Bruttowertschöpfung zu Produktionswert in den jeweiligen Sektoren das gleiche ist, wie es auf nationaler Ebene im Jahre 1993 herrschte. Die Bruttowertschöpfung in den Fällen „zusätzliche Kiesabbaugenehmigungen“ und „keine zusätzlichen Genehmigungen“ sowie die Differenzen zwischen beiden Fällen sind in den beiden mittleren Diagrammen der Abbildung 3 zu sehen.

Auf ähnliche Weise werden die Auswirkungen auf die Zahl der Beschäftigten berechnet: Es wird zunächst unterstellt, daß das Verhältnis von Beschäftigtenzahl zu Produktionswert in den jeweiligen Sektoren das gleiche ist wie auf nationaler Ebene im Jahre 1993. Die resultierenden Beschäftigungszahlen sind aber unrealistisch hoch, weil implizit angenommen wurde, daß keine Steigerung der Arbeitsproduktivität stattfindet. Zum Ausgleich werden die Beschäftigtenskalen skaliert: Es wird davon ausgegangen, daß die Gesamtproduktion des Altkreises Torgau im Jahre 2030 im Falle zusätzlicher Kiesabbaugenehmigungen von der gleichen Zahl von Beschäftigten hergestellt werden kann. Mit anderen Worten, die Produktionssteigerung geht nicht auf eine Steigerung der eingesetzten Arbeitsmenge, sondern auf eine Steigerung der Produktivität zurück. Derselbe Skalierungsfaktor wird dann auch auf die Handlungsoption der Genehmigungsverweigerung angewendet. Die Ergebnisse sind in den beiden unteren Diagrammen der Abbildung 3 zusammengefaßt.

2.4 Diskussion der Ergebnisse des statischen Input-Output-Modells

Das statische offene Input-Output-Modell wurde auf den Altkreis Torgau angewendet, um die Auswirkungen zu prognostizieren, die eine Genehmigung zusätzlicher Kiesabbaustätten bzw. eine Verweigerung der Genehmigung auf die Wirtschaft des Altkreises Torgau hat. Ich betrachte im folgenden, ohne damit eine Wertung zu verbinden, die Option, bei der zusätzliche Abbaustätten genehmigt werden, als Referenzsituation. Wenn ich also von einem Rückgang eines Wertes spreche, meine ich damit, daß im Fall einer Verweigerung zusätzlicher Genehmigungen der Wert kleiner ist als in der Referenzsituation.

Die Verweigerung der Genehmigungen führt, wenn man einen optimistischen Verlauf für das Wirtschaftswachstum unterstellt, dazu, daß etwa im Jahre 2010 die vorhandenen Kiestagebaue an ihre Förderkapazitäten stoßen. Es kommt zu einem Rückgang der Produktion im Bergbau-, Energie- und Wassersektor von 642 Mio. DM auf 589 Mio. DM. Eine erste Folge des Produktionsrückgangs ist eine Verringerung der Netto-Exporte von Bergbauerzeugnissen, Energie und Wasser aus dem Altkreis Torgau in Höhe von 52 Mio. DM.

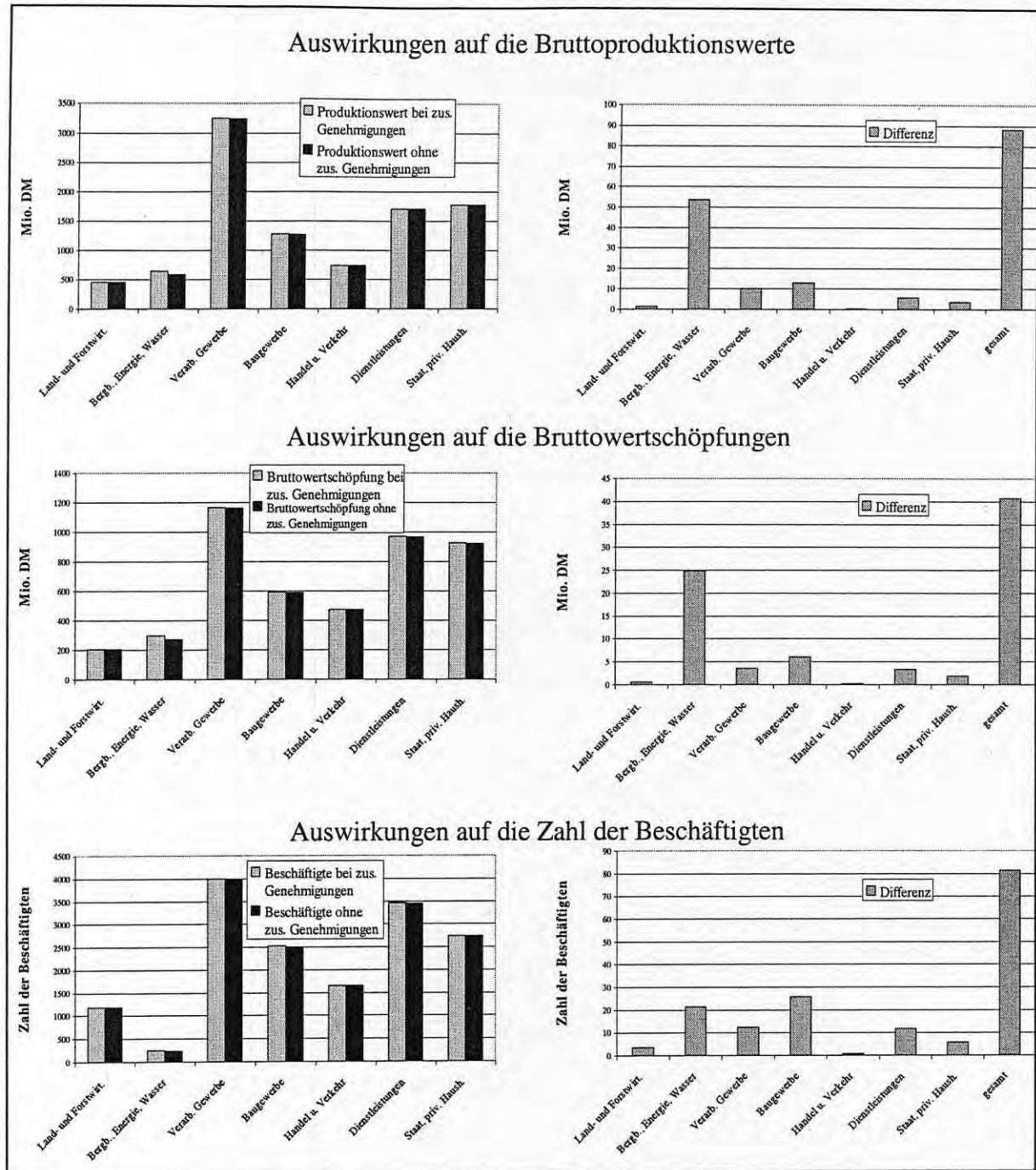


Abb. 3: Ergebnisse der Input-Output-Analyse.

Die Auswirkungen der Handlungsoption „zusätzliche Kiesabbaustätten genehmigen“ bzw. „nicht genehmigen“ auf die Produktionswerte 2030 der Wirtschaftssektoren in Preisen von 1993 sind in den oberen Diagrammen, auf die Bruttowertschöpfung 2030 der Wirtschaftssektoren in Preisen von 1993 in den mittleren Diagrammen und auf die Zahl der Beschäftigten 2030 in den unteren Diagrammen zu sehen. Die linken Diagramme zeigen jeweils die absoluten Werte der beiden Handlungsoptionen und die rechten Diagramme die Differenz aus den Werten der Optionen „genehmigen“ und „nicht genehmigen“. Die Differenzen sind durchweg positiv. Das bedeutet, daß die Produktionswerte, Bruttowertschöpfungen und die Zahlen der Beschäftigten bei der Option „genehmigen“ immer höher sind als bei der Option „nicht genehmigen“.

Aufgrund der Lieferverflechtungen einer Wirtschaft hat eine politische Entscheidung über den Umfang des Kiesabbaus nicht nur Auswirkungen auf den direkt betroffenen Sektor Bergbau, Energie- und Wasserversorgung. Mit Hilfe des Input-Output-Modells konnte abgeschätzt werden, welche Folgewirkungen dieser Produktionsrückgang auf die Produktion in den ande-

ren Sektoren sowie auf die Bruttowertschöpfungen und die Beschäftigtenzahlen hat. Allgemein läßt sich feststellen, daß eine Verweigerung zusätzlicher Genehmigungen in allen Sektoren zu einem Rückgang der Produktion, der Bruttowertschöpfung und der Zahl der Beschäftigten führt. Dabei ist es, wenn man sich noch nicht mit der Input-Output-Analyse beschäftigt hat, überraschend, daß der Rückgang der Produktion und der Bruttowertschöpfung im Sektor Bergbau, Energie- und Wasserversorgung nur knapp $\frac{1}{3}$ des gesamten Rückgangs ausmachen (vgl. Abb. 3, Diagramme oben und Mitte rechts). Bei der Beschäftigtenzahl ist der indirekte Effekt sogar noch stärker: Hier beträgt der Anteil des Rückgangs fast ein Viertel des gesamten Rückgangs (vgl. Abb. 3, Diagramme unten rechts). Die Beschäftigungswirkung im Baugewerbe ist sogar größer als im Bergbau-, Energie- und Wassersektor. Von den indirekten Beschäftigungseffekten sind weiterhin das Verarbeitende Gewerbe, das Dienstleistungsgewerbe sowie Staat und private Haushalte betroffen. Kaum tangiert sind hingegen die Sektoren Handel und Verkehr sowie Land- und Forstwirtschaft.

Insgesamt gesehen sind die indirekten Effekte also erheblich und dürfen daher bei der Beurteilung der Handlungsoptionen nicht vernachlässigt werden. Eine endgültige Beurteilung der beiden Handlungsoptionen erfolgt an dieser Stelle nicht, denn ich habe nur drei wirtschaftliche Kriterien betrachtet. Weitere wichtige Kriterien sind beispielsweise die sozialen Kosten der Entscheidungen (z. B. durch Belastungen infolge erhöhten Verkehrsaufkommens) und die nur schwer monetarisierbaren Auswirkungen auf die Ökosysteme.

Abschließend möchte ich eine Einschätzung über die Zuverlässigkeit der Ergebnisse des statischen offenen Input-Output-Modells geben. Im Verlaufe meiner Darstellung des Modells und der Ableitung der Input-Output-Tabelle wurden die zugrunde liegenden Annahmen weitgehend offengelegt. Wesentliche Annahmen waren

- die Linearität zwischen den Inputs und Outputs eines Wirtschaftssektors,
- die Kongruenz der Verflechtungsstruktur der BRD und derjenigen des Altkreises Torgau,
- die Kongruenz der Verflechtungsstruktur im Jahre 2030 und derjenigen im Jahre 1993.

Darüber hinaus ergeben sich Ungenauigkeiten, weil einige der Produktionswerte der Wirtschaftssektoren des Altkreises Torgau für 1993, mit deren Hilfe die regionale Input-Output-Tabelle aus der nationalen Tabelle abgeleitet wurde, nicht direkt erhoben wurden, sondern abgeschätzt werden mußten.

Aus dieser Zusammenstellung wird deutlich, daß die Ergebnisse äußerst vorsichtig zu interpretieren sind: Es ist zweifelhaft, ob die ermittelten Werte die Situation, die im Jahre 2030 im Altkreis Torgau vorzufinden sein wird, korrekt wiedergeben. Ich bin dennoch davon überzeugt, daß sie ein im wesentlichen zutreffendes *qualitatives* Bild von den Auswirkungen weiterer Kiesabbaugenehmigungen bzw. deren Verweigerung abgeben, das die politische Entscheidungsfindung unterstützen kann. Wenn man die beiden Handlungsoptionen gegeneinander abwägt, betrachtet man nicht die absoluten Produktionswerte, Bruttowertschöpfungen und Beschäftigtenzahlen, die mit hoher Wahrscheinlichkeit von den tatsächlichen Werten im Jahre 2030 abweichen werden, sondern nur deren Differenzen. Die Zuverlässigkeit dieser relativen Ergebnisse (die rechten Diagramme in Abb. 2) ist erheblich höher, denn Fehler (wie

sie etwa durch die Modellannahmen gemacht werden), die für beide Handlungsoptionen in der gleichen Größenordnung und mit dem gleichen Vorzeichen auftreten, kürzen sich heraus.

Zu bedenken ist weiterhin, daß eine absolut zuverlässige Vorhersage der Auswirkungen der beiden Handlungsoptionen prinzipiell nicht möglich ist, weshalb es bei der Entscheidungsfindung durchaus hilfreich sein kann, auch eingeschränkt zuverlässige Prognosen zu verwenden. Ich bin daher der Meinung, daß es ratsam ist, die vorgestellten Ergebnisse zur Beantwortung der Frage, ob im Altkreis Torgau weitere Kiesabbaustätten genehmigt werden sollten oder nicht, heranzuziehen. Dennoch wäre es wünschenswert, die Vorhersagekraft des Modells zu erhöhen. Ansätze hierfür wären Verbesserungen der Datengrundlage der regionalen Input-Output-Tabelle durch einen größeren Anteil an originär erhobenen Daten sowie die Einbeziehung von Trends des technischen Fortschritts bei der Ableitung der Input-Output-Tabelle für das Jahr 2030 aus den heutigen Tabellen. Solche Trends können aus langen Zeitreihen von Input-Output-Tabellen entnommen werden.

2.5 Nachteile der komparativ-statischen Analyse

Das statische offene Input-Output-Modell wurde im letzten Unterkapitel unter dem Aspekt der Zuverlässigkeit der abgeleiteten empirischen Ergebnisse diskutiert. Es wurde zu einer vorsichtigen Interpretation der Ergebnisse geraten, weil bei der Berechnung der Input-Output-Tabelle nur wenige gesicherte Eckdaten für die Wirtschaft des Altkreises Torgau verfügbar waren. Das Modell besitzt jedoch auch eine entscheidende methodische Schwäche: Es ist statisch. Alle Größen des Modells beziehen sich auf das Jahr 2030. Es können daher keine Aussagen über zeitliche Entwicklungen der Produktionswerte, der Bruttowertschöpfungen und der Beschäftigtenzahlen getroffen werden. Darüber hinaus ist es nicht möglich, intertemporale Zusammenhänge zu untersuchen. Um die Auswirkungen der politischen Handlungsoptionen auf die Wirtschaft beurteilen zu können, ist es auch wichtig, Investitionen und die Akkumulation von Kapital zu betrachten.

Eine weitere methodische Schwäche, die sowohl die statische als auch die dynamische Input-Output-Analyse betrifft, ist, daß sie die Kuppelproduktion, die die Umwelt belastet, nicht erfaßt. Es wurde nämlich angenommen, daß jeder Sektor nur ein einziges, für diesen spezifisches Gut herstellt. Im folgenden Kapitel werde ich ein dynamisches, aktivitätsanalytisches Modell vorstellen, das die beiden genannten methodischen Schwächen des komparativ-statischen Input-Output-Modells nicht aufweist.

3 Ein dynamisches, aktivitätsanalytisches Modell zur Analyse der monetären und materiellen Verflechtungen der Wirtschaft im Altkreis Torgau

3.1 Die Grundstruktur des Modells

Das Modell, das ich im folgenden entwickeln werde, verfolgt einen aktivitätsanalytischen Ansatz (vgl. von Neumann 1937; Koopmans 1951; Faber, Niemes und Stephan 1983 u.a.), der der Input-Output-Analyse ähnlich ist. Das in der Einleitung beschriebene Bild des Wirt-

schaftskreislaufes liegt auch diesem Modell zugrunde. Es unterscheidet sich von dem vorgestellten statischen Input-Output-Modell aber nicht nur durch seine Dynamik, es werden außerdem die Verflechtungsbeziehungen durch zwei Matrizen statt einer dargestellt. Die sogenannte Inputkoeffizientenmatrix beschreibt, welche Güter bei der Produktion verwendet werden, und die Outputkoeffizientenmatrix beschreibt, welche Güter in einem Sektor hergestellt werden.

In dem Modell wird diskrete Zeit und ein endlicher Zeithorizont von T Perioden unterstellt. Der Produktionsbereich der Volkswirtschaft ist in N Sektoren unterteilt. Es seien die Sektoren mit $j = 1, \dots, N$ und die verschiedenen Güter (Konsum-, künstliche und natürliche Kapital-, Zwischen- und Primärgüter) mit $i = 1, \dots, M$ indiziert. In dem Modell muß die Anzahl der Güter mindestens so groß sein wie die Anzahl der Sektoren. Man beachte, daß im Gegensatz zur Input-Output-Analyse die Güterzahl durchaus höher sein kann als die Zahl der Sektoren, was nur auftreten kann, wenn mindestens ein Sektor mehr als ein Produkt herstellt - also Kuppelproduktion vorliegt.

Die zentrale Annahme ist, ähnlich wie in der Input-Output-Analyse, daß die Transformationsprozesse innerhalb der Sektoren linear sind. Konkret wird angenommen, daß die Menge der Güter, die ein Sektor konsumiert und die Menge der Güter, die er produziert, proportional zum sogenannten Aktivitätsniveau des Sektors sind. Es seien $\mathbf{x}(t) = (x_1(t), \dots, x_N(t))^T > 0$ die Niveaus der Aktivitäten. Seien weiter $b_{ij}(t)$ die Menge des i -ten Gutes, die durch den j -ten Sektor bei einem Aktivitätsniveau von $x_j = 1$ pro Zeiteinheit produziert wird, und $a_{ij}(t)$ die Menge des i -ten Gutes, die von der j -ten Aktivität pro Einheit Aktivität und pro Zeiteinheit verbraucht wird. Dann ist $b_{ij}(t)x_j(t) - a_{ij}(t)x_j(t)$ die Menge des i -ten Dienstes, die von dem Sektor j pro Zeiteinheit netto produziert wird. Von der gesamten Region wird lediglich netto die Menge $\sum_{j=1}^m b_{ij}(t)x_j(t) - \sum_{j=1}^m a_{ij}(t)x_j(t)$ des i -ten Dienstes hergestellt. In Vektorschreibweise läßt sich die Netto-Produktion des Systems darstellen als $\mathbf{B}(t)\mathbf{x}(t) - \mathbf{A}(t)\mathbf{x}(t)$, wobei $\mathbf{B}(t) = (b_{ij}(t))$ die $(M \times N)$ -Matrix der Inputkoeffizienten und $\mathbf{A}(t) = (a_{ij}(t))$ die $(M \times N)$ -Matrix der Outputkoeffizienten seien. Bezeichne $\mathbf{y}(t) = (y_1(t), \dots, y_M(t))^T$ die Endnachfrage und seien weiter $\mathbf{i}(t) = (i_1(t), \dots, i_M(t))^T$ die Investitionen innerhalb der Periode t . Für die Region gilt dann, daß die Netto-Produktion aller Sektoren mindestens so groß sein muß wie die Summe aus Investitionen und Endnachfrage:¹⁰

$$\mathbf{B}(t)\mathbf{x}(t) - \mathbf{A}(t)\mathbf{x}(t) \geq \mathbf{i}(t) + \mathbf{y}(t). \quad (2)$$

Zur Produktion eines Gutes werden nicht nur Produktionsfaktoren verbraucht, es werden darüber hinaus auch dauerhafte Kapitalgüter benötigt. Dieser Umstand wird von statischen Modellen ignoriert. Die Menge an Kapitalgütern, die hierbei zumindest vorhanden sein muß, ist - so wird angenommen - proportional zum Aktivitätsniveau des entsprechenden Sektors.

¹⁰ Wenn nichts von den produzierten Gütern ungenutzt in die Umwelt gelangt, gilt Gleichheit. Die inhaltliche Bedeutung von Ungleichung 2 entspricht der von Gleichung 1 des statischen offenen Input-Output-Modells.

Für die gesamte Region gilt, daß in jeder Periode t die in den einzelnen Sektoren eingesetzte Menge eines Kapitalgutes i nicht den gesamten Bestand $k_i(t)$ übersteigen darf:

$$\sum_{j=1}^N d_{ij}(t)x_j(t) \leq k_i(t), \quad (3)$$

wobei $d_{ij}(t)$ die Menge an Kapitalgut i bezeichnet, die pro Einheit Aktivitätsniveau im Sektor j eingesetzt werden muß. In Vektorschreibweise lautet diese Bedingung:

$$\mathbf{D}(t)\mathbf{x}(t) \leq \mathbf{k}(t).$$

Wie sich die Kapitalgüter im Laufe der Zeit akkumulieren, wird durch die folgende Beziehung beschrieben:

$$\mathbf{k}(t+1) = \mathbf{k}(t) + \mathbf{i}(t) - \mathbf{c}(t), \quad (4)$$

wobei $\mathbf{c}(t) = (c_1, \dots, c_N)^T$ die Abnutzung von Kapital in der Periode t bezeichnet. Die Gleichung besagt, daß sich der Kapitalbestand in der Periode $t+1$ aus dem Bestand in Periode t ergibt, indem man die Investitionen addiert und die Kapitalabnutzung subtrahiert.

Die (Un-)Gleichungen 2, 3 und 4 beschreiben die Struktur von Produktion und Konsumtion, den Bedarf an Kapital bei der Produktion und die Akkumulation von Kapital. Zusammen charakterisieren sie die möglichen Entwicklungspfade der Wirtschaft, wenn der Anfangsbestand an Kapital und die Endnachfrage in den Perioden $1, \dots, T$ gegeben sind. Zur Berechnung geht man iterativ vor: Ungleichung 3 gibt an, auf welchen Aktivitätsniveaus bei gegebenem Anfangsbestand an Kapital die Wirtschaft in der ersten Periode produzieren kann. Aus Ungleichung 2 kann man dann ermitteln, wieviel von den Gütern bei einem bestimmten Aktivitätsniveau in der Wirtschaft insgesamt und netto (d. h. abzüglich der Vorleistungen) hergestellt werden kann. Zieht man davon die exogen gegebene Endnachfrage ab, erhält man die Menge an Gütern, die für Investitionen übrigbleibt. Gleichung 4 besagt nun, wieviel Kapital in der nächsten Periode zur Verfügung steht. Auf die gleiche Weise geht man in den Folgeperioden vor.

Dem aufmerksamen Leser ist sicherlich nicht entgangen, daß sich aus den Ungleichungen 2, 3 und 4 im allgemeinen noch kein eindeutiger Entwicklungspfad errechnen läßt. Das gilt selbst dann, wenn man unterstellt, Ungleichung 2 wäre in Gleichheit erfüllt, also nichts von den produzierten Gütern bliebe ungenutzt. Der Grund ist, daß im allgemeinen bei gegebenem Kapitalbestand mehrere effiziente Aktivitätsvektoren¹¹ möglich sind. Um Eindeutigkeit des Entwicklungspfades zu gewährleisten, sind zusätzliche Annahmen notwendig. Beispielsweise könnte man unterstellen, daß stets derjenige Aktivitätsvektor gewählt werde, bei dem der Netto-Output $\mathbf{B}(t)\mathbf{x}(t) - \mathbf{A}(t)\mathbf{x}(t)$ den größten Wert hat. Um den Wert des Netto-Outputs zu berechnen, müssen allerdings die Preise der Güter bekannt sein. Statt des Wertes des Netto-Outputs könnte man auch eine andere Zielfunktion unterstellen und den bezüglich dieser Funktion optimalen Aktivitätsvektor auswählen.

¹¹ Ein Aktivitätsvektor $\mathbf{x}(t)$ heißt effizient, wenn es keinen anderen Aktivitätsvektor gibt, mit dem bei gegebenen In- und Outputkoeffizientenmatrizen von jedem Gut mindestens ebensoviel und von einem Gut mehr hergestellt werden kann.

Nachdem ich die Grundstruktur meines dynamischen, aktivitätsanalytischen Modells beschrieben habe, werde ich nun erläutern, welche Datenbasis für eine empirische Anwendung des Modells erforderlich ist.

3.2 Datenbasis für eine empirische Anwendung des dynamischen, aktivitätsanalytischen Modells

Eine empirische Anwendung meines dynamischen Modells erfordert folgende Daten:

- die Endnachfragen $y(t)$ in allen Perioden $1, \dots, T$ des Modells,
- den Anfangsbestand an Kapitalgütern $k(1)$,
- die Input- und Outputkoeffizientenmatrizen $A(t)$ und $B(t)$,
- die Kapitalbedarfskoeffizientenmatrix $D(t)$,
- die Kapitalabnutzung $c(t)$.

Die Daten für zurückliegende Perioden können zum größten Teil aus Statistiken und Erhebungen entnommen werden. Beispielsweise gibt es für die BRD Daten zu den Beständen an Kapitalgütern und die Kapitalabnutzung. Für Daten, die in der Zukunft liegen, wie etwa die zukünftigen Endnachfragen, müssen jedoch mehr oder weniger plausible Annahmen über deren zukünftige Entwicklung gemacht werden. Für das statische Input-Output-Modell habe ich ähnliche Annahmen gemacht: Ich unterstellte, daß die Lieferverflechtungsmatrizen für die Jahre 1993 und 2030 identisch seien und daß der Endnachfragevektor des Altkreises Torgau mit einer Rate von 4,4% wachse. Ähnliche Annahmen für zukünftige Werte werden auch für das dynamische Modell erforderlich sein.

Es stellt sich die Frage, wie die Koeffizientenmatrizen der Inputs, der Outputs und des Kapitalbedarfs für zurückliegende Perioden ermittelt werden können. Betrachten wir zunächst die In- und Outputkoeffizienten. Die einzigen Daten, die über die Lieferverflechtungen zwischen den Sektoren einer Wirtschaft zur Verfügung stehen, sind Input-Output-Tabellen. Aus einer Input-Output-Tabelle kann man aber tatsächlich die Input- und Outputkoeffizientenmatrizen bestimmen, wenn man wie bei der Input-Output-Analyse annimmt, daß jeder Sektor nur ein für ihn spezifisches Gut herstellt. Man geht folgendermaßen vor: Seien $M(t) = (m_{ij}(t))$ und $N(t) = (n_{ij}(t))$ die Input- und Outputmatrizen einer Volkswirtschaft in Periode t . Ein Element $m_{ij}(t)$ bzw. $n_{ij}(t)$ gibt an, wieviel von Gut i in Sektor j in Periode t verbraucht bzw. hergestellt wird. Weil ich angenommen habe, daß jeder Sektor nur ein einziges Gut herstellt, ist die Outputmatrix $N(t)$ eine Diagonalmatrix, d. h. alle Einträge außer auf der Diagonalen sind Null. Die Einträge auf der Diagonalen entsprechen gerade den Bruttoproduktionswerten der Wirtschaft. Unter dieser Annahme ist darüber hinaus die Inputmatrix $N(t)$ identisch mit der Verflechtungsmatrix der Input-Output-Tabelle.

Um von den In- und Outputmatrizen $M(t)$ und $N(t)$ auf die Koeffizientenmatrizen zu schließen, benutze ich die Annahme, die Inputs und Outputs seien proportional zum Aktivitätsvektor:

$$\mathbf{M}(t) = \mathbf{A}(t)\mathbf{x}(t) \text{ und } \mathbf{N}(t) = \mathbf{B}(t)\mathbf{x}(t)$$

Als Aktivitätsvektor $\mathbf{x}(t)$ kann man einen beliebigen in jeder Komponente positiven Vektor wählen. Nimmt man für den Aktivitätsvektor gerade die Bruttoproduktionswerte der Volkswirtschaft - das sind Diagonalelemente der Matrix $\mathbf{N}(t)$ -, dann wird die Outputkoeffizientenmatrix $\mathbf{B}(t)$ zur Einheitsmatrix und die Inputkoeffizientenmatrix $\mathbf{A}(t)$ entspricht der Koeffizientenmatrix der Input-Output-Analyse.

Im Gegensatz zur Input-Output-Analyse ermöglicht die Aktivitätsanalyse, auch Kuppelproduktion abzubilden. Es können also im Prinzip auch Stoffströme in physischen Einheiten mit dem Modell erfaßt werden. Formal berücksichtigt man zusätzliche Stoffströme (etwa von umweltrelevanten Stoffen wie Schwermetalle), indem man die Vektoren und Matrizen für jeden Stoffstrom um eine weitere Zeile ergänzt. Dadurch ändern sich die In- und Outputkoeffizienten der monetären Verflechtungen, die aus der Input-Output-Tabelle errechnet wurden, nicht. Informationen zur Errechnung der Koeffizienten für die ergänzten Zeilen können beispielsweise aus der physischen Input-Output-Tabelle des Statistischen Bundesamtes entnommen werden (StaBa 1997b).

Es gibt keine empirischen Arbeiten in Deutschland, in denen Kapitalbedarfskoeffizienten direkt erhoben werden. Verfügbar sind lediglich Studien über Investitionsverflechtungen und Kapazitätsauslastungen (z. B. Hummel und Müller 1996). Unter gewissen Annahmen lassen sich jedoch die Kapitalbedarfskoeffizienten aus Investitionsverflechtungsmatrizen und Kapazitätsauslastungsziffern der Wirtschaftssektoren errechnen (vgl. Faber, Niemes und Stephan 1983, S. 169f.).

Insgesamt gesehen sind die Datenerfordernisse des vorgestellten dynamischen Modells zwar anspruchsvoll, eine empirische Anwendung erscheint aber durchaus realisierbar. Um das Modell auf regionaler Ebene zu verwenden, wird es voraussichtlich notwendig sein, nationale Daten auf die Region zu übertragen.

3.3 Ausblick

Ich habe in diesem Beitrag diskutiert, inwieweit die Input-Output-Analyse dazu geeignet ist, die Auswirkungen politischer Handlungsoptionen auf die Wirtschaft zu simulieren. Nach einer Darstellung der Grundlagen habe ich ein statisches Input-Output-Modell auf den Altkreis Torgau angewendet. Beispielhaft habe ich untersucht, welche Auswirkungen politische Entscheidungen über die Genehmigung neuer Kiesabbaustätten auf wirtschaftliche Eckdaten der Region haben. Es wurde gezeigt, daß sich solche Entscheidungen nicht nur auf den direkt betroffenen Wirtschaftssektor Bergbau, Energie- und Wasserversorgung, sondern in erheblichem Maße auch auf andere Sektoren auswirken. Die Input-Output-Analyse ist in der Lage, solche indirekten Effekte, die nicht vernachlässigt werden sollten, aufzudecken.

Eine methodische Schwäche der statischen Input-Output-Analyse ist, daß intertemporale Zusammenhänge, wie z. B. die Entwicklung des Kapitalbestandes einer Wirtschaft, nicht modelliert werden können. Es wurde daher ein dynamisches aktivitätsanalytisches Modell entwickelt. Das Modell hat gegenüber der Input-Output-Analyse zudem den Vorteil, daß Kuppelproduktion berücksichtigt werden kann. Es können neben den monetären Güterverflechtungen zwischen den Wirtschaftssektoren auch Stoff- und Energieflüsse in physischen Einheiten erfaßt werden. Hierdurch kann die traditionelle Input-Output-Analyse beispielsweise mit Daten der physischen Input-Output-Tabellen des Statistischen Bundesamtes ergänzt werden. Von besonderem Interesse für das Verbundprojekt ist es, die Ströme von Trinkwasser und Nitraten innerhalb der Wirtschaft und zwischen der Wirtschaft und der Natur zu modellieren. Es ließen sich dann die Auswirkungen politischer Maßnahmen auf die Wasserverbräuche und Nitratemissionen der verschiedenen Sektoren abschätzen. Das im zweiten Teil dieses Beitrages entwickelte dynamische, aktivitätsanalytische Modell bietet die Möglichkeit für eine solche Erweiterung. Es kann sowohl monetäre als auch materielle Verflechtungen der Wirtschaft abbilden und somit die Auswirkungen politischer Maßnahmen auf die Wirtschaft und auf die Natur modellieren. Damit wird es zu einer geeigneten Grundlage zur Entscheidung wichtiger wirtschafts- und umweltpolitischer Fragen im Altkreis Torgau.

Literatur

- Faber, M., Niemes, H., Stephan, G. (1993): Umweltschutz und Input-Output-Analyse. Mit zwei Fallstudien aus der Wassergütwirtschaft. J.C.B. Mohr (Paul Siebeck). Tübingen
- Fleissner, P., Böhme, W., Brautzsch, H.-U., Höhne, J., Siassi, J., Stark, K. (1993): Input-Output-Analyse: Eine Einführung in Theorie und Anwendung. Springer-Verlag. Wien. New York
- Holub, H.-W., Schnabl, H. (1994a): Input-Output-Rechnung: Input-Output-Analyse. R. Oldenbourg Verlag. München. Wien
- Holub, H.-W., Schnabl, H. (1994b): Input-Output-Rechnung: Input-Output-Tabellen. 3. Auflage. R. Oldenbourg Verlag. München. Wien
- Horsch, H., Wätzold, F., Klauer, B., Geyler, S., Hain, J. (1999): Zukunftschancen im Torgauer Raum: Umweltqualität, Ressourcenschutz und wirtschaftliche Entwicklung. UFZ-Bericht (in Vorbereitung)
- Hübler, O. (1979): Regionale Sektorstrukturen: Verfahren zur Schätzung und Auswertung regionaler Input-Output-Beziehungen. Duncker & Humblot. Berlin
- Hummel, M., Müller, A. (1996): Modellrechnungen zur Höhe des gesamtdeutschen Kapitalstocks und Schätzung des Produktionspotentials. ifo Studien zur Strukturforchung. ifo Institut. München

- Koopmans, T.C. (1951): The Analysis of Production as an Efficient Combination of Activities. In: Koopmans, T.C. (Hrsg.): Activity Analysis of Production and Allocation. John Wiley & Sons. New York et al., pp. 147-154
- Leontief, W.W. (1936): Quantitative Input and Output Relations in the Economic System of the United States. *Review of Economics and Statistics* 18, pp. 105-125
- Lindner, H., Petry, G., Pfeiffer, R., Wagner, A. (1981): Möglichkeiten und Grenzen der Anwendung der für die Bundesrepublik Deutschland vorliegenden Input-Output-Tabellen. Tübingen
- Marx, K. (1974): Theorien über den Mehrwert. In: Marx, K., Engels, F.: Werke. Berlin, Bd. 26.1
- Miller, R.E., Blair, P.D. (1985): Input-Output-Analysis: Foundations and Extensions. Prentice-Hall. Englewood Cliffs, NJ
- Neuman, J.v. (1937): Über ein ökonomisches Gleichungssystem und eine Verallgemeinerung des Browserschen Fixpunktsatzes. In: Menger, K., Deuticke, F. (Hrsg.): Ergebnisse eines mathematischen Kolloquiums 8 (1935/36)
- Proops, J.L.R., Faber, M., Wagenhals, G. (1994): Reducing CO₂ Emissions: A comparative Input-Output-Study for Germany and the UK. Springer-Verlag. Berlin. Heidelberg. New York
- StaBa (Statistisches Bundesamt) (1997a): Fachserie 18: Volkswirtschaftliche Gesamtrechnung. Reihe 2: Input-Output-Tabellen 1993. Metzler-Pöschel. Stuttgart
- StaBa (Statistisches Bundesamt) (1997b): Physische Input-Output-Tabellen 1990. Schriftenreihe: Beiträge zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen. Band 1. Metzler-Pöschel. Stuttgart
- Stäglin, R. (1972): MODOP - Ein Verfahren zur Erstellung empirischer Transaktionsmatrizen. Anwendung statistischer und mathematischer Methoden auf sozialwissenschaftliche Probleme. *Arbeiten zur angewandten Statistik*, 15, S. 69-81
- Stäglin, R. (1973): Methodische und rechnerische Grundlagen der Input-Output-Analyse. In: Krengel, R. (Hrsg.): Aufstellung und Analyse von Input-Output-Tabellen. Göttingen
- Schintke, J. (1973): Modell der doppelten Proportionalität zur Schätzung von nichtnegativen Matrizen, insbesondere Input-Output-Tabellen. *Angewandte Informatik* 4, S. 153-156
- Strassert, G. (1968): Möglichkeiten und Grenzen der Erstellung und Auswertung regionaler Input-Output-Tabellen unter besonderer Berücksichtigung der derivativen Methode. Duncker & Humblot. Berlin

Ökologisch-ökonomische Bewertung von Optionen des regionalen Trinkwasserschutzes im Kontext von Nachhaltigkeit

Stefan Geyler

1 Einleitung

Dieser Beitrag stellt ein ökologisch-ökonomisches Bewertungsverfahren zur Evaluierung von regionalen Optionen des Trinkwasserschutzes vor. Dieses Verfahren soll regionalen Entscheidungsträgern helfen, die den Trinkwasserschutz betreffenden Entscheidungen rational zu fundieren. Ausgehend vom Konzept der nachhaltigen Entwicklung werden die ökonomischen und ökologischen Effekte, die sich durch eine Veränderung von Trinkwasserschutzmaßnahmen ergeben, bewertet. Diese Bewertung von Trinkwasserschutzoptionen soll den dauerhaften Schutz dieser lebenswichtigen Ressource als einen wichtigen Aspekt der nachhaltigen Entwicklung in der Bundesrepublik unterstützen.

Die Untersuchungen konzentrieren sich auf Grundwasser, da es eine entscheidende Ressource für die Trinkwassergewinnung in Deutschland darstellt. Die Nutzung der Grundwassersysteme als Trinkwasserressource hängt von deren hydrogeologischen Eignung und dem Grundwasserdargebot ab. Darüber hinaus bestimmen gesellschaftlich bedingte Einflußgrößen, welche der nutzbaren Systeme für die Trinkwassergewinnung in Anspruch genommen werden. Solche gesellschaftlichen Einflußgrößen sind zum Beispiel die technologischen Förder- und Aufbereitungsmöglichkeiten, der Trinkwasserbedarf, das Gefährdungspotential durch historische und gegenwärtige Landnutzungen sowie die Strategie der Trinkwasserversorgung. Bei der Trinkwasserversorgung ist zwischen der örtlichen Wasserversorgung, der regionalen Wasserversorgung sowie der Fernwasserversorgung zu unterscheiden. Durch die oben genannten Faktoren ergeben sich regional differenzierte Nutzungsintensitäten der Grundwassersysteme. Die Trinkwassernutzung unterliegt zudem einer zeitlichen Dynamik in Abhängigkeit von den gesellschaftlichen Einflußfaktoren.

Gegenwärtig wird ein räumlich differenzierter Schutzansatz verfolgt. Er wird durch die Ausweisung von Wasserschutzgebieten und durch die damit verbundenen Restriktionen gewährleistet. Das Instrument der Wasserschutzgebiete kann entsprechend § 19 Wasserhaushaltsgesetz vom 12. November 1996 (WHG) für den Schutz der Trinkwasserressourcen, aber auch für den Schutz von Gewässern, die nicht als Trinkwasserressourcen fungieren, eingesetzt werden. Mit den hohen Schutzansprüchen in Trinkwasserschutzgebieten sind wirtschaftliche Auflagen und Nutzungsverbote für die vom Trinkwasserschutz betroffenen Landnutzungen und in Folge Einkommensverluste verbunden. Darüber hinaus sind auch die regionalen Entwicklungsmöglichkeiten durch den Trinkwasserschutz eingeschränkt (Regionaler Planungsverband Westsachsen 1998). Der Trinkwasserschutz für *die Sicherung der Fernwasserversorgung* verursacht zusätzlich einen überregionalen Verteilungskonflikt aufgrund der räumlichen Trennung von Kostenträgern und Nutznießern des Grundwasserschutzes für die Fernwasser-

versorgung. Diese ökonomischen Konflikte äußern sich beispielsweise in der derzeitigen Diskussion um die Verringerung der für die Wasserversorgung genutzten Fläche (SMU und LfUG 1998, S. 22). Eine solche Diskussion ist auch im Untersuchungsgebiet, dem Torgauer Raum, anzutreffen. Hintergrund der Diskussion ist der stark gesunkene Wasserbedarf im Regierungsbezirk Leipzig. Dieser hat sich zwischen den Jahren 1990 und 1995 fast halbiert und soll bis zum Jahr 2010 um weitere 13% sinken (SMU und LfUG 1998, S. 23).

Die generelle Argumentation für die Schließung von Wasserwerken und Aufhebung von Wasserschutzzonen zielt vor allem auf Kosteneinsparungen für die übrigen Landnutzer, aber auch für die Behörden und Wasserversorgungsverbände. Aus der Sicht der Wasserbehörden spricht für eine Verkleinerung der Gesamtschutzfläche, daß sich die flächenbezogenen Ausgleichszahlungen verringern lassen, zumal die Einnahmen durch die Wasserentnahmegebühr aufgrund des gesunkenen Wasserverbrauchs drastisch abgenommen haben.¹ Mit einer Konzentration der Wasserförderung auf leistungsstarke Wasserwerke läßt sich zudem die Wasserversorgung effektiver gestalten. Die gegen die Verringerung der Schutzflächen vorgebrachten Argumente verweisen auf die damit verbundenen Gefahren vor allem hinsichtlich eines langfristigen Schutzes der Trinkwasserressourcen. Der Bedarf an Trinkwasser für die nähere und mittelfristige Zukunft kann prognostiziert werden (SMU und LfUG 1998). Der langfristige Bedarf ist jedoch ungewiß. Daraus ergibt sich die Notwendigkeit einer langfristig ausreichenden Sicherung der Trinkwasserressourcen. Der gegenwärtige, räumlich differenzierte Schutzansatz läßt jedoch außerhalb der Schutzgebiete Landnutzungen zu, die einen nachhaltigen Trinkwasserschutz zumindest gefährden können (Meyer et al. 1995, S. 15ff.). Eine Aufgabe von Schutzgebieten kann daher nicht als umkehrbarer Prozeß gesehen werden. Schon heutzutage ist eine Neuausweisung von Schutzgebieten sehr konfliktträchtig und mit hohen Kosten verbunden (Meyer et al. 1995 S. 15ff.; Junge und Stolpe 1998). Außerdem ist Grundwasserschutz nicht nur aus der Sicht der Sicherstellung der Trinkwasserversorgung, sondern auch hinsichtlich seiner Funktionen im Wasserhaushalt und im Ökosystem zu beurteilen.

Bei der Diskussion regionaler Trinkwasserschutzoptionen sind daher die regionalen Interessen mit den Anforderungen an eine Sicherung der Trinkwasserförderung und mit den Interessen eines nachhaltigen Grund- und Trinkwasserschutzes zu vergleichen. Ein Bewertungsverfahren für Trinkwasserschutzoptionen darf daher nicht nur nach naturwissenschaftlichen Kriterien bewerten, sondern muß insbesondere die zugrundeliegenden ökonomischen Konflikte betrachten. Gleichzeitig erfordert die essentielle Bedeutung des Grundwassers im Wasserkreislauf und als Trinkwasserressource, daß bei der Bewertung von der Zielstellung eines nachhaltigen Trinkwasserschutzes ausgegangen wird. Die Bewertung soll auf der Ebene der Landnutzungen ansetzen. Dies erscheint die geeignete Ebene, um auf Landschaften bezogene, regionale Konflikte zu bewerten. Die Landnutzungen lassen sich untereinander durch ihren qualitativen und quantitativen Einfluß auf das Grundwasser differenzieren. Dabei können sowohl punktuelle als auch diffuse Belastungen mit in die Bewertung einbezogen werden.

¹ Vgl. Horsch in diesem Bericht.

Im folgenden soll der konzeptionelle Ansatz für ein solches Bewertungsverfahren dargelegt werden. Dazu werden zunächst die Zielstellungen „Verbesserung der ökonomischen Effizienz“ und „Nachhaltiger Grundwasserschutz“ vorgestellt. Im Anschluß soll die Bewertungsmethode entwickelt werden. Es wird von der Nutzen-Kosten-Analyse als state-of-the-art-Verfahren ausgegangen und diskutiert, inwieweit sie geeignet ist, die ökonomischen Konflikte aus der Sicht der Nachhaltigkeit angemessen zu bewerten. Im Anschluß wird eine Erweiterung der Nutzen-Kosten-Analyse zu einem ökologisch-ökonomischen Bewertungs-konzept, dem ein multikriterieller Ansatz zugrunde liegt, vorgeschlagen. Das letzte Kapitel konzentriert sich auf die empirische Anwendung des Bewertungsverfahrens auf die Problematik des Torgauer Raumes. Es werden, ausgehend von den zur Diskussion stehenden Veränderungen des Trinkwasserschutzes,² Szenarien abgeleitet, welche im weiteren einer Bewertung unterzogen werden sollen.

2 Theoretische und methodische Grundlagen des Bewertungskonzeptes

In diesem Kapitel sollen die der ökonomischen Bewertung zugrunde liegenden Kriterien dargelegt werden und darauf aufbauend das methodische Bewertungskonzept entwickelt werden.

2.1 Das Kriterium der ökonomischen Effizienz

Das Kriterium der ökonomischen Effizienz betrachtet die Wohlfahrtseffekte, die durch die zur Entscheidung anstehenden Veränderungen induziert werden. Das Ziel ist es, diejenige Veränderungen zu bestimmen, bei denen sich der größte positive Wohlfahrtszuwachs ergibt. Ein Wohlfahrtszuwachs ist dann zu verzeichnen, wenn mindestens eine potentielle Paretoverbesserung vorliegt und somit die Nutznießer der Veränderung potentiell in der Lage wären, die Verlierer für deren Verluste zu kompensieren, so daß keine Person schlechter gestellt und noch mindestens eine Person besser gestellt wäre als vor der Durchführung der Maßnahme. Die gesellschaftliche Wohlfahrt läßt sich durch die gesellschaftliche Nutzenstiftung im Zuge der Inanspruchnahme von Konsumgütern, Dienstleistungen und Naturdiensten ausdrücken, vermindert um die gesellschaftlichen Kosten für die Bereitstellung dieser Güter und Dienstleistungen. Als Repräsentant für die gesellschaftliche Nutzenstiftung wird dabei die aggregierte Zahlungsbereitschaft der betroffenen Individuen herangezogen. Somit folgt die ökonomische Bewertung der Wohlfahrtseffekte dem Prinzip des methodologischen Individualismus, nach dem gesellschaftliche Werte nur aus Bewertungen von Individuen abgeleitet werden können. Außerdem ist der Ansatz vom marktwirtschaftlichen Prinzip geleitet, nach dem die Intensität eines Bedürfnisses über die kaufkräftige Nachfrage signalisiert wird (Endres und Holm-Müller 1998, S. V).

Für die ökonomische Bewertung wird das Kriterium der Effizienzverbesserung instrumentalisiert, indem die Handlungsmöglichkeiten anhand der dadurch induzierten Nettonutzen ver-

² Der Begriff Trinkwasserschutz wird im Sinne von Maßnahmen verstanden; eine Aussage zur Quantität und Qualität von Grundwasser ist damit nicht verbunden.

glichen werden. Die zu unterschiedlichen Zeitpunkten anfallenden Nutzen- und Kostenströme müssen dabei mit Hilfe der Diskontierung homogenisiert werden. Somit gehen letztendlich die diskontierten Nettonutzen der Handlungsmöglichkeiten in die Bewertung ein. Die Berücksichtigung des Zeitfaktors mit Hilfe der Diskontierung ist notwendig, um der Dynamik des ökonomischen Systems und der individuellen Bewertung von zu unterschiedlichen Zeiten anfallenden Nutzen und Kosten gerecht zu werden. Somit wird beispielsweise berücksichtigt, daß die Individuen aufgrund von Myopie und dem Sterberisiko gegenwärtige Nutzen den zukünftigen vorziehen, daß aufgrund des Wirtschaftswachstums der Grenznutzen über die Zeit abnimmt und daß zudem aufgrund der Ungewißheit über die zukünftigen Angebots- und Nachfragesituation zukünftige Nutzen und Kosten abgewertet werden. Häufig wird dabei für den Diskontfaktor eine positive, zeitunabhängige Konstante angesetzt und somit zukünftige Nutzen und Kosten gegenüber gegenwärtigen abgewertet (Schönböck et al. 1997, S. 6ff.; Endres und Holm-Müller 1998, S. 134ff.). Das Prinzip der Bewertung von Handlungsalternativen ist in der Gleichung 1 dargestellt. Das Ziel ist es, den diskontierten Nettonutzen NN in Abhängigkeit von den Handlungsalternativen i zu maximieren. Hierzu müssen sämtliche Nutzenkomponenten N und Kostenkomponenten K der einzelnen Handlungsalternativen ermittelt werden. Diese werden dann mit Hilfe des Diskontfaktors D diskontiert und summiert.

$$\text{Max } NN(i) = \sum_{t=0}^T [N(i,t) - K(i,t)]D(t) \quad (1)$$

2.2 Erweiterung des Effizienzkriteriums um das Nachhaltigkeitskriterium

Im Zuge der immer deutlicher werdenden Umwelt- und Ressourcenprobleme in den siebziger und achtziger Jahren kam die Forderung nach Nachhaltigkeit als generelle Zielstellung für die gesellschaftliche Entwicklung auf. Dieser Zielstellung liegt die Annahme zugrunde, daß das Handeln der heutigen Generation das Wohl der zukünftigen Generationen negativ zu beeinträchtigen vermag und daß das Wohl der zukünftigen Generationen auch bei der gesellschaftlichen Zielfindung berücksichtigt werden sollte (Pearce 1993). Bei der Bewertung von Trinkwasserschutzoptionen für Grundwasser ist diese Annahme berechtigt. So stellt Grundwasser nicht nur eine wesentliche Trinkwasserressource dar, sondern spielt auch eine entscheidende Rolle im großräumigen Wasserkreislauf. Quantitative und qualitative Beeinträchtigungen von Grundwassersystemen können verschiedenste Folgeeffekte in Ökosystemen bewirken, wobei Langzeitwirkungen und für menschliche Verhältnisse Irreversibilitäten auftreten können. Irreversible Effekte sind aus der Nachhaltigkeitsperspektive besonders problematisch, weil die durch Grundwasser erbrachten ökologischen Funktionen und ökonomischen Dienste nicht generell durch menschlich produzierte Dienstleistungen und Güter ersetzt werden können.

Die generelle Zielstellung von Nachhaltigkeit wurde im Brundtland-Bericht beschrieben als dauerhafte Entwicklung der Gesellschaft, welche die Bedürfnisse der gegenwärtigen Generationen befriedigt, ohne zu riskieren, daß zukünftige Generationen ihre eigenen Bedürfnisse

nicht befriedigen können (Hauff 1987, S. 43).³ Daly (1992) leitete drei politisch-ökonomische Zielstellungen ab, die betrachtet werden müssen, um eine nachhaltige Umweltnutzung, die ökologisch verträglich, gerecht und effizient ist, zu erreichen: das optimale „Scale“⁴ der Umweltnutzungen, die intra- und intergenerationell gerechte Verteilung der als zulässig erachteten Umweltnutzungen und die effiziente Allokation der erlaubten Umweltnutzungen. Diese unterschiedlichen Ziele müssen separat auf unterschiedlichen Betrachtungsebenen beantwortet werden. Bei allen drei Zielstellungen spielen aber auch wohlfahrtsökonomische Abwägungen eine Rolle.

Für die Gewährleistung eines nachhaltigen Trinkwasserschutzes müssen diese drei Zielstellungen für die zu betrachtenden Grundwassersysteme konkretisiert werden. Dabei ist die Multifunktionalität der Grundwassersysteme zu berücksichtigen, die neben ihrer Funktion als Trinkwasserressource weitere wesentliche ökonomische Dienste und ökologische Funktionen erbringen. Innerhalb gewisser Grenzen ist Grundwasser eine regenerierbare Trinkwasserressource. Sie kann jedoch qualitativ und quantitativ überlastet werden mit der Folge von langfristigen Störungen der Grundwasserfunktionen.

Für die Erfüllung der Zielstellung des optimalen „Scale“ muß die erlaubte quantitative und qualitative Belastung der Grundwassersysteme bestimmt werden. Entsprechend Daly (1992) muß auf jeden Fall die ökologische Tragkapazität der Grundwassersysteme gewahrt werden.⁵ Ein optimales „Scale“ jedoch erfordert darüber hinaus die Betrachtung, welche weiteren Eigenschaften der Grundwassersysteme zu erhalten sind. Diese Diskussion ist allerdings auch unter Berücksichtigung von wohlfahrtsökonomischen Argumenten zu führen. Für Grundwasser als multifunktionales System *mit konkurrierenden Nutzungen* ergibt sich damit die Frage, welche ihrer ökologischen Funktionen und ökonomischen Dienste wo und in welchem Ausmaß zu erhalten sind, um die ökologische Tragkapazität zu gewährleisten und welche Funktionen darüber hinaus zu erhalten sind. Obgleich Grundwasser als erneuerbare Trinkwasserressource gilt, kann es doch durch viele Landnutzungen langfristig und irreversibel beeinträchtigt werden. Beispiele sind der Rohstoffabbau, die quantitative Beeinträchtigung durch Versiegelung und qualitative Belastung durch Gewerbegebiete, Siedlungen und Verkehrsflächen. Notwendige Bedingung für die Bestimmung des „Scale“ ist die Beantwortung der Frage, welche Grundwasserquantität und –qualität die Voraussetzung für den Funktionserhalt der verschiedenen Grundwasserfunktionen in räumlicher und zeitlicher Hinsicht bildet und wie das Selbstreinigungs- und Schutzpotential einzubeziehen ist.

Die zweite Zielstellung muß das Verteilungsproblem der aufgrund des gewählten „Scale“ möglichen Grundwassernutzungen lösen. Dabei müßte über die intragenerationelle und intergenerationelle Aufteilung der erlaubten Nutzungsrechte (bzw. Belastungsrechte) sowie eventuelle Transferleistungen entschieden werden. Operationalisierbare Ansätze für die Beant-

³ Vgl. Horsch und Ring in diesem Bericht.

⁴ Der Begriff „Scale“ bedeutet Maßstab, Umfang (Langenscheidt 1994). „Scale“ der Umweltnutzungen bezieht sich auf das Ausmaß oder Niveau der Umweltnutzungen infolge des ökonomischen Handelns.

⁵ Daly (1992) bezeichnet die Einhaltung der ökologischen Tragfähigkeit als „good scale“ in Unterscheidung vom „optimal scale“.

wortung des intergenerationellen Verteilungsproblems sind beispielsweise die Managementregel zur Nutzung von natürlichen erneuerbaren Ressourcen (vgl. Pearce und Turner 1990, S. 44). Bei der Diskussion der Verteilungsgerechtigkeit sind nach Daly (1992) ebenfalls wohlfahrtsökonomische Überlegungen zugrunde zu legen. Das betrifft beispielsweise die Frage nach den Kosten zum Erreichen einer gerechteren Verteilung.

Unter Berücksichtigung der ersten beiden Ziele kann dann eine wohlfahrtsoptimierende Allokation der erlaubten Grundwassernutzungen angestrebt werden. Diese erfolgt dann durch den Vergleich der zur Wahl stehenden Alternativen der Grundwassernutzung anhand deren diskontierter Nettonutzen entsprechend der Gleichung 1.

Aus dieser theoretischen Betrachtung heraus sind folgende Informationen für die Effizienzbewertung regionaler Trinkwasserschutzoptionen nötig: Die ökologische Tragkapazität der betrachteten Grundwassersysteme muß bekannt sein. Darüber hinaus müssen im Sinne des optimalen „Scale“ die gesellschaftlichen Zielvorstellungen hinsichtlich der zu erhaltenden Eigenschaften und Funktionen des Grundwassersystems festgelegt worden sein. Aus diesen Informationen müssen die erlaubten Nutzungsrechte abgeleitet werden und das Verteilungsproblem der Nutzungsrechte gelöst werden. Schließlich kann auf der Grundlage dieser Informationen die Bewertung der Trinkwasserschutzoptionen erfolgen. Die geforderten Anforderungen an eine Bewertung sind unrealistisch hoch und können derzeit auch nicht von einem zu qualifizierenden Bewertungsverfahren geleistet werden. Im folgenden Kapitel soll erläutert werden, wie jedoch möglichst viele Informationen in ein Bewertungsverfahren integriert werden können.

3 Erarbeitung des theoretischen Bewertungsansatzes

Als Ausgangspunkt soll die Eignung der Nutzen-Kosten-Analyse diskutiert werden, um die für die Bewertung von Trinkwasserschutzoptionen relevanten Informationen zu verarbeiten. Im Anschluß daran wird auf die Notwendigkeit einer Erweiterung der Nutzen-Kosten-Analyse zu einer multikriteriellen Bewertung eingegangen, um abschließend die Gesamtstruktur des Bewertungsverfahrens zu beschreiben.

3.1 Relevanz der Nutzen-Kosten-Analyse als ökonomisches Bewertungsinstrument

Die state-of-the-art-Verfahren für die Bewertung von Wohlfahrtseffekten bei Umweltschutzmaßnahmen und darin eingeschlossen von wasserbezogenen Projekten basieren auf Nutzen-Kosten-Analysen (NKA). Das Ziel dieser Analysen besteht insbesondere darin, ökonomische Entscheidungen auf der Basis der Konsumentensouveränität, die über Marktwerte nicht in Erscheinung tritt, vorzubereiten (Horsch und Månsson 1998). Eine solche Projektbewertung ist notwendig, denn der Markt versagt als effizientes Allokationsinstrument, wenn externe Effekte aus intra- und intergenerationeller Sicht auftreten, öffentliche Güter – wie Grundwasser als Trinkwasserressource – bewertet werden müssen, wenn die Verfügungsrechte nicht eindeutig geklärt sind oder beim Auftreten positiver Transaktionskosten (Samuelson und Nordhaus 1987, S. 92ff.). Bei der Nutzen-Kosten-Analyse werden die gesamten gesellschaft-

lichen Kosten und Nutzen eines Projektes erfaßt und miteinander verglichen. Im Ergebnis der Nutzen-Kosten-Analyse wird die effizienteste der untersuchten Projektalternativen herausgestellt (Hampicke 1992, S. 121). Zur Ermittlung der Effizienzveränderungen wird der diskontierte Nettonutzen entsprechend der Gleichung 1 zugrunde gelegt.

Entscheidende Grundlage ist die Ermittlung des ökonomischen Wertes der Naturressource Trinkwasser, welcher den Nutzen aus der Inanspruchnahme der Trinkwasserressource als Produktionsinput oder für den Konsum ausdrückt. Dies setzt die ökonomische Knappheit dieser Naturressource voraus. Es liegt eine Knappheit vor, wenn nicht gleichzeitig alle um die Ressource konkurrierenden Nutzungsansprüche befriedigt werden können. Dadurch ergeben sich Trade-offs zwischen der Trinkwassernutzung und anderen ökologischen Funktionen sowie ökonomischen Diensten des Grundwassers. Der ökonomische Wert der Trinkwasserressource sowie deren ökonomische Knappheit wird jedoch aufgrund der Eigenschaft dieser Naturressource als ein öffentliches Gut nicht über Marktsignale manifestiert. Aus diesem Grunde muß der ökonomische Wert im Rahmen der Bewertung ermittelt werden. Grundlage für die Ermittlung des ökonomischen Wertes bilden die Wohlfahrtsmaße wie beispielsweise die Konsumenten- und Produzentenrente sowie die Äquivalente und Kompensierende Variation. Für deren Ableitung stehen im Rahmen der Nutzen-Kosten-Analyse indirekte und direkte Methoden zur Verfügung. Indirekte Methoden stützen sich auf die Analyse von Marktdaten und versuchen, sowohl Gewinnänderungen in der Produktionssphäre als auch Wohlfahrtsänderungen in der Konsumsphäre zu erfassen. Beispiele sind der Transportkostenansatz, der Hedonische Preisansatz oder die Ermittlung des individuellen Vermeidungsaufwandes. Diese Methoden zeigen den nutzungsabhängigen Nutzen auf. Die direkten Methoden erfragen unmittelbar die Zahlungsbereitschaft gegenüber Gütern und Dienstleistungen, die nicht auf dem Markt gehandelt werden. Mit dieser Methode können neben den nutzungsabhängigen Nutzen auch die nicht nutzungsabhängigen erfaßt werden, wie beispielsweise der Existenzwert, der Options- und Quasi-Optionswert sowie der Vermächtniswert (Hanley und Spash 1993, S. 26ff.; Endres und Holm-Müller 1998, S. 32ff.).⁶

Der zeitliche Verlauf der Nutzen- und Kostenströme wird mittels Diskontierung in die Bewertung integriert. Mit Hilfe der Diskontrate kann dabei entschieden werden, wie individuelle Myopie, der Grenznutzen des Einkommens und die Grenzproduktivität des Kapitals einzubeziehen sind. Aber auch Risiken und Unsicherheiten reflektieren sich in der Wahl der Diskontrate. Die Wahl der Diskontrate kann das Ergebnis der Nutzen-Kosten-Analyse wesentlich beeinflussen. Im allgemeinen wird die Diskontrate positiv gewählt. Mit diesem Ansatz wird bekanntlich die Gegenwart höher als die Zukunft bewertet. (Hanley und Spash 1993, S. 127ff.; Endres und Holm-Müller 1998, S. 134ff.).

Nutzen-Kosten-Analysen sind ein seit langem angewandtes Instrument. Erste Ansätze der Nutzen-Kosten-Analysen stammen aus dem Beginn des 19. Jahrhunderts. Seit dem zweiten Weltkrieg wurde das Instrument so weiterentwickelt, daß nun auch multifunktionale Umweltprobleme integriert werden können. Nutzen-Kosten-Analysen wurden dabei politik-, projekt-

⁶ Eine ausführlichere Darlegung der Wohlfahrtsmaße erfolgt bei Messner in diesem Bericht.

und medialbezogen für Untersuchungen ex ante und ex post angewendet (Hampicke 1992, S. 120ff.; Hanley und Spash 1993, S. 4ff.).⁷ Empirische ökonomische Untersuchungen zum Trinkwasserschutz basieren sowohl auf indirekten als auch auf direkten Methoden. Bei den indirekten Methoden wurde der ökonomische Nutzen des Trinkwasserschutzes als vermiedene Schäden und Kosten ermittelt. Solche Kosten sind auf Gesundheitseffekte bzw. individuell empfundene Gefahr, auf Kosten infolge von Anpassungsreaktionen, Eigentumsentwertungen, ökologischen Schäden und einer verringerten Erholungseignung zurückzuführen (Abdalla 1994). Dabei wurden zum einen die ökonomischen Effekte der Grundwasserverunreinigungen für die Wasserversorgungsunternehmen untersucht. Lühr et al. (1992) ermittelten beispielsweise Beseitigungs-, Ausweich- sowie Planungs- und Überwachungskosten der Wasserversorgungsunternehmen in den alten Bundesländern zwischen 1975 und 1983 in Milliardenhöhe. Leist et al. (1993) ermittelten die externen Kosten der Landwirtschaft für ein Wasserwerk in Niedersachsen. Auch hier ergaben die Grundwasserverunreinigungen signifikante ökonomische Effekte. Des weiteren wurden auch die Anpassungsreaktionen der Konsumenten gegenüber Trinkwasserverunreinigungen betrachtet (Abdalla et al. 1992; Leist et al. 1993; Abdalla 1994). Daneben liegen ebenfalls Untersuchungen zur individuellen Zahlungsbereitschaft von Trinkwasserkonsumenten vor. So wurde vor dem Hintergrund von möglichen irreversiblen Grundwasserveränderungen der Optionspreis und -wert sowie der Vermächtniswert bei Betroffenen ermittelt (Raucher 1986; Sun et al. 1992).

3.2 Grenzen der Nutzen-Kosten-Analyse

Mit der Nutzen-Kosten-Analyse können die subjektiven Werturteile und Präferenzen der betroffenen Individuen in den Entscheidungsprozeß eingebunden werden. Der Vorteil der Nutzen-Kosten-Analyse besteht dann darin, daß über die Transformation qualitativ unterschiedlicher Effekte in monetäre Einheiten ein eindimensionales Optimierungsproblem entsteht. Für eine hinreichende Bewertung von regionalen Trinkwasserschutzoptionen muß die Nutzen-Kosten-Analyse jedoch zu einer multikriteriellen Analyse erweitert werden. Durch die multikriterielle Erweiterung können die Probleme der Nutzen-Kosten-Analyse bei der Bewertung von Wohlfahrtseffekten überwunden und darüber hinaus weitere, für die regionalen Entscheidungsträger bedeutsame Informationen berücksichtigt werden. Außerdem ermöglicht gerade die Einbeziehung von nicht monetarisierten Grundwassereffekten in die Bewertung die Betrachtung der Trinkwasserschutzoptionen aus der Nachhaltigkeitsperspektive.

Die Qualität einer Nutzen-Kosten-Analyse bei der Effizienzbewertung hängt wesentlich davon ab, wie genau die bestehenden Knappheitsverhältnisse und die Zahlungsbereitschaften reflektiert werden. Hierbei ergeben sich sowohl bei der Bewertung von Marktinformationen als auch bei der Bewertung von öffentlichen Gütern Schwierigkeiten. Sollen Marktpreise für die Bewertung herangezogen werden, so ist zu berücksichtigen, daß aufgrund von Marktverzerrungen die Preise nicht den gesellschaftlichen Knappheitsverhältnissen entsprechen. Aus

⁷ Ein geschichtlicher Abriß der Nutzen-Kosten-Analyse von wasserbezogenen Projekten erfolgte in Horsch und Månsson (1998).

diesen Gründen müßten Schattenpreise zugrunde gelegt werden, die beispielsweise externe Effekte berücksichtigen und Preisverzerrungen durch Monopole bereinigen. Für die monetäre Bewertung von öffentlichen Gütern liegen – wie bereits dargelegt – von vornherein keine Marktinformationen in Form von Preisen z. B. für Grundwasserdienste vor. Somit können sie nur über die Bildung von Schattenpreisen einbezogen werden. Dabei ergeben sich allerdings Probleme in Abhängigkeit von der genutzten Methode. Die indirekten Methoden vermögen beispielsweise nur nutzungsabhängige Nutzen zu erfassen. Die so ermittelte Wertschätzung bezieht sich zumeist nur auf schon erfolgte Veränderungen der Grundwasserdienste. Darüber hinaus ergibt sich in allen Fällen, in denen die Mindestkosten einer Anpassung an Umweltgefahren oder Umweltschäden höher sind als die Zahlungsbereitschaft der Betroffenen, eine Zahlungsbereitschaft von Null. Die direkten Monetarisierungsmethoden dagegen vermögen zwar die nutzungs- und die nicht nutzungsabhängigen Werte zu erfassen. Jedoch ergeben sich bei ihnen vielfältige Einflußfaktoren auf die Qualität des Ergebnisses in Abhängigkeit vom Design der Befragung. Zudem beeinflußt das verwendete Wohlfahrtsmaß (Zahlungsbereitschaft bzw. Kompensationsforderung) das Ergebnis entscheidend (Endres und Holm-Müller 1998, S. 46ff.).

Ein wesentliches Problem stellt die Bewertung von in der Zukunft auftretenden Nutzen- und Kostenkomponenten dar. Bei der Nutzen-Kosten-Analyse werden hierfür die Erwartungswerte, mit denen die Individuen zukünftige Nutzen und Kosten bewerten, zugrunde gelegt. Dabei ist es z. B. möglich, die Dynamik des ökonomischen Systems zu berücksichtigen, indem Entwicklungstendenzen der Nutzenstiftung bestimmter Investitionen antizipiert werden.⁸ Darüber hinaus können über den Options- und Quasi-Optionswert, den Existenz- sowie Vermächtniswert die Präferenzen der gegenwärtigen Generation für den Erhalt der Dienste auch aus intertemporärer und intergenerationeller Sicht getroffen werden.⁹ Dennoch bleiben die Aussagen zu zukünftigen Effekten sehr unsicher, da Veränderungen der Präferenzen und Knappheitsverhältnisse z. B. infolge von technischem Fortschritt sowie die Präferenzen der zukünftigen Generationen nicht vorausgesagt werden können. Wesentlichen Einfluß auf die Effizienzaussage hat zudem der genutzte Diskontfaktor (D in Gl. 1). Für die Wahl dieses Faktors muß die Entscheidung getroffen werden, ob er als Konstante oder als zeitabhängige Variable angesetzt wird, ob die individuelle Zeitpräferenz oder die volkswirtschaftlichen Opportunitätskosten zugrunde gelegt werden, ob die Grundwasserdienste mit einem anderen Diskontfaktor zu bewerten sind als produzierte Güter und Dienstleistungen und inwieweit Unsicherheiten und Risiko bei der Wahl des Diskontfaktors berücksichtigt werden müssen (Hanley und Spash 1993, S. 127ff.; Endres und Holm-Müller 1998, S. 134ff.).

Mittels einer multidimensionalen Erweiterung können neben den von der Nutzen-Kosten-Analyse erfaßten Grundwassereffekten auch die nicht monetär erfaßbaren Grundwassereffekte in die Bewertung einbezogen werden. Darüber hinaus können neben den Wohlfahrtseffekten

⁸ Vgl. Porter (1980) für eine zusammenfassende Darlegung der Berücksichtigung eines abnehmenden Nettonutzens von Entwicklungsprojekten und eines zunehmenden Nettonutzens von Naturschutzmaßnahmen.

⁹ Der Begriff „intertemporär“ bezeichnet die Zeitspanne, welche die gegenwärtig lebenden Individuen noch erleben könnten. Der Begriff „intergenerationell“ bezieht dagegen die zukünftigen Generationen mit ein.

auch Wertschöpfungs- und Arbeitsplatzeffekte mit berücksichtigt werden, die ansonsten bei Nutzen-Kosten-Analysen nicht beachtet werden würden. Aber gerade diese Effekte sind sicherlich für regionale Entscheidungsträger in der von hoher Arbeitslosigkeit gekennzeichneten Torgauer Region von Interesse.¹⁰

Mit einer multikriteriellen Bewertung kann *zudem* die Zielstellung des nachhaltigen Grundwasserschutzes besser in die Bewertung integriert werden. Die Nutzen-Kosten-Analyse vermag nur die vorhandenen Zahlungsbereitschaften und die monetär ausdrückbaren Knappheitssignale einzubeziehen. Zwar kann beispielsweise die Zahlungsbereitschaft der Individuen für die nutzungsunabhängige Existenz eines sauberen Grundwassersystems erfragt werden. Operationalisierbare Knappheitssignale für Grundwasserdienste, bei denen der nachhaltige Grundwasserschutz seine Berücksichtigung findet, benötigen jedoch zuvor kollektive Festlegungen zur erlaubten Grundwassernutzung bzw. Grundwasserbelastung, d. h. die Beantwortung der Fragen nach dem optimalen „Scale“ und zur Verteilung dieser Nutzungsrechte - wie schon im Kapitel 2.2 erläutert wurde. So muß beispielsweise durch eine überregionale Bewertung der Grundwasserressource eine Entscheidung getroffen werden, ob der Schutz der Torgauer Trinkwasserressourcen im Rahmen des optimalen „Scale“ auch ohne eine derzeitige Inanspruchnahme ein relevantes Ziel darstellt und welche weiteren räumlich konkreten Grundwasserdienste zu schützen sind. Danach müssen räumliche und zeitliche Grenzen für die potentiellen Belastungen festgelegt werden. Erst nach Zugrundelegen dieser Belastungsgrenzen könnten dann die alternativen Landnutzungen in der Nutzen-Kosten-Analyse verglichen werden.¹¹ Das bedeutet, daß die aus der Nachhaltigkeitsperspektive wichtigen Entscheidungen, ob und wo welche Grundwasserbelastungen - insbesondere solche mit Langzeitwirkung¹² - erlaubt sind und wenn ja, unter welchen Bedingungen, schon erfolgt sein müssen, bevor die Wohlfahrtseffekte verschiedener Landnutzungen verglichen werden dürfen. Solche Belastungsgrenzen sind zur Zeit nur unzureichend institutionell vorhanden (vgl. Meyer et al. 1995).

Die multikriterielle Analyse ermöglicht es, solche nicht monetarisierbaren Nachhaltigkeitsgrenzen mit aufzunehmen und die Grundwassereffekte verschiedener Szenarien mittels dieser Grenzen zu bewerten. Die Bewertung anhand von Nachhaltigkeitskriterien soll jedoch nicht zum Ausschluß bestimmter regional diskutierter Szenarien führen, falls sie die Nachhaltigkeitskriterien nicht erfüllen. Vielmehr gehen sowohl die auf der Nutzen-Kosten-Analyse beruhende Effizienzbewertung als auch die Bewertung, die sich auf nicht monetarisierbare ökonomische und ökologische Effekte bezieht, gleichberechtigt in die multikriterielle Analyse ein. Dadurch ergibt sich im Gegensatz zu den theoretischen Erläuterungen (vgl. Kapitel 2.2) kein dreistufiger Prozeß („Scale“ – Verteilung – Allokation; siehe Abb. 1a). In dem hier ange-

¹⁰ Vgl. hierzu auch den Beitrag von Horsch und Ring sowie den Beitrag von Klauer in diesem Bericht.

¹¹ Unter Berücksichtigung einer gerechten Verteilung der möglichen Grundwasserbelastungen.

¹² Obwohl Grundwasser eine erneuerbare Ressource darstellt, so gibt es doch viele verschiedene Landnutzungen, wie Flächenversiegelung in den Gemeinden, Straßen und Schienenwege, Kiesabbauvorhaben, die aus derzeitiger Sicht langandauernde und irreversible Gefahren für die Regeneration von Grundwasser bedeuten und nicht vermieden werden können.

sprochenen Bewertungsverfahren stehen die Effizienzbewertung, die Bewertung des „Scale“ und eine Bewertung der Verteilung nebeneinander (siehe Abb. 1b).

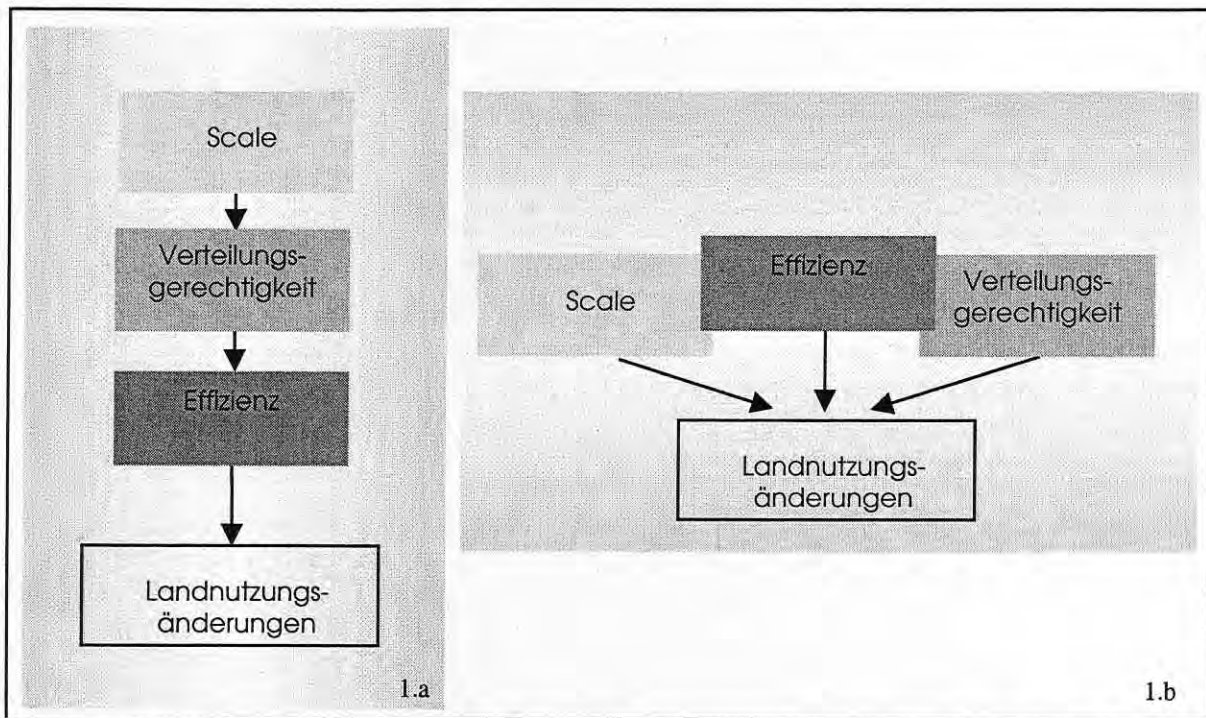


Abb. 1: Schematischer Vergleich des theoretischen Ansatzes zur Integration der Ziele „Scale“, Verteilungsgerechtigkeit und Effizienz in die Bewertung von Landnutzungen (1a) und deren Erfassung durch das ökologisch-ökonomische Bewertungsschema (1b).

Die sich mit diesem Ansatz ergebende Bewertung stellt aufgrund dieser Struktur nur eine zweitbeste Lösung dar. Allerdings ist sie dadurch für empirische Anwendungen als Entscheidungshilfe geeignet. Denn sie gibt insbesondere den nicht monetarisierten Nachhaltigkeitsgrenzen nicht die Dominanz, Szenarien von vornherein auszugrenzen. Dadurch wird zum einen dem Umstand Rechnung getragen, daß es zur Zeit auch bei der Definition von ökologischer Tragfähigkeit und von möglichen Belastungsgrenzen erhebliche Wissensdefizite gibt. Zum anderen wird dadurch vermieden, daß regionale Landnutzungsoptionen, die unter den derzeitigen gesetzlichen Rahmenbedingungen erlaubt wären, von vornherein verworfen werden. Denn dann wäre das Bewertungsverfahren sicherlich nicht als regionalpolitische Entscheidungshilfe anwendbar. Darüber hinaus widerspiegelt die Effizienzbewertung bei dieser Struktur die real gegebene Knappheitssituation und individuellen Präferenzen. Eine Veränderung des Ergebnisses durch die Einbeziehung von den – gegenwärtig gesamtgesellschaftlich nicht sanktionierten – Nachhaltigkeitskriterien in Form von Schattenpreisen wird so vermieden.

Generell ergeben sich bei der Berücksichtigung von „Scale“ durch das Bewertungskonzept zwei Schwierigkeiten: Zum einen muß in Form von räumlich konkreten Zielvorstellungen dargelegt werden, welche Grundwassereigenschaften und Funktionen zu erhalten sind. Hierfür ist es sicherlich erforderlich, die regional unterschiedlichen Eigenschaften der Grundwasser-

systeme sowie deren anthropogene Inanspruchnahme zu berücksichtigen. Zum anderen ist es jedoch notwendig, diesen Schutzanspruch mit der Formulierung von regional spezifischen Belastungsgrenzen zu konkretisieren, die sich an der Bedeutung, Empfindlichkeit und dem Selbstreinigungsvermögen der Grundwassersysteme orientieren.

Problematisch ist die praktische Einbeziehung von Verteilungseffekten in die Bewertung. Hinweise für intragenerationelle Verteilungsaspekte ergeben sich anhand der räumlichen und zeitlichen Verteilung der Kosten und Nutzen der Trinkwasserschutzoptionen. Diese Informationen sind insbesondere zum Verständnis der überregionalen Verteilungskonflikte der Fernwasserversorgung von Bedeutung. Für die Betrachtung von intergenerationellen Verteilungseffekten müßten die zeitlichen Veränderungen des gesellschaftlichen und des natürlichen Kapitalbestandes ermittelt werden. Eine hinreichende monetäre Bewertung der natürlichen Kapitalbestände ist jedoch – wie oben ausgeführt – nicht möglich.

3.3 Darstellung des Bewertungskonzeptes

Im folgenden soll die Bewertungsmethode für die empirische Untersuchung des Torgauer Raumes erläutert werden. Die Bewertung erfolgt in mehreren Stufen, die in der Abbildung 2 illustriert sind. Grundlage der Bewertung ist die Erfassung der entscheidungsrelevanten Situation mit Hilfe von Szenarien. In den folgenden Schritten müssen die durch die Szenarien induzierten Landnutzungsänderungen anhand ihrer ökonomischen und ökologischen Effekte bewertet werden. Hierfür müssen zuerst die relevanten Effekte ausgewählt werden, welche die Entscheidung maßgeblich beeinflussen vermögen und für die regionalen Entscheidungsträger von besonderem Interesse sind. Diese sind im Rahmen der Entscheidungsfindung zu berücksichtigen. Dann müssen repräsentative Meßgrößen – hier *Indikatoren* genannt – ausgewählt werden, anhand derer die ökologischen und ökonomischen Effekte beschrieben werden können. Die Indikatoren zur Beschreibung des Zustandes des Grundwassers müssen sowohl die quantitativen als auch die qualitativen Veränderungen berücksichtigen. Als Indikator für die quantitativen Veränderungen soll insbesondere die Grundwasserneubildung in Abhängigkeit von der Landnutzung betrachtet werden.¹³ Ein wesentlicher qualitativer Belastungsindikator für Grundwasser bildet der Nitrateintrag mit dem Bodensickerwasser. Dieser repräsentiert die Belastungsintensität des Grundwassers durch die Landwirtschaft (vgl. Meyer et al. 1995, S. 69ff.; Franko et al. 1997). Als ökonomische Indikatoren werden der diskontierte Nettonutzen, die Wertschöpfung und die Beschäftigungseffekte zugrunde gelegt.

Im nächsten Schritt ist dann die Veränderung der Indikatoren in Abhängigkeit von den in den Szenarien beschriebenen Landnutzungsänderungen zu modellieren. Für den Indikator Grundwasserneubildung soll die Modellierung mit dem Modell ABIMO erfolgen. Für die Prognose des Nitratintrages mit dem Sickerwasser ist ebenfalls die Anwendung des Modelles

¹³ Eine ausführliche Darstellung der Abhängigkeit der Grundwasserneubildung von der Landnutzung geben Herzog und Kunze in diesem Bericht.

ABIMO vorgesehen.¹⁴ Die Modellierung der Wertschöpfungs- und Beschäftigungseffekte wird mit Hilfe eines Input-Output-Modelles erfolgen.¹⁵

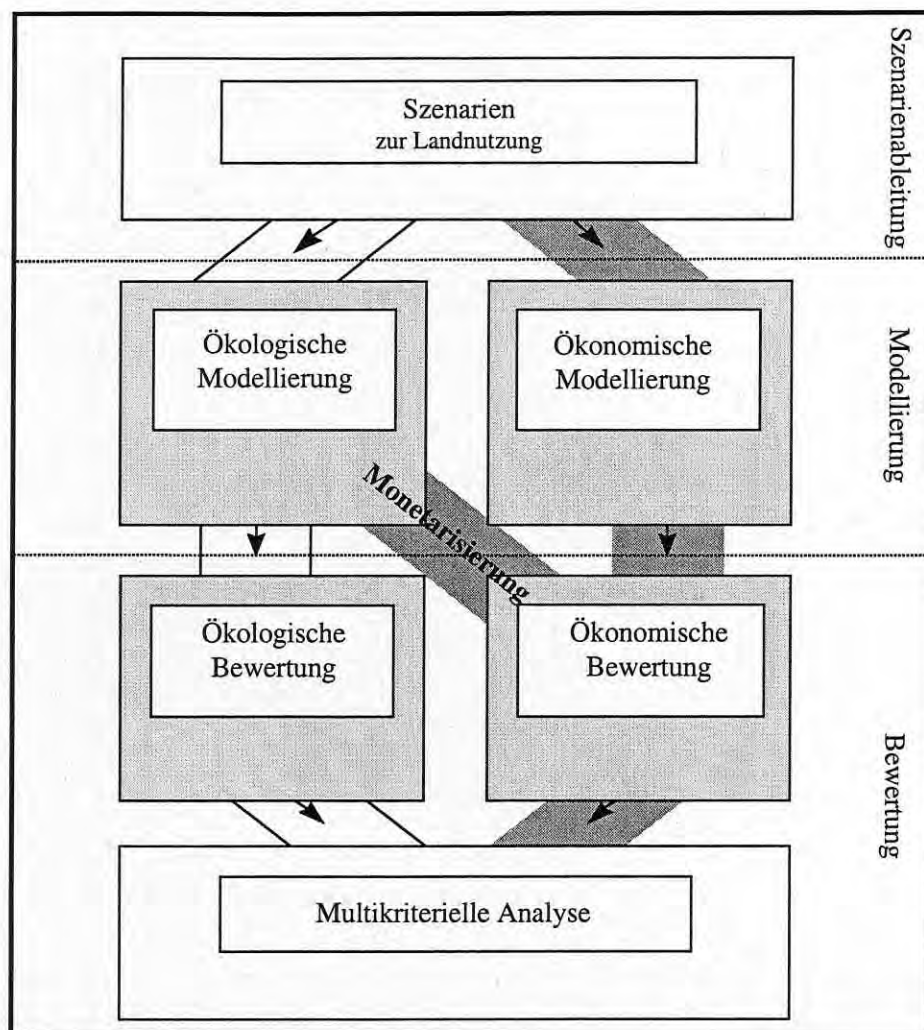


Abb. 2: Ökologisch-ökonomisches Bewertungsschema zur Bewertung von regionalen Trinkwasserschutzoptionen.

Für die sich im dritten Schritt anschließende Bewertung der modellierten Effekte soll, wie ausführlich begründet wurde, ein multikriterieller Bewertungsansatz verfolgt werden. Dabei gehen monetäre und nicht monetäre Indikatoren verschiedener Dimensionen in die Bewertung ein. Jedem Indikator muß ein räumlich konkreter Bewertungsmaßstab zugrunde gelegt werden, auf dessen Grundlage ein Ranking der Szenarien anhand der Modellergebnisse erfolgen kann. Ein Indikator mit einem zugeordneten Maßstab zur Bewertung wird hier als *Kriterium* bezeichnet. Für den Indikator der ökonomischen Wohlfahrtsveränderung wird beispielsweise als Maßstab die Zunahme des diskontierten Nettonutzens zugrunde gelegt, der durch eine Nutzen-Kosten-Analyse ermittelt wird. Aus der Abbildung 2 wird sichtbar, daß die monetari-

¹⁴ Für die Anwendung des Modelles ABIMO vgl. Herzog und Kunze in diesem Bericht.

¹⁵ Für die Beschreibung des Modells und seiner Anwendungsmöglichkeiten vgl. Klauer in diesem Bericht.

sierbaren Grundwassereffekte mit in die ökonomische Bewertung einbezogen werden. Für die ökologischen Indikatoren sollen Bewertungsmaßstäbe angesetzt werden, die sich aus dem Leitbild eines nachhaltigen Grundwasserschutzes ableiten. Die Umweltqualitätsziele stellen die gegenwärtige gesellschaftliche Zielvorstellung hinsichtlich des „Scale“ dar. Für Grundwasser wird eine flächendeckend anthropogen möglichst unbelastete Grundwasserqualität mit langfristig ausgeglichenem Wasserhaushalt angestrebt (Claussen et al. 1996, S. 14ff.; SRU 1998, S. 12). Diese allgemeine Zielstellung muß für die Bewertung in räumlich und zeitlich konkrete Bewertungsmaßstäbe transformiert werden.

Im zweiten Teil der Bewertung müssen dann die Szenarien gegenseitig anhand aller ermittelten Kriterien verglichen werden. Dies geschieht im Rahmen der multikriteriellen Analyse. Die Tabelle 1 stellt graphisch die Multi-Kriterien-Matrix vor, die den Ausgangspunkt für die multikriterielle Analyse bildet. Die Methodik der multikriteriellen Analyse wird von Drechsler in diesem Bericht näher beschrieben.

Tab. 1: Multi-Kriterien-Matrix.

		Ökonomische Kriterien			Ökologische Kriterien	
		Wohlfahrtseffekte	Wertschöpfungseffekte	Arbeitsplatzeffekte	Quantitative GW-Effekte	Qualitative GW-Effekte
Szenarien	1					
	2					
	3					
	4					
	...					
	n					

4 Anwendung des Bewertungskonzeptes auf den Torgauer Raum

In diesem Kapitel soll die Anwendung der oben beschriebenen Bewertungsmethode auf die Problematik des Torgauer Raumes dargelegt werden. In einem ersten Schritt erfolgt eine Bestandsaufnahme zum Trinkwasserschutz im Torgauer Raum. In einem zweiten Schritt werden die Handlungsoptionen bestimmt und die Szenarien abgeleitet.

4.1 Situation des Trinkwasserschutzes im Torgauer Raum

Im Torgauer Raum befinden sich zur Zeit sieben Wasserfassungen. Eine überregionale Bedeutung kommt den beiden Wasserwerken der Fernwasserversorgung Elbaue-Ostharz GmbH zu. Dieses Unternehmen versorgt den mitteldeutschen Raum in den Ländern Sachsen und Sachsen-Anhalt mit Trinkwasser aus der Elbaue sowie aus dem Ostharz. Die zwei in der Torgauer Elbaue gelegenen Wasserwerke Torgau-Ost und Mockritz haben eine Kapazität von 120

bzw. 95,4 Tm³/d und stellen gegenwärtig ungefähr 40% des Gewinnungspotentiales des Versorgungsverbundes. Weitere Wasserwerke der Fernwasserversorgung Elbaue-Ostharz sind das Wasserwerk Kossa in der Dübener Heide mit einer Kapazität von 15,6 Tm³/d, die in der Elbaue von Sachsen-Anhalt gelegenen Wasserwerke Sachau und Pretzsch mit Kapazitäten von 35,6 bzw. 14,4 Tm³/d sowie das Wasserwerk Wienrode im Harz mit einer Leistung von 222 Tm³/d (FWV 1998). Durch Fernwasser kann die Versorgungssicherheit auch in den Regionen Mitteldeutschlands geleistet werden, in denen die vorhandenen regionalen Wasserförderkapazitäten nicht zur Deckung des Bedarfes ausreichen oder in denen eine regionale Förderung kostenaufwendiger wäre. So wurde im Regierungsbezirk Leipzig im Jahr 1995 der Bedarf nur zu ca. 60% durch regionale Kapazitäten gedeckt und ungefähr 450.000 Einwohner des Regierungsbezirkes werden mit Fernwasser versorgt. Die Stadt und der Landkreis Leipzig stellen dabei einen Hauptabnehmer von Fernwasser aus der Elbaue dar (SMU und LfUG 1998, S. 73ff.).

Die großmaßstäbliche Trinkwasserförderung im Torgauer Raum wird durch die mächtigen, gut grundwasserleitenden Sedimente der Elbtalwanne ermöglicht, die neben der Nutzung des regional gebildeten Grundwassers auch eine intensive Nutzung des Elbwassers in Form von Uferfiltrat zulassen (LfUG 1996, S. 50f. und S. 88f.).¹⁶ Die aufgrund der hydrogeologischen Strukturen potentiell mögliche Trinkwasserförderung wird gegenwärtig jedoch nicht ausgeschöpft. So existierte südlich vom Schutzgebiet Torgau-Ost das Trinkwasservorbehaltsgebiet Liebersee als geeignetes Gebiet für Uferfiltratgewinnung. Weiterhin werden auch die Kapazitäten der Torgauer Fernwasserwerke gegenwärtig nicht ausgelastet (SMU und LfUG 1998, S. 81).

Die Eignung des Grundwassersystems in der Elbaue für Wasserförderungen wurde schon zu Beginn dieses Jahrhunderts erkannt. Im Jahre 1928 fanden erste Untersuchungen der Wasservorkommen in der Dübener Heide und im Urstromtal der Elbe zur Sicherung der Trinkwasserversorgung im mitteldeutschen Raum statt. Die Fernwasserlieferung in den Hallenser Raum wurde im Jahr 1950 durch das Wasserwerk Kossa aufgenommen. Ab dem Jahr 1957 erhielt auch Leipzig Fernwasser aus diesem Werk. In den folgenden Jahrzehnten wurden sowohl die Kapazitäten in der Elbaue und das Verteilsystem ausgebaut als auch der Verbund mit den Wasserwerken der Rabodetalsperre im Ostharz hergestellt. Das Wasserwerk Mockritz, im Jahr 1942 als Industriewasserwerk für die Rüstungsindustrie errichtet, wurde 1968 für die Trink- und Fernwasserversorgung wieder in Betrieb genommen. Das Fernwasserwerk Torgau-Ost arbeitet seit dem Jahr 1985 (FWV 1998).

¹⁶ Eine genaue Beschreibung der geologischen Situation gibt Trettin in diesem Bericht.

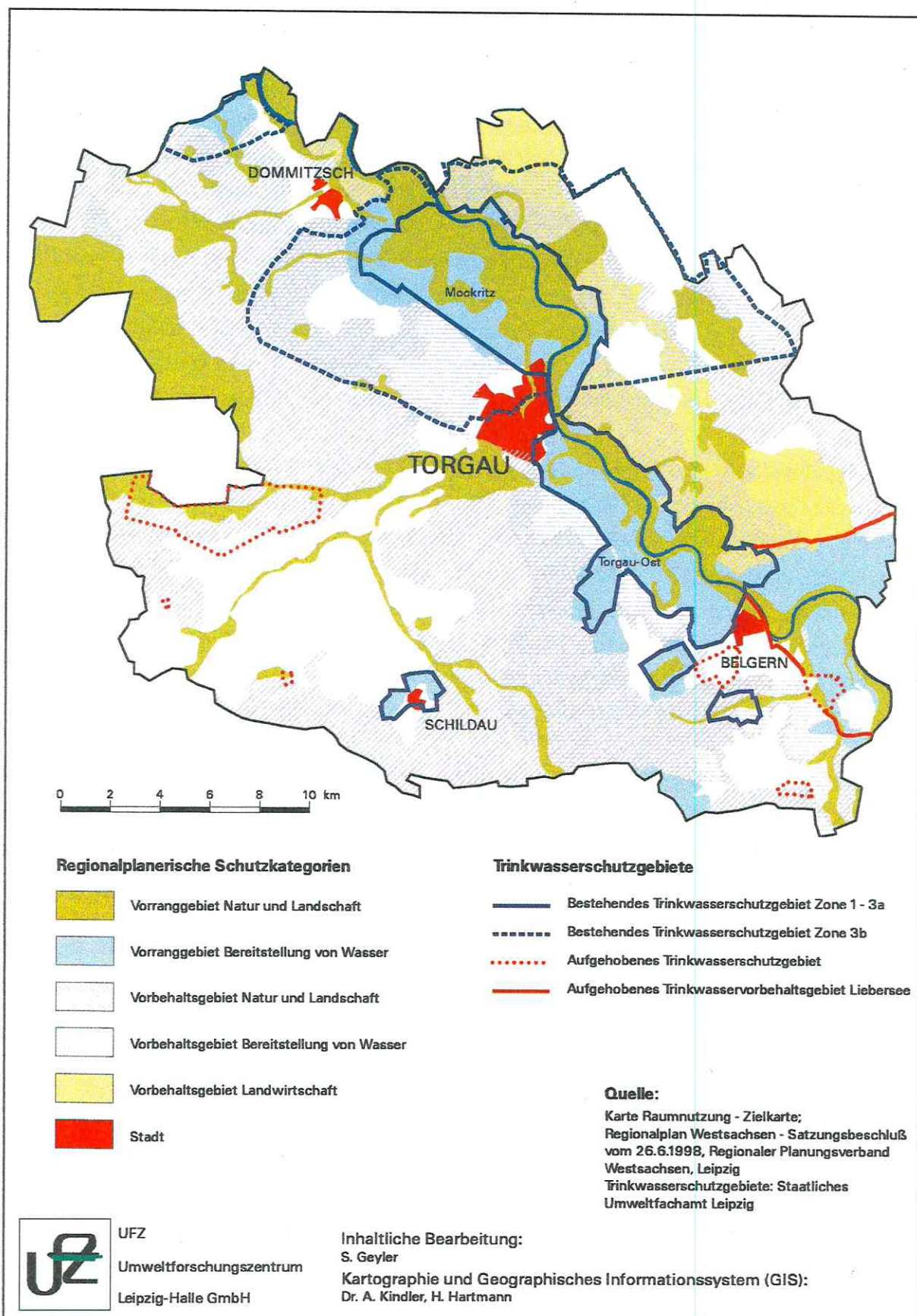


Abb. 3: Trinkwasserschutzgebiete und regionalplanerischer Grundwasserschutz im Torgauer Raum.

Die Bedeutung des Torgauer Raumes für die überregionale Trinkwasserversorgung widerspiegelt sich in dem überdurchschnittlichen Anteil an geschützten Flächen.¹⁷ Der Flächenschutz erfolgt einerseits über die Ausweisung von Trinkwasserschutzgebieten und andererseits über die raumplanerische Ausweisung von Vorrang- und Vorbehaltsgebieten für die Bereitstellung von Wasser. Diese beiden Schutzstrategien sind eng miteinander gekoppelt und überlagern sich räumlich weitgehend. Sie sind in der Abbildung 3 illustriert. Ursache für diese Überlagerung ist die weitgehende Ausrichtung beider Schutzansätze an der Trinkwassernutzung. So sind die Trinkwasserschutzzonen 1-3a gleichzeitig als Vorranggebiete für die Bereitstellung von Wasser ausgewiesen bzw. als Vorranggebiete für Natur und Landschaft.¹⁸ Die Trinkwasserschutzzone 3b des Wasserwerkes Mockritz und der weitere Einzugsbereich des Wasserwerkes Torgau-Ost, welcher über das Trinkwasserschutzgebiet reicht, sind als Vorbehaltsgebiete für die Bereitstellung von Wasser ausgewiesen. Dort ergeben sich aber auch Überlagerungen mit Vorbehaltsgebieten für andere Landnutzungen, z. B. Vorbehaltsgebieten für Landwirtschaft (vgl. Abb. 3).

Somit ist insbesondere die Elbaue durch die beiden Schutzstrategien doppelt erfaßt. Darüber hinaus werden Teile der Elbaue durch den Natur- und Landschaftsschutz zusätzlich geschützt.¹⁹ Eine Ausnahme bildet das ehemalige Trinkwasservorbehaltsgebiet Liebersee.²⁰ Obgleich dieser Schutzstatus aufgehoben wurde, ist das Gebiet weiterhin noch als raumplanerisches Vorranggebiet gegenüber dem Trinkwasserschutz entgegenstehenden strukturellen Entwicklungen geschützt.

Aus dem Trinkwasserschutz erwachsen ökonomische Konflikte. Die mit den Trinkwasserschutzzonen verbundenen wirtschaftlichen Auflagen und Nutzungsverbote und die damit verknüpften Einkommensverluste werden als Benachteiligung der Region empfunden (LA Torgau-Oschatz 1995). Darüber hinaus sind auch die regionalen Entwicklungsmöglichkeiten eingeschränkt (Regionaler Planungsverband Westsachsen 1998). Die Auflagen und Nutzungsverbote betreffen beispielsweise den Umgang mit wassergefährdenden Stoffen, die Einrichtung und Erweiterung von Industrie- und Gewerbegebieten, Neuversiegelung im relevanten Ausmaß, die landwirtschaftliche Bodennutzung sowie Infrastrukturbauten und militärische Nutzungen (DVGW 1995). Berechtigt für Ausgleichszahlungen infolge der Nutzungskonflikte ist jedoch nur die Land- und Forstwirtschaft (Sächsische Staatskanzlei 1994).²¹

Der Trinkwasserschutz für die Fernwasserversorgung verursacht zusätzlich einen überregionalen Verteilungskonflikt aufgrund der räumlichen Trennung von Kostenträgern und Nutznießern der Fernwasserversorgung. Während die Torgauer Region, in der das Fernwasser

¹⁷ Vgl. den einführenden Beitrag von Horsch und Ring in diesem Bericht.

¹⁸ In der Elbaue überlagern sich die Vorranggebiete für die Wasserbereitstellung und Natur und Landschaft, so daß sie nicht zu trennen sind. Laut Regionalplan (Regionaler Planungsverband Westsachsen 1998, Z 4.4.1.1) sind in den Vorranggebieten Natur und Landschaft in der Elbaue landesweit bedeutsame Vorhaben zur Trinkwassergewinnung zulässig.

¹⁹ Vgl. den einführenden Beitrag von Horsch und Ring in diesem Bericht.

²⁰ Der Schutzstatus Trinkwasservorbehaltsgebiet ist von der raumplanerischen Kategorie des Vorbehaltsgebietes Bereitstellung von Wasser zu unterscheiden. Der Schutzstatus Trinkwasservorbehaltsgebiet stellt die Schutzkategorie Wasserschutzgebiet für die künftige öffentliche Wasserversorgung entspr. §19 WHG dar.

²¹ Vgl. den Beitrag von Horsch in diesem Bericht.

gefördert wird, aufgrund der Landnutzungsrestriktionen einen Hauptteil der volkswirtschaftlichen Kosten trägt, genießen die Verbraucherregionen den Nutzen der Fernwasserversorgung. Dieser ergibt sich aus der Möglichkeit, Trinkwasser zu nutzen, ohne im entsprechenden Umfang Wasserversorgungskapazitäten und somit Trinkwasserschutzgebiete erhalten zu müssen.

Diese ökonomischen Konflikte äußern sich im Druck, die für die Wasserversorgung genutzte Fläche zu reduzieren (SMU und LfUG 1998, S. 22). In der Torgauer Region wurden seit 1990 sieben kleine Wasserfassungsanlagen von regionaler Bedeutung geschlossen. Daneben wurde bei dem fachplanerischen Vorbehaltsgebiet Liebersee der Schutzstatus aufgehoben. Zur Zeit wird die Verkleinerung des Schutzgebietes für das Fernwasserwerk Mockritz erwogen (LA Torgau-Oschatz 1995; LfUG 1997, S. 8). Derzeit erfassen die Schutzzonen 1-3b das gesamte unterirdische Einzugsgebiet des Wasserwerkes Mockritz. Zur Diskussion steht die Aufhebung der Schutzzone 3b entweder nur östlich der Elbe oder östlich und westlich der Elbe. Dann würde das verbleibende Schutzgebiet nur noch die Fläche, die derzeit von den Schutzzonen 1-3a erfaßt wird, beinhalten und der Schutz würde sich somit auf den Bereich der Elbaue beschränken (vgl. Abb. 3). Zur Begründung dieser Vorschläge wird angeführt, daß von den in dieser Option aufgegebenen Schutzzonen 3b west- und ostelbisch nur geringe Zu- und Abstromanteile bei einer Förderung mit genutzt werden, so daß das dadurch bestehende Gefährdungspotential nicht den Schutz des weiteren Einzugsgebietes rechtfertigt. Das geförderte Grundwasser hat zudem eine lange Verweilzeit im Untergrund, wodurch auch ein hohes Selbstreinigungspotential anzunehmen ist (LA Torgau-Oschatz 1997).²²

Mit der Reduzierung des Trinkwasserschutzgebietes verändert sich der Schutzgrad der Grundwasserressource. Innerhalb der Schutzzonen gelten die in den Wasserschutzgebietsverordnungen²³ festgelegten Bestimmungen auf Grundlage der entsprechenden Regelwerke (z. B. DVGW 1995). Die Schutzbestimmungen sind entsprechend der Trinkwasserschutzzonen differenziert. Außerhalb der Trinkwasserschutzzonen gelten die allgemeinen Wasserschutzbestimmungen entsprechend WHG. Der raumordnerische Schutzgrad als Vorbehaltsgebiet für die Bereitstellung von Wasser, mit dem die diskutierten Gebiete belegt sind, ist relativ schwach. Er enthält außer der Forderung, der entsprechenden Nutzung bei Abwägungsprozessen gegenüber anderen Nutzungen ein besonderes Gewicht beizumessen, keine konkreten Schutzanforderungen (Regionaler Planungsverband Westsachsen 1998; SRU 1998, S. 152). Bedingung für die Diskussion um die Wasserschutzzonierung ist die Einhaltung der gesetzlich fixierten Mindestforderungen auch durch die verkleinerten Schutzgebiete (LfUG 1998, S. 8). Für eine rationale Fundierung ist es jedoch notwendig, die Grundwassereffekte und die ökonomischen Effekte, die sich durch die Veränderungen der Schutzzonen ergeben, in die Bewertung zu integrieren. Erst dadurch kann entschieden werden, welche der möglichen Handlungsoptionen wünschenswert ist.

Als Ausgangspunkt für die Diskussion der Schutzzonenveränderung und ihrer ökonomischen Effekte muß die Nutzenstiftung der Fernwasserwerke des Torgauer Raumes betrachtet

²² Zur Problematik der Elbeunterquerung des Grundwassers vgl. auch den Beitrag von Trettin in diesem Bericht.

²³ Für das Trinkwasserschutzgebiet ist derzeit noch der Beschluß des Bezirkstages Leipzig Nr. 42/VIII/83 vom 02.06.1983 gültig.

werden. Diese kann durch den Wohlfahrtszuwachs repräsentiert werden, der durch die Fernwasserversorgung im Vergleich zur nächstbesten Alternative der Trinkwasserversorgung erwächst. Dabei hängt die Nutzenstiftung davon ab, unter welchen gesellschaftlichen Kosten das Trinkwasser durch die Wasserwerke in der Elbaue bereitgestellt werden kann.

Die Kosten lassen sich grob untergliedern in:

- die Extraktions-, Aufbereitungs- und Transportkosten,
- die Schutzkosten zur Sicherung und Überwachung des Grundwassereinzugsgebietes der Trinkwasserressource,
- Sanierungskosten z. B. von Altlasten,
- die Opportunitätskosten infolge der Auflagen und Nutzungsverbote konkurrierender Landnutzungen,
- die externen Kosten durch Veränderungen des Grundwassersystems infolge der Nutzung, z. B. aufgrund der Beeinflussung von Biotopen infolge etwaiger Grundwasserabsenkungen.

Diese Kostenkomponenten werden durch verschiedene Faktoren bestimmt. Von wesentlicher Bedeutung ist das natürliche Potential des Grundwassersystems, d. h. die hydrogeologischen Bedingungen, das nutzbare Dargebot, die natürliche Grundwasserqualität der Elbaue sowie das natürliche Schutz- und Selbstreinigungsvermögen. Weiterhin sind auch die technologischen Möglichkeiten der Wasserförderung und –aufbereitung von Bedeutung.

Darüber hinaus beeinflussen die historischen und die derzeitigen Landnutzungen die Kosten der Trinkwasserbereitstellung. Veränderungen der Grundwasserqualität haben häufig ihre Ursachen in vergangenen Landnutzungen (Lehn et al. 1996, S. 211). Die Erkundung und Sanierung von solchen Altlasten ist jedoch kostenintensiv. Im Torgauer Raum beispielsweise erwies sich allein die Erkundung und Bewertung zweier militärischer Altlasten im Einzugsbereich des Wasserwerkes Mockritz – WASAG und MUNA-Süptitz – als sehr aufwendig (DGFZ und PFP 1994; Luckner und Tiemer 1995). Die vergangenen Landnutzungen widerspiegeln sich in den Aufbereitungs- und Sanierungskosten. Der Schutzaufwand für die Trinkwasserressourcen, aber auch der Aufbereitungsaufwand hängen von den gegenwärtigen, grundwasserbeeinflussenden Landnutzungen ab. Zusätzlich reflektieren sich diese gegenwärtigen Landnutzungen in den Opportunitätskosten der Trinkwassernutzung.

Die Diskussion um die Verkleinerung des Trinkwasserschutzgebietes Mockritz zielt somit auf die Reduzierung der landnutzungsbezogenen Opportunitätskosten. Die durch eine Reduktion ermöglichten Einsparpotentiale müssen jedoch gegen die möglichen Auswirkungen auf das Grundwassersystem abgewogen werden. So muß diskutiert werden, welche anderen Kostenkomponenten der Trinkwasserbereitstellung, wie z. B. die Überwachungs- und Aufbereitungskosten, dadurch beeinträchtigt werden könnten und ob etwaige Veränderungen des Grundwassersystems aufgrund der überregionalen Nutzenstiftung als Trinkwasserressource und aus der Sicht eines nachhaltigen Grundwasserschutzes akzeptabel sind.

4.2 Szenarienableitung

Als Voraussetzung für die Bewertung müssen mit der Szenarienableitung die regional diskutierten Entscheidungsoptionen erfaßt und die relevanten Rahmenbedingungen festgelegt werden. Die Methodik der Szenarienableitung wurde bei Klauer et al. in diesem Bericht beschrieben. Wie dort ausführlich dargelegt wurde, sollen die entscheidungsrelevanten Probleme in den *Handlungsfeldern* und *Handlungsoptionen* abgebildet werden. Darüber hinaus müssen aber auch mit Hilfe von *Entwicklungsrahmen* die Annahmen zu den *Parametern* festgelegt werden, welche das Bewertungsergebnis beeinflussen, aber nicht von den regionalen Entscheidungsträgern beeinflußt werden können. Im folgenden sollen die Handlungsfelder und die Entwicklungsrahmen näher beschrieben werden, welche aus der Sicht des Trinkwasserschutzes von Bedeutung sind. Neben der Fragestellung nach einem sinnvollen Maß an Trinkwasserschutz interessiert im Rahmen des in diesem Bericht vorgestellten Verbundprojektes auch die Frage nach einer angemessenen Nutzung der Kiesressourcen im Torgauer Raum. Beide Fragestellungen sind eng miteinander verbunden. In diesem Kapitel wird schwerpunktmäßig auf die Behandlung der trinkwasserrelevanten Fragen eingegangen und die Verknüpfung mit der Fragestellung zum Kiesabbau nur kurz angerissen. Eine ausführliche Beschreibung der gemeinsamen Szenarien erfolgt bei Klauer et al. in diesem Bericht. Die genaue Beschreibung der Bewertung des Kiesabbaus ist bei Messner in diesem Bericht zu finden.

4.2.1 Ableitung der für den Trinkwasserschutz relevanten Handlungsoptionen

Als relevante regionale Handlungsfelder in Torgau wurden im Rahmen des Projektes der *Trinkwasserschutz* und der *Kiesabbau* identifiziert. Mit dem Handlungsfeld Trinkwasserschutz sollen Möglichkeiten zur Verringerung der regionalen ökonomischen Belastung diskutiert werden, welche sich aus einer Verkleinerung des Schutzgebietes für das Wasserwerk Mockritz ergibt. Folgende Handlungsoptionen werden gewählt:

- (a) die Beibehaltung des TWSG Mockritz in seinem derzeitigen Umfang,
- (b) die Reduzierung des TWSG Mockritz um die ostelbische Schutzzone 3b,
- (c) die Reduzierung des TWSG Mockritz um die ost- und westelbischen Schutzzonen 3b.

Diese Diskussion um eine flächenmäßige Verringerung betrifft nur das Trinkwasserschutzgebiet des Wasserwerkes Mockritz. Allerdings sind bei der Bewertung beide Wasserwerke der Fernwasserversorgung – Mockritz und Torgau Ost – einzubeziehen.

Die Wahl der Handlungsoptionen im Bereich Grund- und Trinkwasserschutz hat Auswirkungen auf die Entwicklung des regionalen Kiesabbaus. Es liegen Abbauanträge für Kieslagerstätten im ostelbischen Bereich der Schutzzone 3b vor. Im Rahmen der Bewertung wird davon ausgegangen, daß diese Vorhaben nur dann genehmigt werden würden, wenn zumindest die ostelbische Schutzzone 3b aufgelöst wird. Aufgrund dieser räumlichen Verknüpfung der Kiesabbauproblematik und des Grundwasserschutzes soll die Bewertung deren simultane Betrachtung ermöglichen. Dafür werden die drei Handlungsoptionen des Grund- und Trink-

wasserschutzes sowie die zwei Handlungsoptionen des Kiesabbaus²⁴ zu Handlungsalternativen kombiniert. Dabei ergeben sich sechs mögliche Handlungsalternativen, die unterschiedliche regionale Entwicklungsmöglichkeiten beschreiben.²⁵ Zum Beispiel betrachtet die Handlungsalternative „Auflösung der Trinkwasserschutzzone 3b“ und „Genehmigung weiterer Kiesabbaustätten“ die Möglichkeit, die in der ehemaligen Trinkwasserschutzzone liegenden Kieslagerstätten abzubauen. Dagegen könnten bei der Handlungsalternative „Beibehaltung des TWSG Mockritz“ und „Genehmigungen weiterer Kiesabbauvorhaben“ nur Kieslagerstätten außerhalb der Trinkwasserschutzzonen abgebaut werden.²⁶

4.2.2 Ableitung der für den Trinkwasserschutz relevanten Parameter

Die Handlungsalternativen repräsentieren die Entscheidungsmöglichkeiten der regionalen Entscheidungsträger. Diese können jedoch nur dann sinnvoll bewertet werden, wenn Annahmen zu entscheidungsrelevanten Rahmenbedingungen, die nicht auf regionaler Ebene beeinflusst werden können, getroffen werden. Diese Rahmenbedingungen werden Parameter genannt. Wesentliche Parameter sind das *Wirtschaftswachstum* in Sachsen und die externe *Nachfrage nach Fernwasser* aus dem Torgauer Raum. Im folgenden sollen diese Parameter ausführlicher betrachtet werden.

Das Wirtschaftswachstum

Dieser Parameter beschreibt das der Bewertung zugrunde gelegte sächsische und regionale Wirtschaftswachstum. Das Wirtschaftswachstum beeinflusst bewertungsrelevante Nachfrageeffekte sowie Kosten- bzw. Nutzenströme, wie

- Nachfrageeffekte nach Gewerbestandorten und Siedlungsflächen in Abhängigkeit vom Wirtschaftswachstum,
- Veränderung der Kosten der Landnutzungsrestriktionen für den Trinkwasserschutz in Abhängigkeit vom Wirtschaftswachstum,
- Wertschöpfungsveränderungen pro Flächeneinheit in Abhängigkeit vom Wirtschaftswachstum.

Weiterhin wird von der Annahme ausgegangen, daß nur bei einer steigenden Nachfrage nach Kies weitere Abbauvorhaben überhaupt in Betrieb gehen. Die Nachfrage nach Kies ist jedoch eng mit dem Wirtschaftswachstum in Sachsen gekoppelt, so daß als Voraussetzung für eine steigende Kiesnachfrage eine stärkere Wirtschaftsentwicklung notwendig ist.²⁷

Die Annahme für den Parameter Wirtschaftswachstum unterscheidet einen optimistischen und einen pessimistischen Fall. Der *pessimistische* Entwicklungsrahmen geht von einem geringen Wachstum des Bruttoinlandsproduktes für Sachsen von 2,5% aus und schreibt somit das geringe Wirtschaftswachstum in Sachsen der letzten beiden Jahre fort. Der *optimistische*

²⁴ Genehmigung neuer Kiesabbauvorhaben vs. keine Genehmigung neuer Kiesabbauvorhaben.

²⁵ Vgl. Tabelle 1 in dem Beitrag von Klauer et al. sowie den Beitrag von Messner in diesem Bericht.

²⁶ Vgl. Klauer et al. und Messner in diesem Bericht.

²⁷ Für nähere Ausführungen zu den Annahmen der Kiesnachfrage siehe Messner in diesem Bericht.

Entwicklungsrahmen geht dagegen von einem jährlichen Wachstum des Bruttoinlandsproduktes von 4,4% aus. Weiterhin wird unterstellt, daß sich das Wirtschaftswachstum in Sachsen nicht von dem in der Region Torgau unterscheidet.²⁸

Annahmen zum langfristigen Fernwasserbedarf

Der zweite Parameter soll die zugrunde gelegte Nachfrage nach dem Torgauer Fernwasser festlegen. Der langfristige Fernwasserbedarf ist eine entscheidende Größe für die Ermittlung der Nutzenstiftung der überregionalen Trinkwasserbereitstellung durch die Wasserwerke Mockritz und Torgau-Ost. Fernwasser wird benötigt, um die regionalen Wasserversorgungsverbände zu unterstützen, wenn deren Wasserförderkapazitäten nicht zur Deckung des Bedarfes ausreichen. Zur Zeit versorgt die Fernwasserversorgung sieben Aufgabenträger der öffentlichen Wasserversorgung (ÖWV) des Regionalbezirkes Leipzig mit Wasser. Weiterhin wird Wasser nach Sachsen-Anhalt geliefert. Insgesamt deckten die Fernwasserwerke im Jahr 1995 ungefähr 35% des Gesamtwasserbedarfes im Regionalbezirk. Der überwiegende Teil des Fernwassers wurde von der Stadt Leipzig und dem Leipziger Umland nachgefragt (SMU und LfUG 1998, S. 73ff.).

Der Fernwasserbedarf ergibt sich aus der Differenz des Trinkwasserbedarfes und den regionalen Versorgungskapazitäten. Der gesamte Trinkwasserbedarf wird durch folgende Faktoren beeinflusst: durch die Zahl der angeschlossenen Bevölkerung, durch den spezifischen Wasserverbrauch pro Einwohner, durch die Menge an Trinkwasser, welches vom Gewerbe, der Industrie und Landwirtschaft nachgefragt wird und durch die Leitungsverluste sowie dem Eigenbedarf der Wasserwerke. Diese Faktoren verändern sich über die Zeit. Es wird jedoch davon ausgegangen, daß sich der Bedarf an öffentlichem Wasser nicht direkt an das wirtschaftliche Wachstum von Sachsen koppeln läßt. Der Anteil von Wasser der ÖWV am Wasserverbrauch des Gewerbes und der Industrie ist relativ gering. Das verarbeitende Gewerbe deckt nur 6,7% seines Wasserbedarfes mit Wasser der öffentlichen Wasserversorgung, der Bergbau 1,2% und die Wärmekraftwerke nur 0,2%.²⁹ Der überwiegende Teil des Wasserbedarfes von Gewerbe und Industrie wird mittels Eigenförderung gedeckt. Zudem wird hauptsächlich Oberflächenwasser genutzt. Der Anteil von Grundwasser liegt beim verarbeitenden Gewerbe bei ungefähr 25%, beim Bergbau bei 60% und bei der öffentlichen Wasserversorgung bei 70%.

Seit den sechziger Jahren wird in der BRD eine Entkopplung von Wasserverbrauch und Industrieproduktion beobachtet. Seit den siebziger Jahren ist auch ein absoluter Rückgang des Wasserverbrauches zu verzeichnen. Jänicke et al. (1992, S. 78) ermittelten den intrasektoralen technologischen Fortschritt als die wesentlichste Ursache für den absoluten Rückgang des Wasserverbrauches in den siebziger und achtziger Jahren. Dieser Trend gilt auch für den Verbrauch von Grundwasser durch die Industrie (Lehn et al. 1996, S. 53).

²⁸ Vgl. den Beitrag von Klauer et al. in diesem Bericht.

²⁹ Angaben beziehen sich auf das Jahr 1995. Quelle: Statistisches Jahrbuch der Bundesrepublik Deutschland 1998, Tab. 26/2.

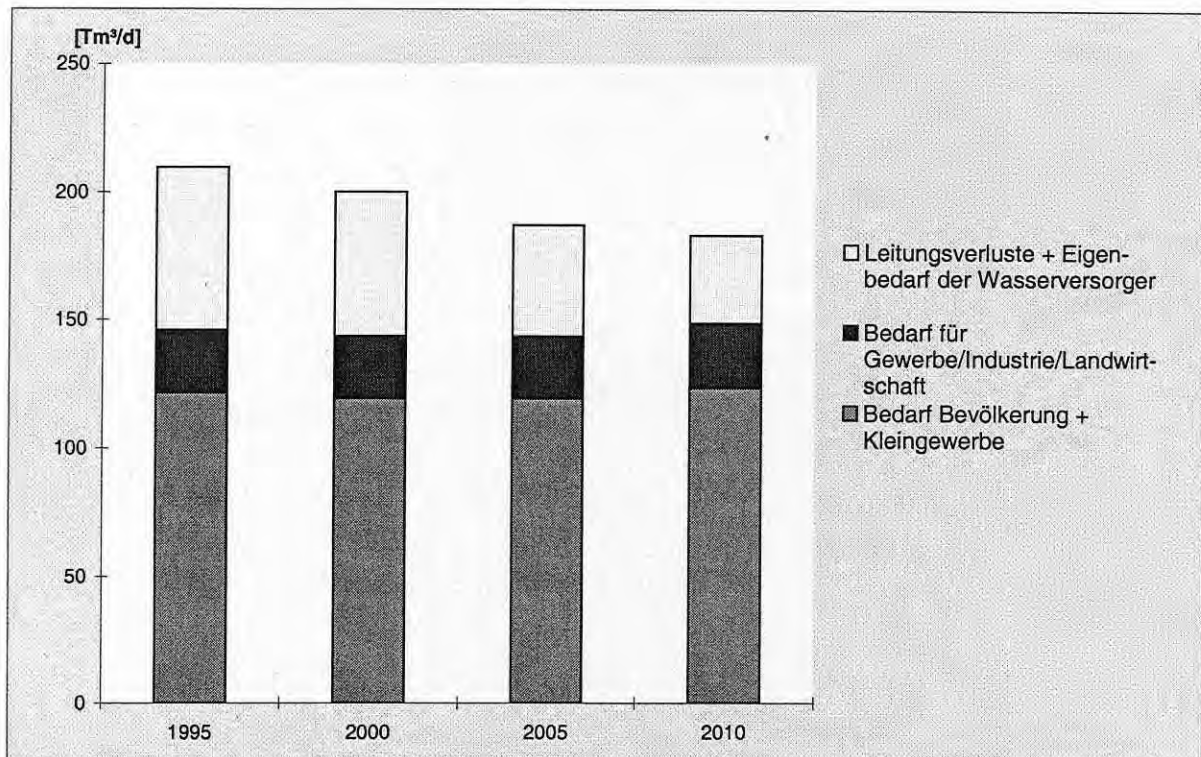
Während kein direkter Zusammenhang zwischen dem Wirtschaftswachstum und dem industriellen Wasserbedarf an Trinkwasser angenommen werden kann, so ist der spezifische Wasserverbrauch der Bevölkerung zumindest teilweise vom Lebensstandard und somit von der wirtschaftlichen Entwicklung abhängig. So zeigte sich in der BRD bis in die achtziger Jahre ein Anstieg des Wasserverbrauches zusammen mit dem Lebensstandard. Derzeit ist aber eine Entkopplung des spezifischen Wasserverbrauches vom Wirtschaftswachstum zu beobachten. Diese Situation der Stagnation bzw. des Rückganges wird auf wassersparende Armaturen, auf einen Wandel des Verbraucherverhaltens und auf gestiegene Wasser- und Abwasserpreise zurückgeführt (Lehn et al. 1996, S. 53ff.).

Der Ableitung des Fernwasserbedarfes wurde der Entwurf des Grundsatzplans der öffentlichen Wasserversorgung für den Freistaat Sachsen (GÖW) zugrunde gelegt (LfUG 1997).³⁰ Dieser Bedarfsprognose bis zum Jahr 2010 liegen Prognosen zur Bevölkerungsentwicklung, zur Entwicklung des spezifischen Bevölkerungsbedarfes und zum Bedarf der an die öffentliche Wasserversorgung angeschlossenen Gewerbe, Industriebetriebe und landwirtschaftlichen Wasserabnehmer zugrunde. Darüber hinaus werden die Leitungsverluste und der Eigenverbrauch der Wasserwerke mit berücksichtigt.

Die Bevölkerung des Regierungsbezirkes betrug im Jahre 1990 ungefähr 1,17 Mio. Einwohner. Bis zum Jahr 1995 nahm sie um 4,9% auf ca. 1,11 Mio. Einwohner ab. Im Rahmen des Grundsatzplanes wird ein fortlaufender Rückgang der Bevölkerung um 5% auf 1,06 Mio. Einwohner im Jahre 2010 angenommen. Die Entwicklung des Wasserbedarfes laut Bedarfsprognose ist in Abbildung 4 dargestellt. Der mittlere Wasserbedarf für das Jahr 1995 betrug ca. 210 Tm³/d. Dieser Gesamtbedarf errechnete sich aus den folgenden Komponenten. Der Bedarf für die Bevölkerung und Kleingewerbe belief sich auf 122 Tm³/d bzw. 58% des Gesamtbedarfes. Gewerbe/Industrie und Landwirtschaft verbrauchten 24,5 Tm³/d und somit ungefähr 12% des Gesamtbedarfes. Die Leitungsverluste zusammen mit dem Eigenbedarf der Wasserwerke beliefen sich auf 64 Tm³/d. Diese Menge entspricht 30% des Gesamtwasserbedarfes. Damit ergibt sich ein spezifischer Bevölkerungsbedarf von 110 l/E*d für das Jahr 1995. Diese Zahlen verdeutlichen einen dramatischen Wasserrückgang um 46% gegenüber 1990. Laut Bedarfsprognose soll der mittlere Wasserbedarf weiter abnehmen und im Jahr 2010 nur noch 183 Tm³/d betragen. Dies bedeutet eine Abnahme gegenüber 1995 um ca. 13%. Dieser Trend ergibt sich aber aufgrund von gegenläufigen Entwicklungen der einzelnen den Bedarf bestimmenden Faktoren. Der Bedarf für die Bevölkerung steigt trotz des Bevölkerungsrückganges um 3% auf 124 Tm³/d an. Dabei wurde ein langfristiger, leichter Anstieg des spezifischen Bevölkerungsbedarfes von 110 l/E*d für 1995 auf 118 l/E*d zugrunde gelegt, der den Bedarfsverlust durch den Bevölkerungsrückgang kompensiert. Der Bedarf an Wasser für Industrie/Gewerbe und Landwirtschaft beträgt 25 Tm³/d und steigt somit ebenfalls leicht an. Die Leitungsverluste inklusive des Eigenverbrauches sollen auf 34,5 Tm³/d verringert werden. Das bedeutet eine Verringerung dieser Verluste um 46% gegenüber 1995. Somit verteilt sich

³⁰ Diese Daten wurden im Rahmen des Nutzungsvertrages vom 11.12.1997 durch das LfUG zur Verfügung gestellt.

der Wasserbedarf im Jahr 2010 zu 67% auf den Bevölkerungs- und Kleingewerbebedarf, zu 14% auf den Bedarf für Gewerbe, Industrie und Landwirtschaft. Die restlichen 19% sind Leitungsverluste und Eigenverbrauch. Zusammenfassend läßt sich sagen, daß nach dieser Prognose die mittelfristige Abnahme des Trinkwasserbedarfes durch die Verringerung der Leitungsverluste erfolgt. Dagegen wird erwartet, daß der Bevölkerungsrückgang durch die Zunahme des spezifischen Trinkwasserverbrauchs überkompensiert wird.



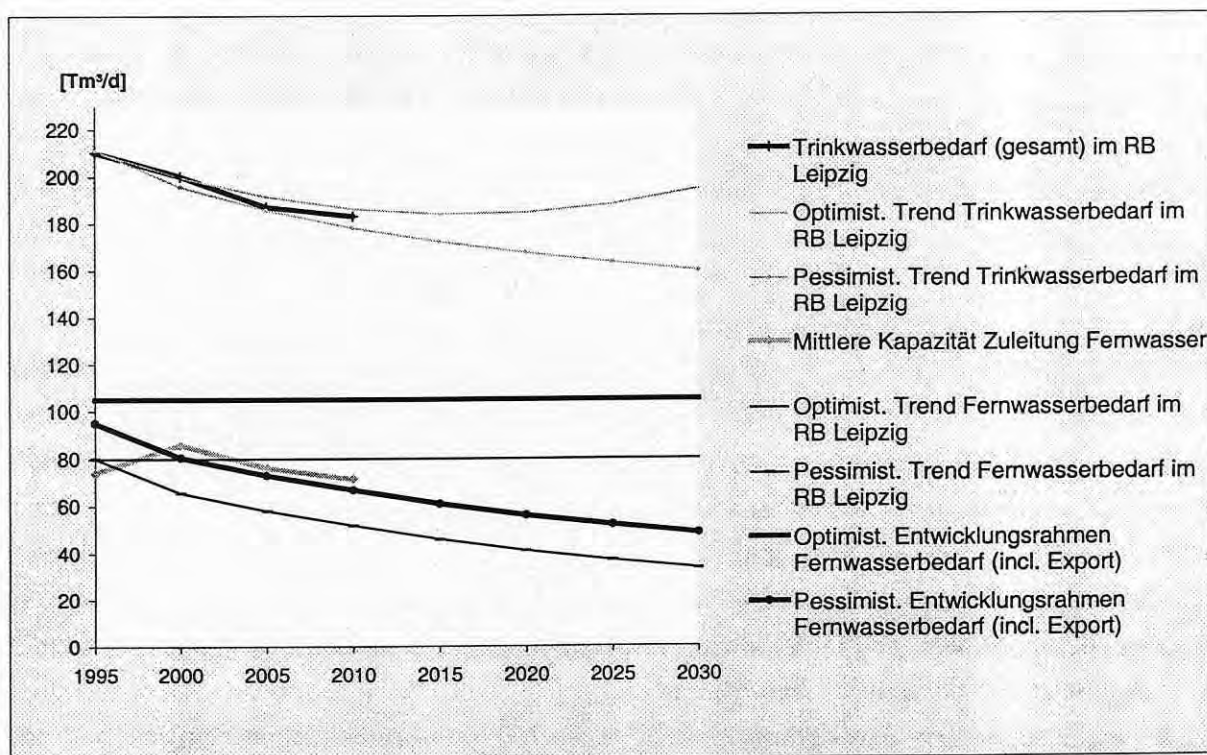
Quelle: LfUG (1997).

Abb. 4: Bedarfsprognose für Trinkwasser der öffentlichen Wasserversorgung im Regierungsbezirk Leipzig.

Die Annahmen für den Entwicklungsrahmen zur Fernwassernachfrage (vgl. Abb. 5) beziehen sich auf den Entwurf zum GÖW (LfUG 1997). Die für 1995 benötigte Fernwasserkapazität zur Bedarfsdeckung im Regierungsbezirk Leipzig wurde inklusive einer Sicherheitsreserve mit 74 Tm³/d angegeben. Die weitere Entwicklung ist einerseits durch eine Bedarfszunahme infolge der Ablösung von regionalen Wasserversorgungsanlagen durch Fernwasserlieferungen (z. B. im Landkreis Borna) gekennzeichnet und andererseits durch eine generell abnehmende Fernwassernachfrage im Regierungsbezirk infolge des rückgängigen Trinkwasserbedarfes. Dadurch wird für das Jahr 2010 eine benötigte Fernwasserkapazität von ungefähr 71 Tm³/d prognostiziert.

Für die Ermittlung des langfristigen Fernwasserbedarfes wurden die folgenden Annahmen getroffen (vgl. Abb. 5). Der Gesamtwasserbedarf für den Regierungsbezirk wurde mittels Trendrechnungen bis zum Jahr 2030 verlängert. Dabei wird in einem optimistischen Szenario

der prognostizierte Bedarf für 2010 überschritten und mittels einer polynomischen Trendlinie ein Wiederanstieg des Wasserverbrauches bis zum Jahr 2030 simuliert. Diese Funktion ergibt einen Wasserbedarf für 2030 von 195 Tm³/d. Dieser Bedarfsanstieg könnte beispielsweise durch eine steigende Bevölkerungszahl, durch einen Anstieg des spezifischen Bevölkerungsbedarfes oder des gewerblichen Bedarfes verursacht werden, so daß weitere Einsparungen bei den Leitungsverlusten mehr als ausgeglichen werden. In einem pessimistischen Szenario wird der prognostizierte Wasserbedarf im Jahr 2010 unterschritten und der Bedarf nimmt bis zum Jahr 2030 weiter auf 160 Tm³/d ab. Dies könnte durch eine Abnahme beim spezifischen Bevölkerungs- und Gewerbebedarf, durch stagnierende oder rückläufige Bevölkerungszahlen zusammen mit weiteren Einsparungen bei den Leitungsverlusten verursacht werden.



Quelle: LfUG (1997) und eigene Berechnungen.

Abb. 5: Prognose des Fernwasserbedarfes der Wasserwerke Mockritz und Torgau-Ost (Fernwasser Elbaue-Ostharz GmbH).

Als pessimistischer Trend des langfristigen Fernwasserbedarfes im Regierungsbezirk Leipzig wird zusätzlich zu dem langfristig rückgängigen Gesamtbedarf angenommen, daß vor allem die regionalen Versorgungskapazitäten genutzt werden. Dabei würde die Fernwassernachfrage auf unter 40 Tm³/d sinken. Als optimistischer Trend wird dagegen eine ausgeglichene Nachfrage von ca. 80 Tm³/d angenommen. Damit könnte beispielsweise ein langfristiger, mäßiger Wiederanstieg des Gesamtbedarfes befriedigt werden oder weitere regionale Wasserversorgungsanlagen könnten durch Fernwasserlieferungen ersetzt werden.

Weiterhin muß der Export der Fernwasserwerke nach Sachsen-Anhalt berücksichtigt werden. Laut SMU und LfUG (1998, S. 81) wurden im Jahr 1997 ca. 18 Tm³/d Fernwasser nach

Sachsen-Anhalt exportiert. Als optimistische Annahme wird daher ein Export von 25 Tm³/d und als pessimistische Annahme ein Export von 15 Tm³/d zugrunde gelegt. Dadurch ergibt sich als Entwicklungsrahmen ein langfristiger Fernwasserbedarf aus der Elbaue, der zwischen 105 Tm³/d und 50 Tm³/d liegt (vgl. Abb. 5). Der Beitrag des Fernwasserwerkes Kossa wird dabei vernachlässigt. Die hier getroffenen Annahmen zum Fernwasserbedarf sind als Diskussionsgrundlage für eine weitere Konkretisierung dieses Entwicklungsrahmens zu sehen. Insbesondere ist zu diskutieren, unter welchen Bedingungen ein langfristig steigender Fernwasserbedarf angenommen werden könnte.

5 Ausblick

Mit diesem Bericht wurde ein Bewertungsverfahren für die Bewertung von regionalen Trinkwasserschutzoptionen vorgestellt, welches die Optionen anhand ihrer Wohlfahrtseffekte, Wertschöpfungseffekte und Arbeitsplatzeffekte und Grundwassereffekte bewerten soll. Dabei wurde argumentiert, daß eine multikriterielle Bewertung am besten geeignet ist, die für eine solche Entscheidung notwendigen Informationen aufzubereiten sowie auch die Zielstellung eines nachhaltigen Grundwasserschutzes in die Bewertung zu integrieren. Im Anschluß wurde die Szenarienableitung diskutiert. Es wurden die zu bewertenden Handlungsalternativen vorgestellt sowie Annahmen zu den die Entscheidung beeinflussenden Parametern getroffen.

In der folgenden Phase der Projektarbeit, in welcher die in diesem Beitrag vorgestellten Szenarien bewertet werden sollen, wird es zuerst notwendig sein, die Landnutzungsänderungen, die sich aus den Szenarien ergeben, zu konkretisieren. Dabei müssen Annahmen getroffen werden, wie sich die Landnutzungen räumlich und zeitlich in Abhängigkeit von den Szenarien entwickeln könnten. Diese betreffen die Landwirtschaft, die Versiegelung für gewerbliche, wohnungsbauliche und infrastrukturelle Zwecke und den Kiesabbau. Diese konkretisierten Landnutzungsänderungen bilden dann die Grundlage für die Modellierung und Bewertung der ökologischen und ökonomischen Effekte.

Mit der empirischen Anwendung des ökologisch-ökonomischen Bewertungsverfahrens sollen Impulse für eine Diskussion der regionalen Entscheidungsträger in bezug auf die weitere Entwicklung im Torgauer Raum gegeben werden. Hierbei ist eine Anwendung der Bewertungsergebnisse für verschiedene Ziele möglich. Sie erlauben eine Beurteilung der verschiedenen Trinkwasserschutzoptionen, welche in den Szenarien abgebildet wurden. Dabei können die Trinkwasserschutzszenarien zusammen mit den Kiesszenarien bewertet werden. Des weiteren wäre es denkbar, daß sich aufgrund der Bewertungsergebnisse weitere Szenarienalternativen ergeben, die dann als Ausgangspunkt für eine neue Bewertung dienen könnten. Zudem lassen sich die positiven und negativen Einflüsse einzelner Landnutzungen auf den Trinkwasserressourcenschutz darstellen. Dadurch könnten von der Bewertung auch Impulse für eine aktive Einflußnahme auf zukünftige regionale Entwicklungen ausgehen. Teile der wohlfahrtsökonomischen Bewertung bilden zudem eine wichtige Grundlage für die Diskussion zur Verbesserung von ökonomischen Anreizsystemen des Naturschutzes. Hierbei ist

insbesondere an die überregionale Nutzenstiftung der Torgauer Trinkwasserressourcen zu verweisen.

Literatur

- Abdalla, C.W. (1994): Groundwater values from avoidance cost studies: Implications for policy and future research. *American Journal of Agricultural Economics* 76, pp. 1062-1067
- Abdalla, C.W., Roach, B.A., Epp, D.J. (1992): Valuing environmental quality changes using averting expenditures: An application to groundwater contamination. *Land Economics* 68/2, pp. 163-169
- Claussen, U., Irmer, U., Markard, C., Mehlhorn, B., Mohaupt, V., Rechenberg, B., Schmitz, E., Wolter, R. (1996): Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele im Gewässerschutz – Sachstandsbericht und Ausblick. UBA-Texte 63/96. Berlin
- Daly, H.E. (1992): Allocation, distribution, and scale: towards an economics that is efficient, just, and sustainable. *Ecological Economics* 6, pp. 185-193
- DGFZ (Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V.), PFP (Pell Frischmann Group) (1994): Studie zur Verbesserung der Umweltsituation im Oberen Elbtal. Los II: Grundwasserbeschaffenheit Elbaue Torgau. Abschlußbericht EG-PHARE Projekt Nr. 90/058/030/001. Auftraggeber: Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung. Dresden
- DVGW (1995): Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiete. I. Teil: Schutzgebiete für Grundwasser – W 101. DVGW Regelwerk
- Endres, A., Holm-Müller, K. (1998): Die Bewertung von Umweltschäden. Theorie und Praxis sozioökonomischer Verfahren. W. Kohlhammer. Stuttgart
- Franko, U., Schenk, S., Debevc, D., Peterson, P., Schramm, G. (1997): Einfluß von Standort und Bewirtschaftung auf den N-Austrag aus Agrarökosystemen. UFZ-Bericht 10/97. Leipzig
- FWV (Fernwasserversorgung Elbaue-Ostharz GmbH) (1998): Geschäftsbericht 1997. Torgau
- Hampicke, U. (1992): Ökologische Ökonomie. 1. Auflage. Westdeutscher Verlag. Opladen
- Hanley, N., Spash, C.L. (1995): Cost-Benefit Analysis and the Environment. 1. edition. Edward Elgar. Aldershot
- Hauff, V. (Hrsg.) (1987): Unsere gemeinsame Zukunft: Der Brundtland-Bericht der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung. Eggenkamp-Verlag. Greven
- Horsch, H., Geyler, S. (1998): Lösungsansätze zum Konflikt Grundwasserschutz und Wirtschaft in Richtung regionaler Nachhaltigkeit - dargestellt am Beispiel des Torgauer Raumes. In: Weigert, B., Drewes, J.E., Lühr, H.-P., Steinberg, C., Franke, P. (Hrsg.): Wasserwirtschaft in urbanen Räumen. Schriftenreihe Wasserforschung. Berlin, S. 151-170
- Horsch, H., Månsson, B. (1998): Konzept der ökologisch-ökonomischen Bewertung von erneuerbaren Ressourcen - dargestellt am Beispiel des Grundwasserschutzes im Torgauer Raum. In: Grabaum, R., Steinhardt, U. (Hrsg.): Fortschritte in der Landschaftsbewertung. UFZ-Bericht 6/98. Leipzig, S. 51-67
- Jänicke, M., Mönch, H., Binder, M. (1992): Umweltentlastung durch industriellen Strukturwandel?: Eine explorative Studie über 32 Industrieländer (1970 bis 1990). 1. Auflage. Ed. Sigma. Berlin
- Junge, H., Stolpe, H. (1998): Langfristige Sicherung der Trinkwasserversorgung in urbanen Räumen – Grenzen und Widerstand bei der Entwicklung und Umsetzung von Wasserschutzkonzepten. In: Weigert, B., Drewes, J.E., Lühr, H.-P., Steinberg, C., Franke, P. (Hrsg.): Wasserwirtschaft in urbanen Räumen. Schriftenreihe Wasserforschung. Berlin, S. 101-112
- LA (Landratsamt) Torgau-Oschatz (1995): Konzeption zur Entwicklung des Landkreises Torgau-Oschatz. Torgau
- LA (Landratsamt) Torgau-Oschatz (1996): Konzeption zur Entwicklung des Landkreises Torgau-Oschatz – 1. Abrechnung. Torgau
- LA (Landratsamt) Torgau-Oschatz (1997): MOST Projekt „Rüstungsaltnast WASAG Elsnig“. Abschlußbericht Grundwassermonitoring Frühjahr 1997. Torgau
- Langenscheidt (1994): Langenscheidts Handwörterbuch Englisch-Deutsch. 6. Auflage. Langenscheidt KG. Berlin. München
- Lehn, H., Steiner, M., Mohr, H. (1996): Wasser – die elementare Ressource: Leitlinien einer nachhaltigen Nutzung. 1. Auflage. Springer. Berlin. Heidelberg
- Leist, H.J., Magoulas, G., Thiem, H. (1993): Folgekosten der landwirtschaftlichen Bodennutzung für die Wasserversorgung. *Neue DELIWA-Zeitschrift* 5/93, S. 204-213
- LfUG (Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie) (Hrsg.) (1996): Grundwasserdargebotsprognose für den Regierungsbezirk Leipzig 1996: Prognosezeitschritte 1994 und 2010. Abschlußbericht. Bietergemeinschaft HGN Hydrogeologie NL Torgau, G.E.O.S. Ingenieurgesellschaft mbH Freiberg, IBGW Ingenieurbüro für Grundwasser GmbH Leipzig. Radebeul

- LfUG (Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie) (Hrsg.) (1997): Grundsatzplan öffentliche Wasserversorgung Freistaat Sachsen. Entwurf. Radebeul
- LfUG (Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie) (Hrsg.) (1998): Empfehlungen für Trinkwasserschutzgebietsgutachten für Grundwasser. Empfehlungen zur Wasserwirtschaft. Radebeul
- Lühr, H.-P., Bütow, E., Homann, H. (1992): Der Einfluß der Gewässerverschmutzung auf die Kosten der Trink- und Brauchwasserversorgung. Zeitschrift für Angewandte Umweltforschung 5/92 Sonderheft 3, S. 73-84
- Luckner, L., Tiemer, K. (1995): Rüstungsaltslasten und Grundwasserbeschaffenheit in der Elbaue bei Torgau. WWt 1/95, S. 26-34
- Meyer, R., Jörissen, J., Socher, M. (1995): Technikfolgenabschätzung „Grundwasserschutz und Wasserversorgung“ - Band 1. 1. Auflage. Erich Schmidt. Berlin
- Pearce, D. (1993): Blueprint 3: Measuring sustainable development. 1. edition. Earthscan. London
- Pearce, D.W., Turner, R.K. (1990): Economics of natural resources and the environment. 1. edition. Harvester Wheatsheaf. London
- Porter, R.C. (1980): The New Approach to Wilderness Preservation through Benefit-Cost Analysis. Journal of Environmental Economics and Management 9, pp. 59-80
- Raucher, R.L. (1986): The benefits and costs of policies related to groundwater contamination. Land Economics 62/1, pp. 33-45
- Regionaler Planungsverband Westsachsen (1998): Regionalplan Westsachsen - Satzungsbeschluß vom 26.6.98. Leipzig
- Sächsische Staatskanzlei (1994): Verordnung des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landesentwicklung über Schutzbestimmungen und Ausgleichsleistungen für erhöhte Aufwendungen der Land- und Forstwirtschaft in Wasserschutzgebieten vom 30. Juni 1994. In: Sächsisches Gesetz- und Verordnungsblatt. Nr. 39 vom 14. Juli 1994, S. 1178-1199
- Samuelson, P.A., Nordhaus, W.D. (1987): Grundlagen der Makro- und Mikroökonomie. Bd. 2. 8. Auflage. Bund-Verlag. Köln
- Schönböck, W., Kosz, M., Madreiter, T. (1997): Nationalpark Donauauen: Kosten-Nutzen-Analyse. 1. Auflage. Springer. Wien
- SMU (Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft), LfUG (Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie) (1998): Grundsatzplan öffentliche Wasserversorgung Freistaat Sachsen. Radebeul
- SRU (Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1998): Flächendeckend wirksamer Grundwasserschutz. Sondergutachten. 1. Auflage. Metzler-Poeschel. Stuttgart
- Sun, H., Bergstrom, J.C., Dorfmann, J.H. (1992): Estimating the benefits of groundwater contamination control. Southern Journal of Agricultural Economics 24/2, pp. 63-71

Ökologisch-ökonomische Bewertung von nicht-erneuerbaren Ressourcen einer Region – dargestellt am Beispiel des Kiesabbaus im Altkreis Torgau

Frank Messner

1 Einleitung

Gegenstand dieses Beitrages ist die Vorstellung eines Verfahrens zur ökologisch-ökonomischen Bewertung von nicht-erneuerbaren Ressourcen in einer Region, das zuerst in allgemeiner Weise umschrieben und dann am Beispiel des Kiesabbaus im Altkreis Torgau konkretisiert wird. Die nachfolgenden Ausführungen zeichnen sich durch drei inhaltliche Schwerpunkte aus. Zu Beginn werden insbesondere die ökonomischen und ökologischen Besonderheiten verdeutlicht, die bei der Bewertung von nicht-erneuerbaren Ressourcen in einem regionalen Zusammenhang und unter Berücksichtigung des Leitbildes der Nachhaltigkeit beachtet werden müssen. Anschließend werden methodische Grundlagen einer regionsspezifischen monetären Bewertung des Abbaus von nicht-erneuerbaren Ressourcen sowie Argumente für ein entscheidungsorientiertes Bewertungsverfahren vorgetragen, das sowohl monetarisierbare als auch nicht-monetarisierbare Wohlfahrtseffekte einbezieht. Schließlich wird dargelegt, wie die vorgestellte Bewertungsmethode für den konkreten Fall des Kiesabbaus im Altkreis Torgau zur Anwendung kommt. Nach einer Beschreibung des regionsspezifischen Kontextes im Altkreis Torgau wird in einem ersten Schritt mittels einer Multikriterienanalyse eine Rangfolge der potentiellen Kiesabbaustätten ermittelt, um auf dieser Grundlage Szenarien für den Kiesabbau abzuleiten. In einem zweiten Schritt wird aufgezeigt, wie das ökonomische Bewertungsverfahren unter Zuhilfenahme der Nutzen-Kosten-Analyse angewendet wird. Im Ausblick dieses Beitrages wird abschließend auf die noch bevorstehende Beantwortung der Forschungsfrage eingegangen, wie die Ergebnisse der Nutzen-Kosten-Analyse in einem dritten Schritt in den Gesamtkontext einer Multikriterienanalyse eingebunden werden können.

2 Ökologische und ökonomische Besonderheiten der Landnutzung durch Abbau von nicht-erneuerbaren Ressourcen

Der Abbau von nicht-erneuerbaren Ressourcen ist eine Form der Landnutzung, die im Vergleich zu anderen Landnutzungsarten diverse ökologische und ökonomische Besonderheiten aufweist. Aus ökologischer Sicht ist festzustellen, daß besonders bei der Rohstoffgewinnung im Tagebau sehr gravierende ökologische Auswirkungen auftreten. Es werden dabei ganze Landschaften samt ihrer gewachsenen Bodenschichten abgetragen, wodurch die biotischen Bedingungen vollständig verändert werden. Je nach vorliegenden Bodentypen und geologischen Bedingungen in der Region können im Boden gebundene Schadstoffe freigelegt werden und durch Wind- und Wassererosion in die Wasserkreisläufe gelangen. Weitere Schadstoffbelastungen treten durch den Abtransport der geförderten Rohstoffe per LKW auf und werden insbesondere im Metallbergbau durch den Aufarbeitungsprozeß verursacht. Die vollständige

Zerstörung der zuvor bestehenden Lebensräume kann in Folge zur irreversiblen Zerstörung von ökologischen Funktionen der Landschaft führen und die hydrologischen Bedingungen massiv beeinträchtigen (Messner 1999; Young 1993).

Auch aus ökonomischer Sichtweise ist der Bergbau als Form der Landnutzung durch diverse spezifische Merkmale charakterisiert. So ist z. B. die Landinanspruchnahme bei der Gewinnung von nicht-erneuerbaren Ressourcen sehr stark ausgeprägt und selbst bei konstant bleibender Förderung stets ansteigend, da eine rohstoffreiche Fläche nur einmal ausgebeutet werden kann. Zur langfristigen Aufrechterhaltung der Produktion ist daher ein permanenter Erkundungsprozeß neuer Flächen notwendig, um neue Rohstofflager zu explorieren und auf den Abbau vorzubereiten. Angesichts der tiefgreifenden Landschaftseingriffe steht der Bergbau stets in Konflikt mit alternativen Landnutzungsformen, da der Rohstoffabbau nicht selten irreversible Veränderungen mit sich bringt und eine zukünftige Landnutzung durch Land-, Forst- und/oder Wasserwirtschaft faktisch ausschließen kann. Eine weitere ökonomische Besonderheit ist bezüglich der Preisbildung bei nicht-erneuerbaren Ressourcen zu konstatieren. Neben der Preisbestimmung durch die Grenzkosten der Rohstoffgewinnung ist im Rohstoffpreis eine Knappheitsrente enthalten, die sich daraus ergibt, daß die Ressource aufgrund ihrer zunehmenden Verknappung als Wertanlage genutzt werden kann. Ein beachtliches Ausmaß besitzt die Rente als Preisbestandteil allerdings nur bei schon sehr knappen Ressourcen wie z. B. Gold oder Silber. Als weiteres ökonomisches Merkmal des Abbaus von nicht-erneuerbaren Ressourcen ist die Tatsache anzuführen, daß die Arbeitsintensität im Tagebau üblicherweise sehr gering ist, da der Abbau mittels kapitalintensiver Anlagen wie z. B. Schaufelbaggern durchgeführt wird. Diese hohe Kapitalintensität bringt es aber auch mit sich, daß eine gewisse Anzahl von Arbeitskräften vonnöten ist, um die Wartung und Instandhaltung der bestehenden Kapitalanlagen zu gewährleisten. Weiterhin muß auch in Rechnung gestellt werden, daß in den vorgelagerten Sektoren, die die Kapitalgüter für den Bergbau herstellen, Arbeitskräfte beschäftigt sind und der Bergbau auf diese Weise für eine indirekte Form der Beschäftigung verantwortlich ist. Außerdem ist anzumerken, daß die Logistik eine besondere Bedeutung im Bergbau innehat, da sämtliche geförderte Ressourcen – inklusive des anfallenden Abbaus – abtransportiert, zwischengelagert und zu den industriellen Verbrauchern transportiert werden müssen. Sofern der Transport via LKW abgewickelt wird, wie es zumeist der Fall ist, sind ein Großteil der Beschäftigten im Bergbausektor im Bereich Transport und Logistik zu finden.

Abschließend ist in bezug auf die Besonderheiten des Abbaus von nicht-erneuerbaren Ressourcen zu beachten, daß sowohl die ökonomischen Eckdaten des Rohstoffabbaus (Reserve- menge, Mächtigkeit der Stätte, logistische Lage etc.) als auch die konkreten ökologischen Folgewirkungen von der regionsspezifischen Individualität des Lagerstättenstandortes abhängen (Warhurst 1994, S. 13f.). Eine Analyse von ökonomischen und ökologischen Aspekten des Rohstoffabbaus erfordert daher stets eine regionsspezifische Herangehensweise.

3 Implikationen des Nachhaltigkeitskonzepts für die Nutzung von nicht-erneuerbaren Ressourcen

Da das ökologisch-ökonomische Bewertungsverfahren am Konzept der Nachhaltigkeit orientiert werden soll, ist es notwendig, die Implikationen der Nutzung von nicht-erneuerbaren Ressourcen in bezug auf eine langfristige und nachhaltige Entwicklung zu berücksichtigen. Die Nachhaltigkeitsregel zur Nutzung von nicht-erneuerbaren Ressourcen lautet sinngemäß, daß das ökonomische Potential der erschöpfbaren Ressourcen langfristig zu erhalten ist. Das bedeutet, daß die Reduktion des Ressourcenbestandes durch ausgleichende Maßnahmen kompensiert werden muß, um die ökonomischen Funktionen der Ressourcen auch für zukünftige Generationen zu sichern. Mögliche Kompensationsformen wären eine Bestandserhöhung von erneuerbaren Ressourcen, die als Substitute in Frage kommen, sowie die Forcierung von ressourcensparendem technischen Fortschritt und Recycling. Als weitere Kompensation bzw. als Zeitgewinn der Substitution durch erneuerbare Ressourcen wäre die Erkundung von noch unerforschten Lagerstätten denkbar oder die Inanspruchnahme von noch reichlich vorhandenen erschöpfbaren Substitutressourcen. Auf diese Weise würde eine Transformation in der allgemeinen Ressourcennutzung eingeleitet, die zunehmend auf erneuerbaren Ressourcen und Sekundärmaterialien basiert, ohne ökonomische Funktionen in der allgemeinen Ressourcennutzung einzubüßen (Daly 1990, S. 4; Nutzinger und Radke 1995, S. 251f.). Angesichts der stofflich-chemischen Individualität von nicht-erneuerbaren Ressourcen, die immer wieder als Quelle von neuen innovativen ökonomischen Funktionen dienen, ist weiterhin darauf verwiesen worden, daß zur Aufrechterhaltung der zukünftigen Innovationsfähigkeit eine vollkommene Erschöpfung von nicht-erneuerbaren Ressourcen zu vermeiden ist (Messner 1999). Schließlich ist aus ökologischer Sicht noch zu ergänzen, daß der Abbau und die Nutzung von nicht-erneuerbaren Ressourcen nicht dazu führen sollten, daß bestehende Kapazitäten natürlicher Senken überlastet, die Biodiversität vermindert oder sonstige bleibende Schäden in der Natur verursacht werden.

4 Gegenstand und Grundlagen einer regionsspezifischen Bewertung des Abbaus von nicht-erneuerbaren Ressourcen

4.1 Regionsspezifische Bewertung mittels Szenarien

Die regionenbezogene Bewertung von nicht-erneuerbaren Ressourcen wird im Zusammenhang des vorliegenden Forschungsvorhabens unter der Prämisse gehandhabt, als Grundlage für einen normativen Entscheidungsprozeß innerhalb einer Region zu dienen. Je nach der spezifischen politischen Entscheidungskonstellation soll eine bestimmte Fragestellung mit Hilfe der Bewertungsergebnisse beantwortet werden. Ganz allgemein lautet eine grundlegende Frage von politischen Akteuren, die über Umfang und Modalitäten des regionalen Abbaus von nicht-erneuerbaren Ressourcen zu entscheiden haben, welcher Beitrag zur generellen Wohlfahrt einer Region vom Abbau nicht-erneuerbarer Ressourcen zu erwarten ist. Bei einer Abschätzung derartiger Wohlfahrtseffekte sind neben ökonomischen Wirkungen auf die volkswirtschaftlichen Nutzen und Kosten einer Region zusätzlich ökologische Aspekte des Res-

sourcenabbaus sowie soziale Effekte hinsichtlich Beschäftigungssituation und Einkommen in die Betrachtung einzubeziehen.

Da eine Entscheidung über den Abbau von nicht-erneuerbaren Ressourcen ökonomische, ökologische und soziale Effekte mit sich bringt, die zum Großteil erst in der Zukunft zum Tragen kommen, ist es angebracht, für den Bewertungsprozeß einen langfristigen Zeithorizont anzusetzen. In diesem zeitlich abgesteckten Analyserahmen werden dann je nach Fragestellung im Kontext einer Entscheidungssituation verschiedene Szenarien mit relevanten Handlungsalternativen betrachtet. Aus methodischer Sicht sind diverse Schritte notwendig, um entsprechende Szenarien zu entwerfen. Zuerst sind die regionalpolitischen Handlungsfelder zu bestimmen, die Einfluß auf den Abbau von nicht-erneuerbaren Ressourcen ausüben, sowie die verschiedenen Handlungsoptionen der Handlungsfelder, die in der Region zur Debatte stehen. Zur Ermittlung der relevanten Handlungsfelder und -optionen ist eine Problemanalyse der betroffenen Region erforderlich, die sowohl die regionalen Kompetenzen und politischen Interessenlagen als auch die von außen vorgegebenen Entscheidungen übergeordneter nationaler bzw. supra-nationaler Instanzen offenlegt. Durch Kombination der verschiedenen regionalen Handlungsoptionen in allen vorhandenen regionalen Handlungsfeldern ergeben sich die möglichen regionalen Handlungsalternativen, aus denen die für die Entscheidungssituation relevanten auszuwählen sind. Ein Szenario ist weiterhin dadurch charakterisiert, daß eine Handlungsalternative im Kontext externer Rahmenbedingungen in der Zukunft zu betrachten ist. Da die zukünftige Entwicklung wichtiger Rahmendaten wie Wirtschaftswachstum, Rohstoffnachfrage etc., die hier als Entwicklungsrahmen bezeichnet werden, unsicher ist, ist es stets angebracht, mindestens zwei Entwicklungsrahmen zu entwerfen und entsprechend eine größere Anzahl von Szenarien zu untersuchen. Wesentlich ist letztlich immer, daß die Szenarien gemäß der zu bewertenden Entscheidungssituation entworfen werden und die tatsächlichen regionsspezifischen Umstände zugrunde liegen. So ist für eine Einschätzung, ob der Abbau von nicht-erneuerbaren Ressourcen überhaupt mit Wohlfahrtseffekten verbunden ist, eine andere Szenarienbetrachtung notwendig als für die Beantwortung der Frage, welche Nachteile z. B. damit verbunden sind, wenn der Rohstoffabbau in Natur- oder Wasserschutzgebieten zu vermeiden ist (siehe Klauer et al. in diesem Bericht).

4.2 Methodische Grundlagen der ökonomischen Bewertung

Üblicherweise werden Bewertungen aus ökonomischer Perspektive in Geldeinheiten vorgenommen, wobei die Nutzen-Kosten-Analyse (NKA) als bewährte Methode zum Einsatz kommt. Mit Hilfe der NKA wird versucht, basierend auf der theoretischen Grundlage der neoklassischen Mikroökonomik, Wohlfahrtseffekte von Projekten und Handlungen in der Weise zu messen, daß die monetären Gewinne und Einbußen von Konsumenten und Produzenten, die aufgrund von marktvermittelten Preisänderungen eintreten, addiert werden.¹ Als Maße für Wohlfahrtseffekte durch Preisänderungen werden vielfach für den Bereich der Konsumenten die Konsumentenrente verwendet und für die Produzentenseite die Produzenten-

¹ Gerechnet wird dabei mit inflationsbereinigten, also realen Geldwerten. Vgl. Hanley und Spash (1993, S. 12).

rente. Diese beiden Wohlfahrtsmaße lassen sich anhand des einfachen Marktmodells in der Abbildung 1 graphisch veranschaulichen.

Die Nachfragekurve für einen Markt reflektiert die Zahlungsbereitschaft aller Konsumenten für bestimmte Gesamtnachfragemengen für unterschiedliche Preisniveaus. Sie läßt sich auch interpretieren als ökonomischer Maßstab für den Nutzen, der durch den Konsum einer bestimmten Menge eines Gutes realisiert wird. Die Angebotskurve ergibt sich aus den Grenzkosten aller Produzenten für unterschiedliche Produktionsmengen des Gutes und sie läßt sich deuten als Maßstab der gesellschaftlichen Kosten zur Realisierung eines bestimmten Konsumniveaus. Das Marktgleichgewicht wird erreicht bei der Produktions- bzw. Konsummenge M^* , wenn der Nutzen aus dem Konsum der letzten Guteinheit genau den Kosten ihrer Produktion entspricht. Der Wohlfahrtseffekt der Produktion von M^* Einheiten des Gutes ergibt sich in dieser Sichtweise aus dem monetären Gesamtnutzen des Konsums der M^* Güter (Fläche $0M^*AB$) vermindert um die Produktionskosten (Fläche $0M^*AC$) und beläuft sich auf eine monetäre Größe in Höhe der schattiert gezeichneten Fläche ABC .

Der Wohlfahrtseffekt, der durch die Fläche ABC ausgedrückt wird, verteilt sich sowohl auf die Konsumenten als auch auf die Produzenten des Gutes. Die hell schattierte Fläche CAP^* repräsentiert die Produzentenrente. Sie zeigt an, um welchen Geldbetrag die Produktionskosten zur Herstellung von M^* Gütern niedriger lagen als die realisierten Einnahmen aus ihrem Verkauf. Die dunkle Fläche P^*AB gibt die Konsumentenrente wieder und steht für diejenige monetäre Größe, um die die Zahlungsbereitschaft bzw. der Nutzen aller Konsumenten größer ist als die Geldmenge, die tatsächlich zum Kauf der Gütermenge M^* aufgewendet werden mußte (Fläche $0M^*AP^*$). Diese Geldmenge wurde also quasi eingespart und kann als Wohlfahrtsgewinn der Konsumenten gelten. Verändert sich nun der Preis des Gutes aufgrund von äußeren Einwirkungen, so kann eine solche Preisänderung monetär bewertet werden, indem die Veränderungen der Produzenten- und Konsumentenrente quantifiziert werden (Pindyck und Rubinfeld 1992, S. 284ff.; Hanley und Spash 1993, S. 45f.).

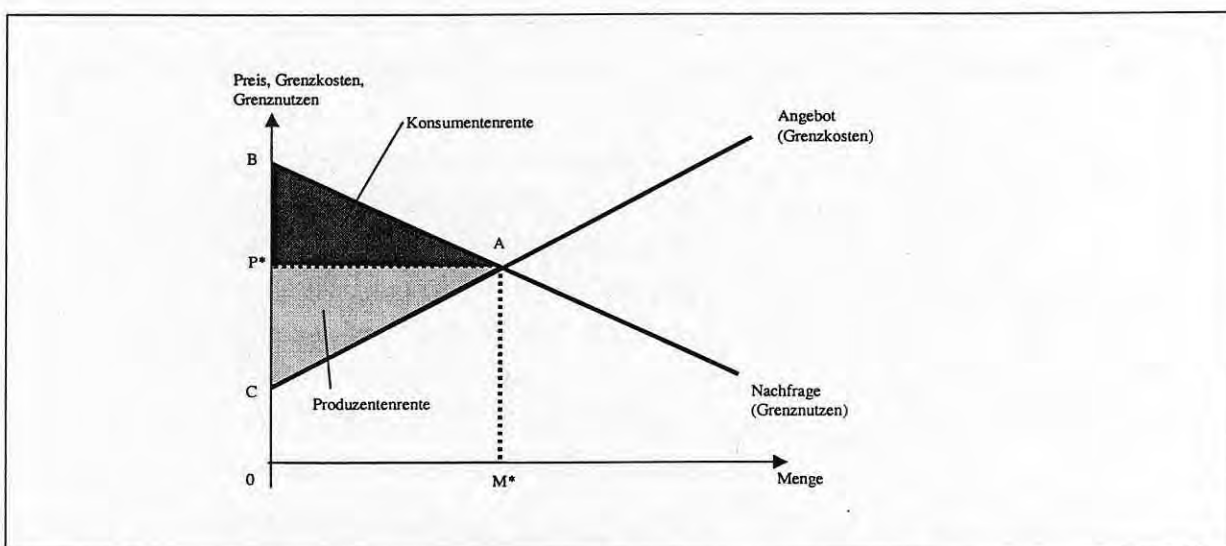


Abb. 1: Konsumentenrente und Produzentenrente auf einem Gütermarkt.

Im Gegensatz zum Wohlfahrtsmaß der Produzentenrente für die Produktionsseite eines Marktes wird die Verwendung der Konsumentenrente als Wohlfahrtsmaß in der Literatur kritisch eingeschätzt. Es wurde darauf verwiesen, daß eine Zusammenfassung der Konsumentenrente in einem Wert bedeutet, daß der Nutzen aus einer gesparten Geldeinheit für alle Konsumenten als gleich unterstellt wird, obwohl allgemein eher davon auszugehen ist, daß der Nutzen aus einer Geldeinheit mit sinkendem Einkommen zunimmt. Weiterhin wurde festgestellt, daß eine Preisänderung die Einkommenssituation der Konsumenten beeinflussen kann, wodurch die Eindeutigkeit des Konsumentenrenteneffektes gefährdet wird. Schließlich geschieht die Bewertung von Preisveränderungen durch Konsumentenrente in der Weise, daß Konsumentenrentenwerte für unterschiedliche Nutzenniveaus der Konsumenten addiert werden, da jeder Punkt der Nachfragekurve ein anderes Nutzenniveau reflektiert. Unter Berücksichtigung dieser Aspekte wäre es notwendig, eine Nachfragekurve nach Hicks zugrunde zu legen, die ein Nutzenniveau widerspiegelt und Einkommenseffekte durch kompensierende Variationen neutralisiert. Die herkömmliche Nachfragekurve kann allerdings als Approximation an die Hicksche Nachfragekurve für den Fall angesehen werden, wenn die Einkommenseffekte einer Marktpreisänderung nicht sehr groß sind (Hanley und Spash 1993, S. 32ff.; Marggraf und Streb 1997, S. 167ff.; Olschewski 1997, S. 77ff.).

Die Monetarisierung von Wohlfahrtseffekten, die durch die ökonomischen Leistungen der Natur entstehen, ist aufgrund des Kollektivgutcharakters vieler natürlicher Ressourcen und Naturleistungen ein besonderes Problem. Für eine Naturleistung, wie z. B. die pflanzliche Photosynthese, existieren keine Grenzkosten der Produktion und damit keine Angebotskurve. Angesichts der Nichtausschließbarkeit und der Nichtrivalität in der Nutzung des Photosyntheseproduktes Sauerstoff signalisieren die Konsumenten trotz des überlebenswichtigen Charakters des Sauerstoffs keine Zahlungsbereitschaft, so daß ein Preis von Null die Konsequenz ist.

Wenngleich die *Gesamtwohlfahrt* einer Naturleistung trotz ihres hohen Gebrauchswertes ökonomisch nicht meßbar ist, so ist jedoch eine Monetarisierung von Naturleistungen in einer Marginalanalyse möglich und sinnvoll (Costanza et al. 1998, S. 4ff.). In jenem Fall werden *Veränderungen* in der Naturqualität oder in den Naturleistungen betrachtet, die durch ökonomische Eingriffe herbeigeführt werden und als externe Effekte nicht verursachergerecht in den Güterpreisen berücksichtigt sind.² Mit Hilfe von *direkten Methoden* werden betroffene Konsumenten zu ihrer Zahlungsbereitschaft in bezug auf den Erhalt von Naturqualitäten befragt. Aus den Antworten der Befragten werden Nachfragekurven abgeleitet, mit deren Hilfe der Nutzen bzw. der Nutzenverlust einer Naturveränderung abgeschätzt werden kann. Problematisch an den direkten Methoden ist jedoch, daß die Befragungssituation rein hypothetisch ist, die interviewten Konsumenten nicht mit einer realen Kauf- oder Konsumententscheidung konfrontiert sind und daher beliebige Antworten geben können. Als Alternative zur Bewertung von externen Effekten stehen die sogenannten *indirekten Methoden* zur Verfügung. Dabei werden u. a. reale ökonomische Kosten und Preiseffekte auf Märkten untersucht, die

² Externe Effekte können sowohl positive Auswirkungen auf die Gesellschaft haben, z. B. in Form von sauberer Luft aufgrund von Aufforstungsaktivitäten der Forstwirtschaft (positive externe Effekte), als auch negative Auswirkungen, z. B. durch Emission von Schadstoffen, die zur Umweltzerstörung und Gesundheitsbelastung der Bevölkerung beitragen (negative externe Effekte).

durch Naturveränderungen verursacht wurden. Die Schattenpreise für Naturqualitätsveränderungen werden dann indirekt ermittelt, indem ihre Preiswirkungen auf reale Märkte analysiert werden. So mag z. B. ein erhöhtes Niveau einer Luftverschmutzung zu verringerten Erträgen in der Landwirtschaft führen und auch zu erhöhten Gesundheitskosten durch vermehrt auftretende Atemwegserkrankungen. Ist die Aufrechterhaltung einer bestimmten Naturqualität ein akzeptiertes Ziel in einer Gesellschaft, so können die externen Kosten einer ökonomischen Aktivität auch in der Weise ermittelt werden, daß die Kosten zur Einhaltung der vorgegebenen Standards durch Einsatz von Umwelttechnologien oder Reparaturmaßnahmen als approximativer Wert angesetzt werden (Endres und Holm-Müller 1998, S. 19ff.; Hueting et al. 1998, S. 31). Im Kontext dieser Arbeit werden hauptsächlich indirekte Bewertungsmethoden verwendet.

Die nachfolgende Abbildung 2 bezieht sich auf den Gütermarkt aus Abbildung 1. In diesem Fall werden auch die negativen externen Effekte der Güterproduktion berücksichtigt, die hier als separate externe Grenzkosten-Kurve in die Betrachtung eingehen.

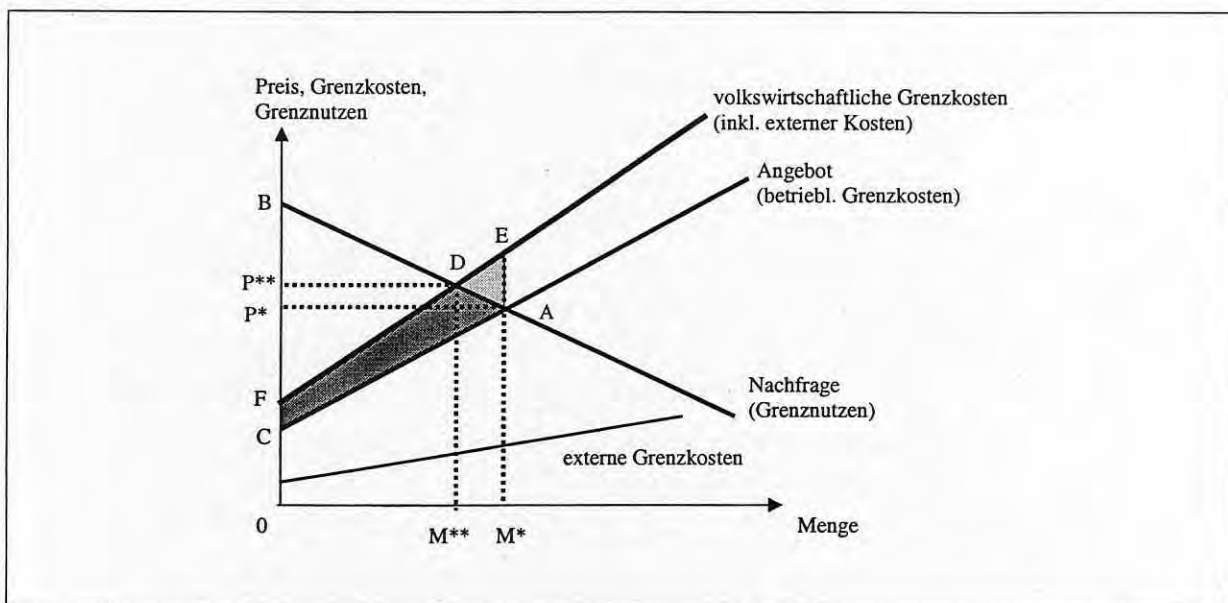


Abb. 2: Wohlfahrtswirkung unter Einbeziehung von externen Kosten.

Werden die externen Grenzkosten nun zu den betrieblichen Grenzkosten der Güterproduktion addiert, so erhält man die aus volkswirtschaftlicher Sicht korrekte Angebotskurve der Güterproduktion. Unter Einbeziehung der monetarisierten Werte für die Umweltschäden aus der Güterproduktion zeigt sich, daß der in Abbildung 1 dargestellte Wohlfahrtseffekt der Produktion des Gutes in Höhe der Fläche ABC zu groß ist. Aus volkswirtschaftlicher Sicht muß die Fläche ABC um den monetären Betrag der in Abbildung 2 schattierten Fläche vermindert werden, um die korrekte Wohlfahrtswirkung der Güterproduktion anzuzeigen. Unter Berücksichtigung der Gesamtkosten hätten die Güterproduzenten lediglich die geringere Menge M^{**} produziert, so daß die Summe aus Konsumenten- und Produzentenrente in Höhe der dunklen Fläche CADF geringer gewesen wäre. Weiterhin führte die Nichteinbeziehung der externen Kosten dazu, daß eine zu hohe Produktion realisiert wurde, deren Kosten höher als deren tat-

sächlicher Nutzen waren (helle Fläche AED). Folglich ergibt sich unter Einbeziehung der externen Kosten eine Wohlfahrt in Höhe der Fläche BDF.

Als Konsequenz der Ausführungen in diesem Kapitel ergibt sich für die Bewertung von Szenarien zur regionalen Landnutzung, daß unter Einbeziehung von Wohlfahrtseffekten durch Naturleistungen die Gesamtwohlfahrt eines Szenarios nicht ermittelbar ist, da natürliche Wohlfahrtseffekte lediglich in einer Marginalbetrachtung monetär ausgedrückt werden können. Somit gilt generell für jede Szenarienbetrachtung, die ökologische Wohlfahrtseffekte einbezieht, daß nur Wohlfahrtsdifferenzen zwischen verschiedenen Szenarien bewertbar sind.

4.3 Kontextbezogene Diskontierung

Ein grundlegendes Problem und Gegenstand von kontroversen Debatten ist die monetäre Bewertung von zukünftigen Nutzen und Kosten im Rahmen einer volkswirtschaftlich orientierten Nutzen-Kosten-Analyse.

In der betriebswirtschaftlichen Investitionsrechnung wird eine in der Zukunft wirksame Geldeinzahlung üblicherweise geringer eingeschätzt als eine Einzahlung in der Gegenwart, da die Gegenwartszahlung sofort wieder zinsbringend investiert werden kann. Nach dem Opportunitätskostenprinzip werden daher Zukunftszahlungen in ihren Gegenwartswert umgerechnet, indem sie mit einem Kalkulationszinssatz diskontiert werden, der der Mindestverzinsung einer Alternativinvestition entspricht. Die Wirtschaftlichkeit von Investitionsprojekten wird grundsätzlich unter Verwendung von diskontierten Gegenwartswerten ermittelt. Der zugrunde liegende Kalkulationszinssatz ist dabei abhängig von dem Finanzierungsmodus und der Risikohaftigkeit des Investitionsprojektes. Das Ausmaß der Diskontierung ist in der betriebswirtschaftlichen Investitionsrechnung sehr von den individuellen Rahmenbedingungen einer Investition abhängig und hat stets einen kontextbezogenen Charakter. In der Bundesrepublik Deutschland liegen die betriebswirtschaftlichen Kalkulationszinssätze zumeist innerhalb einer Bandbreite von 8-12% (Däumler 1998, S. 26ff.).

Aus volkswirtschaftlicher Sicht gibt es zusätzliche Argumente für eine Diskontierung zukünftiger Nutzen und Kosten.³ So wird häufig argumentiert, daß es zukünftigen Generationen aufgrund des Wirtschaftswachstums und der intertemporalen Steigerung der Produktivität besser gehen wird, sie einen höheren Lebensstandard und aufgrund des sinkenden Grenznutzens einen geringeren Konsumnutzen haben werden als heutige Generationen. Weiterhin gibt es Unsicherheiten, ob z. B. bestimmte Güter in der Zukunft überhaupt noch nachgefragt werden oder ob nicht die Kosten der zukünftigen Güterproduktion in Anbetracht des technischen Fortschritts wesentlich geringer sein werden. Beide Umstände würden eine Diskontierung rechtfertigen. Schließlich mag allein aus dem Motiv diskontiert werden, daß nachfolgende Generationen einfach geringer geschätzt werden und weil nun einmal eine menschliche Ten-

³ Im Gegensatz zur betriebswirtschaftlichen Investitionsrechnung, wo der Ein- und Ausgang liquider Mittel (Zahlungen) ausschlaggebend ist, spielen in volkswirtschaftlichen Bewertungen auch unbepreiste Güter und Dienstleistungen, deren Inanspruchnahme keine Zahlungsströme induziert, eine Rolle. Grundlage der Bewertung sind daher bewertete Güter und Leistungen innerhalb des betrachteten Zeitraumes – unabhängig von monetären Zahlungsströmen, also Kosten und Nutzen. Vgl. für eine Definition der Begriffe „Kosten“ und „Zahlung“ Däumler (1998, S. 20ff.).

denz zum kurzsichtigen Verhalten existiert (Hampicke 1992, S. 129ff. und Brennan 1995, S. 3ff.).

Es bestehen aus volkswirtschaftlicher Perspektive allerdings auch Gründe, die dafür sprechen, daß die volkswirtschaftliche Diskontrate niedriger sein sollte als ein betriebswirtschaftlicher Kalkulationszinssatz. So ist z. B. ein Risikoaufschlag, der aus betriebswirtschaftlicher Sicht gerechtfertigt sein mag, aufgrund der Vielzahl der Projekte im Kontext einer Gesamtwirtschaft und der daraus resultierenden Ausgleichswirkungen der positiven und negativen Effekte kaum zu rechtfertigen. Weiterhin ist zu berücksichtigen, daß ein zu hoher Diskontsatz bewirken kann, daß es rentabler ist, erneuerbare Naturbestände wie Wälder und Auen aus Gründen der Gewinnmaximierung irreversibel zu zerstören anstatt ihre ökologischen Funktionen zu schützen und sie nachhaltig zu bewirtschaften. Aufgrund der ethischen Prämisse, daß wesentliche Ökosysteme als Erbe für zukünftige Generationen erhalten werden müssen, wurde in einer NKA über die Nutzung der Donauauen lediglich eine Diskontrate von 2% angesetzt (Schönbäck et al. 1997, S. 11).

In bezug auf Umweltgüter bzw. ökologische Leistungen der Natur und ihre Schädigung bzw. Veränderung wird bisweilen sogar dafür plädiert, nicht zu diskontieren oder aber sogar eine negative Diskontrate zu benutzen. So ist angesichts der derzeitigen Trends in der Umweltverschmutzung davon auszugehen, daß sich die Produktivität der erneuerbaren Ressourcen, auf die zukünftige Generationen besonders angewiesen sein werden, in Zukunft vermindern wird. Außerdem ist ganz allgemein davon auszugehen, daß ökologische Leistungen in Zukunft knapper und daher wertvoller sein werden als heute. Schließlich ist noch das Argument für eine Null- bzw. Negativdiskontierung anzuführen, daß mit weitergehender Umweltverschmutzung und Naturzerstörung die Vorhersagbarkeit des Stabilitätsverhaltens von biologischen Systemen sinkt und das Risiko des plötzlichen Umkippen von Ökosystemen zunimmt (Månsson 1999; Schönbäck et al. 1997, S. 10f.).

In Reflexion der hier genannten Argumente wurde für die im Rahmen des Forschungsvorhabens durchzuführende Nutzen-Kosten-Analyse die Entscheidung getroffen, je nach Kontext der Bewertung zwei verschiedene Diskontraten zu verwenden.⁴ Für realökonomische Projekte inklusive sämtlicher Produktionskosten und Konsumnutzen wird eine Diskontrate $i_{ök}$ von 2% angesetzt. Damit wird einerseits dem Opportunitätsprinzip Rechnung getragen, andererseits wird aber auch der ethische Aspekt im Sinne des Nachhaltigkeitskonzepts berücksichtigt, daß eine irreversible Zerstörung erneuerbarer Ressourcen auszuschließen ist. Für die Bewertung von Umweltveränderungen, die tatsächlich eintreten, wird angesichts der absehbaren Verknappung natürlicher Leistungen und ihrer damit verbundenen Wertsteigerung in der Zukunft eine Diskontrate i_{nat} verwendet, die zwischen 0 und -0,5% liegt. Diese geringere Diskontrate in bezug auf die Umweltqualität spiegelt auch eine ethische Entscheidung über die intertemporale Distribution von Natur wider, daß jeder Generation eine vergleichbare Ausstattung an Naturqualität zusteht.

⁴ Vgl. für eine ausführliche Begründung der Anwendung verschiedener Diskontraten aufgrund unterschiedlicher Begründungszusammenhänge Hampicke (1992, S. 129ff.).

4.4 Argumente für einen kombinierten Bewertungsansatz

Monetäre Bewertungen von ökonomischen, sozialen und ökologischen Effekten, die vor der Realisierung von Projekten oder Handlungsalternativen durchgeführt werden, sind für Entscheidungsprozesse sehr bedeutsam. Wenngleich bisweilen kritisiert wird, daß es moralisch verwerflich sei, Ökosysteme oder Menschenleben in Geldeinheiten zu bewerten, so ist darauf hinzuweisen, daß auch ohne Anstrengungen zur Monetarisierung tagtäglich über das Schicksal von Menschen und Ökosystemen *implizit* entschieden wird, wenn z. B. Sicherheitsbestimmungen für Gebäude oder Verkehrsmittel festgelegt oder wenn Genehmigungen für Bauvorhaben vergeben werden. Da die Alternative lautet, weiterhin soziale und ökologische Effekte nicht zu monetarisieren und sie damit faktisch aus den ökonomischen Betrachtungen der Entscheidungen auszuklammern, ist es sinnvoller, externe Kosten soweit wie möglich in Geldeinheiten sichtbar zu machen, damit ihnen im Entscheidungsprozeß mehr Gewicht beigemessen wird (Costanza et al. 1998, S. 6f.).

Nichtsdestotrotz muß gleichzeitig konstatiert werden, daß die NKA diverse methodische Schwächen aufweist, auf die Geyler in diesem Bericht bereits ausführlich eingegangen ist. Hier werden daher nur einige Beispiele aufgezählt. Bei der Verwendung der Konsumenten- und Produzentenrente als Wohlfahrtsmaß werden z. B. ökonomische Verteilungsaspekte ausgeblendet. Damit geht die üblicherweise höhere Konsumentenrente von besser bemittelten Menschen überproportional in die Bewertung ein, während arme Personen, die sich bestimmte Produkte überhaupt nicht leisten können, weniger berücksichtigt werden. Weiterhin wird unterstellt, daß Vollbeschäftigung vorherrscht. Als Konsequenz wird der Einsatz von Arbeit ausschließlich als Kostenfaktor einbezogen. Damit wird weder das Einkommen der abhängig Beschäftigten als Nutzenfaktor berücksichtigt, noch wird in Betracht gezogen, daß Arbeit an sich schon aufgrund des mit ihr verbundenen sozialen Ansehens einen Nutzen besitzt. Ein weiterer kritischer Aspekt der monetären Bewertung besteht darin, daß es einfach Grenzen der Monetarisierung gibt. Aufgrund von Informationsdefiziten über ökologische Zusammenhänge oder mögliche Entwicklungen der Zukunft gibt es z. B. für die Bewertung von Irreversibilitäten keine rationale Basis. Schließlich ist noch zu erwähnen, daß jegliche Bewertung gegenwartsfixiert ist und die Präferenzen der zukünftigen Generationen, die nicht imstande sind, auf heutigen Märkten mitzubieten, systematisch vernachlässigt werden.

Aufgrund dieser doch sehr beträchtlichen Begrenzungen der Monetarisierung mittels NKA ist es ein wesentliches Ziel, im Kontext des Forschungsvorhabens ein integriertes Bewertungsverfahren zu entwickeln, das zwar eine weitgehende Monetarisierung beinhaltet, aber ergänzend zusätzliche ökonomische und ökologische Kriterien im Rahmen einer Multikriterienanalyse einbezieht, um die Schwächen der Monetarisierung auszugleichen. Soziale Aspekte werden in diesem Zusammenhang nicht eigenständig einbezogen, sondern lediglich unter den ökonomischen Kriterien zur Einkommens- und Beschäftigungssituation mitberücksichtigt. Daher ist trotz der Orientierung am Nachhaltigkeitskonzept lediglich von einem ökologisch-ökonomischen Bewertungsverfahren die Rede.⁵

⁵ Vgl. für eine Weiterführung des Gedankens einer multikriteriellen Bewertung das Kapitel 5.5 dieses Beitrages.

5 Der Kiessabbau im Altkreis Torgau und Ansatzpunkte für seine Bewertung

5.1 Zur Situation des Kiesabbaus im Altkreis Torgau

Das Lagerstättenpotential für Kies und Sand ist in der gesamten Elbtalwanne außerordentlich gut. Auch der Altkreis Torgau, wo die Elbtalwanne eine Breite von 30 km aufweist, ist mit reichen, mächtigen und hochqualitativen Kiesvorkommen ausgestattet (LfUG 1995, S. 32ff.). Nach den politischen Umbrüchen in der DDR war es seit 1989 politisch erwünscht, den Abbau von Kiesvorkommen zu erleichtern, um den – kiesintensiven – „Aufbau Ost“ zu begünstigen. Aus diesem Grunde wurden alle oberflächennahen mineralischen Rohstoffe, die in Westdeutschland üblicherweise den Bodeneigentümern zugesprochen werden, in Ostdeutschland wie schon zu DDR-Zeiten als „bergfreie Bodenschätze“ eingestuft, die den Sonderstatus besitzen, daß sie als Staatseigentum gelten und ohne Einwilligung des Bodeneigentümers abgebaut werden dürfen. Dabei ist das Bergamt die zuständige regulierende Fachbehörde, die entsprechende Abbaugenehmigungen erteilt (Knöpfler 1997, S. 18).

Da die Kiesvorkommen in der ehemaligen DDR grundsätzlich sehr gut erkundet waren, die Kieslagerstätten in Norddeutschland eher minderwertige Qualität aufweisen und der Aufbau Ost vor der Tür stand, stellte sich nach 1989 ein Boom in der Antragstellung für die Genehmigung von Kiesvorkommen in der Elbtalwanne ein. Allein im Altkreis Torgau wurden in den frühen 1990er Jahren 41 Anträge auf Bergwerkseigentum für Kieslagerstätten gestellt (Landratsamt Torgau-Oschatz). Dabei ging es weniger darum, die unmittelbare Kiesnachfrage zu bedienen. Das Hauptanliegen der meisten Kiesabbauunternehmen war vielmehr, sich für die mittlere Zeitfrist hochqualitative Vorkommen der Elbtalwanne in einer Umbruchszeit zu sichern, in der die Regulierungsintensität noch nicht sehr ausgeprägt war und Umwelt- und Sicherheitsvorschriften noch geringe Bedeutung zukam.

Ein erhöhtes Niveau der Regulierung stellte sich ab 1994 ein. In jenem Jahr wurde der erste Landesentwicklungsplan in Sachsen vorgelegt, der als Zielsetzungen neben einer verbesserten Verkehrsinfrastruktur, einer geordneten Siedlungsentwicklung, der Sicherung der Rohstoffverfügbarkeit etc. auch Ziele zum Schutz der Naturressourcen beinhaltete (SMU 1994). Im April 1996 wurde dann das „Gesetz zur Vereinheitlichung der Rechtsverhältnisse bei Bodenschätzen“ verabschiedet. Damit wurde die Rechtslage im Osten an die Rechtsprechung im Westen angepaßt, so daß bundesweit oberflächennahe Bodenschätze zum Eigentum der Grundeigentümer erklärt wurden. Mit diesen beiden Schritten wurde das Genehmigungsverfahren für den Kiesabbau deutlich erschwert. Einerseits wurden nun auch die Fachämter für den Natur- und Umweltschutz sowie die betroffenen Gemeinden in das Verfahren einbezogen. Andererseits wurde es für die Kiesabbauunternehmen obligatorisch, Grundstücke vor Beginn des Genehmigungsverfahrens von den Grundstückseigentümern zu erwerben. Übergangsregelungen sahen vor, daß alte Anträge bis Oktober 1997 verfallen sollten, wenn bis dahin keine Hauptbetriebspläne zur Einleitung des Verfahrens zur Betriebsplanzulassung eingereicht worden waren (Knöpfler 1997, S. 18f.). In dieser Zeit wurden in Torgau 27 Anträge entweder abgelehnt oder von den Kiesabbauunternehmen selbst zurückgezogen. Damit verblieben im Altkreis Torgau 14 Anträge auf Kiesabbau und lediglich an drei Stätten – in Liebersee, Wohlau und Sitzenroda – begann die Kiesgewinnung (Landratsamt Torgau-Oschatz).

Während die eher kleineren Vorkommen in Wohrlau und Sitzenroda den regionalen Kiesbedarf decken, beliefert das große Kieswerk Liebersee hauptsächlich Gebiete außerhalb des Kreises, wobei Berlin derzeit Hauptabnehmer ist.

Schließlich sei noch darauf hinzuweisen, daß nicht nur die zunehmende Regulierung für die rückläufige Zahl der Kiesanträge verantwortlich war. Es ist außerdem zu berücksichtigen, daß die Nachfrage nach Kies und damit auch seine Produktion, die sich in Sachsen von 1991 bis 1994 nahezu verdoppelte (auf etwa 40 Mio. Tonnen), nach 1994 deutlich rückläufig war und 1997 ein Niveau von 27 Mio. t erreichte (Daten nach Auskunft des Bundesverbandes der Deutschen Kies- und Sandindustrie e.V.). Hauptursache dafür war das sukzessiv sinkende Niveau der staatlichen Investitionen für den Aufbauprozeß in Ostdeutschland. Auch in Torgau war die Kiesgewinnung, die im Boomjahr 1994 nahezu ein Niveau von zwei Millionen Tonnen erreichte, nach 1994 rückläufig. 1998 wurde nur noch eine Produktionsmenge von etwa 1,3 Mio. t realisiert.⁶ Die Stätte Sitzenroda wurde mangels Nachfrage vorübergehend sogar vollkommen stillgelegt.

5.2 Der Torgauer Kiesabbau im Landnutzungskonflikt

Die Abbildung 3 veranschaulicht die Konfliktsituation, in der sich der Kiesabbau im Altkreis Torgau befindet. Die 14 violettfarbenen Flächen kennzeichnen die potentiellen Standorte zum Kiesabbau, wo entweder schon Kiesgewinnung betrieben wird oder wo noch Genehmigungsverfahren laufen. Die blau schraffierten Flächen zeigen die Trinkwasserschutzzonen (TWSZ) an, die hell- und dunkelgrünen Flächen kennzeichnen Landschafts- und Naturschutzgebiete (LSG, NSG), während die hell- und dunkelgelben Flächen mittel- und hochwertige landwirtschaftliche Böden außerhalb von NSG und LSG kenntlich machen. Bei Betrachtung der Karte wird deutlich, daß die meisten potentiellen Kiesflächen mit mindestens einer anderen Landnutzungsform in Konflikt stehen oder aber nahe an Siedlungsflächen und Städten gelegen sind, die als rote Flächen erkennbar sind.

Zum Konflikt zwischen Trinkwasserschutz und Kiesabbau ist zu konstatieren, daß er nicht rein zufällig ist, sondern ein ganz grundsätzliches Problem darstellt. Üblicherweise sind abbauwürdige Kiesvorkommen zumeist in den Niederterrassen größerer Fließgewässer zu finden. Sie sind dadurch charakterisiert, daß sie hohe Durchlässigkeiten und große Mächtigkeiten aufweisen, daher gute Grundwasserleiter sind und somit grundlegende geologische und hydrologische Bedingungen für Grundwasserneubildungsbereiche und Wassergewinnungsgebiete erfüllen. Die Abgrabung von Kies aus dem Grundwasserbereich führt dazu, daß eine Grundwasserneubildung auf der betroffenen Fläche wegen erhöhter Wasserverdunstung nicht mehr stattfindet. Außerdem wird durch die Freilegung des Grundwassers seine Anfälligkeit gegenüber Schadstoffeinträgen erhöht (Lindner 1994).

Kiesvorkommen können also aus ökonomischer Sicht als Rohstofflagerstätten oder als Trinkwassergewinnungsgebiete genutzt werden. Da eine gleichzeitige Erfüllung beider Funktionen nicht möglich ist, weil eine einmalige Kiesabgrabung die Grundwasserfunktion eines

⁶ Informationen auf Grundlage von Anfragen bei Kiesabbauunternehmen im Altkreis Torgau.

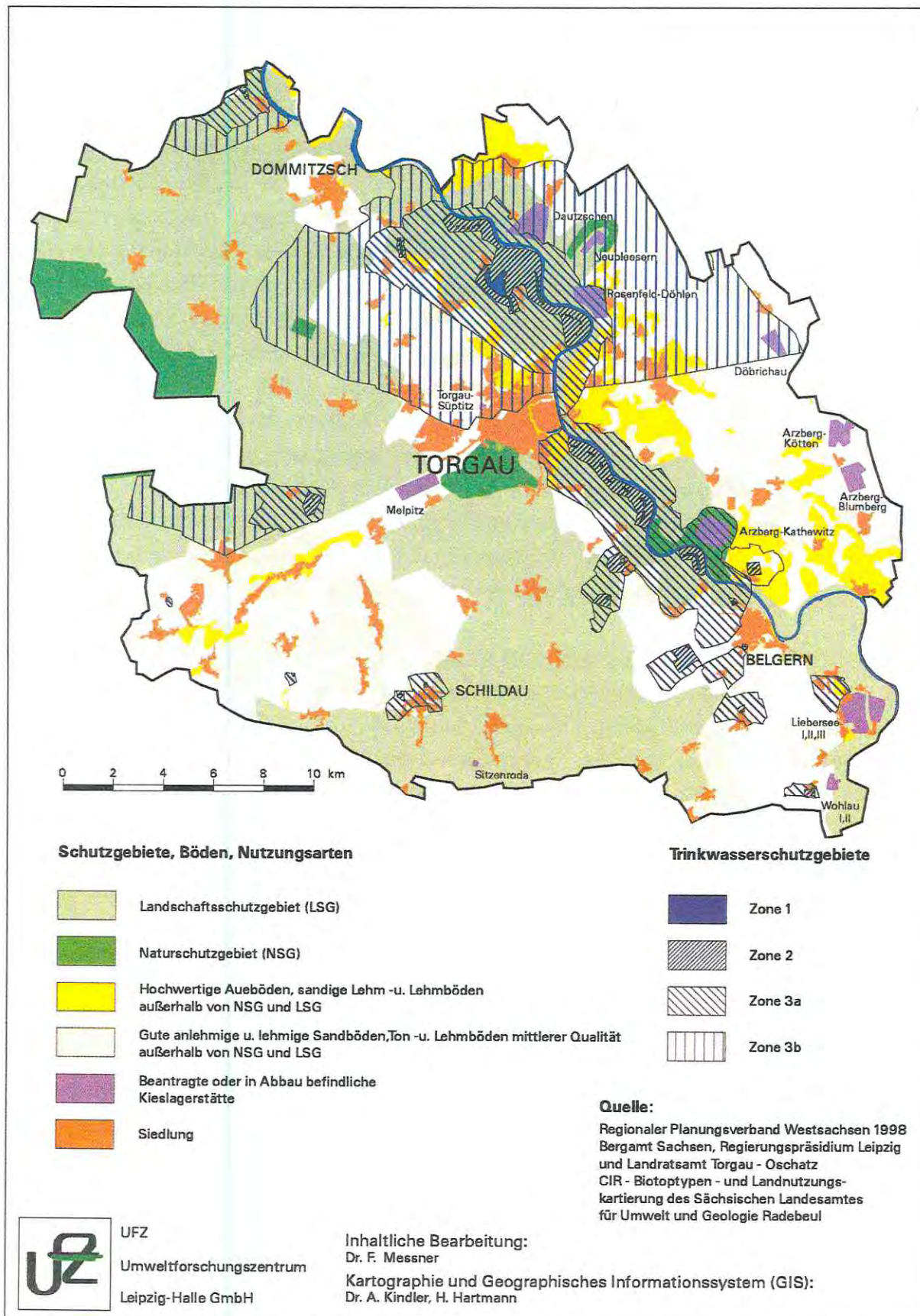


Abb. 3: Landnutzungskonflikte im Torgauer Raum aus der Sicht des Kiesabbaus.

Kiesfeldes irreversibel zerstört und die Grundwasserqualität eines Gebietes beeinträchtigen kann, besteht eine eindeutige Nutzungskonkurrenz um die Art der Kiesverwendung. In den engeren Schutzzonen eines Wasserwerkes (Zonen 1 und 2) ist Kiesabbau daher generell nicht zulässig (Lindner 1994; Thon 1994).⁷

Mit Bezug auf die beantragten Kiesabbaustätten ist festzuhalten, daß diese im ostelbischen Bereich bis auf zwei Ausnahmen in der Gemeinde Arzberg in TWSZ der Schutzkategorien 3a und 3b gelegen sind. Für den südöstlichen Raum der Gemeinde Belgern, wo die aktiven Kiesstätten Liebersee und Wohlau gelegen sind, ist zu betonen, daß dort ebenfalls hochwertige Grundwasserleiter vorhanden sind, die zu DDR-Zeiten den Status von Trinkwasserschutz- und Vorbehaltsgebieten innehatten. Ihre Bedeutung für die Trinkwassergewinnung zeigt sich heute darin, daß sie im Regionalplan Westsachsen als Vorranggebiete der Trinkwassergewinnung deklariert sind (Regionaler Planungsverband Westsachsen 1998, Karte 10).

Die Nutzungskonkurrenz zwischen Kiesabbau und Trinkwassergewinnung hat sich seit 1989 im Raum Torgau entspannt, da sich der Wasserverbrauch aufgrund von Deindustrialisierung, Bevölkerungsrückgang und Einsatz wassersparender Technologien halbiert hat. Angesichts der sinkenden Wassernachfrage war es auch möglich, die Schutzgebiete in der Gemeinde Belgern aufzuheben. Eine weitere Verringerung der Trinkwasserschutzzonen im Nordosten des Altkreises Torgau steht in der regionalen Verwaltung zur Debatte (siehe Geyler in diesem Bericht).

Hinsichtlich des Landnutzungskonfliktes zwischen Kiesabbau und Landwirtschaft im Altkreis Torgau ist zu betonen, daß insbesondere diejenigen Kiesabbaustätten, die in den Elbauen gelegen sind, mit sehr hochwertigen landwirtschaftlichen Auen- und Lehm Böden in ökonomischer Konkurrenz stehen. Auch hier besteht ein irreversibler Konflikt, da mit dem Kiesabbau der Boden zerstört und eine spätere landwirtschaftliche Nutzung ausgeschlossen wird.

Schließlich ist noch darauf hinzuweisen, daß einige potentielle Standorte der Torgauer Kiesgewinnung in Landschafts- oder gar in Naturschutzgebieten gelegen sind. Angesichts des tiefen Eingriffs in ökologische Systeme führt ein Kiesabbau selbst nach einer vollzogenen erfolgreichen Renaturierung zu vollständig veränderten Umweltbedingungen, die eine Rückführung in den Vorzustand unmöglich machen. Während aber z. B. eine Auenlandschaft durch eine Renaturierung weder gleichwertig noch dauerhaft wiederhergestellt werden kann (Gerken 1998), besteht die Chance, ausgekieste Flächen, die vor dem Kiesabbau andere Formen der Landnutzung aufwiesen, nach einer Renaturierung dem Naturschutz zuzuführen und auf diese Weise neue Rückzugsflächen für bedrohte Arten zu schaffen. So kann eine intensiv landwirtschaftlich genutzte Fläche außerhalb von Flußauen aus Naturschutzsicht durchaus durch nachfolgende Renaturierung und Unterschutzstellung aufgewertet werden (Stenmanns 1994; Ueberbach 1994). Dieser Umstand ist für den Altkreis Torgau bedeutsam, da einige der potentiellen Kiesstätten derzeit intensiv landwirtschaftlich bewirtschaftet werden – mit den bekannten schädlichen Folgen in Hinblick auf Schadstoffeinträge und Verringerung der Artendiversität.

⁷ Die Karte in Abbildung 3 zeigt neben den beantragten Kiesabbaustätten auch die Trinkwasserschutzzonen. Für eine genauere Charakterisierung der Wasserwirtschaft im Altkreis Torgauer vergleiche den Beitrag von Geyler in diesem Bericht.

5.3 Multikriterienanalyse zur Bestimmung einer Rangfolge beim Kiesabbau im Altkreis Torgau

Die Ableitung von Szenarien zum Kiesabbau erfordert eine Vorentscheidung hinsichtlich der Frage, in welcher Reihenfolge die beantragten Kieslagerstätten abgebaut werden. Diese Vorentscheidung zur Ermittlung der optimalen Abbaureihenfolge wurde unter Einsatz einer Multikriterienanalyse (MKA) getroffen. Einbezogen wurden neun Kriterien, die ökologische, hydrologische, ökonomische, planungsbezogene, soziale und Naturschutzaspekte abdecken.

Die ersten fünf Kriterien wurden in Anlehnung an ein Gutachten zum umweltverträglichen Abbau von Bodenschätzen im Landkreis Riesa und im Raum Liebersee übernommen, in dem auf Grundlage der Analyse von Landnutzungskonflikten ein Entscheidungsverfahren über die Auswahl geeigneter Kiesabbaugebiete entwickelt worden war. Dabei wurden in bezug auf fünf Indikatoren Rangordnungen erstellt, wobei die Zahl Null für ein niedriges und die Zahl Drei für das höchste Konfliktpotential vergeben wurde (LfUG 1995).

Das *erste Kriterium* bezieht sich auf die Entfernung von potentiellen Kiesabbaustätten zu Siedlungen und hat damit einen gewissen Sozialbezug. Entfernungen größer als 500 m wurden mit Null, zwischen 300-500 m mit Eins, zwischen 200-300 m mit Zwei und Entfernungen zwischen 50-200 m mit Drei bewertet. Als Tabuzonen wurden bestehende und geplante Siedlungen inklusive 50 m Pufferzone eingestuft. Das *zweite*, hydrologisch orientierte Kriterium hat die Entfernung zu Vorflutern zum Gegenstand, wobei folgende Kategorien gewählt wurden: eine Null für Entfernungen größer als 200 m, eine Eins für 150-200 m, eine Zwei für 100-150 m und eine Drei für 50-100 m. Tabuzonen sind hierbei die eigentlichen Vorfluter mit einem Puffer von 50 m. Das *dritte Kriterium* hat mit der Kategorisierung des Grundwassers ebenfalls hydrologischen Bezug. Hier wurde eine Null vergeben, wenn kein quartärer Grundwasserleiter vorhanden ist, eine Eins bei quartärem Grundwasserleiter ohne Schutzstatus, eine Zwei für mit Veränderungssperre belegte Gebiete⁸ und eine Drei für Schutzzone 3b und im Verfahren befindliche Schutzgebiete. Tabuzonen sind die Trinkwasserschutzzonen 1, 2 und 3a. Das *vierte Kriterium* bezieht sich auf das Konfliktpotential zwischen Landwirtschaft und Kiesabbau. Eine Null wurde in diesem Kontext an landwirtschaftlich nicht nutzbare Flächen vergeben, eine Eins für geringe und mittlere Sandböden, eine Zwei für lehmige Sandböden und schwere Tonböden und eine Drei für Lehm- und Auenböden. Das *fünfte Kriterium* des Gutachtens bezieht sich schließlich auf den Naturschutz. Tabuzonen sind hier alle Naturschutzgebiete sowie § 26-Biotop gemäß SächsNatSchG. Eine Null erhielten alle intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen, eine Zwei sichergestellte und bestehende Landschaftsschutzgebiete sowie faunistisch wertvolle Bereiche, eine Drei die Flächen innerhalb der Deiche und faunistisch hochwertige Bereiche (Biberschut, Important Bird Areas etc.). Eine Eins wurde vergeben, wenn keine der anderen Kategorien zutraf.⁹

In Abweichung von der Methodik des Gutachtens wurden vier weitere Kriterien gewählt. Als *sechstes und siebtes Kriterium* wurden die geschätzte Reservemenge (in Mio. t) und die

⁸ Abweichend von dem Gutachten wurden im Rahmen der Multikriterienanalyse auch für solche Gebiete eine Zwei vergeben, die im Regionalplan als Vorrang- oder Vorbehaltsgebiete ausgewiesen sind.

⁹ Vgl. für eine ausführliche Begründung der hier genannten Kategorien für die fünf Kriterien LfUG (1995, S. 16ff. und S. 83ff.).

Mächtigkeit einer Lagerstätte (in Mio. t Reserven pro ha) angesetzt. Diese beiden Kriterien spiegeln insbesondere die Wirtschaftlichkeit einer Stätte wider, da hohe Reserven- und Mächtigkeitsdaten Skaleneffekte und eine günstige Gewinnposition signalisieren.¹⁰ Als *achtes Kriterium* wurde die Anzahl der direkt durch den Kiesabbau geschaffenen Arbeitsplätze gewählt. Hinsichtlich der Kriterien sechs bis acht gilt, daß die Bewertung je besser ausfällt, desto höher die erzielten Werte sind. Das letzte und *neunte Kriterium* bezieht sich schließlich auf den Planungsstand, um auch den Status quo der regionalen Planungen zu berücksichtigen. Als Bewertungsgrundlage wurde hier erneut eine Rangordnung erstellt. Eine Eins gab es für Kiesstätten, die sich im Raumordnungs- oder Planfeststellungsverfahren befinden; eine Zwei für Stätten, die im Regionalplan als Vorbehaltsgebiet vermerkt sind, eine Drei für Stätten mit dem Status Vorranggebiet im Regionalplan, während eine Null vergeben wurde, wenn keine der genannten Einstufungen zutraf.

Unter Verwendung der vorliegenden Planungsdaten wurden für alle vierzehn Kiesabbauflächen des Altkreises Torgau Werte für die neun Kriterien ermittelt, die Tabelle 1 auflistet.

Tab. 1: MKA-Matrix für Torgauer Kiesabbaustätten mit neun Bewertungskriterien.

Kiesabbaustätten	Negative Kriterien (Konfliktpotential) (je niedriger der Wert, desto besser)					Positive Kriterien (je höher der Wert, desto besser)			
	1. Entfernung zu Siedlun- gen	2. Entfernung zu Ober- flächen- gewässern	3. Konflikt mit Grund- wasser	4. Boden- qualität	5. NSG / LSG	6. Reserven [Mio. t]	7. Mächtigkeit [Mio. t /ha]	8. Arbeits- kräfte	9. Planungs- stand
Liebersee VII	3	3	1	3	2	52,00	0,3514	30+12	3
Sitzenroda	1	2	1	1	2	0,28	0,0651	2	3
Liebersee III	3	0	2	1 - 3	2	29,00	0,5686	30+12	2
Wohlau II	2	0	2	1	1	6,10	0,2652	2	2
Dautzschen	3	0	3	1 - 3	2	37,50	0,2500	15	2
Döbrichau	1	0	3	1	1	14,50	0,2900	8	1
Arzberg-Blumberg	2	0	1	1	1	27,60	0,3584	5-10	2
Arzberg-Kötten	2	0	1	1	1	25,50	0,3228	5-10	1
Melpitz	2	3	1	1	1	11,00	0,1236	8	2
Neubleesern	1	0	3	1	2	20,30	0,5486	8	3
Rosenfeld-Döhlen	3	0	3	3	1-2	???	???	?	2
Arzberg-Kathewitz	1	3	Tabu: 3a	1 - 3	Tabu: NSG	???	???	?	0
Wohlau I	1	0	1	1	2	0,29	0,0126	?	3
Torgau Süptizer Weg	2	0	3	1	1	0,00	0,0000	0	3

Quellen: Kriterien 1-5 abgeleitet aus Biotoptypenkartierung. Kriterien 6-9 selbst gewählt. Datengrundlage: Regionaler Planungsverband Westsachsen (1998) und Angaben aus den Genehmigungsunterlagen auf Anfrage vom Bergamt Sachsen, vom Regierungspräsidium Leipzig und vom Landratsamt Torgau-Oschatz.

¹⁰ Weitere, hier nicht berücksichtigte Daten, die die Wirtschaftlichkeit von Lagerstätten determinieren, sind die Kornverteilung, die auftretenden Gesteinsarten sowie die Verkehrslage der Stätten. Vgl. Dingethal et al. (Hrsg.) (1998, S. 103ff.).

Auf dieser Datengrundlage wurden alle Kiesabbaustätten bezüglich der neun Kriterien nach dem PROMETHEE-2-Verfahren (siehe dazu Drechsler in diesem Bericht) miteinander verglichen. Dabei wurde je ein Bewertungspunkt verteilt, wenn eine Kiesstätte eine andere in bezug auf ein Kriterium dominiert, während zwei zu vergleichende Stätten bei Gleichwertigkeit bei einem Kriterium einen halben Punkt zugesprochen bekamen. Die Dominanzpunkte (F) aus den jeweiligen Vergleichen von zwei Kiesstätten wurden schließlich addiert, wobei die Kriterien untereinander gleich gewichtet wurden. Zu unterscheiden ist noch zwischen Dominanzwerten für F+, die Auskunft darüber geben, inwieweit eine Kiesstätte andere Stätten hinsichtlich der neun Kriterien dominiert, und den Werten für F-, die signalisieren, wie oft eine Stätte durch andere dominiert wird.¹¹ Das Ergebnis der Analyse zeigt Tabelle 2, die zugleich die Ergebnisreihenfolge des idealen Kiesabbaus anzeigt. Es wird sichtbar, daß die Stätten Arzberg-Blumberg und Neubleesern als deutliche Favoriten hervortreten, während die bereits im Abbau befindlichen Kiesabbaugebiete Liebersee, Wohlau und Sitzenroda eher im Mittelfeld zu finden sind.

Tab. 2: Ergebnis-Matrix nach dem PROMETHEE-2-Verfahren.

Rang-Nr.	Kiesabbaustätte	Arzberg-Blumberg	Neubleesern	Arzberg-Kötten	Wohlau I	Döbrichau	Liebersee III	Liebersee I/II	Wohlau II	Melpitz	Sitzenroda	Torgau Süptitzer Weg	Dautzschen	Rosenfeld-Döhlen	Arzberg-Kathewitz	F+
1.	Arzberg-Blumberg	0	4,5	5,5	5	6	5	5	6,5	6	6	6	6	6,5	6,5	74,5
2.	Neubleesern	4,5	0	4,5	5	5,5	4,5	5	6	6	6	6	5,5	5,5	7	71
3.	Arzberg-Kötten	3,5	4,5	0	5	5	4,5	5	6	5,5	6	6	5,5	6	6,5	69
4.	Wohlau I	4	4	4	0	4	5,5	5	4,5	4,5	4,5	5,5	5,5	6	7	64
5.	Döbrichau	3	3,5	4	5	0	3,5	4	5	5,5	6	6	4,5	5,5	7	62,5
6.	Liebersee III	4	4,5	4,5	3,5	5,5	0	4,5	5,5	4,5	4,5	4,5	5,5	5	6	62
7.	Liebersee I/II	4	4	4	4	5	4,5	0	5	5	4,5	4,5	6	4,5	5	60
8.	Wohlau II	2,5	3	3	4,5	4	3,5	4	0	4	5	6	5,5	6,5	6,5	58
8.	Melpitz	3	3	3,5	4,5	3,5	4,5	4	5	0	5	5,5	4,5	6	6	58
10.	Sitzenroda	3	3	3	4,5	3	4,5	4,5	4	4	0	6	4,5	5,5	7	56,5
11.	Torgau Süptitzer Weg	3	3	3	3,5	3	4,5	4,5	3	3,5	3	0	5	6,5	6,5	52
12.	Dautzschen	3	3,5	3,5	3,5	4,5	3,5	3	3,5	4,5	4,5	4	0	4,5	6	51,5
13.	Rosenfeld-Döhlen	2,5	3,5	3	3	3,5	4	4,5	2,5	3	3,5	2,5	4,5	0	5,5	45,5
14.	Arzberg-Kathewitz	2,5	2	2,5	2	2	3	4	2,5	3	2	2,5	3	3,5	0	34,5
	F-	42,5	46	48	53	54,5	55	57	59	59	60,5	65	65,5	71,5	82,5	819

¹¹ Das verwendete PROMETHEE-2-Verfahren wird auch in der MKA-Bewertung der Szenarien benutzt. Vgl. für eine ausführliche Beschreibung der Methodik Drechsler in diesem Bericht sowie Zimmermann und Gutsche (1991, S. 205ff.).

5.4 Handlungsoptionen und Szenarien zum Torgauer Kiesabbau

Eine generell übergeordnete Frage im Forschungsprojekt, die die Konzeption der zu bewertenden Szenarien maßgeblich bestimmt, lautet: Welche Wohlfahrtswirkungen sind mit dem Nutzungskonflikt zwischen Grundwasserschutz und alternativen Landnutzungsformen verbunden?

Als relevante regionale Handlungsfelder in Torgau wurden im Rahmen des Projektes der Kiesabbau und der Trinkwasserschutz identifiziert. Die Handlungsoptionen beim Kiesabbau bestehen in der Entscheidung der zuständigen Behörden, ob angesichts der heute bestehenden Kiesabbaukapazitäten in mittlerer Zeitfrist weitere Kiesabbaugenehmigungen ausgesprochen werden sollen oder nicht. Die Optionen beim Grundwasserschutz laufen auf Entscheidungen hinaus, ob die bestehenden TWSZ in Mockritz angesichts des derzeit stagnierenden Wasserverbrauchs beibehalten werden sollen oder ob eine Reduzierung der Zonen um die ost- und westelbischen TWSZ3b angemessen ist.¹² Wenngleich es nur zwei Handlungsfelder gibt, so sind von den letztlich zu treffenden Entscheidungen auch andere Landnutzungsformen betroffen. So führt z. B. die Aufhebung von TWSZ zu verringerten Nutzungsbeschränkungen für Landwirtschaft, Industrie und Wohnungsbau in den betroffenen Gebieten, wodurch sich neue Rahmenbedingungen für die regionale Wirtschaftsentwicklung einstellen und auch veränderte Umweltbelastungsmuster entstehen.

Durch Kombination der genannten Handlungsoptionen in den beiden Handlungsfeldern Kiesabbau und Trinkwasserschutz ergeben sich – wie im Beitrag von Klauer et al. bereits dargelegt – die folgenden vier Handlungsalternativen:

1. Reduzierung der TWSZ um die Zonen 3b und neue Kiesabbaugenehmigungen
2. Reduzierung der TWSZ um die Zonen 3b und keine neuen Kiesabbaugenehmigungen
3. Beibehaltung der bestehenden TWSZ und neue Kiesabbaugenehmigungen
4. Beibehaltung der bestehenden TWSZ und keine neuen Kiesabbaugenehmigungen

Um aus diesen Handlungsalternativen die für eine Bewertung relevanten Szenarien zu erhalten, ist noch die Bestimmung von angemessenen Entwicklungsrahmen notwendig sowie die Festlegung eines Zeithorizontes. In Hinblick auf den zeitlichen Rahmen der Bewertung wurde im Kontext des Projektes der Betrachtungszeitraum von 1992-2030 gewählt, da in diesem Zeitrahmen auch langfristige Auswirkungen von Entscheidungen noch Berücksichtigung finden. Mit Bezug auf die Entwicklungsrahmen für die zukünftige Entwicklung wurde lediglich zwischen einer optimistischen und einer pessimistischen Variante unterschieden. Somit ergeben sich letztlich acht mögliche Szenarien, da die obigen vier Handlungsalternativen jeweils unter optimistischen und pessimistischen Rahmenbedingungen betrachtet werden können.

¹² Im Rahmen des Projektes werden für den Trinkwasserschutz drei Handlungsoptionen betrachtet: 1. Beibehaltung aller heutigen TWSZ; 2. Reduzierung der TWSZ um die ostelbischen Schutzzonen der Kategorie 3b; und 3. Reduzierung der TWSZ um die ost- und westelbischen Schutzzonen der Kategorie 3b. Da die Differenzierung der zweiten und dritten Option für den Kiesabbau keine veränderten Umstände bringt, werden hier aus Gründen der Vereinfachung lediglich die zwei Optionen 1. und 3. diskutiert. Vgl. für eine vollständigere Diskussion der Trinkwasserschutzoptionen die Beiträge von Geyler und Klauer et al. in diesem Bericht.

Für den *pessimistischen Entwicklungsrahmen* wurde unterstellt, daß das Bruttoinlandsprodukt (BIP) in Sachsen – und analog in Torgau – jährlich real um 2,5% ansteigt,¹³ während sich die Produktionsintensität des BIP in bezug auf Kies bis zum Jahr 2030 an das westdeutsche Niveau von 1990 angleicht.¹⁴ Dieser Entwicklungsrahmen kann durchaus als realistisch angesehen werden, da keine Sonderentwicklungen unterstellt, sondern lediglich heute schon bestehende Trends in die Zukunft extrapoliert werden. Unter diesen Bedingungen würde die Kiesgewinnung im Kreis Torgau von 1,3 Mio. t in 1998 jährlich um 0,18% pro Jahr sinken und erreicht schließlich in 2030 ein Niveau von 1,23 Mio. t. Für diesen Fall würde gelten, daß allein die Kapazitäten der derzeit schon aktiven Stätte Liebersee, die bei etwa 2 Mio. t pro Jahr liegen, ausreichen würden, um die Kiesnachfrage zu decken. Selbst bei einer Nachfrage, die langfristig auf dem Niveau von 1998 verweilen oder sogar langsam bis 2 Mio. t steigen würde, könnte die Kiesnachfrage angesichts der hohen Reserven in Liebersee bis zum Jahr 2030 und darüber hinaus gedeckt werden.¹⁵ Das bedeutet, daß unter den Bedingungen des pessimistischen Entwicklungsrahmens die Option einer Genehmigung neuer Kiesstätten hinfällig würde, da zwar Genehmigungen erteilt werden können, aber ein Aufschluß neuer Stätten bei schwacher Nachfrage und entsprechend geringen Kiespreisen unprofitabel wäre und daher nicht stattfände. Sofern dieser Entwicklungsrahmen von den Behörden als realistisch eingeschätzt wird, ist eine Genehmigung neuer Kiesfelder bis auf weiteres nicht notwendig. Damit erübrigen sich auch die Szenariobetrachtungen für den pessimistischen Entwicklungsrahmen für kiesrelevante Fragestellungen.

Für den *optimistischen Entwicklungsrahmen* wurde ein weitaus zuversichtlicheres – damit aber auch weniger wahrscheinliches – Bild bezüglich der wirtschaftlichen Entwicklung und Nachfrage der Zukunft unterstellt. Angenommen wurde ein stetiges durchschnittliches BIP-Wachstum in Sachsen und Torgau von 4,4% beginnend in 1999. Außerdem wurde für die Kies-Produktionsintensität in Sachsen von einer Annäherung an einen Wert von etwa 220 t pro Mio. DM BIP ausgegangen. Dieser Wert liegt etwa 30% unter dem der sächsischen Produktionsintensität in 1997 und er übertrifft den Wert der Kies-Produktionsintensität der alten Bundesländer im Jahre 1990 um fast 70%. Als Begründung für diese Annahme könnte argumentiert werden, daß aufgrund der reichlichen Kiesvorkommen in Sachsen und der relativen

¹³ Diese Annahme zielt auf eine Weiterführung des Trends der Jahre 1996 und 1997 ab, als BIP-Zuwachsraten von 2,6% bzw. 2% realisiert wurden, nachdem in den Jahren 1993 und 1994 mit 10,1% und 11,1% noch zweistellige BIP-Wachstumsraten erreicht wurden. Daten nach Auskünften des Statistischen Landesamtes von Baden-Württemberg.

¹⁴ Die Kies-Produktionsintensität mißt die Kiesproduktion in Tonnen pro Einheit BIP (hier: in konstanten Preisen von 1991). Aufgrund des kiesintensiven Aufbauprozesses in den neuen Bundesländern lag die dortige Kies-Produktionsintensität deutlich höher als in den alten Ländern. In Sachsen stieg die Produktionsintensität von 355 t pro Mio. DM BIP in 1991 auf 510 t in 1994 und fiel danach bis 1996/97 auf 320 t zurück. In Westdeutschland, wo die Bedeutung des Bausektors schon seit Jahren rückläufig ist, sank die Produktionsintensität von etwa 300 t in 1972 auf 131 t in 1990. Die Annahme der Angleichung der Produktionsintensität an Westniveau basiert auf der Überlegung, daß sich die ostdeutsche Wirtschaftsstruktur sukzessive an die Weststruktur anpassen wird, während mit der Zeit nach Abschluß des Wiederaufbauprozesses die Bedeutung der kiesverbrauchenden Bauwirtschaft abnehmen wird. Eigene Berechnungen der Produktionsintensitäten nach: StaBu (1998, S. 654ff.) und Auskünfte des Statistischen Landesamtes von Baden-Württemberg zum realen BIP sowie Auskünfte des Bundesverbandes der Deutschen Kies- und Sandindustrie e.V. zur Kiessandproduktion.

¹⁵ Eigene Berechnung auf Grundlage der Datenquellen, die in der vorhergehenden Fußnote genannt wurden sowie basierend auf Informationen der Hülksens-Liebersee-GmbH & Co. KG.

Kiesknappheit im Norden Deutschlands Sachsen eine langfristig stabile Kiesexportproduktion für andere Bundesländer aufbauen könnte und daher ein kiesintensiveres BIP aufweist als andere Bundesländer. Für diesen Fall ist eine Szenariobetrachtung mit Hinblick auf die verschiedenen Handlungsoptionen der zwei Handlungsfelder sinnvoll. Es ergeben sich mit Bezug auf den Kiesabbau aus den vier oben genannten Handlungsalternativen unter dem optimistischen Entwicklungsrahmen vier relevante Szenarien bzw. sechs Szenarienvergleiche.

Im folgenden wird der Anschauung halber lediglich der Szenarienvergleich der Handlungsalternativen 1. und 2. unter den Prämissen des optimistischen Entwicklungsrahmens betrachtet. Für beide Szenarien gilt, daß die TWSZ reduziert werden und damit eine Genehmigung neuer ostelbischer Kiesabbaustätten im Nordwesten Torgaus möglich wird. Mit Rückgriff auf das vorangehende Kapitel wird angenommen, daß sich die Reihenfolge der Genehmigungen und des Aufschlusses neuer Kiesstätten gemäß des Ergebnisses der obigen MKA vollzieht. Die Szenarien unterscheiden sich hinsichtlich der Option bei der Entscheidung über zusätzliche Genehmigungen von Kiesstätten. Damit wird in dieser Szenarienbetrachtung die Frage untersucht, welche Wohlfahrtsauswirkungen es hätte, wenn trotz sich einstellender hoher Kiesnachfrage keine neuen Genehmigungen erteilt würden.¹⁶ Der auf den Kiesabbau bezogene Unterschied der beiden Szenarien ist in den nachfolgenden Abbildungen 4 und 5 dargestellt.

Abbildung 4 zeigt die Entwicklung der boomenden Kiesproduktion von 1992-2030 unter der Annahme, daß zusätzliche Kiesabbaugenehmigungen erteilt wurden und der Abbau bei neuen Lagerstätten dann beginnt, wenn die Nachfrage nicht mehr von der Stätte in Liebersee allein gedeckt werden kann. Somit beginnt die Kiesgewinnung in diesem ersten Szenario ab 2012 in Arzberg-Blumberg und ab 2025 in Neubleesern. Als Konsequenz wird in 2030 eine Kiesproduktion von 3,6 Mio. t realisiert.

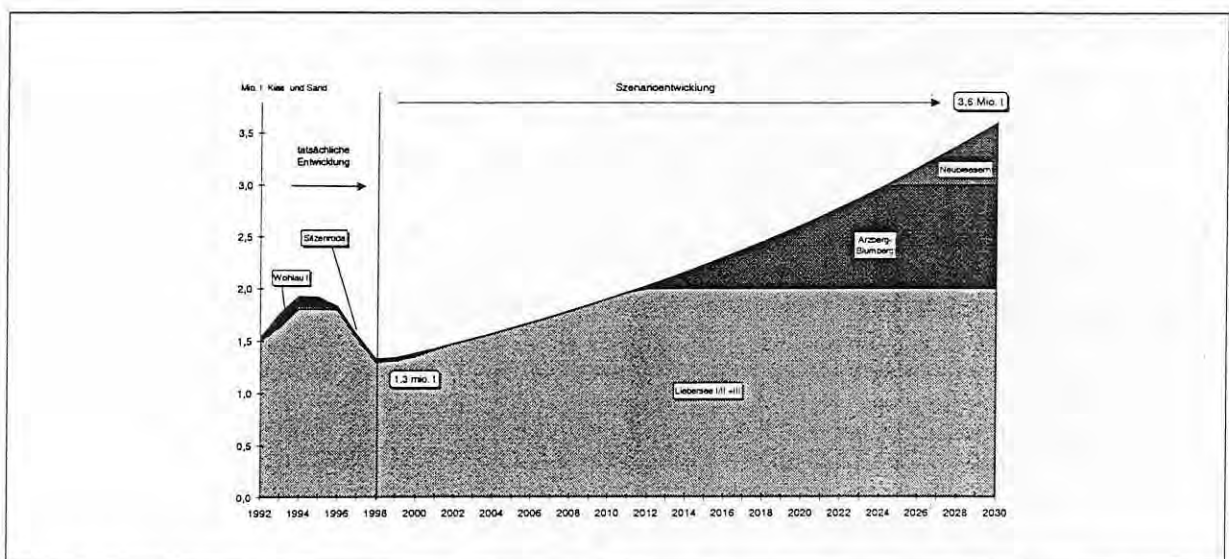


Abb. 4: Kiesproduktion in Torgau 1992-2030 bei boomender Nachfrage und der Genehmigung zusätzlicher Abbaustätten (1. Szenario).

¹⁶ Vgl. zu den Untersuchungsfragen bei anderen Szenariovergleichen: Klauer et al. in diesem Bericht.

Im Gegensatz dazu wird in Abbildung 5 die Situation des zweiten Szenarios dargestellt. Bei diesem Szenario sind keine neuen Kiesabbaugenehmigungen erteilt worden und daher kann die Kiesnachfrage ab 2012 nicht mehr vollständig aus den Torgauer Vorkommen gedeckt werden. Die Stätte in Liebersee produziert ab jenem Zeitpunkt an der Grenze ihrer Kapazität mit einer Produktionsmenge von 2 Mio. t, während keine neuen Kiesstätten dazukommen.

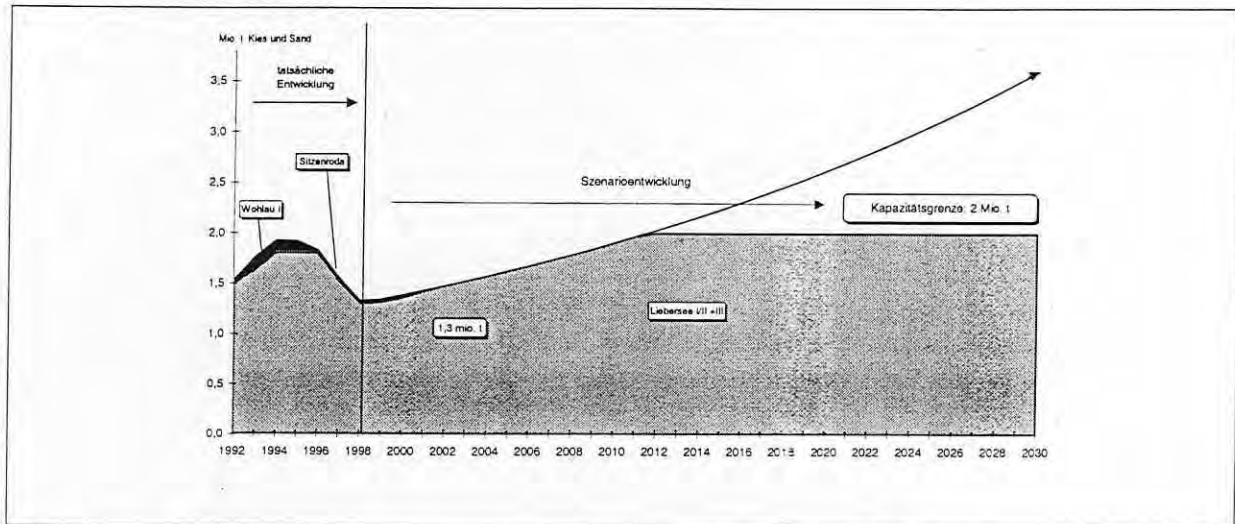


Abb. 5: Kiesproduktion in Torgau 1992-2030 bei boomender Nachfrage ohne Genehmigung zusätzlicher Abbaustätten (2. Szenario).

In einer Bewertung dieses Szenariovergleichs gilt es nun, die Wohlfahrtsdifferenzen zu ermitteln, die sich aufgrund dieser verschiedenen Produktionspfade ergeben.

5.5 Methodische Ansatzpunkte zur Monetarisierung von Kosten und Nutzen des Kiesabbaus im Altkreis Torgau

An dieser Stelle wird erläutert, wie die im Kapitel 4.2 vorgestellte Methodik der NKA auf die Bewertung der zwei Szenarien angewendet wird. Es geht dabei noch nicht um eine tatsächliche Bewertung, sondern um eine Veranschaulichung des Bewertungsverfahrens.

Die zwei betrachteten Szenarien, deren unterschiedlicher Verlauf in der Kiesproduktion in den obigen Abbildungen 4 und 5 dargestellt ist, unterscheiden sich nicht nur in der produzierten Kiesmenge, sondern sie haben auch verschiedene Auswirkungen auf die Verteilung der Landnutzung im Altkreis Torgau, wie aus den Daten der Tabelle 3 ersichtlich ist.

Der Kiesabbau, der noch im Basisjahr 1992 keinen erwähnenswerten Anteil an der Landnutzung besaß, erstreckt sich im 1. Szenario bei boomender Kiesnachfrage und zusätzlichen Genehmigungen zum Kiesabbau im Jahre 2030 auf 0,34% der Fläche, während sich der Landnutzungsanteil im 2. Szenario ohne zusätzliche Genehmigungen in 2030 lediglich auf 0,27% beläuft. Da sämtliche Kiesstätten auf Flächen gelegen sind, die zuvor als landwirt-

schaftliche Ackerböden genutzt waren, gab es lediglich entsprechende Landnutzungsänderungen im Bereich der Äcker.¹⁷

Tab. 3: Veränderung der Landnutzungsverteilungen in den Szenarien 1 und 2.

Landnutzung (L)	Basisjahr 1992	1. Szenario (2030)	2. Szenario (2030)
Wälder, Forsten	28,4%	28,4%	28,4%
Acker	49,32%	48,96%	49,03%
Grünland	13,2%	13,2%	13,2%
Siedlung, Gewerbe	6,8%	6,8%	6,8%
Gewässerflächen	1,7%	1,7%	1,7%
Kiesabbaufläche	0%	0,34%	0,27%
Sonstige Nutzung	0,6%	0,6%	0,6%

Quellen: Biotoptypenkartierung nach Kindler (Tab. 2)¹⁸ in diesem Bericht und eigene Berechnungen nach Flächenangaben zu den Kiesabbaustätten auf Anfrage vom Bergamt Sachsen, vom Regierungspräsidium Leipzig und vom Landratsamt Torgau-Oschatz.

Auf Grundlage dieser veränderten Landnutzungskonstellationen in den beiden Szenarien sind zuerst die Realeffekte pro Jahr abzuschätzen oder zu modellieren, die sich aus den Landnutzungsänderungen ergeben (z. B. Erhöhung der Luftemissionen, Veränderungen am Kiesmarkt, Veränderung der Beschäftigungszahlen und der Bruttowertschöpfung in Torgau,¹⁹ veränderte Grundwasserneubildung und Grundwasserbelastung²⁰ etc.). Anschließend sind dann diese Realeffekte hinsichtlich ihrer Wohlfahrtswirkungen zu analysieren und – soweit möglich – in monetären Größen zu fassen. Ganz generell lassen sich die Wohlfahrtsdifferenzen (ΔW) der Szenarien 1 (Sz_1) und 2 (Sz_2) auf Grundlage der nachstehenden Formel (1) monetär darstellen.

$$\Delta \text{Wohlfahrt} (Sz_1; Sz_2) = \sum_{t=1992}^{2030} (\text{Wohlfahrt}_t (Sz_1) - \text{Wohlfahrt}_t (Sz_2)) \quad (1a)$$

$$= \sum_{t=1992}^{2030} \sum_{j=1}^J (\Delta W_t (L_j) \cdot (1 + i_{ök})^{-t}) + \sum_{t=1992}^{2030} \sum_{j=1}^J (\Delta W_t (EE_j) \cdot (1 + i_{nat})^{-t}) \quad (1b)$$

¹⁷ Diese Aussage ist nicht völlig korrekt. Da es wahrscheinlich ist, daß sich die Landnutzung bei reduzierten TWSZ verändern wird, müßten sich im Rahmen beider Szenarien zusätzliche Landnutzungsverschiebungen einstellen. Da diese Veränderungen aber in beiden Szenarien gleich sind, kürzen sich die entsprechenden Veränderungen raus, so daß eine Betrachtung der kiesfelderbezogenen Landnutzungsänderungen legitim ist.

¹⁸ Zwar beziehen sich die Daten der Biotoptypenkartierung auf das Jahr 1993, aber es kann auf Grund des Erhebungszeitraumes unterstellt werden, daß die landnutzungsbezogenen Daten für 1993 und für das Basisjahr 1992, welches aus der Sicht der Entwicklung des Kiesabbaus gewählt wurde, annähernd gleich sind.

¹⁹ Vgl. zu den ökonomischen Wirkungen der Szenarien die Ausführungen zur Input-Output-Modellierung von Klauer in diesem Bericht.

²⁰ Vgl. zu den quantitativen und qualitativen Grundwassereffekten der verschiedenen Szenarien den Beitrag von Herzog und Kunze in diesem Bericht.

Die Gesamtwohlfahrtsdifferenz des Szenarienvergleichs ergibt sich aus der über alle Betrachtungsjahre t addierten Werte für die Differenz der Wohlfahrt aus beiden Szenarien aus den einzelnen Jahren (Formel 1a). Konkretisiert und bezogen auf die einzelnen Landnutzungsformen j bedeutet das, daß die jährlichen Wohlfahrtsdifferenzen für jede Landnutzungsform separat zu ermitteln, mittels des Abzinsungsfaktors in Gegenwartswerte umzurechnen und dann zu addieren sind. Zu dieser Wohlfahrtsdifferenz ist die entsprechende Wohlfahrtsdifferenz hinzuzuaddieren, die sich aus den Wohlfahrtsveränderungen durch die Veränderung der externen Effekte der einzelnen Landnutzungsformen j (EEj) ergibt. Die Wohlfahrtsdifferenzen für die Landnutzung und die externen Effekte werden hier getrennt aufgeführt, da gemäß der Überlegungen aus Kapitel 4.3 differenzierte Diskontfaktoren für ökonomische Projekte und eintretende Umweltveränderungen verwendet werden (Formel 1b).

Die Wohlfahrtsdifferenz des Szenarienvergleichs für die *eine* Landnutzungsform Kiesabbau (ohne die Folgenutzung der ausgeklasten Fläche) ist formal in Formel (2) dargestellt. Zur Veranschaulichung der hier verwendeten Methode zur Monetarisierung von Wohlfahrtseffekten werden die einzelnen Formelbestandteile (2a), (2b) und (2c) nachfolgend genauer diskutiert.

$$\Delta W(\text{Kiesabbau}) = \sum_{t=1992}^{2030} \Delta W_t(\text{Kiesabbau inkl. Umweltschutzkosten}) \cdot (1 + i_{\text{ök}})^{-t} + \quad (2a)$$

$$\sum_{t=1992}^{2030} \Delta W_t(\text{Externe Effekte des Kiesabbaus}) \cdot (1 + i_{\text{nat}})^{-t} + \quad (2b)$$

$$\sum_{t=1992}^{2030} \Delta W_t(\text{Sicherung der Ressourcenverfügbarkeit}) \cdot (1 + i_{\text{ök}})^{-t} \quad (2c)$$

Die Formel (2a) bezieht sich auf den Wohlfahrtseffekt der unterschiedlichen Kiesproduktionsmengen in den beiden Szenarien. Hier ist hervorzuheben, daß die Umweltschutzgrenzkosten des Kiesabbaus in diese Betrachtung mit dem Diskontfaktor für ökonomische Projekte einfließen, da hier Umweltschäden vermieden werden und daher nicht dem Kriterium „eintretende Umweltveränderungen“ für den anderen Diskontfaktor entsprechen. Die Wohlfahrtskonstellation für den Torgauer Kiesmarkt für zwei unterschiedliche Produktionsmengen zu einem Zeitpunkt t ist graphisch in Abbildung 6 dargestellt.

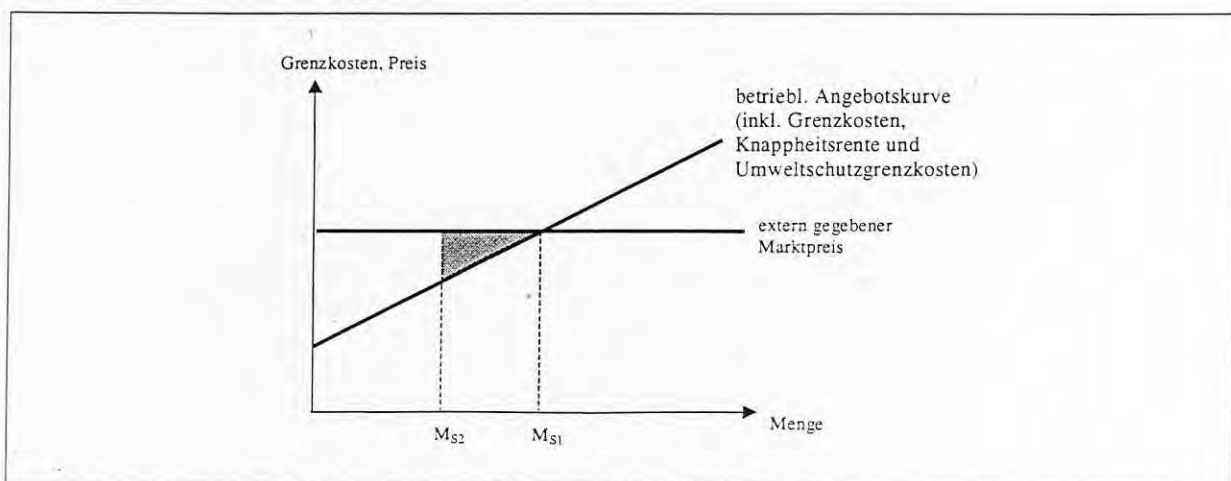


Abb. 6: Kiesmarktkonstellation für Torgauer Kiesunternehmen.

Die Angebotskurve, die sowohl Grenzkosten als auch Umweltschutzgrenzkosten und Knappheitsrente beinhaltet, wird für beide Szenarien als gleich angenommen. Weiterhin wird vorausgesetzt, daß der Einfluß der Torgauer Kiesunternehmen auf den gesamtdeutschen Kiesmarkt gering ist, sie den Preis nicht durch ihre Angebotsmenge beeinflussen können und sich daher einem vorgegebenen Preisniveau entgegensetzen. Zudem wird davon ausgegangen, daß aufgrund eines ausgeprägten Wettbewerbs auf dem Kiesmarkt die Kiesnachfrage, die nicht aus Torgau bedient wird, einen anderen Anbieter finden kann. Unter diesen Voraussetzungen kann die Nachfragekurve für den regionalen Kiesmarkt in Torgau als horizontal verlaufend beschrieben werden, womit impliziert wird, daß von den Aktivitäten der Torgauer Kiesunternehmen kein Effekt auf die Konsumentenrente ausgeht.

Die Wohlfahrtsdifferenz zwischen den beiden Szenarien 1 und 2 ergibt sich aus der unterschiedlichen Kiesproduktionsmenge: M_{S1} für Szenario 1 und die geringere Menge M_{S2} für das Szenario 2 mit nicht erteilten Genehmigungen für weitere Kiesstätten. Die Wohlfahrtsdifferenz entspricht der schattierten Fläche in der Abbildung 6. Aus oben genannten Gründen enthält sie keine Konsumentenrente. Somit ergibt sich der *regionale* Wohlfahrtseffekt für das betrachtete Jahr allein aus der Produzentenrente und reflektiert den entgangenen Gewinn aus derjenigen Kiesmenge, die aufgrund fehlender Genehmigungen in Szenario 2 nicht veräußert werden konnte. Szenario 2 weist also in diesem Kontext eine geringere Wohlfahrtsgröße auf. Für eine Quantifizierung dieses Wohlfahrtseffekts über den gewählten Zeithorizont ist es notwendig, einerseits den intertemporalen Kiesmarktpreisverlauf und andererseits die intertemporalen Grenzkosten der regionalen Kiesproduktion abzuschätzen. Angesichts der horizontal verlaufenden Nachfragekurve entfällt das in Kapitel 4.2 geschilderte Problem der Wohlfahrtsmessung durch die Konsumentenrente.

Die Formel (2b) bezieht sich auf die Wohlfahrtsdifferenz hinsichtlich der externen Effekte der Produktion der unterschiedlichen Kiesmengen in den Betrachtungsjahren der beiden Szenarien, die in der gesamten Nutzen-Kosten-Analyse mit dem geringeren Diskontfaktor für eingetretene Umweltschäden abgezinst wird. Abbildung 7 stellt eine Konstellation für den Torgauer Kiesmarkt graphisch dar. Hier liegen dieselben Annahmen wie für Abbildung 6 zugrunde. Eingefügt wurde lediglich eine zusätzliche Angebotskurve, die neben den Grenzkosten der Produktion, den Umweltschutzgrenzkosten und der Knappheitsrente die externen Grenzkosten beinhaltet, die sich in Form von Umweltbeeinträchtigungen als gesellschaftliche Kostengrößen manifestieren. Die schattierte Fläche stellt die Wohlfahrtsdifferenz da, die sich daraus ergibt, daß sich in Szenario 2 aufgrund der geringeren Kiesgewinnungsmenge eine geringere Umweltbelastung einstellt als in Szenario 1 und zusätzlich in Szenario 1 eine zu hohe Produktionsmenge realisiert wird.

Die Quantifizierung dieser Wohlfahrtsdifferenz gestaltet sich etwas schwieriger als für den Fall der Abbildung 6. Hier müssen zuerst die konkreten realen Umwelteffekte der Differenzproduktion abgeschätzt und dann bewertet werden. Ein möglicher Zugang durch die indirekte Methode besteht darin, daß Effekte, deren schädliche Wirkung für die Gesellschaft bekannt sind, durch die Grenzvermeidungskosten bewertet werden. Die Emission einer zusätzlichen Schadstoffeinheit durch die eingesetzten LKW oder Maschinen wäre dann in der Weise zu behandeln, daß die Kosten der Vermeidung einer entsprechenden Schadstoffmenge an anderer

Stelle angesetzt werden. Würde diejenige Emissionsmenge, die im Vergleich der Szenarien in Szenario 1 mehr entstehen, in dieser Weise bewertet, so erhielte man die Mehrkosten, die in Szenario 1 entstehen, um ein gleiches Emissionsniveau wie Szenario 2 zu realisieren. Diese Kostengröße kann als Approximation der Wohlfahrtsdifferenz aus den externen Effekten der Schadstoffemissionen interpretiert werden.²¹ Ein Zugang in Bezug auf die Monetarisierung der Differenz in der Lärmbelastung durch Kiesabbau besteht darin, die Verluste der zusätzlichen lärmbeeinträchtigten Immobilien abzuschätzen, die in Form von entgangenen Mieteinnahmen oder verminderten Grundstückspreisen faßbar wären. Zur Monetarisierung solcher Wohlfahrtsdifferenzen durch externe Effekte ist es notwendig, die intertemporalen regionalen Umweltbelastungen sowie die Grenzvermeidungskosten bzw. die Wertminderungen von Sachkapital durch Außeneinwirkung abzuschätzen.

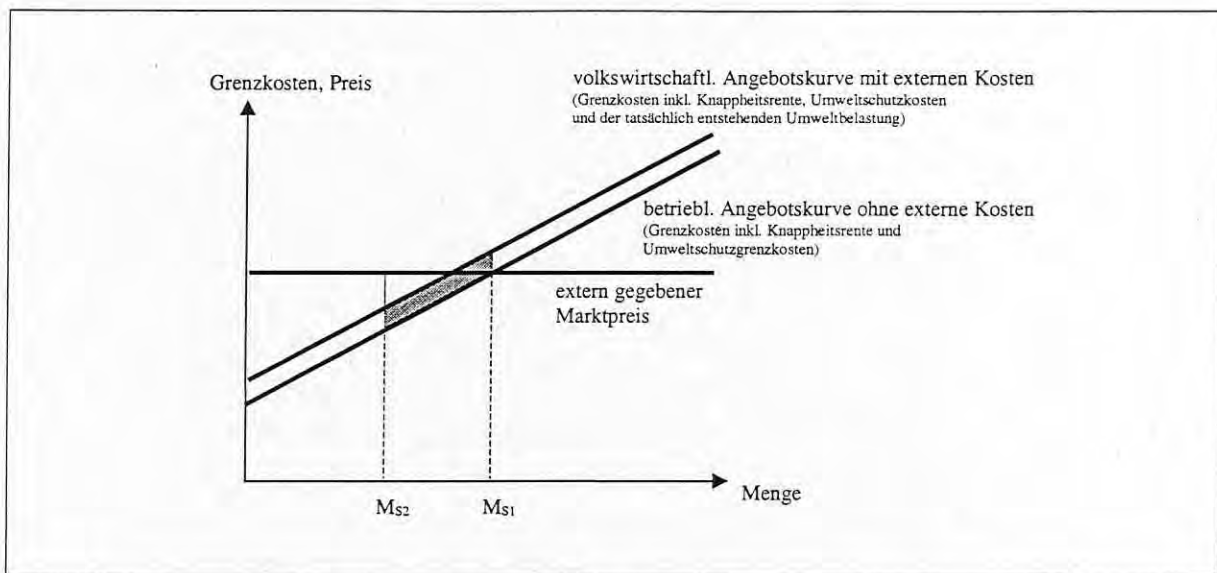


Abb. 7: Kiesmarktkonstellation für Torgauer Kiesunternehmen mit externen Effekten.

Die Formel (2c) bezieht sich auf einen besonderen Bewertungsbestandteil, der ausschließlich bei nicht-erneuerbaren Ressourcen relevant ist. Es handelt sich um die Wohlfahrtsdifferenz der Szenarien hinsichtlich der Sicherung der langfristigen Ressourcenverfügbarkeit, wie sie gemäß des obigen Kapitels 3 aus einer Nachhaltigkeitsperspektive in Hinblick auf die Nutzung von nicht-erneuerbaren Ressourcen notwendig ist. Dieser Wohlfahrtsaspekt ist im Grunde als eine intertemporale Form eines externen Effektes zu betrachten und kann daher auch durch die Abbildung 7 veranschaulicht werden. Einerseits beinhaltet diese externe Wohlfahrtsgröße die Kosten der Lagerstättenerkundung, die von seiten des Staates übernommen werden, andererseits enthält sie die Investitionen, die notwendig sind, um mögliche Sub-

²¹ Fraglich ist bei dieser Methode, ob die Vermeidungskosten tatsächlich dem Schaden entsprechen, den die tatsächlich emittierten Schadstoffe anrichten werden. Andererseits ist zu berücksichtigen, daß die Kosten der Korrektur- bzw. Reparaturmaßnahmen zur Behebung der entstandenen Schäden, die - sofern vorhanden - als bessere Näherung des Wohlfahrtsverlustes anzusetzen wären, in der Regel deutlich höher sind als die Vermeidungskosten. In dieser Hinsicht kann die Ansetzung von Vermeidungskosten als konservative Bewertungsmethode angesehen werden.

stitutressourcen für Kies frühzeitig zu erschließen.²² Damit sind zwei externe Kostengrößen existent, die aufgrund unterschiedlicher Kiesabbauumengen in den Szenarien 1 und 2 zu Wohlfahrtsdifferenzen führen (schattierte Fläche in Abb. 7).

Die Monetarisierung dieser Differenzen läßt sich hinsichtlich der staatlichen Erkundungsleistungen durch Bewertung der Gesamterkundungsleistungen des Staates in bezug auf Sandkies und durch proportionale Zuordnung zu der zusätzlich verbrauchten Kiesmenge in Szenario 1 ermitteln. Auf Grundlage derartiger Daten für die Gegenwart wären weiterhin intertemporale Daten abzuschätzen. In bezug auf Investitionen zur langfristigen Erleichterung des Substitutionsprozesses von Kies wäre es denkbar, die jährlichen Investitionskosten bzw. Rücklagen zu ermitteln, die notwendig wären, um am Ende des Betrachtungszeitraumes im Jahre 2030 eine Bauschuttrecyclinganlage in Betrieb zu nehmen, die im Verlauf ihrer Lebensdauer genau die Menge an Bauschutt zu Baustoffen verarbeitet, die nötig wäre, um die verbrauchte Kiesdifferenzmenge des Szenarienvergleichs ersetzen zu können. In dieser Weise wären die Kosten des Ersatzes der nicht-erneuerbaren Differenzmenge Kies durch Sekundärmaterial faßbar.

Unter Verwendung dieser hier geschilderten Methoden ist es möglich, die intertemporalen Wohlfahrtsdifferenzen aus der Landnutzung Kiesabbau der beiden betrachteten Szenarien zu einem Großteil zu monetarisieren. Ähnlich ist für den Bereich der veränderten Landnutzung in der Landwirtschaft vorzugehen.

Abschließend sollen noch einige Bemerkungen zu der Bewertung der Landnutzung gemacht werden, die sich auf die Fläche der Kiesstätten nach ihrer Auskiesung beziehen. Für viele Baggerseen, wie z. B. auch für den See, der derzeit in Liebersee entsteht, ist für die Zukunft eine Nutzung als Badensee vorgesehen. Der zusätzliche Beginn der Auskiesung von zwei weiteren Kiesfeldern in Arzberg und Neubleesern in Szenario 1 bedeutet, daß dort in mittlerer Zukunft weitere Badeseen entstehen können. Die Erfassung der Wohlfahrtsdifferenz der größeren Anzahl zukünftiger Badeseen in Szenario 1 ist in der Weise approximativ abschätzbar, daß die zusätzlichen Seen möglicherweise ein bestehendes Freibad im Altkreis Torgau überflüssig machen. Der mögliche dadurch entstehende Wohlfahrtsgewinn ist graphisch in Abbildung 8 dargestellt.

Bei vorgegebener Nachfrage und höheren Grenzkosten der Bewirtschaftung eines Freibades im Vergleich zu einem Baggersee ergibt sich ein Wohlfahrtsgewinn aus der Außerdienststellung eines alten und möglicherweise unrentablen Freibades in Höhe der schattierten Fläche. Die Monetarisierung dieses Wohlfahrtseffektes wäre in einer Näherung dadurch möglich, daß die Differenz der jährlichen Durchschnittskosten von Freibad und Badensee pro Besucher ermittelt bzw. geschätzt wird und mit dem arithmetischen Mittelwert aus Besucherzahl von Freibad und Badensee multipliziert wird. Das Ergebnis wären fiktive Einsparungskosten des

²² Die theoretische Notwendigkeit einer frühzeitigen Investition in Substitute für nicht-erneuerbare Ressourcen ergibt sich daraus, daß hinsichtlich der Substitution von verknappenden und teurer werdenden Ressourcen Pfadabhängigkeiten bestehen, die einen raschen Substitutionsprozeß verhindern. So bedarf es einige Zeit der Entwicklung von gleichwertigen neuen Technologien und alternativen Werkstoffen, um einen bewährten Werkstoff technisch zu ersetzen. Außerdem ist zusätzliche Zeit vonnöten, um die soziale Akzeptanz eines Substitutwerkstoffes zu gewährleisten (vgl. Messner 1999, Kapitel 4.3.3 und 5.2.2).

Ersatzes von Freibad durch Badensee unter Berücksichtigung höherer Besucherzahlen am Baggersee (aufgrund geringer bzw. völlig entfallender Eintrittspreise).²³

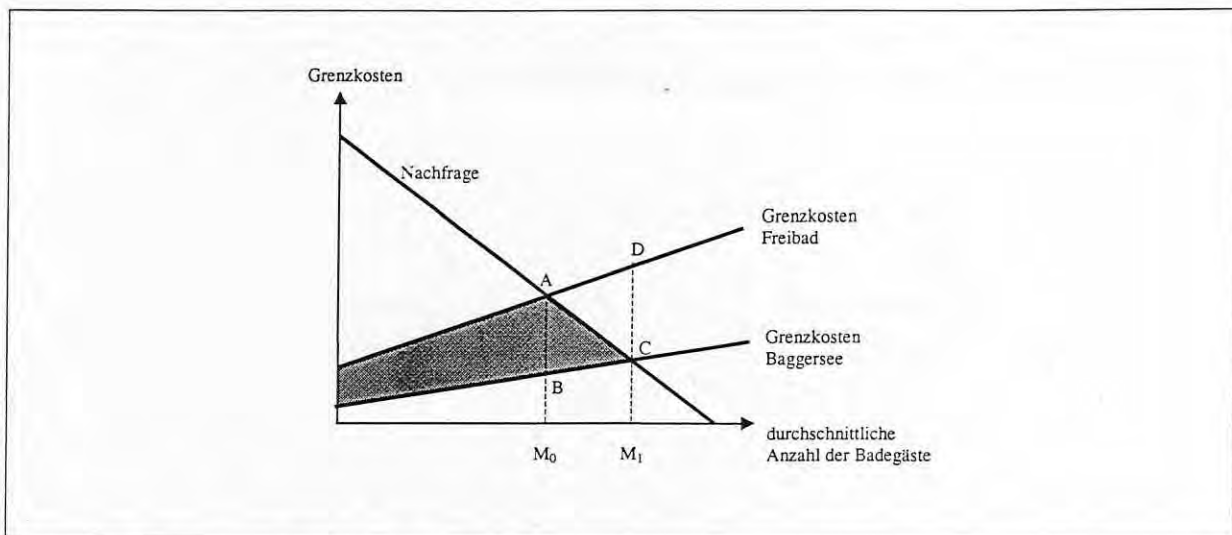


Abb. 8: Marktkonstellation für Baden in Torgau.

Diese hier diskutierten Beispiele zeigen, daß es mittels Anwendung diverser Hilfsmethoden möglich und handhabbar ist, eine Wohlfahrtsanalyse hinsichtlich der beiden Szenarien aus Kapitel 8 durchzuführen und dabei neben marktmäßig vermittelten Wirkungen auch ökologische Effekte monetär zu bewerten.

6 Ausblick: Die Ergebnisse der Nutzen-Kosten-Analyse im Kontext einer ergänzenden Multikriterienanalyse

Trotz der Möglichkeiten der Monetarisierung von Markteffekten und der Methoden zur Approximation von Schattenpreisen für nicht marktmäßig vermittelte Wohlfahrtseffekte bleiben die im Kapitel 4.4 ausgeführten Schwächen der Nutzen-Kosten-Analyse bestehen. Aus diesem Grund wurde im Kontext des Verbundprojektes entschieden, ergänzend zur Monetarisierung von Wohlfahrtseffekten eine Multikriterienanalyse durchzuführen, die zusätzlich diejenigen Aspekte einbezieht, die in monetären Nutzen-Kosten-Größen nicht faßbar sind. Dabei geht es sowohl darum, Kriterien für nicht monetär bewertbare ökologische Effekte zu spezifizieren, als auch zusätzliche ökonomische Kriterien einzubeziehen. Letztlich ist es das Ziel, eine MKA-Matrix mit angemessenen Kriterien zu erstellen und mit Werten auszufüllen, die dann im Rahmen der abschließenden Multikriterienanalyse nach dem PROMETHEE-Verfahren einer Entscheidungsanalyse unterzogen wird (siehe Drechsler in diesem Bericht).

In Tabelle 4 ist eine mögliche MKA-Matrix mit den zu bewertenden Szenarien und den Bewertungskriterien abgebildet. Es sind drei ökonomische Kriterien aufgeführt. Neben einem

²³ Neben dem Wohlfahrtsgewinn durch Badenutzung ergeben sich noch andere Wirkungen durch einen Baggersee, wie Veränderung der Wohnqualität der Anwohner, ökologische Wirkungen durch den Badebetrieb etc.. Auch diese Effekte sind im Rahmen einer NKA zu monetarisieren.

Index für den Nettonutzen aus der Nutzen-Kosten-Analyse²⁴ wird die Entwicklung des Einkommens des Altkreises Torgau mit Hilfe der Bruttowertschöpfung in 2030 in einer Näherung wiedergegeben, wodurch der Einkommenseffekt als Nutzeneffekt greifbar gemacht werden soll, um so der methodischen Behandlung von Arbeitskräften als reine Kostenfaktoren in der NKA entgegenzuwirken. Weiterhin wird die Anzahl der Beschäftigten in Torgau als Kriterium berücksichtigt, um den sozialen Nutzen von Arbeit unabhängig von der Höhe des Einkommens einzubeziehen.²⁵

Der Index für Grundwasserquantität wurde zwischen den ökonomischen und ökologischen Zielgrößen angeordnet, da die mengenmäßige Versorgung mit Grundwasser in einer langen Zeitfrist sowohl aus ökologischer als auch aus ökonomischer Sicht sehr bedeutsam ist. Aus einer Nachhaltigkeitsperspektive wird ein ökonomisch und ökologisch fundierter Richtwert für ein langfristig mindestens verfügbares Grundwasserdargebot bestimmt werden. Der Index für Grundwasserquantität wird dann aus dem Verhältnis der (modellierten) Grundwassermenge im Jahre 2030 und diesem Richtwert für alle Szenarien berechnet.²⁶

Tab. 4: Mögliche Matrix für eine Multikriterienanalyse zur Bewertung der Szenarien.

Kriterien Grundwasser- schutz- Szenarien	ökonomische Kriterien				ökologische Kriterien / Effekte auf				
	Wohlfahrt	Einkom- men	Beschäfti- gung		Wasserqualität		Boden	Luft	Flora / Fauna
	Index	Brutto- wert- schöpfung in 2030	Anzahl der Be- schäftig- ten in 2030	Index Grundwas- ser- quantität in 2030	z. B. Index Nitrat- konz. im Grundwas- ser (2030)	z. B. Index Trophie der Ge- wässer in 2030	z. B. Index Boden- qualität in 2030	z. B. Index Luft- qualität in 2030	z. B. Index Biodi- versität in 2030
	Index Nettonut- zen (NKA)								
1. Reduzierung TWSZ, zus. Kiesgeneh- migungen									
2. Reduzierung TWSZ, keine zus. Kiesgen.									
3. Beibehal- tung TWSZ, zus. Kiesge- nehmigungen									
4. Beibehal- tung TWSZ, keine zus. Kiesgen.									

²⁴ Da in der NKA jeweils zwei Szenarien verglichen werden, handelt es sich bei dem Index um den Nettonutzen im Vergleich zu einem der anderen Szenarien, das als allgemeines Referenzszenario gewählt wird.

²⁵ Die Daten zu Bruttowertschöpfung und Beschäftigung werden durch eine Input-Output-Modellierung ermittelt (vgl. dazu Klauer in diesem Bericht).

²⁶ Vgl. den Beitrag von Herzog und Kunze in diesem Bericht zur Methodik der Grundwassermodellierung und den Beitrag von Geyler zur Bedeutung des Nachhaltigkeitskonzepts in bezug auf das Grundwasser.

Die genaue Ausgestaltung der ökologischen Bewertungskriterien ist derzeit noch nicht geklärt und hängt u. a. davon ab, inwieweit die ökologischen Effekte monetarisiert werden können. Wesentlich ist, daß alle relevanten Effekte auf die grundlegenden Naturmedien Wasser, Boden, Luft sowie Flora und Fauna erhöhen und – soweit nicht monetarisierbar – quantitativ faßbar gemacht werden. Dabei ist darauf zu achten, daß zur Gewährleistung der Durchführbarkeit der Multikriterienanalyse die ermittelten Effekte in einer Form dargestellt werden, die mindestens ein qualitatives Ranking und unter optimalen Bedingungen ein quantitatives Ranking – z. B. durch Erstellung von Indizes – zulassen. Ein besonders relevantes und ebenfalls noch zu entwickelndes Kriterium für den Kiesabbau bezieht sich auf die Kategorie Flora und Fauna, um die Beurteilung von renaturierten ehemaligen Kiesabbaustätten, die oft als Rückzugsflächen für bedrohte Arten dienen, zu ermöglichen.

Schließlich ist noch die Frage der Gewichtung der Kriterien im Rahmen der Multikriterienanalyse von großer Bedeutung. Zuerst wäre zu klären, wie das Gewichtungsverhältnis zwischen ökonomischen und ökologischen Kriterien festzulegen ist, wobei diese Frage wiederum davon abhängt, welcher Anteil der ökologischen Effekte monetarisiert werden kann. Bei der Festlegung einer Basisvariante für eine Gewichtung könnten auch die Präferenzen der Entscheidungsträger vor Ort abgefragt und einbezogen werden, da das Bewertungsverfahren ja insbesondere ihnen als Grundlage dienen soll. Letztlich werden die MKA-Berechnungen nicht nur für *eine* Gewichtung angestellt, sondern im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse wird eine große Zahl von Gewichtungsvarianten durchgerechnet, um Aussagen über die Auswirkungen einer Gewichtungsänderung auf das Ergebnis machen zu können.

Aufbauend auf dem hier vorgestellten ökologisch-ökonomischen Bewertungsverfahren sind im weiteren Projektverlauf die folgenden fünf Schritte zu vollziehen. Als erstes sind für alle zu bewertenden Szenarien die realen Effekte bis 2030 zu modellieren bzw. abzuschätzen. Als zweiter Schritt schließt sich eine Analyse der realen Effekte an, um die Grenzen der Monetarisierung abzustecken. Drittens sind schließlich die Rechnungen der Nutzen-Kosten-Analyse konkret auszuführen, während im vierten Schritt die Kriterien der MKA-Matrix definiert, angemessene Indizes gewählt und die nicht monetarisierbaren realen Effekte quantifiziert oder mindestens in eine qualitative Rangfolge gebracht werden. Im fünften Schritt schließt sich dann die Entscheidungsanalyse unter Verwendung des PROMETHEE-Verfahrens an, wobei ebenfalls Aspekte der Unsicherheit in die Untersuchungen einfließen. Die Ergebnisse dieser Analyse sollen schließlich dazu dienen, Entscheidungsprozesse im Alt-kreis Torgau über Handlungsoptionen in den Bereichen Kiesabbau und Trinkwasserschutz zu erleichtern.

Literatur

- Brennan, T. J. (1995): Discounting the Future: Economics and Ethics. Resources (Summer 1995), pp. 3-6
Costanza, R., D'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M. et al. (1998): The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital. Ecological Economics 25 (1), pp. 3-15
Daly, H.E. (1990a): Towards some Operational Principles of Sustainable Development. Ecological Economics (2), pp. 1-6
Däumler, K.-D. (1998): Grundlagen der Investitions- und Wirtschaftlichkeitsrechnung. 9. neubearbeitete und erweiterte Auflage. Verlag Neue Wirtschafts-Briefe. Herne. Berlin

- Dingethal, F.-J., Kaule, G., Weinzierl, W. (Hrsg.) (1998): Kiesgrube und Landschaft – Handbuch über den Abbau von Sand und Kies, über Gestaltung, Rekultivierung und Renaturierung. Verlag Ludwig Auer. Donauwörth
- Endres, A., Holm-Müller, K. (1998): Die Bewertung von Umweltschäden – Theorie und Praxis sozioökonomischer Verfahren. Kohlhammer Verlag. Stuttgart. Berlin. Köln
- Gerken, B. (1998): Kiesabbau – und dann? Umweltinformation Niedersachsen 44, S. 48-54
- Hampicke, U. (1992): Ökologische Ökonomie. Individuum und Natur in der Neoklassik. Natur in der ökonomischen Theorie: Teil 4. Westdeutscher Verlag. Opladen
- Hanley, N., Spash, C.L. (1993): Cost-Benefit Analysis and the Environment. Edward Elgar. Brookfield
- Huetting, R., Reijnders, L., de Boer, B. et al. (1998): The Concept of Environmental Function and its Valuation. Ecological Economics 25 (1), pp. 31-35
- Knöpfler, U. (1997): Bergrecht in den neuen Bundesländern. Steinbruch und Sandgrube. Heft 3/1997, S. 18-20
- Landratsamt Torgau-Oschatz (1998): Information zum Abbau oberflächennaher Rohstoffe mit Stand vom 30.10.1998
- Lindner, W. (1994): Einfluß von (Naß-)Abgrabungen auf die Wasserwirtschaft. In: Wasserwirtschaftliche und ökologische Belange bei Abgrabungen im Grundwasser. Manuskript zum DVWK-Seminar vom 22./23. November 1994 in Magdeburg
- Månsson, B.Å. (1999): Stakeholder Approaches to Intertemporal Valuation. In: Ring, I., Klauer, B., Wätzold, F., Månsson, B. (Hrsg.): Regional Sustainability – Applied Ecological Economics Bridging the Gap between Natural and Social Sciences. Physica-Verlag. Heidelberg (im Druck)
- Marggraf, R., Streb, S. (1997): Ökonomische Bewertung der natürlichen Umwelt – Theorie, politische Bedeutung, ethische Diskussion. Spektrum Akademischer Verlag. Heidelberg und Berlin
- Messner, F. (1999): Nachhaltiges Wirtschaften mit nicht-erneuerbaren Ressourcen – Die vier Ebenen einer nachhaltigen Materialnutzung am Beispiel von Kupfer und seinen Substituten. Peter Lang Verlag. Frankfurt am Main und Berlin (in Druck)
- Nutzinger, H.G., Radke, V. (1995): Wege zur Nachhaltigkeit. In: Nutzinger, H.G. (Hrsg.) (1995): Nachhaltige Wirtschaftsweise und Energieversorgung – Konzepte, Bedingungen, Ansatzpunkte. Metropolis. Marburg, S. 225-256
- Olschewski, R. (1997): Nutzen-Kosten-Analyse des Wasserschutzes durch eine Aufforstung. Schriften zur Forstökonomie. Band 15. J.D. Sauerländer's Verlag. Frankfurt am Main
- Pindyck, R.S., Rubinfeld, D.L. (1992): Microeconomics. 2. Edition. Macmillan. New York. Toronto
- Regionaler Planungsverband Westsachsen (1998): Regionalplan Westsachsen – Satzungsbeschluß vom 26.6.98. Leipzig
- LfUG (Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie) (1992): Flächenstatistik aufgrund der Biotopkartierung. Dresden
- LfUG (Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie) (1995): Gutachten zum umweltverträglichen Abbau von Bodenschätzen im Nordwesten des Landkreises Riesa und im Raum Liebersee. Beak Consultants GmbH. Freiberg
- Schönbäck, W., Kosz, M., Madreiter, T. (1997): Nationalpark Donauauen: Kosten-Nutzen-Analyse. Springer Verlag. Wien. New York
- StaBu (Statistisches Bundesamt) (1998): Statistisches Jahrbuch der Bundesrepublik Deutschland 1998. Metzler-Poeschel. Stuttgart
- Stenmans, F.-J. (1994): Möglichkeiten und Grenzen der Wiederherrichtung – Gestaltungsbeispiele. In: Wasserwirtschaftliche und ökologische Belange bei Abgrabungen im Grundwasser. Manuskript zum DVWK-Seminar vom 22./23. November 1994 in Magdeburg
- SMU (Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung) (1994): Landesentwicklungsplan Sachsen 1994. Dresden
- Thon, E. (1994): Abgrabungen und deren Folgenutzungen. In: Wasserwirtschaftliche und ökologische Belange bei Abgrabungen im Grundwasser. Manuskript zum DVWK-Seminar vom 22./23. November 1994 in Magdeburg
- Ueberbach, J. (1994): Inseln und Steilufer. In: Wasserwirtschaftliche und ökologische Belange bei Abgrabungen im Grundwasser. Manuskript zum DVWK-Seminar vom 22./23. November 1994 in Magdeburg
- Warhurst, A. (1994): Environmental Degradation from Mining and Mineral Processing in Developing Countries: Corporate Responses and National Policies. OECD. Paris
- Young, J.E. (1993): Umweltproblem Bergbau – Strategien gegen die Ausbeutung der Erde. Worldwatch Paper. Band 5. Wochenschau Verlag. Schwalbach
- Zimmermann, H.-J., Gutsche, L. (1991): Multi-Criteria-Analyses – Einführung in die Theorie der Entscheidungen bei Mehrfachzielsetzungen. Springer-Verlag. Berlin. Heidelberg. New York

Verfahren zur multikriteriellen Entscheidungsanalyse bei Unsicherheit

Martin Drechsler

1 Einleitung

Ein Ziel der ökologisch-ökonomischen Bewertung ist die Integration ökologischer und sozialer Parameter wie Biodiversität, Wasserqualität, Wohnqualität oder Zahl von Arbeitsplätzen in ökonomische Betrachtungen. Ein häufig beschrittener Weg ist der Versuch, diese Größen zu monetarisieren, das heißt ihren ökonomischen Wert zu berechnen (z. B. Marggraf und Streb 1997). Damit lassen sich alle ökonomischen, ökologischen und sozialen Parameter auf derselben Skala messen und zu einem einzigen Gesamtwert, gemessen in DM oder Euro, addieren. Ziel jeglicher Entscheidung oder Planung ist es dann, diesen monetären Gesamtwert zu maximieren. Der Entscheidungsprozeß orientiert sich also an einer einzigen Größe, und man spricht von einem monokriteriellen Entscheidungsproblem.

Die Monetarisierung nichtökonomischer Größen bereitet im allgemeinen jedoch sowohl prinzipielle als auch praktische Probleme. Ein wichtiger Einwand gegen die Monetarisierung ist beispielsweise die Ethik. Zum Beispiel kann Arbeitslosigkeit mit positiven ökonomischen Effekten einhergehen; sie ist jedoch ethisch nicht vertretbar und hat überdies auch unerwünschte Nebenwirkungen, die in ökonomischen Bilanzen oft nicht auftreten. Gleiches gilt für ökologische Werte. Nach Meinung eines Teils der Bevölkerung besitzt nichtmenschliches Leben (nach Meinung mancher sogar auch abiotische Ressourcen) einen Wert an sich, egal ob die Organismen oder Ressourcen für den Menschen nützlich sind oder nicht. Ein weiteres Problem ist das der intergenerationellen Verteilungsgerechtigkeit. Es ist ethisch bedenklich, Ressourcen in einer Weise zu nutzen, so daß die Lebensqualität künftiger Generationen beeinträchtigt wird. Die adäquate Berücksichtigung der genannten Werte sind zentrale Bestandteile einer ökologisch, ökonomisch und sozial nachhaltigen Entwicklung. Eine Monetarisierung dieser Werte ist schwierig oder völlig unmöglich (siehe dazu die Beiträge von Geyler und Messner in diesem Bericht).

Die nicht oder schwer monetarisierbaren Größen müssen auf eigenen nichtmonetären Skalen gemessen bzw. bewertet werden. Die Bewertung ist damit insgesamt nicht eindeutig, sondern mehrdimensional bzw. multikriteriell. Problematisch wird dies, wenn die multikriterielle Bewertung Grundlage von Abwägungsprozessen sein soll. Liegen der Bewertung z. B. zwei verschiedene Maßstäbe wie ökonomisches Wachstum und Biodiversität zugrunde, so kann es Handlungs- oder Planungsalternativen geben, welche die erste Größe maximieren und die andere minimieren oder umgekehrt. Man spricht dann von einem Trade-off zwischen Biodiversität und ökonomischem Wachstum. In einer solchen Situation trotzdem zu einer sinnvollen Entscheidung zu kommen, ist das Thema der multikriteriellen Entscheidungsanalyse (vgl. Zimmermann und Gutsche 1991; Stewart 1992).

Die Erfüllung von Zielen, z. B. des Gewinnwachstums eines Unternehmens, hängt mehr oder weniger von nicht vorhersagbaren Entwicklungen ab, beispielsweise von der Nachfrage nach dem erzeugten Produkt. In diesem Fall ist sowohl der zu erwartende Gewinn von Interesse als auch die mögliche Abweichung (Schwankungsbreite) des eingetretenen vom erwarteten Gewinn. Je nachdem, wieviel Risiko jemand bereit ist einzugehen, um einen bestimmten zu erwartenden Gewinn zu erzielen, bezeichnet man sie/ihn als risikofreudig oder risikoavers. Ist die Schwankungsbreite des Gewinns nicht bekannt und muß eine Entscheidung gefällt werden, so spricht man von einer Entscheidung unter Unsicherheit. Risiko ist quantifizierte Unsicherheit. Mit Zusatzannahmen kann Unsicherheit quantifiziert, also in Risiko umgewandelt werden.

Bei der Diskussion der vorteilhaftesten Landnutzung im Altkreis Torgau treten sowohl das Problem der Mehrdimensionalität als auch Unsicherheit bzw. Risiko auf. Bei der Planung und Entscheidungsfindung müssen ökologische, soziale und ökonomische Kriterien berücksichtigt werden (siehe Beiträge von Horsch und Ring, Geyler und Messner in diesem Bericht). Insbesondere besteht ein potentieller Konflikt zwischen Trinkwasserbereitstellung und anderen wirtschaftlichen Nutzungsformen wie Landwirtschaft und Kiesabbau. Risiko tritt auf, da z. B. sowohl der künftige Trinkwasserbedarf als auch der Bedarf nach Gewerbeflächen nicht genau vorhergesagt werden kann. Des weiteren ist der Zusammenhang zwischen Stoffeintrag (z. B. Nitrat) und Grundwasser- bzw. Trinkwasserbelastung nicht exakt naturwissenschaftlich faßbar. Bei dem Abwägungsprozeß zwischen unterschiedlichen möglichen Entwicklungsszenarien für den Kreis Torgau handelt es sich also um ein multikriterielles Entscheidungsproblem bei Unsicherheit bzw. Risiko. Im folgenden soll ein formales Konzept vorgestellt werden, das einen solchen Entscheidungsprozeß unterstützen und als methodische Grundlage für die Konfliktbewertung im Altkreis Torgau dienen soll. Dazu folgt zunächst ein kurzer Überblick über die Entscheidungstheorie. Anschließend werden zwei aus der Literatur bekannte Methoden näher vorgestellt, die sich für die Lösung des vorliegenden Entscheidungsproblems anbieten. Beide Methoden berücksichtigen allerdings den Risikoaspekt nicht oder nur implizit, weshalb sie in den dann folgenden Kapiteln um die Risiko-Komponente erweitert werden. Dabei orientiere ich mich an einem Zahlenbeispiel aus der Literatur (Brans und Mareschal 1990).

2 Multikriterielle Entscheidungstheorie

Die Aufgabe einer Entscheidungsanalyse ist zunächst, sich über die Struktur des Entscheidungsproblems eine klare Vorstellung zu machen, wie Klauer et al. in ihrem Beitrag ausführen. In diesem Zusammenhang muß überlegt werden, welche ökonomischen, ökologischen und sozialen Ziele relevant sind und welche Präferenzen für die verschiedenen Ziele vorliegen, das heißt, wie wichtig jedes einzelne Ziel im Vergleich zu den anderen ist. Daneben muß Klarheit herrschen über die zur Auswahl stehenden Handlungsmöglichkeiten und darüber, wie gut welches Ziel erreicht wird, wenn diese oder jene Handlungsalternative gewählt wird. Diese Zusammenhänge zwischen Handlungsalternativen und Grad der Zielerreichung können in einer sogenannten Ergebnismatrix dargestellt werden. Jedes Element e_{ij} dieser Matrix gibt an,

wie gut Ziel i bei Wahl von Alternative j erreicht wird. Eine solche Ergebnismatrix ist das Ergebnis einer ökologischen und ökonomischen Bewertung, wie in den Beiträgen von Geyler und Messner in diesem Bericht beschrieben. Sie ist notwendige Grundlage jeder multikriteriellen Entscheidungsanalyse. Zimmermann und Gutsche (1991) unterscheiden zwischen „multi-attribute decision making“ (MADM) und „multi-objective decision making“ (MODM). Die beiden Typen von Entscheidungsverfahren unterscheiden sich im wesentlichen darin, wie die Handlungsalternativen definiert sind. In den MADM-Methoden steht man vor der Auswahl einer relativ kleinen Anzahl diskret voneinander unterschiedenen Handlungsalternativen. Ein Entscheidungsproblem mit diskreten Alternativen ergibt sich z. B. an einer Wegkreuzung, an der entschieden werden muß, ob man geradeaus gehen oder nach links oder nach rechts abbiegen sollte. In den MADM-Methoden werden die einzelnen Alternativen in bezug auf die Ziele (Attribute) verglichen und die günstigste ausgewählt.

Beindet man sich dagegen z. B. auf einem großen und freien Platz, so gibt es unendlich viele Möglichkeiten, das heißt Richtungen, sich vom aktuellen Ort zu entfernen. Welche Richtung gewählt wird, kann durch eine einzige Größe angegeben werden, nämlich den Winkel α zwischen eingeschlagener Richtung und etwa der Nordrichtung. Dieser Winkel kann unendlich viele verschiedene Werte von 0 bis 360° annehmen. Dementsprechend gibt es in einem MODM-Problem auch keine Ergebnismatrix mit diskreten Elementen e_{ij} , sondern die Zielerreichungsgrade – etwa die nötige Zeit, um den Rand des Platzes zu erreichen – werden durch mathematische Funktionen – im Beispiel $f_i(\alpha)$ – dargestellt. Die Kenntnis dieser Zielerreichungsfunktionen ist Voraussetzung für die Lösung eines MODM-Problems. Der Informationsbedarf in einem MODM ist damit größer als in einem MADM, dafür hat man aber auch die Möglichkeit, diejenige(n) Handlungsalternative(n) zu identifizieren, die in bezug auf die Zielfunktionen f_i optimal ist (sind). Bei den MADM-Methoden kann man dagegen ja nur aus dem endlichen Satz der vorliegenden Alternativen die beste(n) auswählen. Beide, MADM und MODM, erlauben vollständige Kompensation, das heißt eine schlechte Erfüllung eines Kriteriums i_1 kann durch eine entsprechende Verbesserung des Kriteriums i_2 kompensiert werden.

Von den klassischen MADM- und MODM-Methoden unterscheiden Zimmermann und Gutsche (1991) die sogenannten entscheidungstechnologischen Verfahren, die dieselbe Grundstruktur (also einen diskreten bzw. kontinuierlichen Handlungsraum) haben, sich aber besser zur Berücksichtigung von unsicherer, unvollständiger oder widersprüchlicher Information eignen. Herausgreifen will ich hier die sogenannten Outranking-Verfahren, speziell das Verfahren PROMETHEE, welches mir als das einfachste der Outranking-Verfahren zu sein scheint und sich daher für Erweiterungen zur Berücksichtigung von Risiko am besten eignet. Beim Outranking werden die (in endlicher Zahl zur Auswahl stehenden) Handlungsalternativen in eine Rangordnung gesetzt, die jedoch im Gegensatz zu klassischen MADM-Ansätzen nicht transitiv oder vollständig sein muß. Transitivität bedeutet, wenn von den Alternativen A, B und C die Alternative A besser als B ist und B besser als C, so muß auch A besser als C sein. Vollständigkeit bedeutet, daß A, B und C tatsächlich miteinander vergleichbar sind.

Die Grundphilosophie des Outranking ist, daß Kompensation wie in den klassischen Verfahren nur eingeschränkt möglich ist. Kommt es z. B. vor, daß eine Alternative A bezüglich

eines Kriteriums i sehr viel schlechter abschneidet als eine Alternative B , so kann sie das nur dann kompensieren, wenn sie dafür in wenigstens einem anderen Kriterium sehr viel besser ist als Alternative B . Ist A in den anderen Kriterien dagegen nur etwas besser als B , so ist keinerlei Kompensation möglich, selbst wenn A die Alternative B in allen Kriterien außer i (leicht) übertreffen sollte. In anderen Worten: „einmal viel wiegt mehr als viele Male wenig“.

2.1 Das PROMETHEE-Verfahren

Das PROMETHEE-Verfahren soll im folgenden kurz skizziert werden. Ausführlichere Zahlenbeispiele finden sich in dem Beitrag von Messner¹ und in Kapitel 4. Das Verfahren orientiert sich an der Ergebnismatrix in Tabelle 1. Die Zahlen stammen aus einem Fallbeispiel von Brans und Mareschal (1990).

Tab. 1: Ergebnismatrix.

Alternative Kriterium	A	B	C	D	E	F
1	-80	-65	-83	-40	-52	-94
2	90	58	60	80	72	96
3	-60	-20	-40	-100	-60	-70
4	-54	-97	-72	-75	-20	-36
5	-8	-1	-4	-7	-3	-5
6	5	1	7	10	8	6

Alle 6 Kriterien in dem Beispiel sollen maximiert werden. Dabei handelt es sich bei den negativen Bewertungen um Kosten, bei den positiven um Nutzen. Der Alternativenvergleich im PROMETHEE-Verfahren erfolgt paarweise. Will man in Tabelle 1 beispielsweise Alternative A mit Alternative B vergleichen, so wird dieser Vergleich für jedes einzelne der sechs Kriterien durchgeführt. Wie stark man A der Alternative B bezüglich Kriterium i vorzieht, wird durch eine vom Entscheidenden zu definierende Präferenzfunktion $\Pi_i(A,B)$ gemessen. Die Stärke der Präferenz ist dabei ein Wert zwischen 0 und 1 und soll nur von der Differenz der Bewertungen beider Alternativen bezüglich Kriterium i abhängen. Beispielsweise erfüllt A das Kriterium 2 mit einer Bewertung von 90 und B mit 58, also ist die Differenz zwischen beiden Bewertungen $d_i(A,B)=32$. Die Präferenz von A über B soll nun nur von dieser Differenz $d_i(A,B)$ abhängen. Es gilt übrigens $d_i(A,B)=-d_i(B,A)$.

Die Präferenzfunktion kann z. B. so aussehen wie in Abbildung 1 (durchgezogene Linie) gezeigt: Erfüllen A und B das untersuchte Kriterium i genau gleich gut ($d_i(A,B)=0$), so ist A indifferent zu B , also $\Pi_i(A,B)=0$. Ebenso ist dann $\Pi_i(B,A)=0$, das heißt B ist bezüglich Kriterium i auch indifferent zu A . Übertrifft A dagegen die Alternative bezüglich Kriterium i ($d_i(A,B)>0$), so gilt $\Pi_i(A,B)=1$ und $\Pi_i(B,A)=0$, das heißt A dominiert B in Kriterium i und B

¹ Dort sind die Kriterien allerdings in der Zeile und die Alternativen in der Spalte der Ergebnismatrix dargestellt.

dominiert A nicht. Übertrifft andererseits B die Alternative A ($d_i(A,B)=-d_i(B,A)<0$), so ist $\Pi_i(A,B)=0$ und $\Pi_i(B,A)=1$.

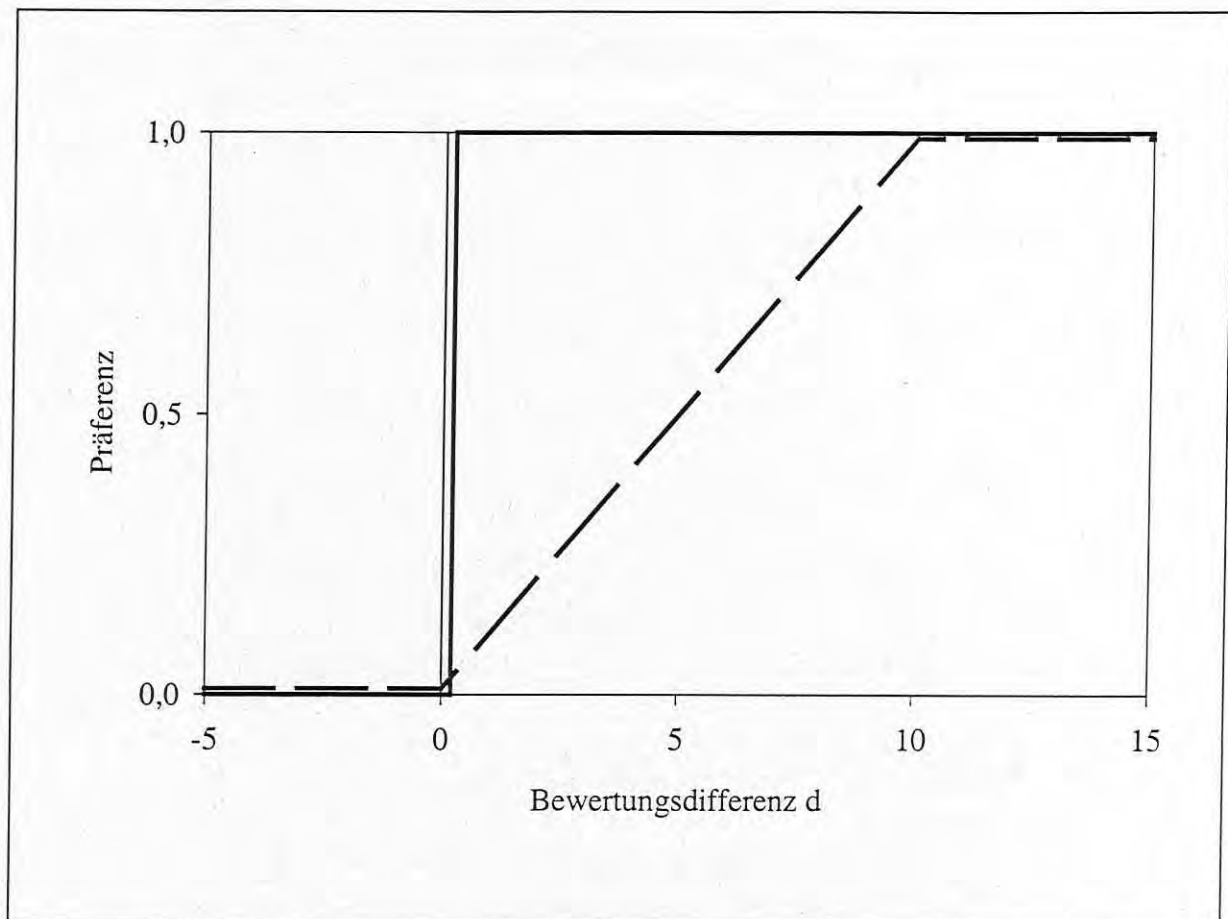


Abb. 1: Zwei mögliche Präferenzfunktionen Π (durchgezogene Linie und gestrichelte Linie). Die Präferenz Π hängt ab von der Differenz d zwischen zwei Bewertungen.

Eine andere mögliche Präferenzfunktion ist in Abbildung 1 (gestrichelte Linie) gezeigt. Hier hat eine Alternative A eine um so höhere Präferenz, je größer die Differenz in der Bewertung $d_i(A,B)$ ist. Ist $d_i(A,B)=0$, so ist $\Pi_i(A,B)=\Pi_i(B,A)=0$. Für $d_i(A,B)=5$ erhält man beispielsweise $\Pi_i(A,B)=0,5$. Für $d_i(A,B)\geq 10$ erhält man $\Pi_i(A,B)=1$.

Für jedes Alternativenpaar (X,Y) mit X und Y aus der Menge $\{A,B,\dots,F\}$ und jedes Kriterium i ($i=1\dots 6$) wird nun ein Vergleich wie oben beschrieben durchgeführt und die Präferenzen $\Pi_i(A,B)$ und $\Pi_i(B,A)$ bestimmt. Ferner muß für jedes Kriterium i ein Gewicht w_i festgelegt werden, das die relative Wichtigkeit dieses Kriteriums gegenüber den anderen Kriterien angibt. Die Summe über die Gewichte aller $n=6$ Kriterien sei 1. Haben alle Kriterien dasselbe Gewicht, so gilt $w_i=1/6$ ($i=1\dots 6$). Ist nichts über die relative Bedeutung der Kriterien bekannt, so sollte ebenfalls $w_i=1/6$ gesetzt werden. Die Präferenz der Alternative A über die Alternative B bezüglich aller Kriterien $i=1\dots n$ ist nun durch die Summe

$$\Pi(A, B) = \sum_{i=1}^6 w_i \Pi_i(A, B) \quad (1)$$

gegeben. In Gleichung (1) werden alle Π_i summiert, wobei jedes mit dem Gewicht w_i eingeht. Je größer $\Pi(A, B)$, desto stärker ist A der Alternative B vorzuziehen. Zimmermann und Gutsche (1991) bezeichnen die Größe $\Pi(A, B)$ auch als Outranking-Relation. Sie wird für jedes Alternativenpaar (X, Y) ermittelt.

Man betrachte weiter die Alternative A und vergleiche sie mit allen anderen Alternativen B, C, ..., F. Die jeweiligen Outranking-Relationen $\Pi(A, B)$, $\Pi(A, C)$, ..., $\Pi(A, F)$, geben an, wie stark A den Alternativen B bis F vorzuziehen ist. Die Summe aller dieser Outranking-Relationen

$$\Phi^+(A) = \Pi(A, B) + \Pi(A, C) + \dots + \Pi(A, F) \quad (2)$$

gibt an, wie stark die Alternative insgesamt vorzuziehen ist. Alternativ geben die Outranking-Relationen $\Pi(B, A)$, $\Pi(C, A)$, ..., $\Pi(F, A)$ an, wie stark die Alternativen B bis F der Alternative A vorzuziehen sind. Die Summe

$$\Phi^-(A) = \Pi(B, A) + \Pi(C, A) + \dots + \Pi(F, A) \quad (3)$$

gibt an, wie stark die Menge der anderen Alternativen B bis F insgesamt der Alternative A vorzuziehen ist. Die Größen Φ^+ und Φ^- werden nun für jede der Alternativen A bis F durch entsprechendes Summieren der Outranking-Relationen ermittelt. Bei der Berechnung von Φ^+ bleibt dabei das erste Argument der Outranking-Relationen fest und das andere ist variabel (Gl. 2), während bei der Berechnung von Φ^- das erste Argument variabel und das zweite fest ist (Gl. 3). Die beiden Größen werden auch als Ausgangs- (Φ^+) und Eingangsflüsse (Φ^-) bezeichnet. Je größer Φ^+ und je kleiner Φ^- für eine bestimmte Alternative, desto besser schneidet diese im Vergleich zu den anderen ab. Der sogenannte Gesamtfluß Φ ist für jede Alternative gegeben durch die Differenz von Ausgangs- und Eingangsfluß, also

$$\Phi = \Phi^+ - \Phi^- \quad (4)$$

Je größer Φ für eine bestimmte Alternative, desto besser schneidet diese gegenüber den anderen Alternativen ab. Aus den Eingangs- und Ausgangsflüssen lassen sich nun die folgenden Relationen ableiten.

Eine Alternative X dominiert eine Alternative Y (XDY), wenn eine Präferenz sowohl im Eingangs- als auch im Ausgangsfluß festgestellt werden kann:

$$\Phi^+(X) > \Phi^-(Y) \quad \text{und} \quad \Phi^-(X) < \Phi^+(Y). \quad (5)$$

Zwei Alternativen X und Y sind indifferent (XIY), wenn Gleichheit sowohl im Eingangs- als auch im Ausgangsfluß vorliegt:

$$\Phi^+(X) = \Phi^-(Y) \quad \text{und} \quad \Phi^-(X) = \Phi^+(Y). \quad (6)$$

Zwei Alternativen X und Y sind nicht vergleichbar (XRY), wenn weder Indifferenz noch Dominanz vorherrscht, also wenn Eingangs- und Ausgangsfluß widersprüchliche Ergebnisse liefern:

$$[\Phi^+(X) > \Phi^-(Y) \quad \text{und} \quad \Phi^-(X) > \Phi^+(Y)] \quad \text{oder} \\ [\Phi^+(X) < \Phi^-(Y) \quad \text{und} \quad \Phi^-(X) < \Phi^+(Y)]. \quad (7)$$

In einem solchen Fall liegt ein nicht auflösbarer Trade-off zwischen beiden Alternativen vor. Für jedes Alternativenpaar (X,Y) ist festzustellen, welche der drei Relationen zutrifft. Das Ergebnis läßt sich in Matrixform schreiben, welche als Präordnungsmatrix bezeichnet wird und sich graphisch darstellen läßt (siehe Beispiel in Kapitel 4.1). Die Präordnungsmatrix gibt an, welche der Alternativen welcher vorzuziehen ist und welche Alternativen nicht miteinander verglichen werden können.

Man kann jedoch auch die Vergleichbarkeit aller Alternativen erzwingen, indem man nicht die Eingangs- und Ausgangsflüsse betrachtet, sondern die Nettoflüsse Φ . Hier kann man alle Alternativen in eine einzige und eindeutige Rangfolge setzen, wobei der Rang einer Alternative umso höher ist, je größer ihr Nettofluß ist. Nicht auflösbare Trade-offs werden also quasi mit Gewalt entschieden. Man bezeichnet diese Vorgehensweise als PROMETHEE 2. Verwendet man dagegen die oben beschriebene Präordnungsmatrix und läßt Unvergleichbarkeiten zwischen Alternativen zu, so spricht man von PROMETHEE 1. Ein ausführliches Zahlenbeispiel folgt in Kapitel 4.

2.2 Deskriptive Entscheidungsanalyse

Das oben beschriebene Verfahren dient dazu, Entscheidungsvorschläge zu machen. Leider ist es trotz der relativen Einfachheit des Verfahrens nicht immer einfach zu verfolgen, wie und warum ein bestimmtes Ergebnis zustande kommt, das heißt, wie es sich aus der Ergebnismatrix (Tab. 1) entwickelt. Die Information, die noch in der Ergebnismatrix enthalten war, ist weitgehend verlorengegangen zugunsten einer kompakten und leicht darstellbaren Alternativen-Rangordnung. So nützlich letztere für die Entscheidungsfindung ist, wäre es auch wünschenswert, ein Verfahren zu haben, in dem die Information der Ergebnismatrix etwas ursprünglicher, aber doch schon in kompakter Form dargestellt werden kann. Dies ist die Aufgabe von Entscheidungsverfahren, die ich als „deskriptive Verfahren“ bezeichne. Damit ist nicht eine deskriptive Entscheidungsanalyse im Sinne Sieben und Schildbachs (1987) gemeint, bei der es darum geht, in der realen Welt ablaufende Entscheidungsprozesse und die

dabei auftretenden Probleme zu beschreiben. Mit „deskriptiv“ meine ich in diesem Beitrag, daß die wesentlichen Zusammenhänge der Ergebnismatrix (Tab. 1) lediglich kompakt dargestellt (beschrieben) werden, ohne konkrete Handlungsempfehlungen, wie z. B. im PROMETHEE-Verfahren, abzuleiten. Das kompakteste deskriptive Entscheidungsverfahren, das mir bekannt ist, ist die sogenannte Hauptachsenanalyse (vgl. Stewart 1992), die auch in anderen Wissenschaften, etwa der Botanik, eingesetzt wird, um multivariate, das heißt mehrdimensionale Daten (wie z. B. in Tab. 1) in übersichtlicher und eingängiger Form zu präsentieren. Die Idee soll hier kurz skizziert werden. Eine ausführlichere mathematische Beschreibung des Verfahrens erfolgt im Anhang. Die Daten in Tabelle 1 sind 6-dimensional. Die Zeilen und die Spalten der Ergebnismatrix, also die Kriterien einerseits und die Alternativen andererseits, lassen sich jeweils als 6-dimensionale Vektoren bzw. als Punkte in einem 6-dimensionalen Raum auffassen. In einer Hauptachsenanalyse projiziert man diese Punkte in geschickter Weise auf einen zweidimensionalen Raum, das heißt auf eine Ebene, so daß möglichst wenig von der ursprünglich 6-dimensionalen Information verlorengeht. Ähnliche oder korrelierte Punkte (also verwandte Kriterien oder verwandte Alternativen) liegen in dieser Projektion dichter zusammen als unähnliche bzw. negative korrelierte Punkte. Das Ergebnis der Hauptachsenanalyse für die Ergebnismatrix aus Tabelle 1 zeigt Abbildung 2.

Die sechs Kriterien und die sechs Alternativen finden sich als Punkte im Hauptachsenraum wieder. Man betrachte zunächst die sechs Kriterien (schwarze Punkte). Die Kriterien 2 und 4

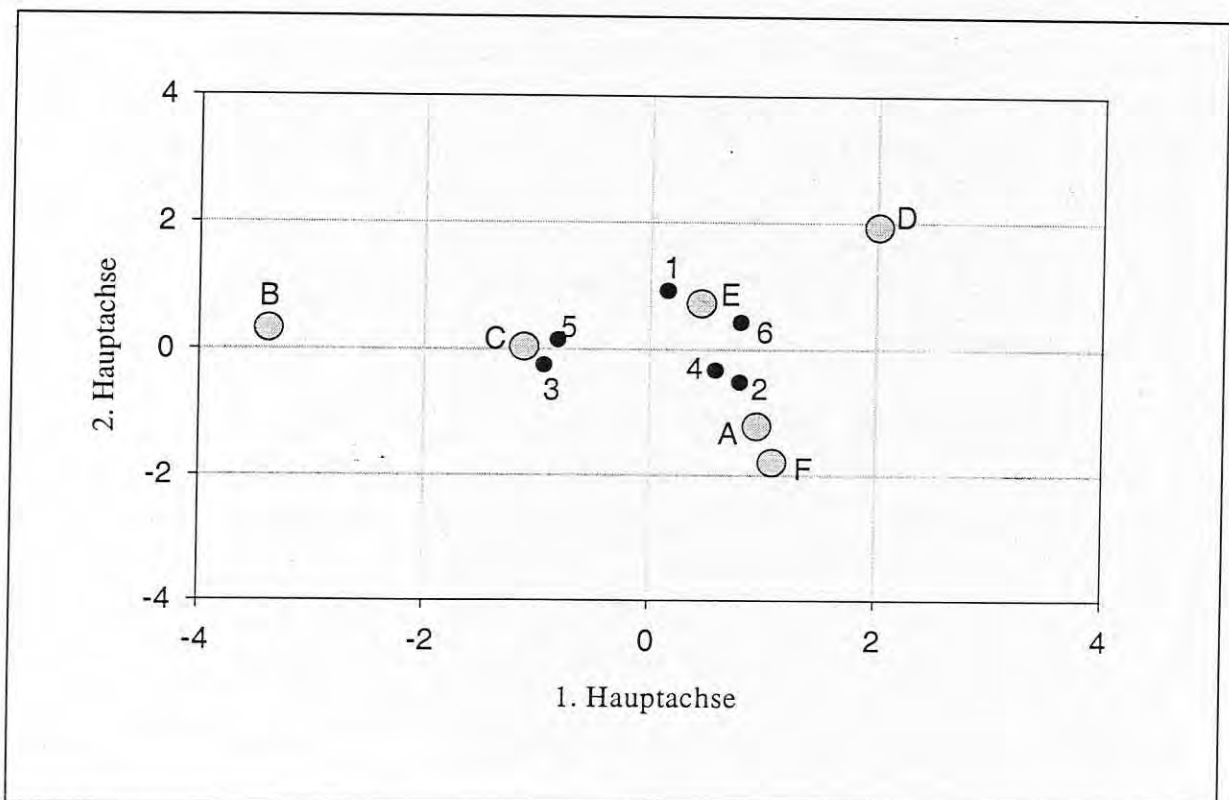


Abb. 2: Kriterien 1 bis 6 (schwarze Punkte) und Alternativen A bis F (graue Punkte) im Hauptachsenraum.

liegen relativ dicht beieinander, ebenso die Kriterien 3 und 5 und die Kriterien 1 und 6. Dies bedeutet, daß eine gute Erfüllung von Kriterium 2 auch eine recht gute Erfüllung von 4 impliziert, das heißt solche Alternativen, die Kriterium 2 gut erfüllen, erfüllen im allgemeinen auch Kriterium 4 gut. Man kann diese Aussage auch durch genaues Betrachten der Ergebnismatrix (Tab. 1) bestätigt finden. Eine äquivalente Aussage läßt sich auch für die Kriterienpaare (3, 5) und (1, 6) treffen.

Der Abstand zwischen den drei Kriterienpaaren ist in Abbildung 2 größer als der Abstand innerhalb einzelner Paare, also der Abstand zwischen den Kriterien jeweils eines Paares. Dies bedeutet, daß es höchstwahrscheinlich einen Trade-off gibt zwischen verschiedenen Kriterienpaaren. Eine gute Erfüllung beispielsweise der Kriterien 2 und 4 impliziert eine relativ schlechte Erfüllung der anderen vier Kriterien. Insgesamt gibt es in Tabelle 1 also grob einen Trade-off zwischen den drei verschiedenen Kriteriengruppen: (2, 4), (3, 5) und (1, 6).

Analog kann man nun die Alternativen betrachten (graue Punkte in Abb. 2). Die Alternativen A und F liegen dicht zusammen, ebenso B und C sowie D und E. Dies bedeutet, daß die Alternativen A und F sich bezüglich der sechs Kriterien zumindest qualitativ ähnlich verhalten, das heißt erfüllt A einen Teil der Kriterien relativ gut und einen anderen relativ schlecht, so gilt dies ungefähr auch für F. Hier sollte betont werden, daß eine Hauptachsenanalyse ein approximatives Verfahren ist und die Ergebnisse Fehlern unterliegen. Die Ergebnisse sollten daher nur als grobe Richtwerte verstanden werden. Durch eingängiges Betrachten der Ergebnismatrix (Tab. 1) sollten sie überdies, wenn möglich, überprüft werden.

Ein letztes Ergebnis der Hauptachsenanalyse betrifft das Verhältnis der Alternativen zu den individuellen Kriterien. Auch hier gilt, daß diejenigen Alternativen tendenziell dasjenige Kriterium am besten erfüllen, dem sie in Abbildung 2 am nächsten liegen. Der Begriff „nah“ ist jedoch genau zu spezifizieren. Die Positionen der Alternativen (und auch der Kriterien) im Hauptachsenraum sind eindeutig bestimmt bis auf einen Skalenfaktor. Diese Uneindeutigkeit bedeutet, daß man z. B. den Abstand jeder einzelnen Alternative zum Koordinatenursprung verdoppeln könnte. Man könnte ihn auch halbieren oder mit einem anderen Faktor multiplizieren; entscheidend ist allerdings, daß für alle Alternativen derselbe Faktor verwendet wird. Damit bleiben die relativen Abstände der Alternativen zueinander identisch. Die oben gemachten Aussagen, die ja aus den relativen Abständen der Alternativen im Hauptachsenraum abgeleitet wurden, bleiben daher auch trotz der Uneindeutigkeit des Skalenfaktors gültig. Dasselbe läßt sich auch für die Kriterien und die sie betreffenden Ergebnisse sagen, das heißt auch sie liegen bis auf einen beliebigen Skalenfaktor fest, was aber auf die relativen Abstände zwischen den Kriterien und die daraus abgeleiteten Aussagen keinen Einfluß hat.

Auswirkungen hat der Skalenfaktor allerdings auf die Abstände zwischen Kriterien und Alternativen, da für Kriterien einerseits und Alternativen andererseits zwei unterschiedliche Skalenfaktoren gewählt werden können. Was jedoch trotz Uneindeutigkeit der Skalenfaktoren konstant bleibt, ist der Winkelabstand zwischen Kriterien und Alternativen, das heißt die Winkel zwischen den Verbindungslinien der einzelnen Kriterien und Alternativen mit dem Koordinatenursprung. Wenn man also sagt, daß eine Alternative dicht an einem bestimmten Kriterium, z. B. daß Alternative C dicht an Kriterium 5 liegt, dann heißt das, daß der Win-

kelabstand zwischen beiden gering ist, grob gesagt, sich beide Punkte, C und 5, *im selben Sektor* des Koordinatensystems befinden. So kann man aus Abbildung 2 nun ablesen, daß die Alternativen A und F dicht an (im selben Sektor wie) Kriterien 2 und 4 liegen, das heißt diese beiden Kriterien recht gut erfüllen sollten. Gleiches läßt sich für die Alternativen und Kriterien B, C, 3 und 5 sagen und für D, E, 1 und 6. Wie oben sollte jedoch wieder bemerkt werden, daß die Ergebnisse einer Hauptachsenanalyse nur grobe Richtwerte darstellen und anhand der Ergebnismatrix (Tab. 1) überprüft werden sollten.

3 Stochastische Präferenz und Signifikanz

3.1 Stochastische Präferenz

Die im letzten Kapitel beschriebenen Entscheidungsverfahren berücksichtigen Stochastik, das heißt Zufälligkeit, gar nicht oder nur implizit. Die deskriptive Hauptachsenanalyse ist völlig deterministisch, besitzt also keinerlei stochastische (zufällige) Elemente wie Unsicherheit und Risiko. Das PROMETHEE-Verfahren berücksichtigt Stochastik (Zufälligkeit) implizit, indem die Präferenz einer Alternative über eine andere nur dann anerkannt wird, wenn sie diese in dem betrachteten Kriterium i stark genug übertrifft. In Abbildung 1 (gestrichelte Linie) wird völlige Präferenz von Alternative A über B ($\Pi_i(A,B)=1$) nur dann anerkannt, wenn die Differenz der Bewertung $d_i(A,B)$ mindestens 10 ist; das heißt A muß B um mindestens 10 Einheiten des Kriteriums i übertreffen. Diese sogenannte „Fühlbarkeitsschwelle“ stellt sicher, daß geringe Bewertungsunterschiede $d_i(A,B)$ nicht oder nur wenig beachtet werden. Dies ist dann sinnvoll, wenn die Bewertungen Fehlern bzw. Zufälligkeiten unterliegen. Nur wenn $d_i(A,B)$ groß gegen diese Fehler ist, ist die Präferenz von A über B wirklich gesichert.

Im folgenden Kapitel 4 soll aus dieser impliziten Berücksichtigung von Stochastik eine explizite entwickelt werden. In Kapitel 5 wird die deterministische Hauptachsenanalyse zu einer stochastischen erweitert. Als Vorbereitung für diese Erweiterungen will ich in diesem Kapitel den Begriff der stochastischen Präferenz einführen. Angenommen, es wären zwei Alternativen A und B bezüglich eines Kriteriums i zu vergleichen. Das Bewertungsergebnis von A bezüglich Kriterium i betrage den Wert a , das von Alternative B den Wert b . Aufgrund von Unsicherheiten seien a und b mit Fehlern behaftet. Der wahrscheinlichste Wert von a sei $m(a)$ und es seien von diesem Wert Abweichungen von maximal plus oder minus $s(a)$ möglich, das heißt $m(a)-s(a) < a < m(a)+s(a)$. Analog liege b zwischen $m(b)-s(b)$ und $m(b)+s(b)$. Ich nehme einmal an, daß die Wahrscheinlichkeit $p(a)$ (strenggenommen handelt es sich bei $p(a)$ um eine Wahrscheinlichkeitsdichte), also die Wahrscheinlichkeit, die Bewertung a zu erhalten, durch Abbildung 3 gegeben sei. Die Wahrscheinlichkeit, einen Wert in der Nähe von $m(a)$ zu erhalten ist relativ groß, nimmt aber ab, je weiter man sich von $m(a)$ entfernt und wird null für Werte, die von $m(a)$ weiter als $s(a)$ entfernt sind. Analoges gilt für die möglichen Werte von b (Abb. 3). Die Präferenz von A über B ist nur dann hundertprozentig gesichert, wenn $m(a)-s(a) > m(b)+s(b)$ ist, das heißt, wenn a im ungünstigsten Fall ($a=m(a)-s(a)$) immer noch besser abschneidet als b im günstigsten Fall ($b=m(b)+s(b)$).

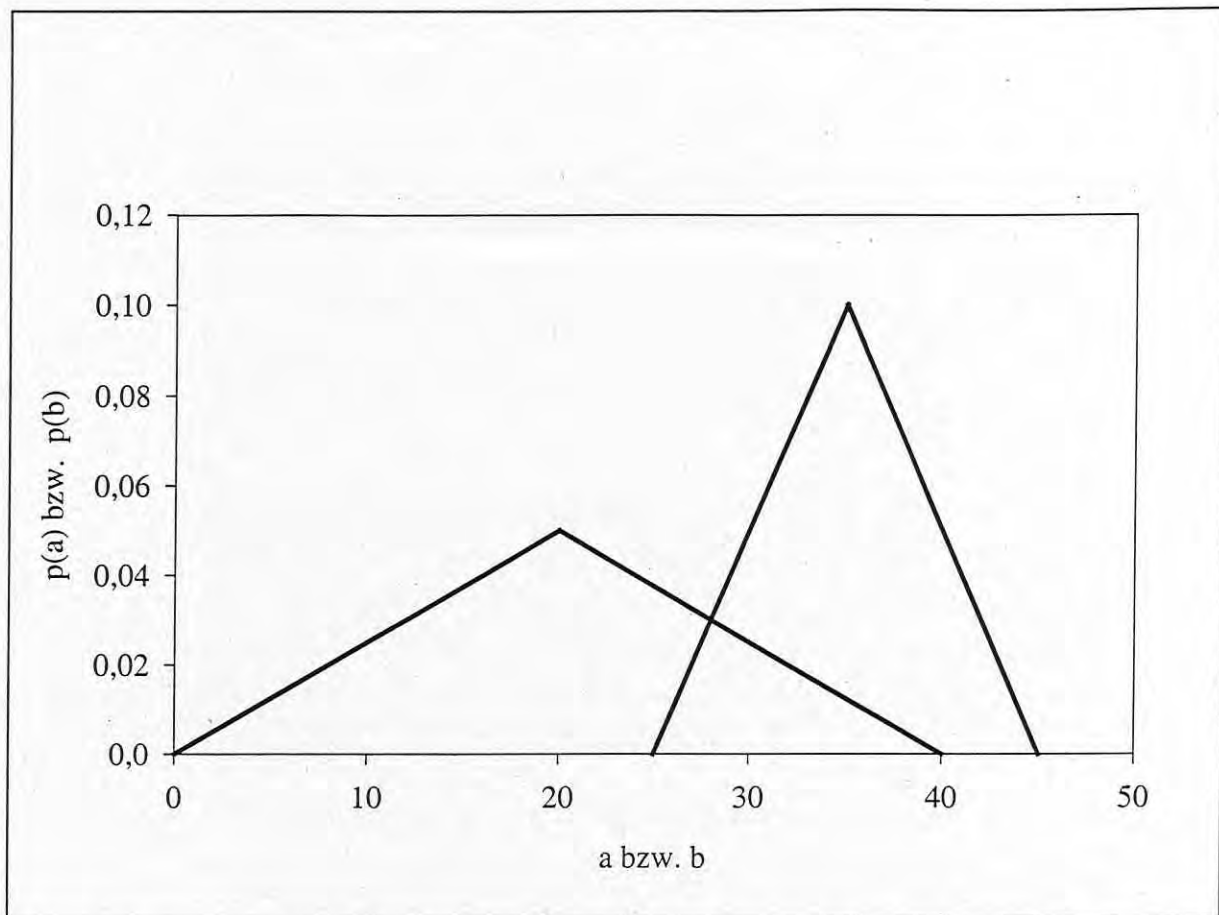


Abb. 3: Wahrscheinlichkeit $p(a)$, einen Wert a zu beobachten (rechte Kurve). Wahrscheinlichkeit $p(b)$, einen Wert b zu beobachten (linke Kurve).

Wenn diese Ungleichung nicht gilt, das heißt, wenn die beiden Verteilungen für a und b sich überlappen (Abb. 3), kann es, je nachdem wie es der Fehler will, vorkommen, daß $a > b$ oder $b < a$. Ob $a > b$ ist oder nicht, kann also nur in Form einer Wahrscheinlichkeit beurteilt werden. Die Wahrscheinlichkeit, ob $a > b$ in Abbildung 3, läßt sich sehr leicht über eine Monte-Carlo-Simulation feststellen. Dabei zieht man aus den beiden Verteilungen aus Abbildung 3 zunächst zwei Zufallszahlen $\underline{a}$ und $\underline{b}$ und prüft, ob $\underline{a} > \underline{b}$ ist oder nicht. Dieses „Würfeln“ mit anschließendem Vergleich führt man nun N mal durch, wobei N möglichst groß, wenigstens etwa 1000 sein sollte. Dabei zählt man, wie häufig $\underline{a} > \underline{b}$ beobachtet werden konnte und teilt das Ergebnis durch N . Der erhaltene Quotient ist gerade die Wahrscheinlichkeit, daß $a > b$ ist. Ich bezeichne sie mit $P(a > b)$. Wie oben geschildert, ist $P(a > b) = 1$, das heißt a ist mit Sicherheit größer als b , falls die Verteilung $p(a)$ in ihrer ganzen Ausdehnung rechts von $p(b)$ liegt, beide Verteilungen sich also nicht überlappen. Ist dagegen $m(a) = m(b)$, so ist der Überlapp beider Verteilungen vollständig (die Abweichungen $s(a)$ und $s(b)$ sind dabei irrelevant) und es gilt $P(a > b) = 0,5$, das heißt in 50% aller Fälle wird man $a > b$ beobachten. In diesem Fall wird man die Alternativen A und B als indifferent bezeichnen. Überlappen sich die beiden Verteilungen teilweise, so wird man Wahrscheinlichkeiten $P(a > b)$ zwischen 0,5 und 1,0 beobachten.

Als nächstes ist nun die Verbindung zur Präferenzfunktion im PROMETHEE-Verfahren herzustellen. Dort gilt (Abb. 1), daß bei Indifferenz $\Pi_i(A,B)=0$. Beobachtet man bei der Monte-Carlo-Simulation nun $P(a>b)=0,5$, so ist $a>b$ genauso wahrscheinlich wie $b>a$, die beiden Alternativen A und B sind also als indifferent einzuordnen: $\Pi_i(A,B)=0$. Im Fall $P(a>b)=1$ (das heißt a ist mit Sicherheit größer als b) liegt sichere Präferenz von A über B ($\Pi_i(A,B)=1$) vor. Zwischen diesen beiden Extremfällen der Indifferenz und der sicheren Präferenz nehme ich an, daß $\Pi_i(A,B)$ linear mit $P(a>b)$ ansteigt. Dies erreiche ich durch

$$\Pi(A,B) = 2 * [P(a > b) - 0,5] \quad (8)$$

Diese Präferenzfunktion ist eng verwandt mit der in Abbildung 1 (gestrichelte Linie). Man betrachte einmal den Spezialfall, daß die Fehler in a und in b gleich sind, also $s(a)=s(b)=s$. Nun variere man die Differenz $m(a)-m(b)$ kontinuierlich von 0 bis $2s$. Bei $m(a)-m(b)=0$ erhält man, wie oben bemerkt, $P(a>b)=0,5$, also Indifferenz: $\Pi_i(A,B)=0$. Bei $m(a)-m(b) \geq 2s$ erhält man wie gesehen $P(a>b)=1$, also sichere Präferenz $\Pi_i(A,B)=1$. Die Präferenzwerte $\Pi_i(A,B)$ für den vollständigen Bereich $0 < m(b)-m(a) < 2s$ zeigt Abbildung 4. Je größer der Abstand

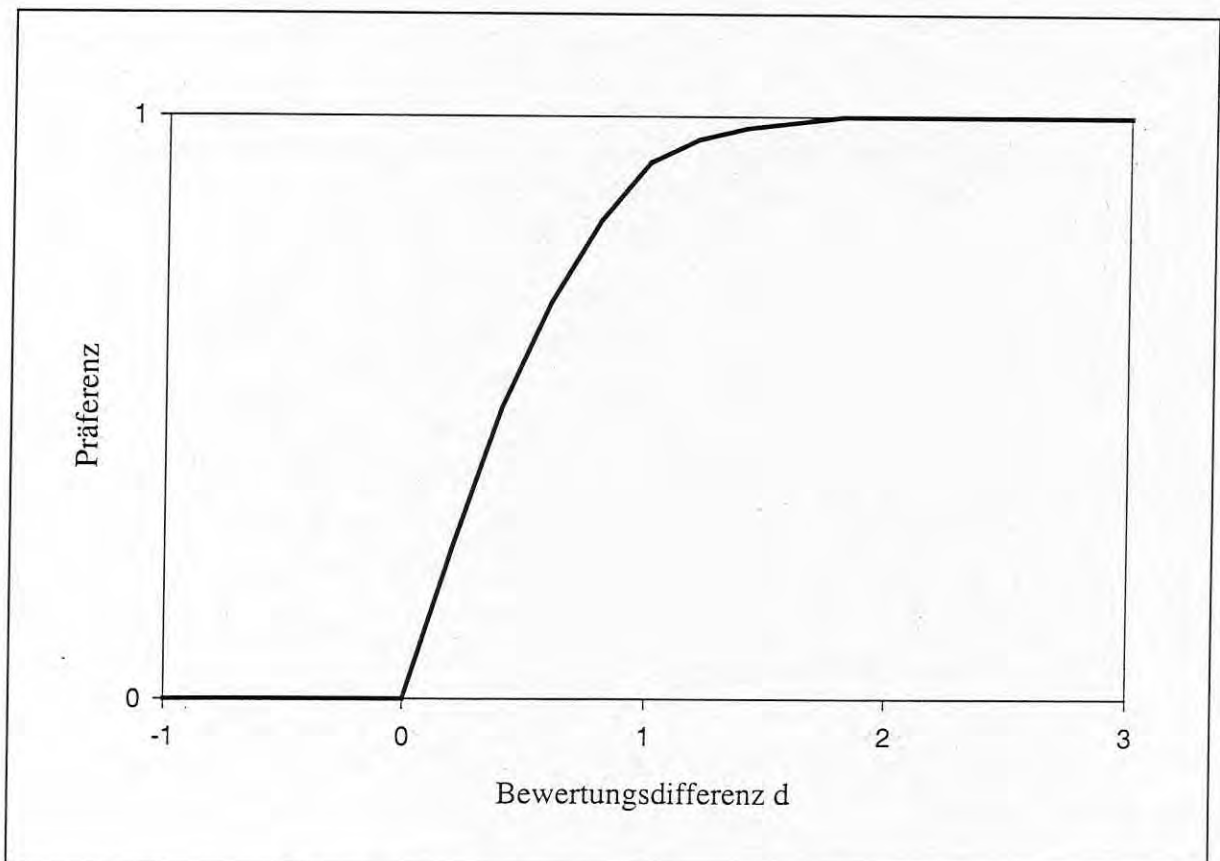


Abb. 4: Stochastische Präferenz P als Funktion der Differenz d zwischen den wahrscheinlichsten Bewertungen, $m(a)$ und $m(b)$. Die Differenz d ist skaliert in Einheiten der Fehlerbreite s (siehe Text).

$m(a)-m(b)$, desto größer die Präferenz von A über B. Dies ist ganz ähnlich zu Abbildung 1 (gestrichelte Linie), wo ebenfalls die Präferenz von A über B mit der Differenz $d_i(A,B)$ der Bewertungen von A und B ansteigt.

3.2 Signifikanz

Als letzte Vorbereitung für die stochastische Erweiterung der Entscheidungsverfahren aus Kapitel 2 soll in diesem Kapitel noch der Begriff der Signifikanz eingeführt werden, ähnlich wie es ihn auch in der Statistik gibt (vgl. Bleymüller et al. 1985). Es sei jedoch bemerkt, daß das hier vorgestellte Signifikanzkriterium gegenüber den in der Statistik üblichen Kriterien stark vereinfacht ist, aber mit diesen verwandt ist und in ähnlicher Weise interpretiert werden kann. Als erstes stellt man fest, daß die Standardabweichung einer Zufallszahl, deren Verteilung durch eine Dreiecksfunktion (Abb. 3) gegeben ist, sich zu

$$\sigma(a) = \left(\int_{m(a)-s(a)}^{m(a)+s(a)} p(a) * [a - m(a)]^2 da \right)^{1/2} = \frac{1}{\sqrt{12}} s(a) \approx \frac{1}{3} s(a) \quad (9)$$

berechnet. $1/\sqrt{12}$ ist etwa $1/3$, so daß die Standardabweichung einer dreiecksverteilten Zufallszahl wie in Abbildung 3 etwa ein Drittel der Differenz zwischen Maximalwert ($m(a)+s(a)$) und wahrscheinlichstem Wert ($m(a)$) ist.

Eine Zufallszahl bezeichne ich nun als signifikant größer als eine Zufallszahl b, wenn

$$m(a) - 1,5\sigma(a) > m(b) + 1,5\sigma(b), \quad (10)$$

was nach Gleichung (9) etwa der Bedingung $m(a)-0,5s(a) > m(b)+0,5s(b)$ entspricht. Einen solchen Fall zeigt gerade Abbildung 3. Die zugehörige stochastische Präferenz läßt sich (Kapitel 3.1) zu $\Pi(A,B)=0,95$ berechnen, was in der Statistik ein übliches Signifikanzkriterium ist.

4 Stochastisches PROMETHEE 1 (SP1)

In diesem Kapitel soll anhand eines Beispiels die stochastische Präferenz (Kapitel 3.1) in das PROMETHEE 1 – Verfahren aus Kapitel 2 integriert werden. Das neue Verfahren soll stochastisches PROMETHEE 1 (SP1) – Verfahren heißen. Ausgangspunkt sei die Ergebnismatrix (Tab. 1). Für jede Alternative und jedes Kriterium ist dort genau ein Wert angegeben, von dem anzunehmen ist, daß er der wahrscheinlichste ist. Ich nehme nun aber an, daß die Bewertungen in Tabelle 1 Fehlern unterliegen, so daß sich mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit auch andere als die in Tabelle 1 angegebenen Werte ergeben können. Die Wahrscheinlichkeit, zu einer bestimmten Alternative bezüglich eines bestimmten Kriteriums eine bestimmte Bewertung zu erzielen, sei durch eine Dreiecksverteilung (Abb. 3) beschrieben, mit

dem wahrscheinlichsten Wert nach Tabelle 1. Da für die Maximal- und Minimalwerte der 6 mal 6 Dreiecksverteilungen keine Daten vorliegen, verwende ich zur Demonstration hypothetische Zahlenwerte. Für jede der 6 mal 6 Bewertungen ermittele ich Maximal- und Minimalwerte, indem ich den wahrscheinlichsten Wert aus Tabelle 1 mit einem Fehlerfaktor zwischen null und eins multipliziere. Man betrachte z. B. die Bewertung der Alternative A bezüglich Kriterium 1. Der wahrscheinlichste Wert ist -80 (vgl. Tab. 1) und ich wähle einen (hypothetischen) Fehlerfaktor von 0,31. Der Maximalwert der Bewertung ist dann $-80 \cdot (1 - 0,31) = -55,2$ und der Minimalwert beträgt $-80 \cdot (1 + 0,31) = -104,8$. In derselben Weise behandle ich auch die anderen Bewertungen. Die erzielten Maximal- und Minimalwerte finden sich in Tabelle 2.

Tab. 2: Maxima (oben) und Minima (unten) der Bewertungsergebnisse (gerundet) für die Kriterien 1 bis 6 und Alternativen A bis F.

Alternative		A	B	C	D	E	F
Kriterium							
1	max	-55	-51	-51	-2	-29	-52
	min	-105	-79	-115	-78	-75	-136
2	max	178	86	66	102	140	121
	min	2	30	54	58	4	71
3	max	-246	-82	-184	-780	-876	-84
	min	-954	-318	-616	-1220	-324	-1316
4	max	-12	-31	-48	-20	-10	-33
	min	-96	-163	-96	-130	-30	-39
5	max	-6	0	0	-2	-2	-4
	min	-10	-2	-8	-12	-4	-6
6	max	8	2	9	20	13	9
	min	2	0	5	0	3	3

Für jedes Alternativenpaar und jedes Kriterium ermittele ich nun die Präferenz Π_i . Vergleicht man beispielsweise die Alternativen A und B bezüglich Kriterium 4, so ergibt sich nach dem in Kapitel 3.1 beschriebenen Verfahren, daß A mit einer Wahrscheinlichkeit von 0,9 besser abschneidet als B. Nach Gleichung (8) errechnet sich daraus die Präferenzfunktion $\Pi_4(A,B)$ zu 0,8 (gleichzeitig gilt $\Pi_4(B,A)=0$).

Für die weiteren 5 Kriterien $i=1, 2, 3, 5$ und 6, ergeben sich Präferenzen $\Pi_i(A,B)$ von 0,0; 0,6; 0,0; 0,0 und 1,0. Die Outranking-Relation $\Pi(A,B)$ erhält man durch Multiplikation dieser $\Pi_i(A,B)$ mit den Gewichtungsfaktoren w_i und anschließendes Summieren. Ich gehe hier davon aus, daß alle sechs Kriterien gleich stark gewichtet werden, also $w_i=1/6$ ($i=1\dots6$) und erhalte $\Pi(A,B)=0,4$. Analog ermitteln sich die Outranking-Relationen zu allen anderen Alternativenpaaren (Tab. 3).

Tab. 3: Outranking-Relationen Π mit Zeilen- und Spaltensummen.

Alternative Alternative	A	B	C	D	E	F	$\Sigma\Pi$
A	0	0,40	0,21	0,28	0,05	0,12	1,06
B	0,46	0	0,42	0,33	0,33	0,47	2,02
C	0,39	0,28	0	0,29	0,14	0,26	1,36
D	0,30	0,52	0,40	0	0,15	0,26	1,63
E	0,43	0,51	0,44	0,48	0	0,61	2,48
F	0,33	0,50	0,33	0,48	0,09	0	1,73
$\Sigma\Pi$	1,92	2,21	1,81	1,86	0,75	1,72	

Die erste Zeile der Matrix der Outranking-Relationen (Tab. 3) enthält (auf den fünf Nichtdiagonal-Elementen) die Outranking-Relationen $\Pi(A,B)$, $\Pi(A,C)$, ..., $\Pi(A,F)$. Die Summation dieser Größen (also die Summe über die Elemente der ersten Zeile von Tab. 3), ergibt den Ausgangsfluß $\Phi^+(A)$ (Gl. 2). Analog ergeben sich die Ausgangsflüsse der anderen Alternativen B bis F durch Summieren der Elemente der entsprechenden Zeilen in Tabelle 3.

Die erste Spalte von Tabelle 3 enthält die fünf Outranking-Relationen $\Pi(B,A)$, $\Pi(C,A)$, ..., $\Pi(F,A)$. Ihre Summe (also die Summe über die Elemente der ersten Spalte) ergibt den Eingangsfluß $\Phi^-(A)$ (Gl. 3). Analog erhält man die Eingangsflüsse zu den anderen Alternativen B bis F (Tab. 4).

Tab. 4: Ausgangs- (Φ^+), Eingangs- (Φ^-) und Nettoflüsse (Φ).

Alternative	A	B	C	D	E	F
Φ^+	1,06	2,02	1,36	1,63	2,48	1,73
Φ^-	1,92	2,21	1,81	1,86	0,75	1,72
Φ	-0,86	-0,18	-0,46	-0,23	1,72	0,01

Aus diesen Flüssen ist nun die Präordnungsmatrix zu ermitteln. Dazu wird für jedes Alternativenpaar untersucht, ob Dominanz, Indifferenz oder Unvergleichbarkeit vorliegt. Beispielsweise gilt $\Phi^+(E) > \Phi^+(F)$ und $\Phi^-(E) < \Phi^-(F)$. Nach den Regeln in Kapitel 2.1 dominiert die Alternative E die Alternative F. Dagegen gilt $\Phi^+(A) < \Phi^+(B)$ und $\Phi^-(A) < \Phi^-(B)$. Damit sind die Alternativen A und B nicht miteinander vergleichbar. Das Ergebnis dieser Tests für alle Alternativenpaare führt schließlich zur Präordnungsmatrix (Tab. 5). Das Element in Zeile C, Spalte A (ein „D“) bedeutet beispielsweise, daß Alternative C die Alternative A dominiert.

Tab. 5: Präordnungsmatrix: I steht für „indifferent“, R für „nicht vergleichbar“, D für „dominiert“ und kein Eintrag für „wird dominiert“.

Alternative Alternative	A	B	C	D	E	F
A	I	R				
B	R	I	R	R		R
C	D	R	I	R		
D	D	R	R	I		
E	D	D	D	D	I	D
F	D	R	D	D		I

Die Präordnungsmatrix läßt sich durch Abbildung 5 graphisch darstellen. Man sieht, daß Alternative E alle anderen dominiert, also vorzuziehen ist. Alternative A wird von allen anderen außer B dominiert. Die Alternativen C und D, die von E und F dominiert werden und ihrerseits A dominieren, sind nicht miteinander vergleichbar. Alternative B ist außer mit der dominanten Alternative E mit keiner der anderen Alternativen vergleichbar.

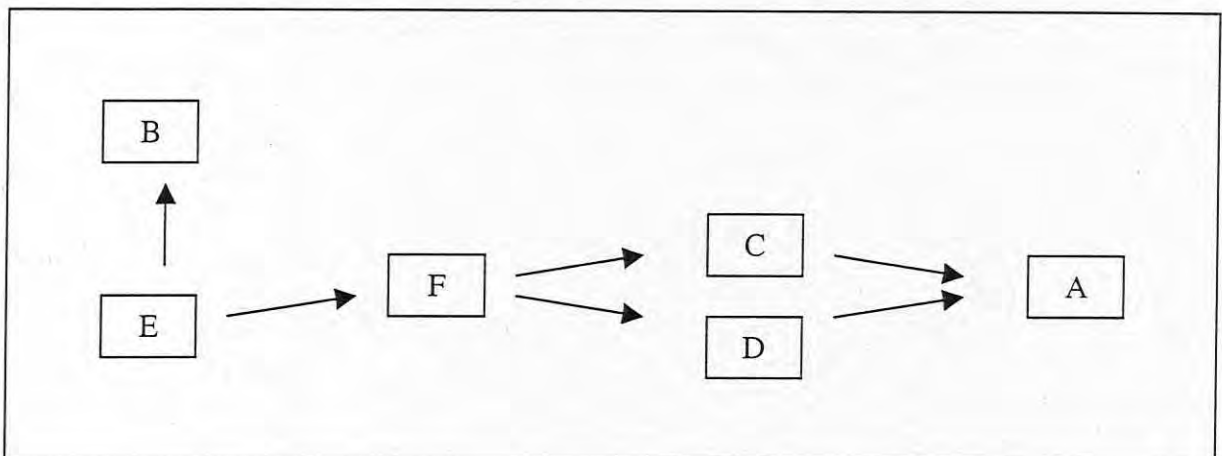


Abb. 5: Graphische Darstellung der Präordnungsmatrix (Tab. 5).

Zur Interpretation dieses Ergebnisses kann man sagen, daß die Trade-offs, die im Vergleich der Alternative E mit anderen Alternativen bestehen mögen, zugunsten von E entschieden wurden. Dagegen liegen beispielsweise zwischen B und den anderen Alternativen außer E nicht auflösbare bzw. nicht entscheidbare Trade-offs vor.

Wie beschrieben, kann man Vergleichbarkeit erzwingen, indem man die Nettoflüsse Φ der Alternativen (Tab. 4) betrachtet. Hier erhält man die Rangfolge (beginnend mit der dominantesten Alternative) E, F, B, D, C, A. Die in Abbildung 5 „neben“ D stehende Alternative C wurde also hinter C eingeordnet, die „unvergleichbare“ Alternative B zwischen F und D.

5 Stochastisches PROMETHEE 2 (SP2)

Ein Vorteil des oben beschriebenen SP1 ist seine Verwandtschaft mit dem konventionellen Verfahren, da die verwendete stochastische Präferenzfunktion (Gl. 8) eng verwandt mit konventionellen Präferenzfunktionen ist (Abb. 1 in Kapitel 3.1). Ein Nachteil ist, daß die Information über die Unsicherheit, nachdem sie vollständig in die Präferenzfunktion (Gl. 8) eingegangen ist, in den weiteren Schritten des PROMETHEE-Verfahrens nicht mehr sichtbar ist. Die Berechnung der Outranking-Relationen aus den Präferenzen erfolgt in derselben Weise wie beim konventionellen PROMETHEE-Verfahren. Es ist nicht mehr unmittelbar nachvollziehbar, wie sich die Unsicherheit auf die Outranking-Relationen, die Flüsse und die Präordnungsmatrix auswirkt. Betrachtet man z. B. die Eingangsflüsse Φ^- für die Alternativen C und D im Beispiel von Tabelle 4, so stellt man fest, daß sie sich nur unwesentlich voneinander unterscheiden. Trotzdem hat die Frage, welche von beiden größer ist, großen Einfluß darauf, ob Alternative D die Alternative C dominiert oder ob beide (wie im Beispiel von Tab. 4) unvergleichbar sind. Eine kleine numerische Differenz hat also eine große Wirkung. Ist dies im Wissen um die teils großen Unsicherheiten in den Bewertungen (Tab. 2) gerechtfertigt? Wenn nein, wie groß müßte der Unterschied zwischen beiden Eingangsflüssen sein, um die Entscheidung für oder gegen Dominanz von D über C zu rechtfertigen? Diese Frage führt unmittelbar auf den Signifikanzbegriff, der in Kapitel 3.2 eingeführt wurde. Dort stand die Frage im Mittelpunkt, wie groß sich die Mittelwerte zweier Zufallszahlen bei gegebener Unsicherheit unterscheiden müssen, um behaupten zu können, daß sich beide Zufallszahlen signifikant voneinander unterscheiden. Um also etwas über die Verlässlichkeit der Rangordnung der Alternativen zu erfahren, soll dieser Signifikanzaspekt in das PROMETHEE-Verfahren integriert werden. Das neue Verfahren soll stochastisches PROMETHEE 2 (SP2) – Verfahren heißen.

Während im SP1 die Zufälligkeit vollständig in die Paarvergleiche der Alternativen einging, woran sich dann ein konventionelles PROMETHEE-Verfahren anschloß, soll jetzt andersherum verfahren werden. Ich starte mit konventionellen Elementen des PROMETHEE-Verfahrens und ende mit der Stochastik. Die Wahrscheinlichkeit, für eine bestimmte Alternative und ein bestimmtes Kriterium ein bestimmtes Bewertungsergebnis zu erzielen, sei wieder durch die zugehörige Dreiecksverteilung (Abb. 3) mit Mittelwert aus Tabelle 1 und Unsicherheitsbereich aus Tabelle 2 gegeben. Basierend auf diesen 6 mal 6 Dreiecksverteilungen ermittele ich als erstes für jede Alternative und jedes Kriterium je einen zufälligen Zahlenwert. Ich erhalte eine Matrix mit 6 mal 6 Zahlen, jede gehörig zu einer bestimmten Alternative und einem bestimmten Kriterium. Jede dieser Zahlen stellt ein mögliches Bewertungsergebnis dar. Die gesamte Matrix (sie sei mit E_1 bezeichnet) der zufällig ermittelten Zahlenwerte stellt also eine mögliche Konfiguration; oder in der Sprache der Wahrscheinlichkeitstheorie „Realisation“, der Ergebnismatrix dar.

Die Ergebnismatrix E_1 wird nun nach einem konventionellen PROMETHEE-Verfahren ausgewertet. Es werden also, wie in Kapitel 2.1 beschrieben, die Alternativen auf Basis der Werte von E_1 paarweise und für jedes Kriterium einzeln miteinander verglichen. Als Präfe-

renzkriterium verwende ich das in Abbildung 1 (durchgezogene Linie) gezeigte. Aus den kriterienweisen Paarvergleichen der Alternativen erhalte ich, wie in Kapitel 2.1 beschrieben, die Outranking-Relationen und die Flüsse. Der Einfachheit halber betrachte ich nur die Nettoflüsse (man kann aber feststellen, daß bei Verwendung der Präferenzfunktion nach Abbildung 1 (durchgezogene Linie) Unvergleichbarkeiten sehr unwahrscheinlich sind und daher die Nettoflüsse dieselbe Information enthalten wie die Präordnungsmatrix).

Wie erwähnt, handelt es sich aber bei der Matrix E_1 nur um eine mögliche Realisation der Ergebnismatrix, gleiches gilt für die Nettoflüsse. Würde man basierend auf den Tabellen 1 und 2 eine andere Realisation, E_2 , der Ergebnismatrix ermitteln, so ergäben sich mit großer Wahrscheinlichkeit andere Nettoflüsse. Für das SP2-Verfahren interessiert nun, welche Nettoflüsse man im Rahmen dieser Unsicherheit erwarten kann und wie stark sie schwanken können. Um ein vollständiges Bild der Unsicherheit zu erhalten, muß eine sehr große Zahl N an möglichen Realisationen der Ergebnismatrix $E_1, E_2, \dots, E_N$ betrachtet werden. Für jede Realisation wird (per Computer) ein konventionelles PROMETHEE-Verfahren durchgeführt und die Nettoflüsse ermittelt. Den Nettofluß der Alternative A beispielsweise, den ich aus der Ergebnismatrix E_k erhalten habe, bezeichne ich als $\Phi_k(A)$. Der Erwartungs- oder Mittelwert des Nettoflusses für Alternative A ($m(\Phi(A))$) ist nun das Mittel über die N Nettoflüsse für Alternative A ($\Phi_k(A)$ ($k=1 \dots N$)):

$$m(\Phi(A)) = \frac{1}{N} \sum_{k=1}^N \Phi_k(A) . \quad (11)$$

Die Standardabweichung ist

$$\sigma(\Phi(A)) = \left(\frac{1}{N} \sum_{k=1}^N [\Phi_k(A) - m(\Phi(A))]^2 \right)^{1/2} . \quad (12)$$

Die Mittelwerte und Standardabweichungen der Nettoflüsse aller 6 Alternativen zeigt Tabelle 6.

Tab. 6: Mittelwerte und Standardabweichungen der Nettoflüsse.

Alternative	A	B	C	D	E	F
$m(\Phi)$	-1,12	-0,18	-0,43	-0,20	1,98	-0,04
$\sigma(\Phi)$	0,88	0,52	0,70	0,77	0,80	0,71

Diese Ergebnisse sind in Abbildung 6 noch einmal graphisch dargestellt.

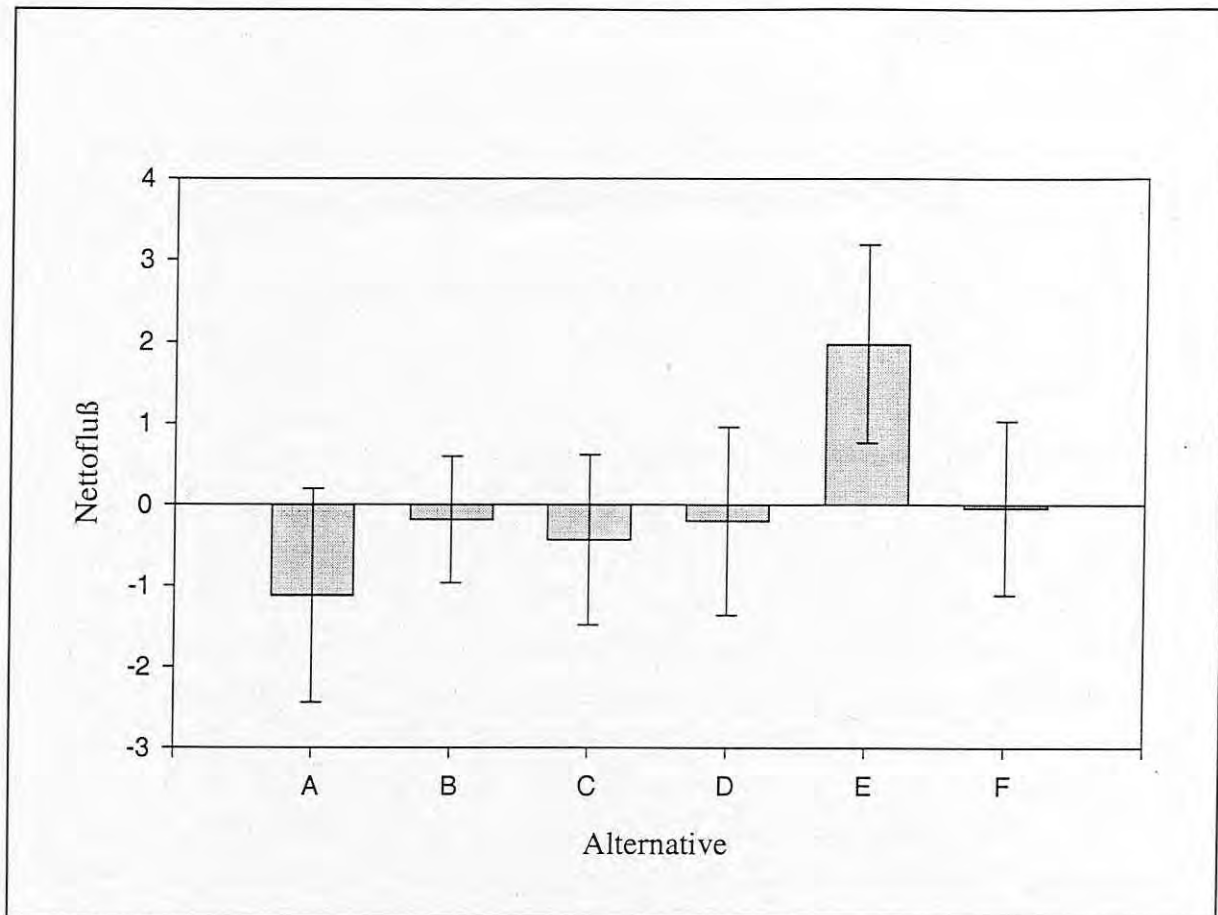


Abb. 6: Nettoflüsse Φ der Alternativen A bis F. Die grauen Balken geben die Mittelwerte an, die schwarzen Linien sind Fehlerbalken (s. Text).

Die Balken zeigen die Mittelwerte $m(\Phi)$ der Nettoflüsse; die Fehlerbalken sind gerade dreimal so lang (vom Mittelwert 1,5 Einheiten nach oben und 1,5 Einheiten nach unten) wie die Standardabweichung $\sigma(\Phi)$. Man sieht, daß Alternative E am besten abschneidet und selbst der untere Rand ihres Fehlerbalkens bis auf D und F über den Fehlerbalken der anderen Alternativen liegt (die Fehlerbalken überlappen sich nur geringfügig). Der Mittelwert des Nettoflusses $m(\Phi(E))$ minus 1,5 mal seiner Standardabweichung $\sigma(\Phi(E))$ ist also größer als der Mittelwert $m(\Phi(X))$ einer anderen Alternative $X \in \{A, B, C, D, F\}$ plus 1,5 mal deren Standardabweichung $\sigma(\Phi(X))$. In Kapitel 3.2 (Gl. 10) hatte sich ergeben, daß in einem solchen Fall der Nettofluß $\Phi(E)$ als signifikant größer angesehen werden kann als der Nettofluß $\Phi(X)$. Das bedeutet, daß die Alternative E signifikant den größten Nettofluß besitzt, also alle anderen Alternativen signifikant dominiert.

Am schlechtesten schneidet Alternative A ab. Der obere Rand ihres Nettofluß-Fehlerbalkens in Abbildung 6 liegt nie weit über den unteren Enden der anderen Fehlerbalken, der Überlapp mit den anderen Fehlerbalken ist also gering. Damit kann man auch schließen, daß der Nettofluß der Alternative A „ziemlich“ signifikant unter denen der anderen Alternativen liegt, Alternative A also ziemlich signifikant von allen anderen Alternativen dominiert

wird. Im Gegensatz dazu überlappen die Fehlerbalken der anderen Alternativen B, C, D und F stark. Die Nettoflüsse dieser Alternativen unterscheiden sich nicht signifikant. Keine dieser Alternativen dominiert also eine andere aus dieser Vierergruppe signifikant.

Dieses Ergebnis ist nicht unähnlich dem aus der Präordnungsmatrix des SP1 (Abb. 5). Dort hatte sich gezeigt, daß die Alternativen B, C und D nicht vergleichbar sind. Der Unvergleichbarkeit im SP1 entspricht die Insignifikanz im SP2. Lediglich bezüglich Alternative F gibt es eine Abweichung. Sie dominierte im SP1 die Alternative B, C und D, was im SP2 nicht der Fall ist.

6 Stochastische Hauptachsenanalyse (SHA)

Ebenso wie im SP2 die Schwankungsbreite der Nettoflüsse von Interesse war, um zu entscheiden, ob sich Alternativen in ihrer Dominanz signifikant unterscheiden, so interessiert auch in der Hauptachsenanalyse (Kapitel 2.2), ob sich Alternativen, die in der konventionellen Hauptachsenanalyse als Punkte dargestellt sind (Abb. 2), signifikant voneinander unterscheiden. Die Integration der Stochastik verläuft ganz analog zum SP2. Wie in Kapitel 5 erzeuge ich zunächst N zufällige Realisationen der Ergebnismatrix $E_1, E_2, \dots, E_N$. Für jede dieser Realisationen führe ich eine konventionelle Hauptachsenanalyse durch (Technisch ist es einfacher, einen etwas anderen Weg zu gehen (Anhang). Beide Wege sind jedoch äquivalent und die Ergebnisse identisch). Jede der N Hauptachsenanalysen liefert einen Satz aus 12 Datenpunkten (vgl. Abb. 2): sechs Punkte stellen die Kriterien dar und sechs die Alternativen. Die Lage dieser 12 Datenpunkte, also ihre x - und y -Koordinaten im Hauptachsenraum, variiert nun, wenn unterschiedliche Ergebnismatrizen E_k verwendet werden. Analog zu Kapitel 5 interessieren für jeden der 12 Datenpunkte seine mittlere Position und ihre Schwankungsbreite. Dazu berechne ich für jeden der 12 Datenpunkte die Mittelwerte $m(x)$ und $m(y)$ sowie die Standardabweichungen $\sigma(x)$ und $\sigma(y)$ seiner x - und y -Koordinaten, wenn alle Realisationen E_1 bis E_N der Ergebnismatrix berücksichtigt werden. Das Ergebnis zeigt Abbildung 7. Zu sehen sind die mittleren Positionen der 12 Punkte, also der sechs Alternativen und der sechs Kriterien. Für jede einzelne der sechs Alternativen wurden zusätzlich die Standardabweichungen in x - und y -Richtung eingetragen, sichtbar als Rechtecke, die um den jeweiligen Mittelwert gelegt sind. Der Abstand der Rechteckseiten vom Mittelpunkt (nach oben und unten bzw. nach rechts und links) ist gerade 1,5 mal der Standardabweichung der y - bzw. der x -Koordinate. Die Ausdehnung eines Rechtecks gibt also die Unsicherheit über die Position der Alternative im Hauptachsenraum wieder.

Dies ist ganz ähnlich wie in Abbildung 6. Dort gab die Länge der Fehlerbalken das Ausmaß der Unsicherheit wieder. Tatsächlich handelt es sich bei Abbildung 7 um ein zweidimensionales Gegenstück zu Abbildung 6. Den (eindimensionalen) Fehlerbalken dort entspricht das (zweidimensionale) Rechteck hier. In Abbildung 6 galt, daß sich zwei Alternativen dann signifikant unterscheiden, wenn sich ihre Fehlerbalken nicht überlappen. Analog gilt hier, daß sich zwei Alternativen dann signifikant unterscheiden, wenn sich ihre Rechtecke nicht oder nur geringfügig überlappen.

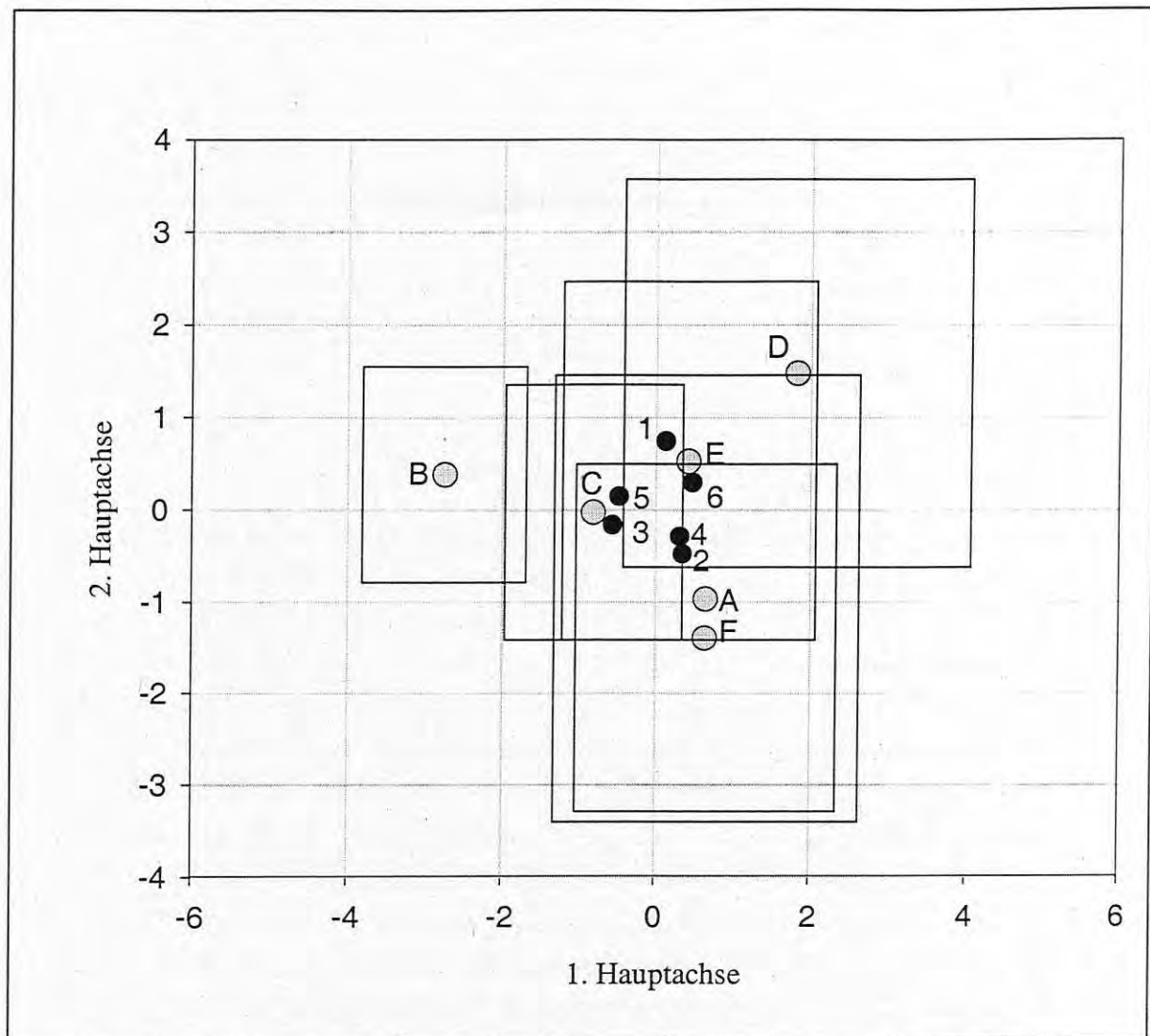


Abb. 7: Kriterien 1 bis 6 (schwarze Punkte) und Alternativen A bis F (graue Punkte) im Hauptachsenraum. Um jede der sechs Alternativen liegt zentrisch ein Rechteck, das die Unsicherheit in der Position dieser Alternative im Hauptachsenraum widerspiegelt.

Dies findet man beispielsweise für Alternative B. Sie unterscheidet sich daher signifikant von allen anderen Alternativen. Dagegen ist der Überlapp zwischen den Alternativen A und F vollständig. Sie unterscheiden sich nicht signifikant. Auch wenn die Methodik zwischen SP2 und der SHA sehr ähnlich ist, sollte bemerkt werden, daß die Ergebnisse natürlich eine völlig andere Bedeutung haben (vgl. Kapitel 2). Während es bei PROMETHEE um bessere oder schlechtere Alternativen geht, geht es bei der Hauptachsenanalyse um Korrelationen oder qualitative Verwandtschaften. Wenn man sagt, daß sich in der SHA Alternative B signifikant von allen anderen unterscheidet, heißt das nicht, daß sie signifikant besser oder schlechter als die anderen ist, sondern daß sich die Art und Weise, wie sie die sechs Kriterien erfüllt, signifikant von der anderer Alternativen unterscheidet. Alternative B ist also auf gewisse Weise einmalig und kann nicht durch eine andere Alternative ersetzt oder mit ihr verglichen werden.

Im SP1 hatte sich ein ähnliches Resultat ergeben, nämlich daß Alternative B mit keiner der anderen Alternativen (außer mit E) vergleichbar ist. Die Trade-offs zwischen B und den anderen Alternativen sind unauflösbar bzw. unentscheidbar. Gleiches findet man für die beiden Alternativen C und D: geringer Überlapp der Rechtecke in Abbildung 7 und Unvergleichbarkeit im SP1 (Abb. 5). Recht gering ist in Abbildung 7 auch der Überlapp zwischen den Alternativen F und D, die allerdings in Abbildung 5 vergleichbar sind. Trotz der großen Gemeinsamkeiten in den Ergebnissen von SP1 und SHA gibt es also kleine Unterschiede, die aber größtenteils dadurch entstehen, daß nicht klar zu entscheiden ist, was man als geringen oder starken Überlapp ansieht.

7 Zusammenfassung und Diskussion

Die multikriterielle Entscheidungsanalyse dient dazu, die Ergebnisse separater monokriterieller Bewertungen zu synthetisieren und Handlungsalternativen danach zu bewerten, wie gut sie die Kriterien in ihrer Gesamtheit erfüllen. Es wurden zwei multikriterielle Entscheidungsverfahren vorgestellt und so erweitert, daß Unsicherheit in den Ergebnissen der multikriteriellen Bewertung explizit berücksichtigt werden können. Die drei entwickelten Verfahren sind bezüglich der Berücksichtigung von Unsicherheit miteinander verwandt und die Ergebnisse ergänzen sich. Das stochastische PROMETHEE 1 – Verfahren (SP1) und die stochastische Hauptachsenanalyse (SHA) liefern Erkenntnisse darüber, welche Handlungsalternativen miteinander vergleichbar sind und welche nicht. Das stochastische PROMETHEE 2 – Verfahren (SP2) und die SHA liefern quantitative Informationen darüber, wie sich die Unsicherheit in den multikriteriellen Bewertungsergebnissen auf die Ergebnisse der Entscheidungsanalyse auswirkt. Die beiden stochastischen PROMETHEE-Verfahren liefern Informationen über die Rangordnung der Handlungsalternativen, also darüber, welche Alternativen die Gesamtheit der Kriterien am besten erfüllen. Die SHA konzentriert sich auf das Auffinden von Trade-offs zwischen verschiedenen Alternativen und von Korrelationen zwischen verschiedenen Kriterien.

Vergleichbare Ansätze zur expliziten Berücksichtigung von Unsicherheit in multikriteriellen Entscheidungsverfahren findet man auch bei Munda (1995) und bei van den Honert (1998). Anstatt explizite Verteilungsfunktionen für die Bewertungen (Abb. 3) anzunehmen, verwendet Munda (1995) nur die Minima, Maxima und den wahrscheinlichsten Wert (also Daten wie sie in den Tabellen 1 und 2 angegeben sind). Daraus ermittelt er sogenannte Fuzzy-Präferenzen, die dann mit Hilfe der Fuzzy-Logik weiterverarbeitet werden. Der Vorteil hierbei ist, daß man nicht gezwungen ist, die Form der Verteilung der Bewertungen (z. B. Dreiecksform wie in Kapitel 4 geschehen) anzugeben. Das gibt der Analyse Mundas zunächst eine größere Allgemeingültigkeit. Dagegen muß aber bemerkt werden, daß man beim Rechnen mit Fuzzy-Größen bestimmte logische Operatoren verwenden muß. Hier gibt es Freiheiten, und wenn man sich für einen bestimmten Satz an Operatoren entscheidet, ist damit die Allgemeingültigkeit ebenfalls eingeschränkt. Isoliert betrachtet erscheinen daher beide Verfahren, das von Munda (1995) und das SP1, gleichwertig. Der Vorteil des hier vorgestellten Konzepts ist

allerdings, daß dem SP1 noch zwei weitere Analysen zur Seite gestellt wurden, die wie gezeigt, äquivalente Ergebnisse liefern. Dies verbessert die Interpretationsmöglichkeiten und die Glaubwürdigkeit der Ergebnisse. Eine derartige Kombination mit anderen Verfahren, insbesondere mit der SHA, ist mit dem Verfahren von Munda (1995) schwer zu verwirklichen.

Van den Honert (1998) geht einen ähnlichen Weg wie beim SP2, das heißt es wird untersucht, wie sich Unsicherheit in den multikriteriellen Bewertungsergebnissen quantitativ auf die Unsicherheit in der Rangordnung der Alternativen auswirkt. Anstatt auf dem PROMETHEE-Verfahren, basiert van den Honert (1998) seine Analyse auf dem sogenannten „Analytical Hierarchy Program“ (AHP). Der Vorteil seines Verfahrens ist, daß es sich komplett ohne Zuhilfenahme numerischer Methoden wie Monte-Carlo-Simulation durchführen läßt. Der Nachteil ist jedoch, daß extrem große Unsicherheiten zu Schwierigkeiten führen können. Das ist in den hier vorgestellten PROMETHEE-Verfahren nicht der Fall. Extrem große Unsicherheit beispielsweise in der Bewertung einer Alternative A in einem Kriterium i führt lediglich dazu, daß beim Vergleich von A mit einer anderen Alternative X die Wahrscheinlichkeit, besser abzuschneiden, nahe 50% ist. Damit gilt für die Präferenzfunktionen $\Pi_i(A,X)=\Pi_i(X,A)=0$. Die weitere Analyse wird dadurch nicht weiter behindert.

Zum Schluß sollte noch auf einen kritischen Punkt hingewiesen werden, nämlich die Gewichtung der Kriterien. In den beiden PROMETHEE-Verfahren geht sie über die Gewichtungsfaktoren w_i ein (Gl. 1). Mir ist kein Verfahren bekannt, welches das Problem der richtigen Wahl der Gewichtungsfaktoren umgehen kann, außer der deskriptiven Analyse, z. B. der gezeigten Hauptachsenanalyse. Dort werden die Kriterien per Definitivum gleichgewichtet, um eine neutrale Aussage zu den Zusammenhängen zwischen Kriterien und Alternativen zu erhalten. Die Präferenzen der Entscheidenden sind hier irrelevant. In dem Moment aber, wo eine Bewertung oder Rangordnung von Alternativen angestrebt wird, ist es unerläßlich, daß die entscheidende Person eine Angabe dazu macht, wie wichtig ihr welche Kriterien im Vergleich zu anderen sind. Gerade bei der Festlegung der Gewichtungsfaktoren kann man ein großes Maß an Unsicherheit und Variabilität (insbesondere wenn unterschiedliche Personen mit entgegengesetzten Interessen befragt werden) auftreten. Eine Möglichkeit, diese Unsicherheit in das Verfahren zu integrieren ist, verschiedene Kombinationen von Gewichtungsfaktoren zu testen und die Wirkung auf die Rangordnung zu bestimmen. Eine elegantere Möglichkeit ist – ähnlich wie für die Bewertungen (Tab. 2) – für die Gewichtungsfaktoren wahrscheinlichste Maximal- und Minimalwerte zu ermitteln und daraus für jeden Gewichtungsfaktor eine Verteilungsfunktion, etwa wie in Abbildung 3 zu erstellen. Ähnlich wie im SP2 kann man aus diesen Verteilungsfunktionen L Kombinationen von Gewichtungsfaktoren erzeugen und für jede Kombination die Nettoflüsse der Alternativen bestimmen. Nun kann man wie im SP2 wieder die Nettoflüsse zu den L verschiedenen Kombinationen der Gewichtungsfaktoren mitteln und mittlere Nettoflüsse bzw. Standardabweichungen bestimmen. Wie im SP2 erhält man eine unsicherheitsbehaftete Rangordnung, wobei diesmal die Unsicherheit in der Rangordnung die Unsicherheit in den Gewichtungsfaktoren reflektiert.

Literatur

- Bley Müller, J., Gehlert, G., Güllicher, H. (1985): WiSt-Studienkurs. Statistik für Wirtschaftswissenschaftler. Vahlen. München
- Brans, J.P., Mareschal, B. (1990): The PROMETHEE methods for MCDM; the PROMCALC, GAIA and BANKADVISER software. In: Bana e Costa, C.A. (ed.): Readings in Multiple Criteria Decision Aid. Springer. Berlin
- Honert, R.C. van den (1998): Stochastic pairwise comparative judgements and direct ratings of alternatives in the REMBRANDT system. *Journal of Multi Criteria Decision Analysis* 7, pp. 87-97
- Marggraf, R., Streb, S. (1997): Ökonomische Bewertung der natürlichen Umwelt. Spektrum Akademischer Verlag. Heidelberg. Berlin
- Munda, G. (1995): Multicriteria Evaluation in a Fuzzy Environment. Physica. Heidelberg
- Randerson, P.F. (1993): Ordination. In: Frey, J.C. (ed.): Biological Data Analysis. IRL Press at Oxford University Press. Oxford
- Sieben, G., Schildbach, T. (1994): Betriebswirtschaftliche Entscheidungstheorie. Werner-Verlag. Düsseldorf
- Stewart, T.J. (1992): A critical survey on the status of multiple criteria decision making – theory and practice. *OMEGA International Journal of Management. Science* 20 (5/6), pp. 569-586
- Zimmermann, H.-J. (1991): Fuzzy set theory and its applications. 2. Aufl. Kluwer Academic Publishers. Boston
- Zimmermann, H.-J., Gutsche, L. (1991): Multi-Criteria Analyse. Springer. Berlin. Heidelberg. New York

Anhang

Im folgenden sollen ein paar mathematische Einzelheiten zur Technik der Hauptachsenanalyse dargestellt werden, wobei ich mich an der Arbeit von Randerson (1993) orientiere. Ich beginne mit der konventionellen, also nicht stochastischen Analyse. Ausgangspunkt ist die Ergebnismatrix nach Tabelle 1, die ich mit E bezeichne.

Als erstes wird die Ergebnismatrix standardisiert, das heißt ich reskaliere ihre Elemente so, daß für jede Zeile (also jedes Kriterium) der Mittelwert der Elemente null (Zentrierung der Matrix) und die Standardabweichung eins (Normierung der Matrix) ist. Letzteres sorgt für eine gleichgewichtete Berücksichtigung aller Zeilen (Kriterien) in der Analyse. Dies ist sinnvoll, da es sich bei der vorliegenden Analyse um eine deskriptive, vergleichende Analyse handelt, bei der alle Kriterien gleichermaßen und gleichwertig berücksichtigt werden. Ich bezeichne die Elemente von E als e_{ij} , wobei i die Zeile (Kriterium) und j die Alternative bezeichnet. Das Zeilenmittel, das heißt der Mittelwert über die Elemente einer Zeile, ist dann

$$m_i = \frac{1}{6} \sum_{j=1}^6 e_{ij} \quad (\text{A1})$$

und die Standardabweichung ist

$$\sigma_i = \left(\frac{1}{6} \sum_{j=1}^6 (e_{ij} - m_i)^2 \right)^{1/2} \quad (\text{A2})$$

Die Reskalierung der Matrix E erfolgt über

$$e'_{ij} = \frac{e_{ij} - m_i}{\sigma_i} \quad (\text{A3})$$

Die Matrix E' mit den Elementen e'_{ij} ist nun zentriert und normiert, enthält aber nach wie vor dieselben Informationen über die Zusammenhänge zwischen Kriterien und Alternativen wie E.

Als nächstes wird eine Korrelationsmatrix R zwischen den Zeilen (Kriterien) berechnet. Da es sechs Kriterien gibt, hat diese Korrelationsmatrix sechs mal sechs Elemente, die ich mit r_{mn} ($m, n=1 \dots 6$) bezeichne. Die Elemente berechnen sich über

$$r_{mn} = \sum_{j=1}^6 e'_{mj} e'_{nj} \quad (\text{A4})$$

Die Elemente r_{mn} , welche stets zwischen -1 und $+1$ liegen, geben an, wie ähnlich sich die Kriterien in der Ergebnismatrix E sind. Wird beispielsweise das erste Kriterium von einigen Alternativen (im Vergleich zu anderen) überdurchschnittlich gut, von anderen Alternativen mittelmäßig und von wieder anderen unterdurchschnittlich erfüllt, und gilt dasselbe auch für Kriterium 2, so sind sich beide Kriterien ähnlich und der Korrelationskoeffizient (r_{12}) zwischen beiden Kriterien ist dicht bei 1 . Verhalten sich die beiden Kriterien entgegengesetzt, also sind die Alternativen, die gut in Kriterium 1 sind, schlecht in Kriterium 2 und umgekehrt, so ist der Korrelationskoeffizient r_{12} nahe -1 . Gibt es keinen Zusammenhang, so sind beide Kriterien unabhängig voneinander oder unkorreliert und r_{12} ist nahe null. Die Matrix R wird nun einer Eigenwertanalyse unterzogen, das heißt zu lösen ist das Gleichungssystem

$$\sum_{n=1}^6 r_{mn} v_n = \lambda v_m \quad (m=1\dots 6). \quad (A5)$$

Dabei ist λ der Eigenwert und $\mathbf{v} = (v_1, \dots, v_6)$ der sechs-elementige Eigenvektor des Gleichungssystems. Gleichung (A5) hat sechs Lösungen, das heißt, es gibt sechs Eigenwerte mit je einem zugehörigen Eigenvektor. Um die beiden dominanten Hauptachsen zu erhalten, betrachte ich die beiden größten Eigenwerte, $\lambda^{(1)}$ und $\lambda^{(2)}$, mit den zugehörigen Eigenvektoren $\mathbf{v}^{(1)} = (v^{(1)}_1, v^{(1)}_2, v^{(1)}_3, v^{(1)}_4, v^{(1)}_5, v^{(1)}_6)$ und $\mathbf{v}^{(2)}$ und bilde

$$x_j = \sqrt{\lambda^{(1)}} v_j^{(1)} \quad \text{und} \quad y_j = \sqrt{\lambda^{(2)}} v_j^{(2)} \quad (j=1\dots 6). \quad (A6)$$

Die erhaltenen x_j und y_j ($j=1\dots 6$) sind gerade die Koordinaten der Kriterien $j=1\dots 6$ im Hauptachsenraum. Es sollte der Vollständigkeit halber festgestellt werden, daß in manchen Fällen auch die dritte Hauptachse (mit dem drittgrößten Eigenwert $\lambda^{(3)}$) oder gar noch weitere Achsen berücksichtigt werden müssen. Im allgemeinen genügen jedoch die beiden ersten. Ferner ist zu sagen, daß die Multiplikation der Eigenvektoren $\mathbf{v}^{(1)}$ und $\mathbf{v}^{(2)}$ mit $\lambda^{(1)}$ bzw. $\lambda^{(2)}$ willkürlich, wenn auch gängige Praxis, ist. Wie in Kapitel 6 schon erwähnt, sind daher nur die relativen Abstände zwischen Punkten im Hauptachsenraum, nicht aber die absoluten Abstände, eindeutig bestimmt.

Die Koordinaten x_i und y_i ($i=1\dots 6$) der $i=1\dots 6$ Alternativen erhält man durch Multiplikation der Transponierten von E' mit den beiden Eigenvektoren $\mathbf{v}^{(1)}$ und $\mathbf{v}^{(2)}$:

$$x_i = \sum_{j=1}^6 e_{ij} v_j^{(1)} \quad \text{und} \quad y_i = \sum_{j=1}^6 e_{ij} v_j^{(2)}. \quad (A7)$$

Die im folgenden beschriebene stochastische Hauptachsenanalyse ist eine relativ einfache Erweiterung des beschriebenen Rechenablaufs. Wie in den Kapiteln 5 und 6 erwähnt, gehe ich von N zufälligen Replikationen der Ergebnismatrix aus. Diese N Replikationen schreibe ich

nebeneinander zu einer Matrix mit nach wie vor sechs Zeilen (Kriterien), aber nun $6N$ Spalten, die ich mit j durchnumriere, wobei jede sechste Spalte, das heißt die Spalten $j=1, 7, 13, \dots, 6N-5$ die Bewertungen der ersten Alternative angeben. Entsprechend geben die Spalten $2, 8, 14, \dots, 6N-4$ die Bewertungen der zweiten Alternative an, usw. Diese $6N$ -spaltige Matrix wird nun genauso behandelt wie zuvor die sechsspaltige Ergebnismatrix E , das heißt, sie wird zentriert und normiert, so daß die Summe jeder Zeile (jetzt mit $6N$ Elementen) null und ihre Standardabweichung eins ist. Dies geschieht über die Gleichungen (A1) und (A2), wobei j in den Summationen jetzt von 1 bis $6N$ läuft. Die zentrierte und normierte Ergebnismatrix bezeichne ich mit E'' und ihre Elemente mit e_{ij}'' (mit Zeilen $i=1 \dots 6$ und Spalten $j=1 \dots 6N$). Wieder wird eine 6-mal-6 elementige Korrelationsmatrix berechnet, wobei in Gleichung (A4) diesmal j von 1 bis $6N$ läuft. Alle N Replikationen gehen also gleichwertig in die Korrelationsmatrix ein, deren Elemente die zu erwartenden Korrelationen zwischen den Zielen widerspiegeln. Die Hauptachsenanalyse (Gl. A5) für diese Matrix liefert wieder sechs Eigenwerte und sechs Eigenvektoren mit je sechs Elementen. Die Eigenvektoren zu den beiden größten Eigenwerten bezeichne ich mit $w^{(1)}$ und $w^{(2)}$. Sie liefern über Gleichung (A6) die Koordinaten der sechs Kriterien im Hauptachsenraum. Diese geben die zu erwartende Position der sechs Kriterien im Hauptachsenraum an.

Um die Koordinaten für die Alternativen zu erhalten, multipliziere ich wieder die transponierte von E'' mit den beiden Eigenvektoren

$$x_i' = \sum_{j=1}^{6N} e_{ij}'' w_j^{(1)} \quad \text{und} \quad y_i' = \sum_{j=1}^{6N} e_{ij}'' w_j^{(2)}. \quad (\text{A8})$$

und erhalte 2 $6N$ -spaltige Vektoren. Da wie oben erwähnt die Spalten $1, 7, 13, \dots, 6N-5$ der Matrix E'' die Bewertungen der Alternative 1 angeben, geben nun auch die Elemente $x_1', x_7', x_{13}', \dots, x_{(6N-5)}'$ die N Replikationen für die x -Koordinate der ersten Alternative an. Analoges gilt für die N Replikationen der y -Koordinate. Die Replikationen der x -Koordinate von Alternative 2 sind analog $x_2', x_8', x_{14}', \dots, x_{(6N-4)}'$; entsprechendes gilt für die y -Koordinaten.

Wie in Kapitel 6 erwähnt, interessieren die Mittelwerte und die Standardabweichungen der x - und y -Koordinaten der sechs Alternativen. Den Mittelwert, $m_A(x)$ der x -Koordinate der ersten Alternative erhält man über

$$m_A(x) = \frac{1}{N} \sum_{k=1}^N x_{(6k-5)}; \quad (\text{A9})$$

die Standardabweichung ist

$$\sigma_A(x) = \left(\frac{1}{N} \sum_{k=1}^N \{x_{(6k-5)} - m_A(x)\}^2 \right)^{1/2}. \quad (\text{A10})$$

Entsprechendes gilt für Mittelwert ($m_A(y)$) und Standardabweichung ($\sigma_A(y)$) der y-Koordinate. Analog berechnen sich die Mittelwerte und Standardabweichungen der Koordinaten für die anderen fünf Alternativen B bis F.

**Ökonomische Instrumente zur Förderung des
Natur- und Ressourcenschutzes**

Ökonomische Instrumente zur Förderung eines nachhaltigen Grundwasserschutzes

Helga Horsch

Die ökonomischen Instrumente zur Förderung eines nachhaltigen Grundwasserschutzes sind sowohl im Kontext von Schutz- als auch von Nutzungsstrategien zu sehen. Die in diesem Beitrag zur Diskussion stehenden Instrumente sind auf die Ressourcenbepreisung und Honorierung von Leistungen für den Grundwasserschutz fokussiert. Damit soll ein Beitrag zur Lösung des Konfliktes zwischen Grundwasserschutz und wirtschaftlicher Entwicklung in Richtung Nachhaltigkeit geleistet werden, indem durch die Implementation marktorientierter Instrumente kostenminimierende, gesellschaftliche Leistungen für die Umsetzung von Grundwasserschutzzielen unterstützt sowie auch gewässerschonende, innovative Landnutzungen gefördert werden.

In diesem Zusammenhang ist zu prüfen, inwieweit die in Deutschland zur Anwendung kommenden Entgelte für Wasserentnahmen bereits eine Form der Ressourcenbepreisung und die Ausgleichszahlungen eine Form der Honorierung von Leistungen für den Gewässerschutz darstellen und wie ihre allokative und distributive Effizienz zu beurteilen ist. Die empirische Analyse der Wasserentnahmeentgelte und Ausgleichszahlungen erfolgt beispielhaft für den Torgauer Raum.¹

Die Brisanz der auf den Torgauer Raum bezogenen Untersuchungen ist vor allem folgender Situation geschuldet: Die Reduzierung des spezifischen Trinkwasserverbrauchs in den letzten Jahren führte zu einer rückläufigen Entwicklung der von den Wasserwerken zu entrichtenden Wasserentnahmegebühren, wobei die Wasserentnahmen vor allem einer überregionalen Versorgung dienen. Diese Gebührenentwicklung vollzog sich bei gleichzeitig unverändertem Finanzbedarf an Ausgleichszahlungen für die Land- und Forstwirtschaft in Wasserschutzgebieten des Torgauer Raumes unter den Bedingungen einer sich insgesamt verschlechternden Haushaltssituation in den Kommunen und Bundesländern. Eine solche Situation fördert Entscheidungen wie die Aufhebung von Schutzgebieten, ohne daß die Anforderungen an den Grundwasserschutz auch außerhalb von Wasserschutzgebieten ausreichend definiert sind und die Voraussetzungen eines flächendeckenden Grundwasserschutzes im erforderlichen Maße gegeben sind. Ob mit solchen Entscheidungen eine nachhaltige Entwicklung der Region aus einer längerfristigen Sicht initiiert wird, bleibt offen, zumal Unsicherheiten über das notwendige Maß an Schutz- und Nutzungsstrategien bestehen. Neben der Bestimmung dieses notwendigen Maßes mit Hilfe eines integrierten Verfahrens zur Bewertung des Gewässerschutzes² ist auch zu hinterfragen, inwieweit ökonomisch verträgliche und sozial

¹ Die empirische Analyse basiert auf Daten, die durch das Staatliche Amt für Landwirtschaft Mockrehna und das Regierungspräsidium Leipzig bereitgestellt wurden, wofür sich die Autorin bedanken möchte. Der Dank gilt auch Herrn Andreas Bielig für seine hilfreiche Unterstützung bei der empirischen Erhebung.

² Vgl. den Abschnitt „Integriertes Verfahren zur Bewertung von Konflikten zwischen Ressourcenschutz und wirtschaftlicher Entwicklung“ in diesem Bericht.

gerechte Lösungen für gewässerschonende Landnutzungen in der Region durch Honorierung von Leistungen für den Gewässerschutz unterstützt werden können und welche Rahmenbedingungen dafür erforderlich sind.

1 Leitbild eines nachhaltigen Grundwasserschutzes und Probleme seiner Umsetzung in Deutschland

Das Leitbild eines nachhaltigen Grundwasserschutzes ist entsprechend dem Sondergutachten des Sachverständigenrates für Umweltfragen auf die Regenerierung des natürlichen Dargebotes und der natürlichen Beschaffenheit von Grundwasser für künftige Generationen auszurichten (SRU 1998, S. 12). Dabei handelt es sich allerdings um ein primär aus einer ökologischen Perspektive bestimmtes Leitbild. Wird vom Nachhaltigkeitsparadigma ausgegangen, sind die Grundwasserschutzziele allerdings aus einer ökologischen sowie ökonomischen und sozialen Perspektive abzuleiten (vgl. Horsch und Månsson 1998).

Die Relevanz der auf das Grundwasser bezogenen ökonomischen Fragestellungen entspringt seiner Ressourcenfunktion und der diese Funktionen betreffenden Knappheit. Die Knappheit der Ressource Grundwasser ist jedoch regional sehr differenziert. In Deutschland resultiert sie vor allem aus der anthropogen verursachten Beeinträchtigung der Grundwasserbeschaffenheit. Bedingt durch die Funktion des Grundwassers als Ressource, durch ihre Multifunktionalität und Eigenschaft als knappes, öffentliches Gut sind

- die Vermeidung einer Übernutzung der Ressource,
- die Allokation der Ressource und
- die Nutzungskonkurrenzen zwischen verschiedenen Funktionen der Ressource

auch aus der Perspektive eines nachhaltigen Grundwasserschutzes nicht nur ökologisch und sozial, sondern ebenso ökonomisch zu beurteilen und durch entsprechende ökonomische Rahmenbedingungen zu unterstützen.

Das zwischen ökologischen, ökonomischen und sozialen Zielen abzuwägende Leitbild zielt eigentlich auf einen flächendeckenden Grundwasserschutz (Meyer et al. 1995). Dominierende Strategie deutscher Gewässerpolitik ist allerdings der räumlich differenzierte Grundwasserschutz. Deren Umsetzung basiert im wesentlichen auf dem Ordnungsrecht, obwohl eine Vielzahl von Vorschlägen für ökonomische Instrumente bereits anzutreffen ist. So wird der räumlich differenzierte Grundwasserschutz mit dem ordnungsrechtlichen Instrument „Ausweisung von Wasserschutzgebieten“, welches lediglich von ökonomischen Instrumenten flankiert wird, gewährleistet. Blöchliger (1998, S. 71) führt die Dominanz des Ordnungsrechts in der Umweltpolitik auf dessen gute Realisierungschancen im demokratischen Prozeß zurück. Diese Chancen sind vor allem gegeben durch:

- konkrete Auflagen mit klarem Ziel,
- nachvollziehbare und verständliche Wirkungen auf die Umwelt oder auf ein bestimmtes Umweltgut,
- garantiert sichere und kurzfristig erzielbare Ergebnisse und durch
- geringe Kosten für den einzelnen Konsumenten.

Dagegen haben ökonomische Instrumente schlechte Realisierungschancen im demokratischen Prozeß, weil sie

- mit komplexen, mehrere Bereiche der Umweltpolitik betreffenden Schutzmaßnahmen,
- mit unsicheren, erst langfristig zu erwartenden Ergebnissen und
- mit gewissen Kosten (z. B. in Form von Steuer- und Preiserhöhungen) für den Konsumenten

verbunden sind.

Ungenügende Internalisierung externer Effekte sowie Ineffizienz von Ver- und Gebotsregeln unterstützen allerdings das Empfinden bei regionalen Akteuren, daß der Region ökonomische Nachteile durch Ressourcenschutzmaßnahmen entstehen. Das wird insbesondere dann verstärkt empfunden, wenn der Ressourcenschutz von überregionaler Bedeutung ist und die Ressourcenschutzkosten in Wassereinzugsgebieten für die Trinkwassergewinnung vorwiegend durch die Region getragen werden, während die daraus resultierenden ökonomischen Nutzen vor allem außerhalb dieser Gebiete entstehen, wie es beispielsweise für den Torgauer Raum durchaus der Fall ist. Damit werden zugleich die Grenzen des bisherigen Ordnungsrechts in der Gewässerpolitik offensichtlich.

Beiträge zur Lösung des Konfliktes zwischen Grundwasserschutz und wirtschaftlicher Entwicklung werden in Richtung Ressourcenbepreisung und Honorierung von Leistungen für den Gewässerschutz gesehen. Sie sollen den Abwägungsprozeß zwischen den ökologischen, ökonomischen und sozialen Zielen in Richtung Nachhaltigkeit durch verursachergerechte Belastung der Inanspruchnahme von Leistungen für den Grundwasserschutz und Anerkennung solcher Leistungen unterstützen. Daß diesbezüglich noch Forschungsbedarf besteht, wird mit der folgenden Einschätzung der OECD zum Stand der Bepreisung von Wasserressourcen deutlich: „An appropriate pricing is a key tool for water management.... In general, however, water is still an underpriced natural resource. Accurate pricing could make a major contribution to achieving environmentally sound water use” (OECD 1992, S. 68). Auf einem internationalen Symposium zur Wasserwirtschaft im Herbst 1996 in Bonn wurde ebenfalls die Einbeziehung des Wertes für das öffentliche Gut Wasser in den Trinkwasserpreis als eine noch zu lösende Aufgabe gestellt. Es ist zu prüfen, „ob der Wert für das Gemeingut Wasser zusätzlich in den Wasserpreis zu integrieren ist” (BMU 1996, S. 386) und unter welchen Bedingungen seine Implementation anzustreben ist, damit nicht kontraproduktive Effekte ausgelöst werden.³ In diesem Zusammenhang ist zu klären, inwieweit eine auf die Trinkwasserfunktion ausgerichtete Ressourcenbepreisung ausreichend und als fiskalische Grundlage zur Honorierung von Leistungen für den Grundwasserschutz geeignet ist.

³ Preise für Wasserressourcen reflektieren nicht nur Nutzensstiftungen. Sie sind auch ein Kostenfaktor und können durchaus eine Verdrängung von Investitionen in wasserverbrauchsintensiven Branchen verursachen.

2 Ressourcenbepreisung und die Honorierung von Leistungen für den Grundwasserschutz: Theoretische Grundlagen

2.1 Der Preis des öffentlichen Gutes Grundwasser

Die Berücksichtigung des Wertes für das öffentliche Gut Grundwasser im Trinkwasserpreis – wie auf obigem internationalen Symposium zur Wasserwirtschaft gefordert – setzt seine Wertbestimmung voraus, da durch seine Eigenschaft als öffentliches Gut Marktinformationen über seinen Wert fehlen. Es ist dabei allerdings irrelevant, einen Wert *des Grundwassers* zu ermitteln. Die Aufgabe kann lediglich darin bestehen – wie Costanza schreibt – , „...to estimate the „incremental“ or „marginal“ value of ecosystem services (the estimated rate of change of value compared with changes in ecosystem services from their current levels)” (Costanza et al. 1998, S. 8). Bei der Wertermittlung der sich verändernden ökologischen Leistungen ist des weiteren zu berücksichtigen,

- daß diese Leistungen zukünftig knapper werden (Costanza et al. 1998, S. 4) und
- daß auch ein Angebots-Optionswert (oder Zugangswert) durch die Unsicherheit über die zukünftige Verfügbarkeit des Gutes Grundwasser in der gewünschten Qualität zunehmend in Rechnung zu stellen ist (Bishop 1982).

Das Problem der Bepreisung von Grundwasser liegt dabei weniger im theoretischen Ansatz als vielmehr in unzureichenden methodischen Grundlagen (vgl. Freemann III 1994). Inzwischen liegt eine Rahmenmethodik von der Bundesumweltbehörde der USA⁴ vor, die die Ermittlung des ökonomischen Wertes von veränderten Grundwasserleistungen zum Gegenstand hat und bezüglich ihrer Anwendbarkeit im Rahmen des Forschungsprojektes „Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung“ geprüft wird (EPA 1995). Eine wesentliche Voraussetzung der Wertbestimmung ist die Kenntnis der Beziehungen zwischen Grundwasserschutzmaßnahmen und biophysikalischen Veränderungen der Grundwasserqualität und/ oder -quantität. Nur für diese Veränderung ist eine Wertermittlung sinnvoll und relevant. Der Algorithmus der Ermittlung des ökonomischen Wertes geht aus der Abbildung 1 hervor.

⁴ Die Bezeichnung der Bundesumweltbehörde der USA in englischer Sprache ist: Environmental Protection Agency (EPA).

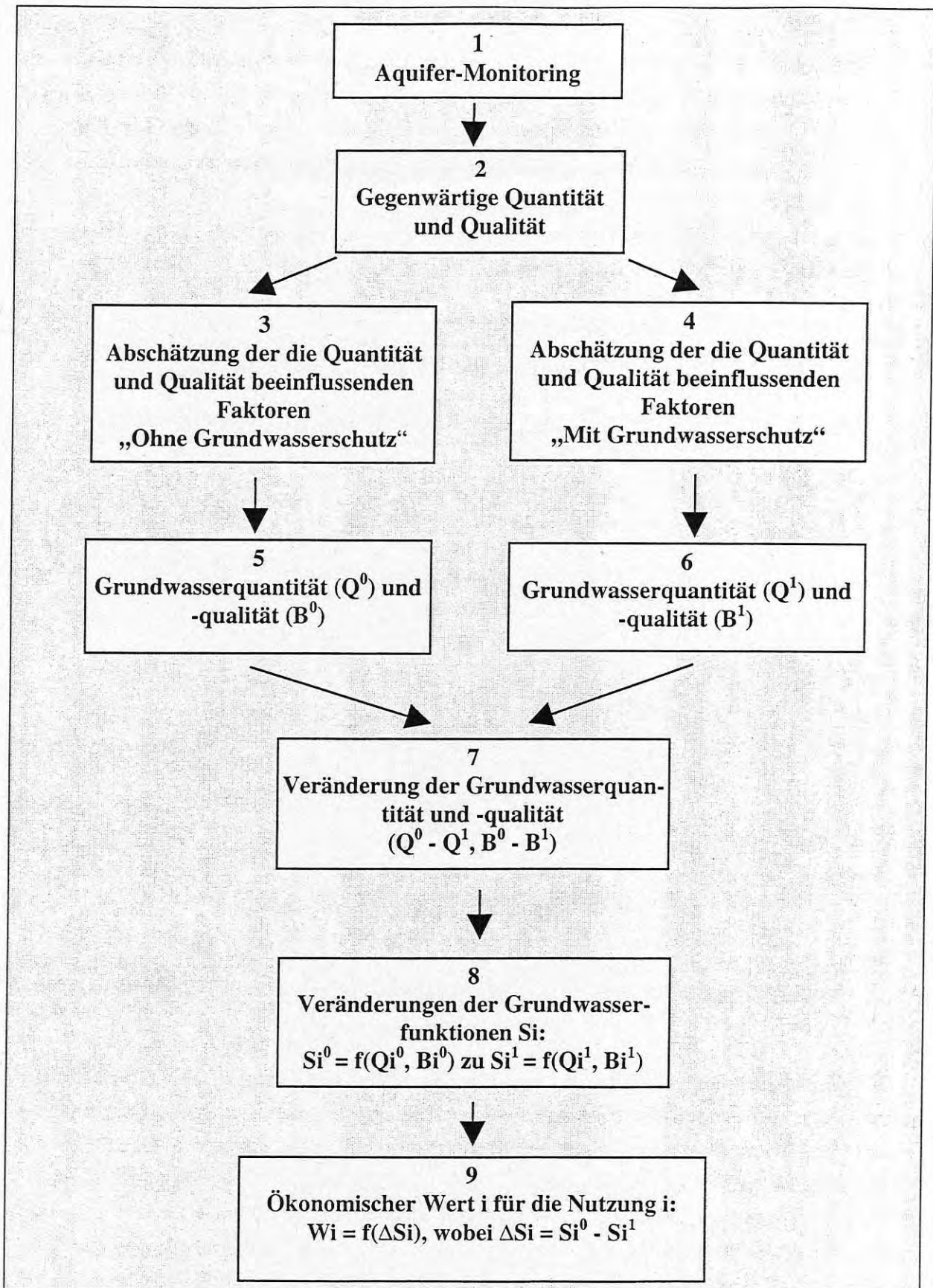


Abb. 1: Verfahrensschritte zur Bewertung des Grundwasserschutzes (Bergström et al. 1996, S. 281).

Die Ressourcenbepreisung hat dabei nutzungsbezogen zu erfolgen. Zwar sind durchaus synergistische Effekte von Grundwasserschutzmaßnahmen gegeben, aber die damit verbundenen Nutzensstiftungen, welche durch die Zahlungsbereitschaft (ZB) der Nutzer reflektiert werden, sind nutzerspezifisch und beziehen sich auf die jeweiligen nutzungsrelevanten Grundwasserfunktionen Si . Demzufolge ist die Bepreisung der Ressource Grundwasser nicht nur mit *einem* Preis, sondern mit *verschiedenen, nutzungsbezogenen Preisen* verbunden. Der auf Trinkwasserressourcen bezogene Preis stellt demzufolge nur einen, wenn auch wesentlichen Teilaspekt der Bepreisung von Grundwasserressourcen dar (vgl. Abb. 2).

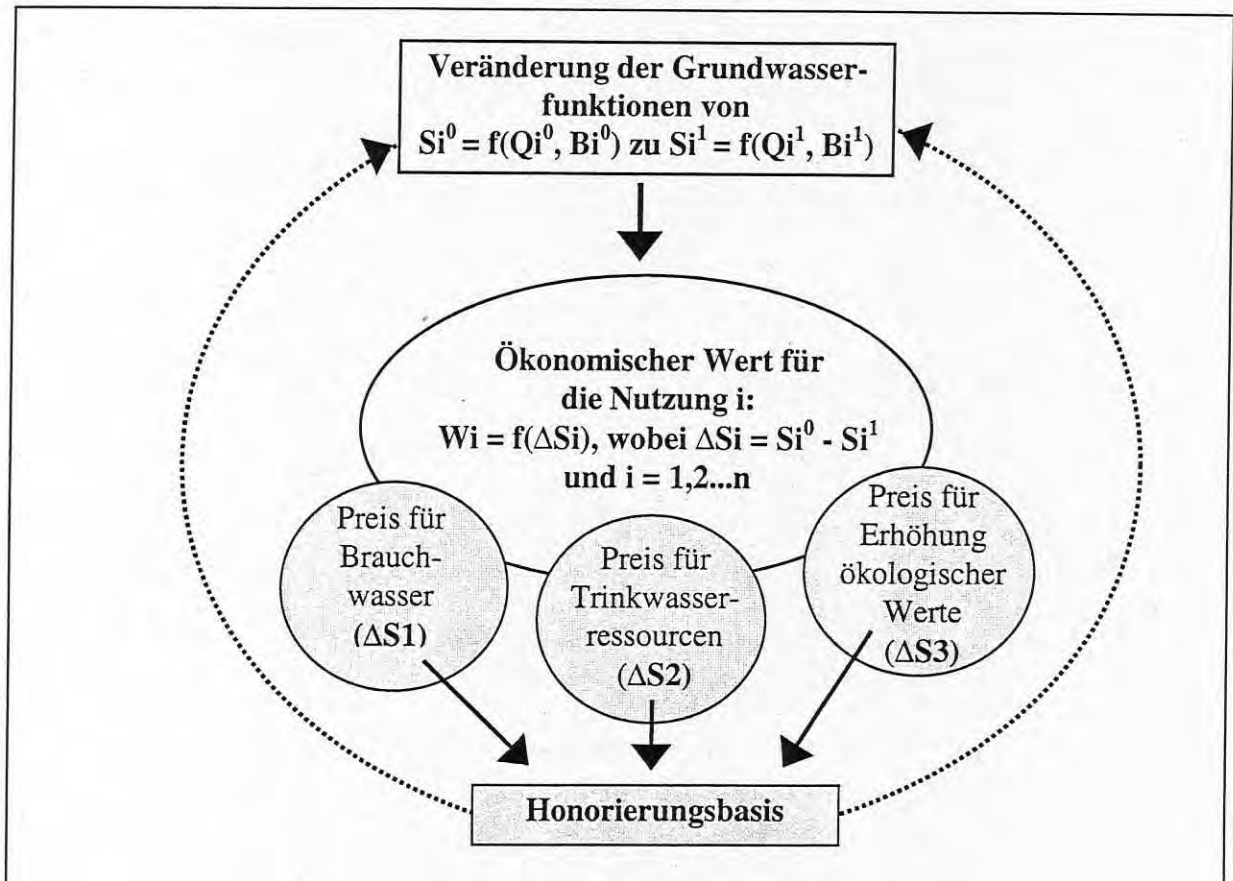


Abb. 2: Nutzungsbezogene Bepreisung auf Grund der Multifunktionalität der Grundwasserressource.

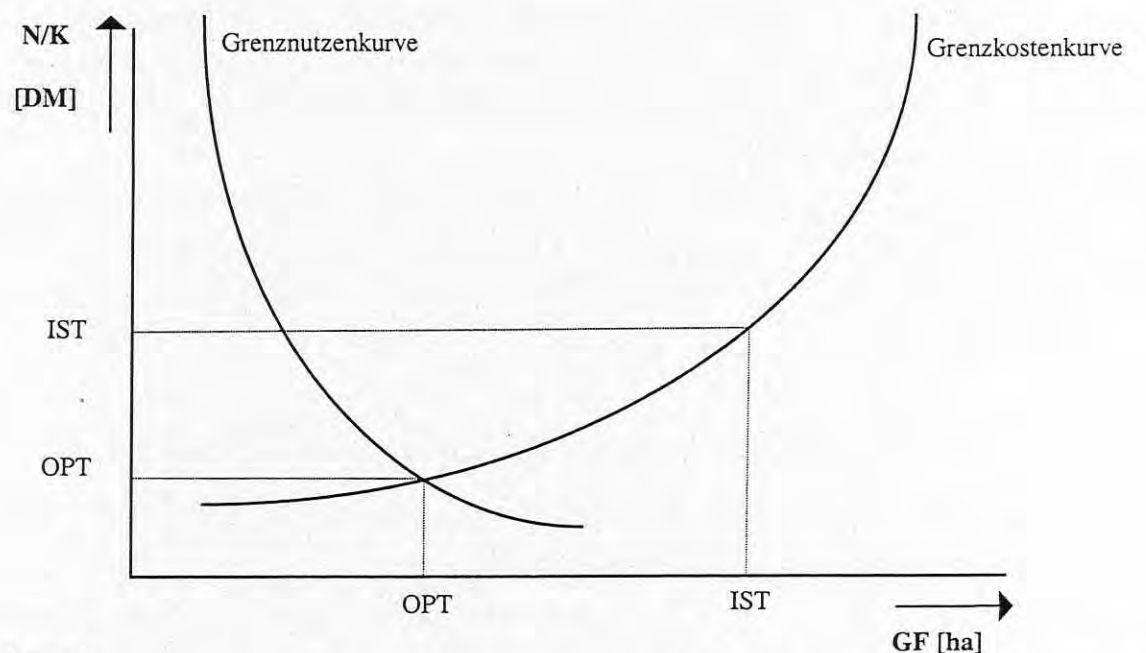
Die Wertermittlung kann prinzipiell nach der Zahlungsbereitschaft der Nutzer (direkte Methode der Wertermittlung) erfolgen. Da aber Zahlungsbereitschaftsanalysen für entsprechende Grundwasserfunktionen kaum verifizierbar sind, sollte die indirekte Methode (z. B. Vermeidungskosten- und Vorsorgekostenansatz) favorisiert werden. Allerdings ist auch diese Methode nicht unproblematisch. So werden künftig zunehmende Knappheiten und steigende intrinsische Werte nicht a priori berücksichtigt. Hinzukommt, daß die Vermeidungs- und Vorsorgekosten auf Grund des technischen Fortschritts und der Arbeitsproduktivitätssteigerung tendenziell sinken. Künftig zunehmende Knappheiten und Unsicherheiten über die künftige Verfügbarkeit der Grundwasserressource sowie Effekte von Arbeitsproduktivitätsentwicklungen

gen können allerdings z. B. durch entsprechende Diskontierungsfaktoren berücksichtigt werden.

Auf Grund von Asymmetrien zwischen Leistungsbereitstellung und Nutzensstiftung in personeller, räumlicher und zeitlicher Hinsicht sind mit den Leistungen für den Grundwasserschutz ($\Delta Si = f(\Delta Qi, \Delta Bi)$) externe Nutzen verbunden. Ihre Internalisierung, die in Form von Honorierungen solcher Leistungen erfolgen kann, erfordert im Falle o. g. Asymmetrien eine entsprechende staatliche Regulierung. Die nutzungsbezogenen Preise für Grundwasserressourcen können dabei als eine notwendige fiskalische Grundlage zur Honorierung dieser Leistungen fungieren. Es ist allerdings zu klären, welche Leistungen in welchem Umfange zu honorieren sind.

2.2 Honorierung von Leistungen für den Grundwasserschutz

Die entscheidende Frage bei der Honorierung von Leistungen für den Gewässerschutz ist, in welcher Größenordnung Kosten des Gewässerschutzes anfallen und welche Leistungen für den Grundwasserschutz anzuerkennen sind. Voraussetzung einer solchen Anerkennung ist erstens der Nachweis eines kausalen Zusammenhanges zwischen Landnutzungsänderung und Grundwasserschutz wie beispielsweise ihr Einfluß auf die Grundwasserneubildung und Grundwasserqualität (Herzog et al. 1997, S. 143f.).



Legende	
N/K	- Nutzen/Kosten eines vorsorgenden Grundwasserschutzes bei der Erschließung von Gewerbeflächen
OPT/IST	- Optimale bzw. tatsächliche Bereitstellung von Gewerbeflächen
GF	- Gewerbeflächen mit vorsorgenden Grundwasserschutzmaßnahmen

Abb. 3: Grenznutzen- und Grenzkostenkurve der Erschließung von Gewerbegebieten in Wasserschutzgebieten.

Der Nachweis solcher Leistungen für den Grundwasserschutz und die Erfassung der ihnen zu Grunde liegenden Kosten (Opportunitätskosten) ist eine wesentliche Basis für die Begründung entsprechender Honorierungen. Zweitens ist lediglich die aus wohlfahrtsökonomischer Sicht zu bestimmende optimale Menge an Schutzmaßnahmen anzuerkennen. Somit ist nicht jede kostenverursachende Grundwasserschutzmaßnahme zu honorieren. Hierin liegt das eigentliche Problem. Während der Verlauf der Grenzkostenkurve von Grundwasserschutzmaßnahmen annähernd nachvollziehbar ist, fehlen sichere Informationen über die Grenznutzenkurve solcher Maßnahmen, um schließlich den optimalen Grundwasserschutz bestimmen zu können. Dies kann z. B. zu einem erheblichen Überangebot an Grundwasserschutzmaßnahmen führen. Ein solches Überangebot zeichnet sich beispielsweise bei der Erschließung von Gewerbegebieten in Wasserschutzgebieten im Torgauer Raum ab, was mit der Abbildung 3 zum Ausdruck gebracht werden soll. Eine ausführliche Begründung dieser Situation erfolgt in Horsch et al. (1999).

Befragungen nach der Zahlungsbereitschaft für erforderliche Grundwasserschutzmaßnahmen, die ansonsten der Ermittlung der Grenznutzenkurve zu Grunde gelegt werden können, sind lediglich als Informationsgrundlage für Staat und einzelne Interessengruppen geeignet. Die Gründe sind bekanntlich ungenügende Information über das zugrunde liegende Problem, fehlender Anreiz, die wahren Präferenzen zu äußern und strategisches Verhalten. Anstatt „erstbesten“ können nur „zweitbeste“ Lösungen angestrebt werden, was letztlich heißt: keine optimalen Lösungen („Efficiency without optimality“). Eine Möglichkeit zur Ableitung von Schutz- und Nutzungsstrategien für den Grundwasserschutz als „zweitbeste“ Lösung wird in einem Abwägungsprozeß zwischen ökologischen, ökonomischen und sozialen Zielen, wie er mit dem integrierten Bewertungsverfahren als Entscheidungsgrundlage für regionale Akteure entwickelt wird, gesehen.

Im weiteren soll aufgezeigt werden, welche Regelungen zu den Wasserentnahmegebühren und zu den Ausgleichszahlungen an Land- und Forstwirte in Deutschland existieren und inwieweit diese Instrumente als Ressourcenpreis bzw. als Form der Honorierung von Leistungen für den Grundwasserschutz zu werten sind.

3 Wasserentnahmeentgelte und Ausgleichszahlungen in Deutschland

Eine Synopse zu den in Deutschland zur Anwendung kommenden Wasserentnahmegebühren und Ausgleichszahlungen führt zu folgendem Ergebnis:

Die *Wasserentnahmegebühren*,⁵ die aus juristischer Sicht eine Gebühr darstellen, sind durchaus eine Form des Ressourcenpreises. Die Rechtsgrundlagen sind die jeweiligen Wasserhaushaltsgesetze der Bundesländer. Mit der Wasserentnahmegebühr wird allerdings nur eine Funktion, nämlich die Trinkwasserbereitstellung durch Grundwasser bewertet.

⁵ Die Wasserentnahmegebühr wird in Deutschland seit dem 1. Januar 1988 in Baden-Württemberg – allerdings dort mit dem Terminus „Wasserpfeffig“ bezeichnet – erhoben.

Die *Ausgleichszahlungen für Nachteile von Land- und Forstwirten in Wasserschutzgebieten* sind eine Form zur Honorierung des Grundwasserressourcenschutzes und unterstützen den räumlich differenzierten Grundwasserschutz. Die Rechtsgrundlage ist mit den §§ 18 und 19, Absatz 4 des deutschen Bundeswasserhaushaltsgesetzes gegeben. Die Regelungen zu den Modalitäten der Ausgleichspflicht obliegen allerdings den Bundesländern. Mit den Verordnungen der einzelnen Bundesländer werden geregelt:

- Ausgleichsgrundsatz,
- Ausgleichstatbestand,
- Ausgleichsberechtigte,
- Ausgleichspflichtige,
- Bemessung des Ausgleichs,
- Ausgleichsverfahren,
- Versagen des Ausgleichs,
- Überwachung der Schutzanordnung sowie die
- Definition einer „ordnungsgemäßen land- und forstwirtschaftlichen Nutzung“.

Eine Übersicht über die Regelungen zu beiden Instrumenten in den Bundesländern enthält die Tabelle 1. Zusammenfassend kann dazu konstatiert werden:

- In der Mehrzahl der Bundesländer werden Entgelte für Wasserentnahmen erhoben. In fünf von 17 Bundesländern sind keine Entnahmegebühren zu entrichten.
- Die Abgabesätze für Grundwasserentnahmen reichen von 0,03 bis 0,60 DM/m³. Damit wird einmal eine auf die Knappheit der verfügbaren Grundwasserdarangebote ausgerichtete Lenkungsfunktion, zum anderen auch eine Finanzierungsfunktion beabsichtigt. Die Grundwasserbeschaffenheit wird nur insofern berücksichtigt, wie sie durch eine Verschlechterung der Güte die verfügbare Grundwassermenge, die Trinkwasserqualität aufweist, knapper werden läßt.
- Es erfolgt keine regionale Differenzierung der Abgabesätze von Grundwasser in Abhängigkeit von den Nutzungskonkurrenzen vor Ort und den standortabhängigen Anforderungen an eine gewässerverträgliche Landnutzung innerhalb der einzelnen Bundesländer. Als Ausnahme ist Hamburg zu nennen. Dort werden die Abgabesätze nach der Herkunft des Grundwassers differenziert festgelegt. Der Abgabesatz in Höhe von 0,05 DM/m³ bezieht sich auf oberflächennahes Grundwasser, während für tiefere Grundwasser 0,10 DM/m³ zu entrichten sind. Damit ist ein ökonomischer Anreiz verbunden, tiefere Grundwasser zu schonen.
- In der Mehrzahl der Bundesländer werden Ausgleichszahlungen an Land- und Forstwirte für Nachteile in Trinkwasserschutzgebieten gewährt. Lediglich in den beiden neuen Bundesländern Brandenburg und Sachsen-Anhalt existieren noch keine diesbezüglichen Regelungen, obwohl durch die Wasserhaushaltsgesetze beider Bundesländer die Rechtsgrundlagen dafür gegeben sind.

- Die Ausgleichszahlung erfolgt als Pauschale oder auf der Grundlage konkreter Nachweise für ökonomische Nachteile, die den Land- und Forstwirten durch die Restriktionen in Trinkwasserschutzgebieten entstehen.
- Eine regionale Differenzierung der Ausgleichszahlungen in Abhängigkeit von den standortabhängigen Anforderungen an eine gewässerverträgliche Landnutzung ist in den Regelungen der einzelnen Bundesländer nicht festzustellen. Eine Ausnahme stellt die Regelung für Ausgleichszahlungen in Hessen dar, auf die in einem späteren Abschnitt noch eingegangen wird.

Tab. 1: Wasserentnahmegebühren und Ausgleichszahlungen an Land- und Forstwirte in Trinkwasserschutzgebieten in den Bundesländern Deutschlands.

Bundesland	Wasserentnahmegebühr (ÖWV) [DM/m ³]	AGZ	Anteil WSG an Fläche BL [%]
Baden-Württemberg	0,10	ja	18,94
Bayern	0,00	ja	3,04
Berlin	0,60	ja	26,55
Brandenburg	0,10	nein	6,07
Bremen	0,10	ja	7,18
Hamburg	0,05 bis 0,10	ja	8,08
Hessen	0,50	ja	29,90
Mecklenburg-Vorpommern	0,35	ja	9,28
Niedersachsen	0,10	ja	7,19
Nordrhein-Westfalen	0,00	ja	11,38
Rheinland-Pfalz	0,00	ja	8,24
Saarland	0,00	ja	15,68
Sachsen	0,03	ja	11,70
Sachsen-Anhalt	0,00	nein	8,65
Schleswig-Holstein	0,10	ja	1,26
Thüringen	0,05	ja	31,48

Legende

AGZ - Ausgleichszahlungen an Land- und Forstwirte in Trinkwasserschutzgebieten

BL - Bundesland

ÖWV - Öffentliche Wasserversorgung

TWSG - Trinkwasserschutzgebiete

Um allerdings Konfliktpotentiale erkennen und Lösungsansätze ableiten zu können, sind regional differenzierte Analysen erforderlich. Im folgenden Abschnitt werden die sächsischen Regelungen in ihrer beispielhaften Anwendung auf den Torgauer Raum näher betrachtet. Insbesondere werden die Wasserentnahmegebühren und Ausgleichszahlungen an Land- und

Forstwirte in Trinkwasserschutzgebieten bezüglich ihrer Wirksamkeit als Instrumente zur Förderung eines nachhaltigen Grundwasserschutzes untersucht.

4 Ausgleichszahlungen und Wasserentnahmeentgelte im Torgauer Raum

4.1 Ausgleichszahlungen an Land- und Forstwirte in Trinkwasserschutzgebieten

4.1.1 Übersicht über die Ausgleichszahlungen im Torgauer Raum

Die Ausgleichszahlungen im Torgauer Raum sind mit der „Verordnung des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landesentwicklung über Schutzbestimmungen und Ausgleichsleistungen für erhöhte Aufwendungen der Land- und Forstwirtschaft in Wasserschutzgebieten vom 30. Juni 1994“ (SächsSchAVO 1994, S. 1178f.) geregelt.

Die besondere Relevanz für den Torgauer Raum ergibt sich durch die Tatsache, daß ca. 32% der Gesamtfläche dieses Raumes als Trinkwasserschutzgebiete ausgewiesen sind und ca. 64% der Trinkwasserschutzgebiete durch landwirtschaftlich genutzte Flächen charakterisiert sind. Dabei werden für 7.868 ha landwirtschaftlich genutzte Flächen Ausgleichszahlungen entrichtet (vgl. Abb. 4).

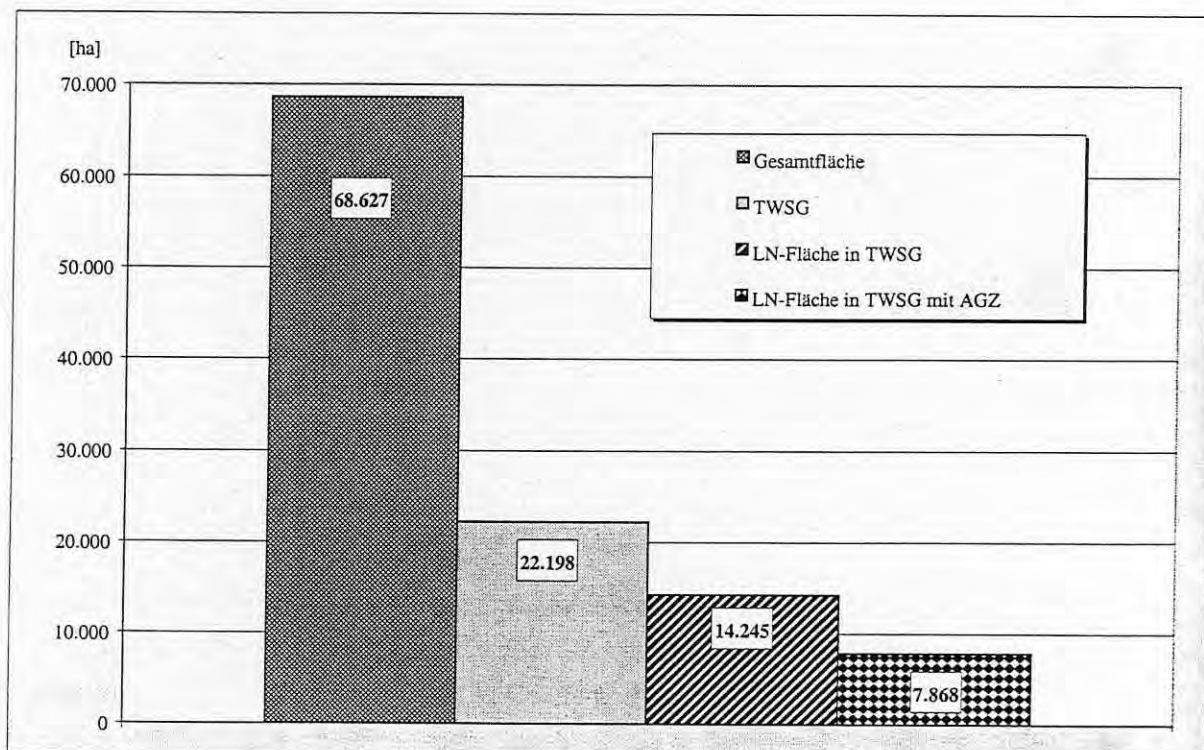


Abb. 4: Gesamtfläche, Trinkwasserschutzgebiete (TWSG) sowie landwirtschaftlich genutzte Flächen (LN-Flächen) in TWSG und LN-Flächen mit Ausgleichszahlungen (AGZ) des Torgauer Raumes.

Im Herbst 1997 erfolgte eine empirische Untersuchung zu den Ausgleichszahlungen im Torgauer Raum. Sie wurde repräsentativ für das Jahr 1995 durchgeführt. In diesem Jahr wur-

den 142 Anträge auf Gewährung von Ausgleichszahlungen gestellt, die sich auf 56 juristische bzw. Einzelpersonen bezogen. Entsprechend der Verordnung sind neben Einzelausgleichen, die allerdings eine Nachweisführung ökonomischer Nachteile erfordern, pauschale Ausgleichszahlungen möglich. Im oben genannten Untersuchungszeitraum erfolgte die Ausgleichszahlung auf der Basis von Pauschalbeträgen, die 220 DM/ha ausmachen. Die Regelung wurde 1994 verabschiedet und trat für dasselbe Jahr in Kraft. Das heißt, die Ausgleichszahlungen konnten bereits für 1994 geltend gemacht werden. Es kann für den Untersuchungsraum – wie vom Staatlichen Amt für Landwirtschaft in Mockrehna versichert – davon ausgegangen werden, daß sich im Zeitraum von 1994 bis einschließlich 1998 die Anzahl der Antragsteller nicht verändert hat.

Auf Grund der Pauschalbeträge sind die Ausgleichszahlungen pro Antragsteller von der Größe der AGZ-pflichtigen Flächen abhängig. Aus der Tabelle 2 geht hervor, daß das arithmetische Mittel pro Antrag bei 56 ha liegt und demzufolge die durchschnittliche Ausgleichszahlung pro Antrag 12.250 DM beträgt. Der maximale Betrag an Ausgleichszahlungen liegt für Einzelunternehmen bei 122.089 DM und für juristische Personen bei 203.236 DM. Wie die empirische Analyse also belegt, stellen die Ausgleichszahlungen *einkommensbezogen keine vernachlässigbare Größe* dar.

Tab. 2: Übersicht über die 1995 geleisteten Ausgleichszahlungen an Land- und Forstwirte mit Flächen in Trinkwasserschutzgebieten des Torgauer Raumes.

Ausgleichszahlungen	Fläche [ha]	Zahlungen [DM]
Gesamt	7.907	1.739.430
Arithmetisches Mittel	56	12.250
Maximalwert pro Antrag	632	138.976
Maximalwert pro Einzelunternehmen	555	122.089
Maximalwert pro juristische Person	924	203.236
Um statistische Ausreißer mit 3% korrigierte arithm. Mittel	50	10.907

Die *gemeindebezogene Verteilung der Ausgleichszahlungen* geht aus der Abbildung 5 hervor. Ihr kann entnommen werden, daß sich die Ausgleichszahlungen vor allem auf die Gemeinden Elsnig, Belgern, Pflückuff, Großtreben-Zwethau und Arzberg beziehen. Es handelt sich dabei durchgängig um Gemeinden, in denen die Flächennutzung zu über 50% durch die Landwirtschaft bestimmt ist. Um herauszufinden, inwieweit sich Konflikte zwischen Grundwasserschutz und wirtschaftlicher Entwicklung abzeichnen, wurde für den Zeitraum von 1990 bis 1998 gemeindebezogen die Gewerbeansiedlung (Industrie und Dienstleistungen) untersucht. Für den oben genannten Zeitraum wurde die Entwicklung der in den Gemeinden angesiedelten Industrieunternehmen und Dienstleistungseinrichtungen ermittelt. Dabei wurden die Gemeinden, die in Trinkwasserschutzgebieten (TWSG) liegen und in denen sich AGZ-pflich-

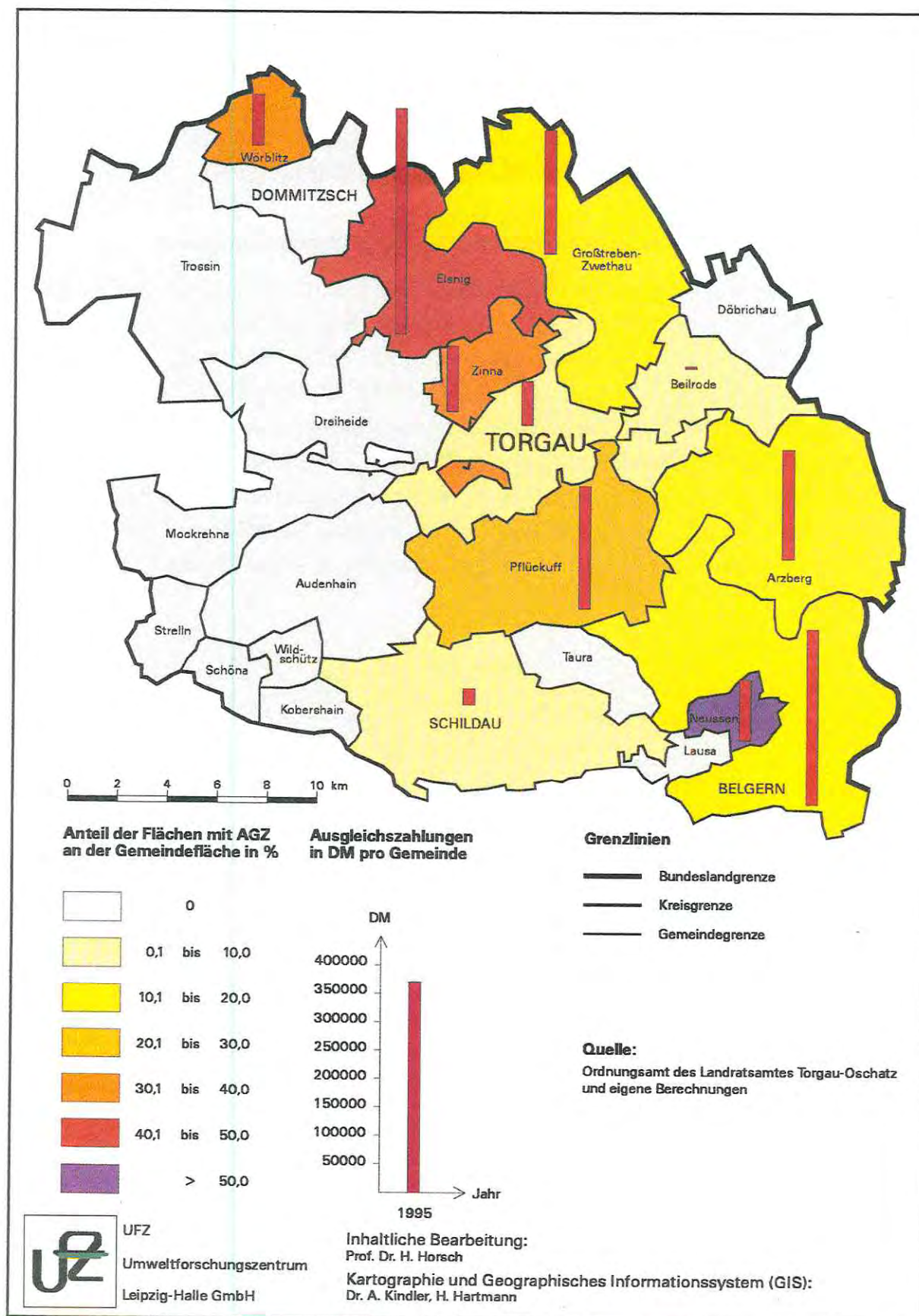


Abb. 5: Gemeindebezogene Verteilung der Ausgleichszahlungen an Land- und Forstwirte mit Flächen in Trinkwasserschutzgebieten des Torgauer Raumes (Stand 1995).

tige Flächen befinden, mit Gemeinden, die nicht in TWSG liegen bzw. die nur einen geringen Anteil von in TWSG liegenden Flächen aufweisen, verglichen. Es konnte für Gemeinden, die in bezug auf Größe, Siedlungsdichte und Landnutzung vergleichbar sind, nicht nachgewiesen werden, daß die Gemeinden mit hohem Anteil AGZ-pflichtiger Flächen schlechter gestellt sind als Gemeinden ohne AGZ-pflichtige Flächen (vgl. Horsch et al. 1999).

4.1.2 Ausgleichszahlungen nach Schutzzonen, Acker- und Grünlandflächen

Werden die AGZ-pflichtigen Flächen *schutzgebietsbezogen* betrachtet, ergibt sich das folgende Bild: Die Ausgleichszahlungen erfolgten im genannten Zeitraum in 13 einzelnen Schutzgebieten. Die betroffenen Schutzzonen entsprachen in 124 Fällen der Schutzzone 3 (98,7 % der AGZ-pflichtigen Flächen), in 17 Fällen der Zone 2 (1,3 % der AGZ-pflichtigen Flächen) und nur in einem Fall der Schutzzone 1 (0,08 ha). Die Anträge, die sich auf Flächen der Zonen 1 und 2 bezogen, betrafen ausschließlich Grünlandflächen. Obwohl sich die Restriktionen in den einzelnen Schutzzonen unterscheiden, erfolgt keine zonenspezifische Differenzierung der hektarbezogenen Pauschalbeträge. Um allerdings entsprechende Schlußfolgerungen ziehen zu können, ist noch zu untersuchen, inwieweit die Landnutzungen in den einzelnen Zonen auch standortgerecht sind.

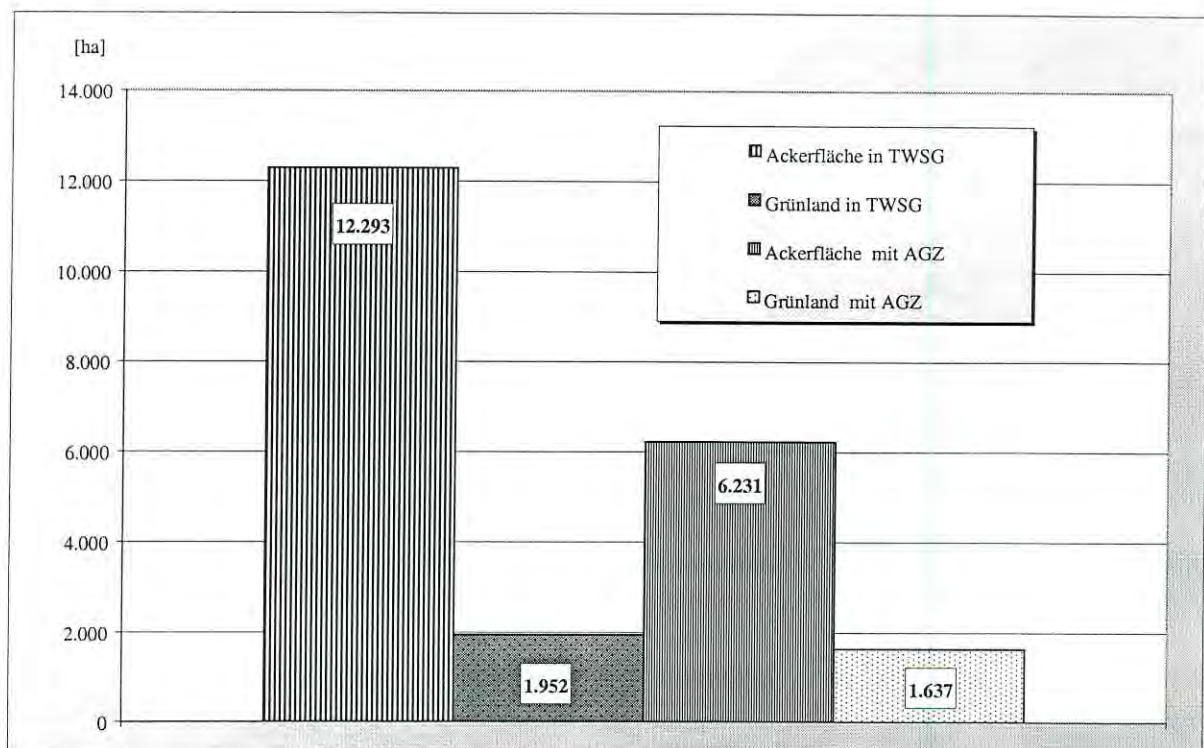


Abb. 6: Acker- und Grünlandflächen in Trinkwasserschutzgebieten und entsprechende Flächen mit Ausgleichszahlungen (AGZ) im Torgauer Raum.

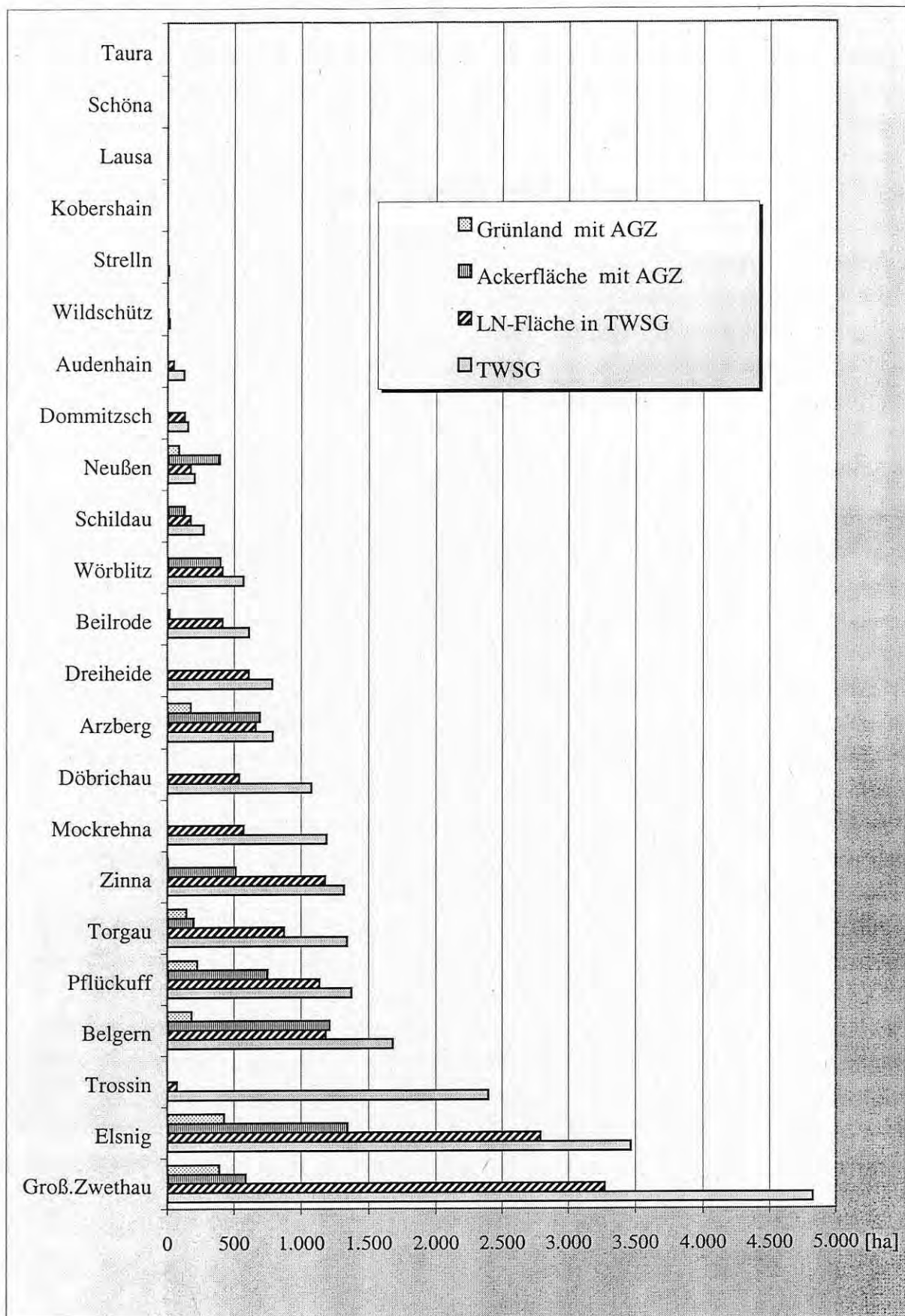


Abb. 7: Acker- und Grünlandflächen mit Ausgleichszahlungen nach Gemeinden im Torgauer Raum.

Wird des weiteren betrachtet, in welchem Umfang die Ausgleichszahlungen für in Wasserschutzgebieten liegende *Acker- und Grünlandflächen* in Anspruch genommen wurden, ergibt sich die in der Abbildung 6 dargestellte Situation. So wurden nur für 50,7% der in Trinkwasserschutzgebieten liegenden Ackerflächen, aber für 83,9% der in Trinkwasserschutzgebieten liegenden Grünlandflächen Ausgleichszahlungen beantragt. Ihre Verteilung konzentriert sich sowohl im Falle von Grünland (mit Flächen größer als 200 ha) als auch von Ackerland (mit Flächen größer als 500 ha) auf die Gemeinden Elsnig, Belgern, Pflückuff, Arzberg und Großtreben-Zwethau (vgl. Abb. 7). Dabei ergibt sich allerdings die Frage, warum für 49,3% der in Wasserschutzgebieten liegenden Ackerflächen keine Ausgleichszahlungen beantragt wurden. Diesbezüglich ist in einem weiteren Schritt zu untersuchen, inwieweit in diesem Falle Programme des Naturschutzes bzw. einer umweltgerechten Landwirtschaft greifen und damit *Synergien zum Grundwasserschutz* zum Tragen kommen.⁶

4.1.3 Weitere den Grundwasserschutz fördernde umweltpolitische Instrumente

Synergien zwischen Grundwasserschutz und weiteren Ressourcenschutzprogrammen sind bereits dadurch gegeben, daß ein durchaus signifikanter Anteil von *Natur- und Landschaftsschutzgebieten* sich mit Wasserschutzgebieten überlagert. Wie der Abbildung 8 zu entnehmen ist, sind 17% der Gesamtfläche des Torgauer Raumes gleichzeitig als Wasserschutzgebiete und Natur- bzw. Landschaftsschutzgebiete ausgewiesen. Das heißt, daß über die Hälfte der Trinkwasserschutzgebiete zugleich durch einen gesetzlich fixierten Natur- oder Landschaftsschutzstatus bestimmt ist. In der Größenordnung von über 500 ha sind solche sich überlagernden Gebiete in den Gemeinden Elsnig, Zwethau, Pflückuff, Mockrehna, Torgau, Belgern, Trossin und Arzberg zu verzeichnen (vgl. Abb. 9). In diesem Zusammenhang ist allerdings im Kontext zur jeweiligen Flächennutzung (z. B. Waldflächen, Acker- oder Grünland) noch zu untersuchen, inwieweit und mit welchen ökonomischen Effekten Grundwasserschutz durch Natur- und Landschaftsschutzgebiete gewährleistet werden kann.

Betreffs der in TWSG liegenden Ackerflächen, wofür keine Ausgleichszahlungen beantragt wurden, sind die ökonomischen Anreizprogramme, welche die Bundesländer im Rahmen der EU-Agrarreform zur Förderung „*Umweltgerechter und den natürlichen Lebensraum schützender landwirtschaftlicher Produktionsverfahren*“ (VO (EWG) 2078/92) gewähren, bezüglich ihrer Anwendung in den Trinkwasserschutzgebieten des Torgauer Raumes zu untersuchen. Wie der Tabelle 3 zu entnehmen ist, unterstützen die zu honorierenden Maßnahmen neben dem Boden- und Naturschutz auch den Grundwasserschutz, was beispielsweise mit den Auswirkungen der Maßnahmen auf die Nitratkonzentration im Sickerwasser belegt werden kann.

⁶ Vgl. dazu den Beitrag von Ring und Wätzold in diesem Bericht.

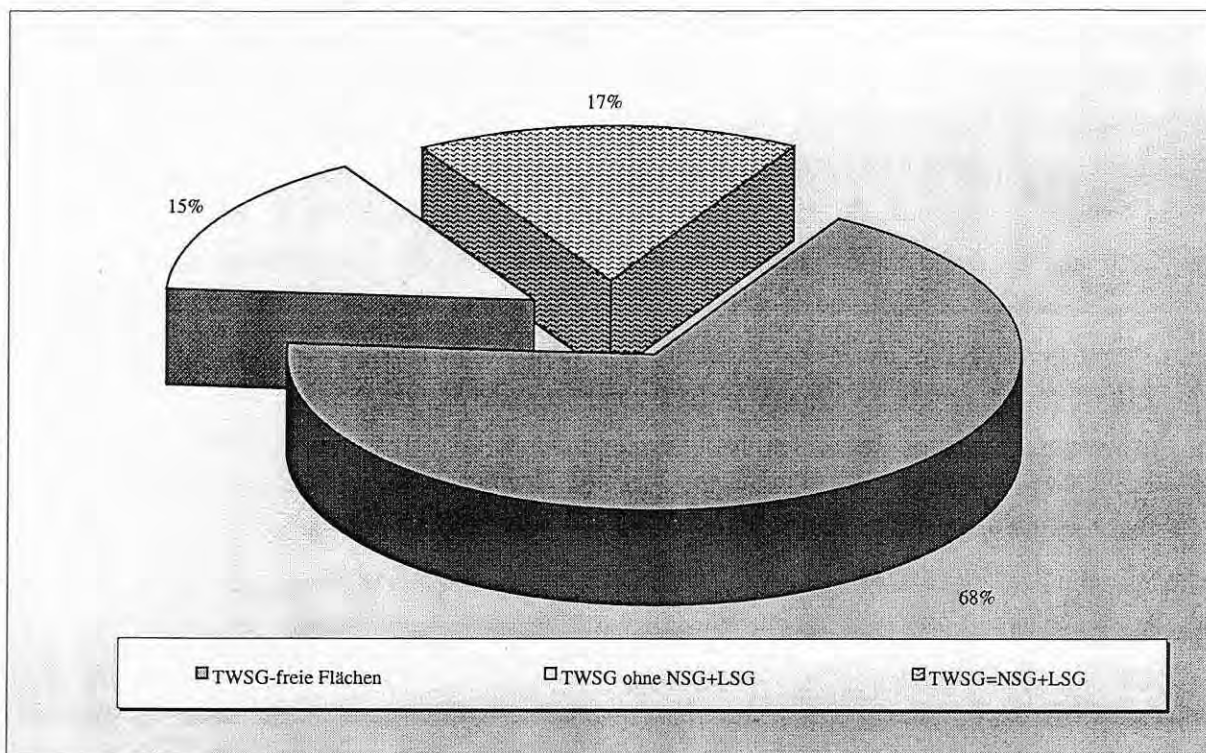


Abb. 8: Überlagerung von Trinkwasserschutzgebieten (TWSG) mit Natur- und Landschaftsschutzgebieten (NSG + LSG) im Torgauer Raum.

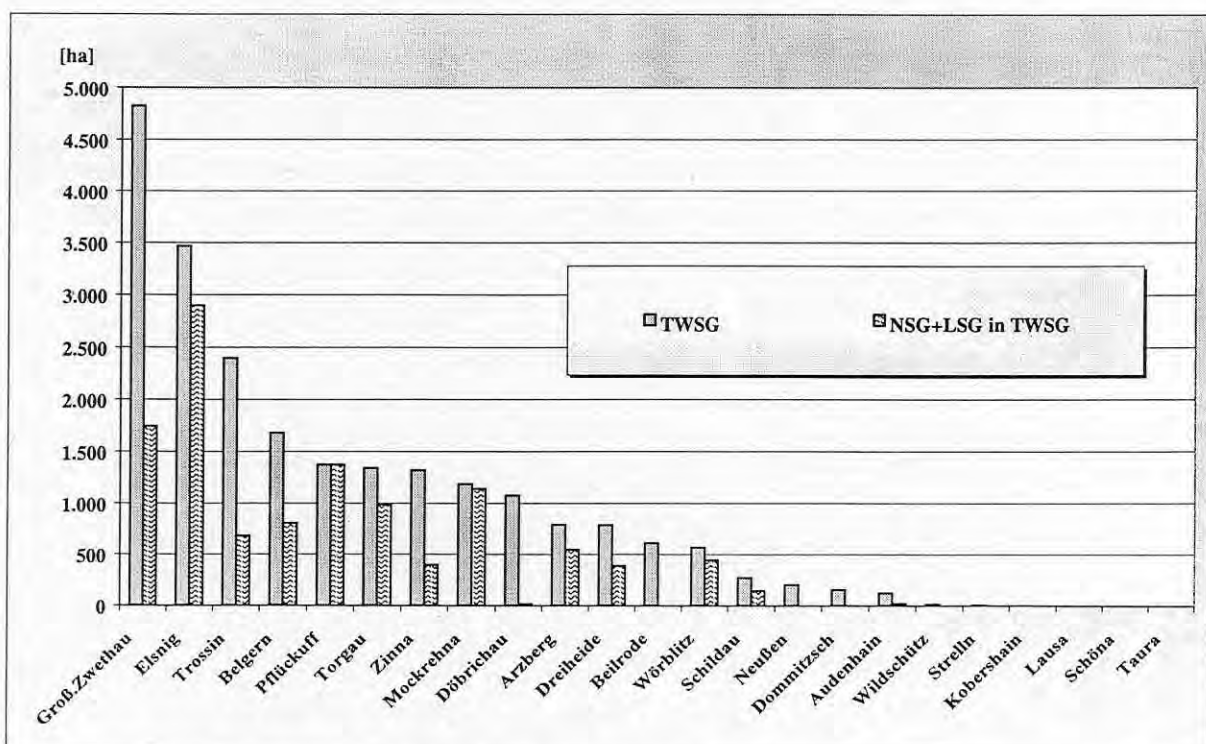


Abb. 9: Gemeindebezogene Überlagerung von Trinkwasserschutzgebieten (TWSG) mit Natur- und Landschaftsschutzgebieten (LSG + NSG) im Torgauer Raum.

Die Regelungen sind so ausgelegt, daß sowohl ein räumlich differenzierter als auch ein flächendeckender Grundwasserschutz gefördert wird. Ein Vergleich der Ausgleichsleistungen nach der EWG-Verordnung mit dem in Sachsen geltenden Pauschalbetrag in Höhe von 220 DM/ha zeigt, daß die Beteiligung am Förderprogramm „Umweltgerechte Landwirtschaft“ für Ackerland in Trinkwasserschutzgebieten ökonomisch durchaus vorteilhaft sein kann. Auf der Grundlage der VO (EWG) 2078/92 erfolgte bereits 1993 die Ausarbeitung des Förderprogramms „Umweltgerechte Landwirtschaft“ für Sachsen, das von Ring und Wätzold vor allem aus der Perspektive des Natur- und Landschaftsschutzes in diesem Bericht diskutiert wird. Allerdings ist noch zu klären, inwieweit die von Ring und Wätzold untersuchten Maßnahmen zur Förderung extensiver Bewirtschaftungsweisen (KULAP Teil 1) auch Ackerflächen betreffen, die sich in Trinkwasserschutzgebieten des Torgauer Raumes befinden. Darüber hinaus sind auch die Maßnahmen zur Förderung eines umweltgerechten Ackerbaus (integrierter und ökologischer Landbau) zu erfassen, die ebenfalls Bestandteil des Förderprogramms „Umweltgerechte Landwirtschaft“ sind. Von Interesse sind vor allem jene Flächen, die in Trinkwasserschutzgebieten des Torgauer Raumes liegen. Dabei sind sowohl die Auswirkungen von Natur- und Landschaftsschutzmaßnahmen auf die Grundwasserquantität und -qualität als auch die ökonomischen Effekte dieser Maßnahmen in bezug auf die ökonomische Effizienz und Einkommen der Land- und Forstwirte einzuschätzen.

Tab. 3: Ausgleichsleistungen für Maßnahmen nach VO (EWG) 2078/92 in Deutschland (Frede und Dabbert 1998, S. 396f.).

Gewässerschonende Maßnahmen	Ausgleichsleistungen [DM/ha]	Verlust an Deckungsbeitrag [DM/ha]	Nitrat im Sickerwasser	Bodenabtrag
Bodenschonende Maßnahmen				
Zwischenfrüchte/Untersaaten	80 - 140	30 - 50	↓	↓↓
Mulchsaat/pfluglose Bodenbearbeitung	50 - 120	0 - 50	↓	↓↓↓
Intensitätsbeschränkende Maßnahmen				
Verzicht auf Herbizide	100 - 150	150 - 370	↑ oder ↓	0 oder ↓
Verzicht auf Wachstumsregulatoren	120 - 200	110 - 150	↓	0
Verzicht auf chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel und Wachstumsregulatoren	200 - 350	150 - 410	↓	0
Verzicht auf chemisch-synthetische Düngemittel	120 - 200	100 - 470	↓↓↓	0 oder ↓
Verzicht auf chemisch-synthetische Dünge- und Pflanzenschutzmittel	160 - 575	270 - 600	↓↓	↓
Verringerung des Viehbestandes auf max. 1,4 RGV/ha Hauptfutterfläche	= 250 Dauergrünland	480 - 2000	↓↓	↑ oder ↓

Legende

- | | |
|--------------------------------------|--------------------------------------|
| 0 - keine Auswirkungen | ↑ - geringe, negative Auswirkungen |
| ↓ - geringe, positive Auswirkungen | ↑↑ - mittlere, negative Auswirkungen |
| ↓↓ - mittlere, positive Auswirkungen | ↑↑↑ - starke, negative Auswirkungen |
| ↓↓↓ - starke, positive Auswirkungen | |

Im folgenden Abschnitt wird analysiert, inwieweit die Wasserentnahmegebühren eine fiskalische Basis für Ausgleichszahlungen an Land- und Forstwirte in Trinkwasserschutzgebieten darstellen und wie ihre allokativen und distributiven Effizienz zu beurteilen ist.

4.2 Entgelte für Grundwasserentnahmen im Torgauer Raum: Eine fiskalische Basis für Ausgleichszahlungen?

Die Entnahmegebühren für Grundwasser und Oberflächenwasser betragen entsprechend dem Sächsischen Wasserhaushaltsgesetz jeweils 0,03 DM/m³ (SächsWG 1993, S. 228) und dienen u. a. als fiskalische Grundlage für die Ausgleichszahlungen.

Es wurden die Wasserentnahmegebühren der Wasserwerke der öffentlichen Wasserunternehmen (ÖWV) und darunter auch der Wasserwerke der Fernwasserversorgung Elbaue-Ostharz GmbH im Torgauer Raum für den Zeitraum 1993 bis 1997 erhoben. Die Grundwasserentnahmegebühren (GWE) beziehen sich sowohl auf Grundwasser als auch auf Uferfiltrat. Umfang und Entwicklung der Entnahmegebühren sind der Abbildung 10 zu entnehmen.

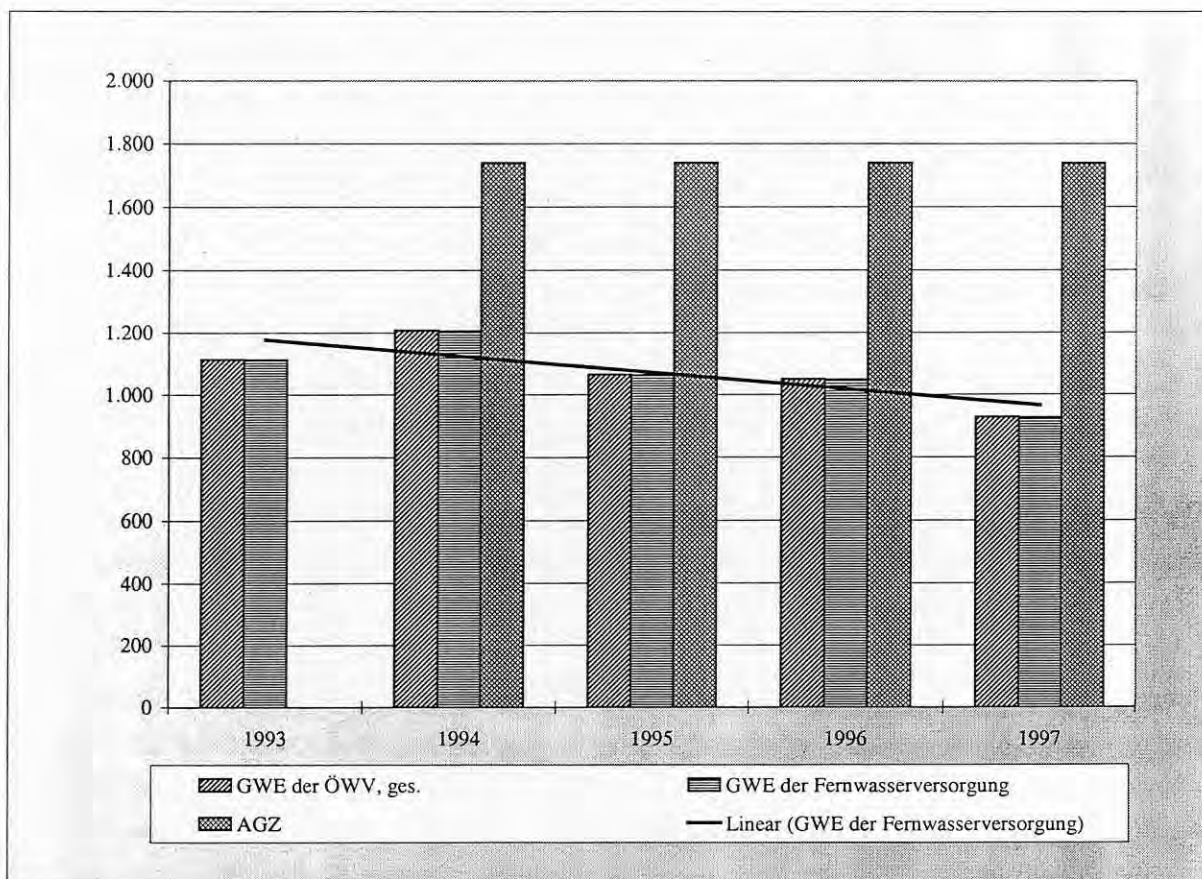


Abb. 10: Vergleich der Grundwasserentnahmegebühren (GWE) mit den Ausgleichszahlungen (AGZ) an Land- und Forstwirte im Torgauer Raum.

Ein Vergleich mit den Ausgleichszahlungen an Land- und Forstwirte für Flächen im Torgauer Raum ab 1994 zeigt, daß die Grundwasserentnahmegebühren wesentlich geringer als die Ausgleichszahlungen ausfallen und daß die Differenz bis 1997 leicht steigt. Nicht zuletzt auf Grund der nicht ausreichenden fiskalischen Grundlage der Wasserentnahmegebühren für Ausgleichszahlungen an Land- und Forstwirte ergibt sich ein erhöhter Druck auf die Reduzierung von Trinkwasserschutzgebieten im Torgauer Raum.⁷

Wie sind die mit den ökonomischen Instrumenten Wasserentnahmegebühren und Ausgleichszahlungen zusammenhängenden Probleme zu beurteilen?

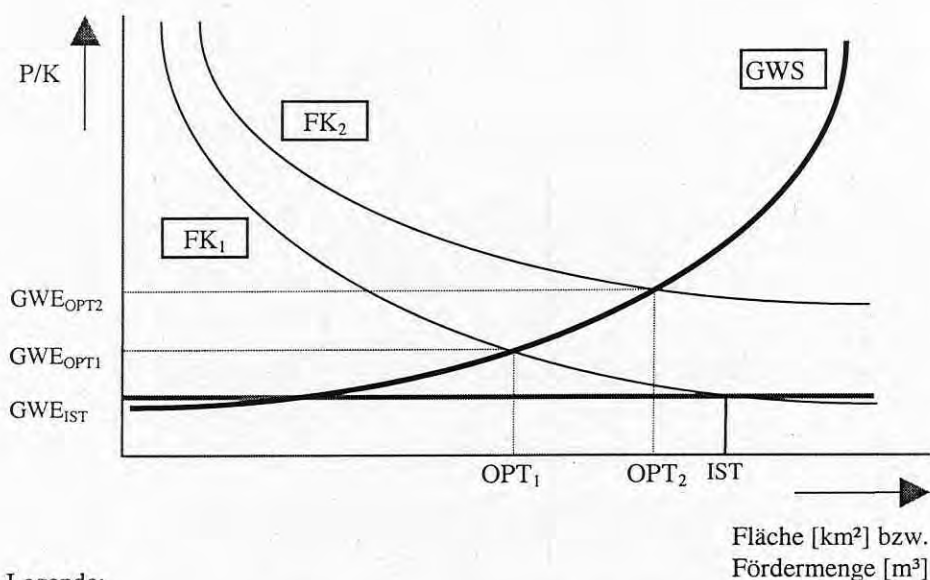
1. Mit Entnahmegebühren in Höhe von 0,03 DM/m³ liegt eine *Unterbewertung der Ressource Grundwasser* vor. Dafür sprechen folgende Argumente:

- Die Bereitstellung der Naturressource erfolgt seitens der Wasserbehörden in Höhe von Wasserbescheiden, womit ein Nutzungsrecht bescheinigt wird. Auf die damit verbundene Wassermenge müßte sich der Ressourcenpreis beziehen. Die auf Wasserbescheiden beruhende, förderbare Wassermenge ist schließlich auch Basis für die Ausweisung von Schutzgebieten und den damit verbundenen vorsorgenden Grundwasserschutzleistungen durch private und kommunale Akteure. Die von den Wasserwerken zu entrichtenden Zahlungen beziehen sich jedoch nicht auf die laut Nutzungsrecht förderbaren Wassermengen, sondern nur auf die entnommenen Wassermengen. Sind die Fördermengen kleiner als die laut Wasserbescheide mögliche Fördermenge, erfolgt entweder eine Unterbezahlung des für die Trinkwasserversorgung zu schützenden Grundwassers bzw. das optimale Maß eines räumlich differenzierten Grundwasserschutzes wird seitens der Nutzer nicht ausreichend ökonomisch unterstützt.
- Die Leistungen für den Schutz des Grundwassers als Trinkwasserressource werden nicht vollständig erfaßt. Die Wasserentnahmegebühren werden vor allem in Beziehung zu den Leistungen der Land- und Forstwirte für den Gewässerschutz gebracht. Leistungen der Kommunen für einen vorsorgenden Grundwasserschutz, die beispielsweise für sich in Trinkwasserschutzgebieten befindende kommunale Infrastrukturen zu erbringen sind, werden nicht berücksichtigt und als Vorsorgeleistung anerkannt.
- Es wird nicht die Grenzkostenkurve für den Grundwasserschutz in Abhängigkeit von der Fördermenge und der damit zusammenhängenden Größe der Wasserschutzgebiete betrachtet (vgl. dazu Abb. 11). So wird zwar in der Literatur die zunehmende Belastung der Wasserabgabepreise durch Wasserentnahmegebühren beklagt, aber es werden dabei weder die Kosteneinsparungspotentiale bei der Trinkwasseraufbereitung durch vorsorgenden Gewässerschutz in Rechnung gestellt, noch werden fördermengenabhängige Abgabesätze berücksichtigt (vgl. Handrock und Schmitz 1997, S. 9). Im Falle der Fernwasserversorgung beträgt der Anteil fremder

⁷ Vgl. dazu auch den Beitrag von Geyler in diesem Bericht. In diesem Beitrag wird auf weitere Ursachen einer Reduzierung von Trinkwasserschutzgebieten im Torgauer Raum eingegangen.

Kosten⁸ am Wasserabgabepreis 3,75%. Dieser Anteil bezieht sich auf einen Abgabesatz, der im o. g. Beispiel 0,80 DM/m³ ausmacht. Es handelt sich um einen relativ niedrigen Abgabesatz, der allerdings auf dem Kostenvorteil hoher Fördermengen beruht.⁹ Die mit der Größe der Wasserschutzgebiete zunehmenden Grenzkosten für den Grundwasserschutz bleiben jedoch unberücksichtigt und spielen insofern bei der Ermittlung kostengünstigster Lösungen bei der Nutzung von Grundwasser für die Trinkwasserversorgung kaum eine Rolle.

- Die Entnahmegebühren sind unabhängig von der Herkunft und der Qualität des Grundwassers geregelt.



Legende:

- | | |
|--------------------------------------|---|
| GWE _{IST} | - Wasserentnahmegebühren, Ist |
| GWE _{OPT} | - Wasserentnahmegebühr, optimal |
| FK ₁ bzw. FK ₂ | - Grenzkosten für die Förderung pro m ³ Rohwasser der natürlichen Grundwasserbeschaffenheit 1 bzw. 2, wobei Grundwasserbeschaffenheit 1 besser als 2 ist |
| GWSK | - Grenzkosten für den Grundwasserschutz pro km ² |
| P/K | - Preis/Kosten in DM |
| OPT _{1,2} | - Optimale Fördermenge an Rohwasser der natürlichen Grundwasserbeschaffenheit 1 bzw. 2, wobei Grundwasserbeschaffenheit 1 besser als 2 ist |

Abb. 11: Grenznutzen- und Grenzkostenkurve in Abhängigkeit von der Fördermenge, der Größe von Wasserschutzgebieten und der Grundwasserbeschaffenheit.

2. Es erfolgt keine Bepreisung der Vorsorgemaßnahmen, welche die ökologischen Funktionen des Grundwassers betreffen.

⁸ Die Wasserentnahmegebühren werden als fremde Kosten bezeichnet. Die Entnahmegebühr für die öffentliche Wasserversorgung beträgt in Sachsen – wie bereits erwähnt – 0,03 DM/m³.

⁹ Für Fördermengen von über 10 Mio. m³ beträgt der kostendeckende Wasserabgabesatz 0,86 DM/m³, während für Fördermengen kleiner als 0,5 Mio. m³ ein kostendeckender Abgabesatz in Höhe von 1,92 DM/m³ angegeben wird (vgl. Schneider 1995, S. 42).

3. Es sind gegenwärtig keine Voraussetzungen für eine Optimierung zwischen vorsorgenden und nachsorgenden Grundwasserschutzmaßnahmen gegeben. Die Ursachen liegen einmal in der Forderung nach einheitlichen Maßstäben für die Grundwasserbeschaffenheit. Zum anderen besteht Regelungsbedarf für Abgaben, die der Verursacher von Grundwasserbelastungen an den Betroffenen entrichten müßte.
4. Die Folgen von Grundwasserbelastungen durch Dritte in Form von Altlasten werden zum Teil von den Wasserwerken getragen.
5. Die Ausgleichszahlungen entsprechend der „Verordnung des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landesentwicklung über Schutzbestimmungen und Ausgleichsleistungen für erhöhte Aufwendungen der Land- und Forstwirtschaft in Wasserschutzgebieten vom 30. Juni 1994“ (SächsSchAVO 1994, S. 1178f.) führen zu einer Überbewertung der Nutzungseinschränkungen der Land- und Forstwirte. Folgende Gründe sind dazu anzuführen:
 - Es wird letztlich ein Ausgleich für das „Unterlassen von Verunreinigungen“ gezahlt.¹⁰
 - Die Ausgleichspauschale ist nicht an die Bodenverhältnisse und die Eigenschaften des Grundwasserleiters (differenziertes natürliches Schutz- bzw. Selbstreinigungspotential) angepaßt.
 - Der Gewässerschutz zahlt die Subventionierung der Landwirtschaft mit (Hampicke 1992).

Insgesamt zeigt sich, daß die Grundwasserentnahmegebühren nicht ausreichend den Preis der Trinkwasserressourcen reflektieren. So werden die durch kommunale Gewässerschutzleistungen bedingten Nutzensstiftungen und die Nutzensstiftungen, die aus der regional differenzierten Eignung von Grundwasservorkommen für Trinkwasser resultieren, kaum berücksichtigt. Wie Befragungsergebnisse belegen (vgl. Fuchs et al. 1995), ist allerdings die Akzeptanz eines Ressourcenpreises in Form von Wasserentnahmegebühren durch die Wasserwerke gering. Diese Situation ist u. a. dadurch bedingt, daß die Grundwasserentnahmegebühren als fiskalische Grundlage von Ausgleichszahlungen an Land- und Forstwirte fungieren, diese Zahlungen aber – wie auch Hampicke schreibt – eher für das Unterlassen von Verschmutzungen erfolgen und weniger eine Honorierung von Vorsorgemaßnahmen für den Grundwasserschutz durch die Landwirte darstellen. Somit ist eine Vervollkommnung der Ressourcenbeurteilung und deren Akzeptanz nur in Verbindung mit Instrumenten, die tatsächlich der Honorierung von Grundwasserschutzleistungen dienen, umsetzbar.

¹⁰ Berechnungsgrundlage für den Ausgleich der wirtschaftlichen Nachteile von Land- und Forstwirten in Wasserschutzgebieten soll zwar die „ordnungsgemäße land- und forstwirtschaftliche Nutzung“ sein, aber sie ist bezüglich der Einträge in das Grundwasser noch interpretationsbedürftig.

5 Vervollkommnung der ökonomischen Instrumente für den nachhaltigen Grundwasserschutz

Die weiterführenden Untersuchungen beziehen sich sowohl auf die Vervollkommnung der Ressourcenbepreisung für Trinkwasser als auch auf die Honorierung der Leistungen für den Grundwasserschutz, die von kommunalen und privaten Akteuren in Wasserschutzgebieten erbracht werden (vgl. Abb. 14, S. 242). Eine entscheidende Basis für die Qualifizierung beider oben genannter Instrumente ist die Bestimmung der positiven Veränderung bzw. der langfristigen Gewährleistung der Grundwasserfunktionen ($+\Delta S_{ij}$) und der damit verbundenen flächenbezogenen Ressourcenschutzkosten. In Anlehnung an Fiedler (1997) kann das Angebot an Trinkwasserressourcen auf Grund folgender Zusammenhänge in bezug zur Fläche/Boden gesetzt werden:

- Das Angebot an Rohwassermenge erhöht sich direkt proportional zur Größe des Wasserschutzgebietes.
- Das Angebot der Rohwassergüte kann ebenfalls in Abhängigkeit von der Größe des Wasserschutzgebietes betrachtet werden. Sie bestimmt die entsprechenden natürlichen Selbstreinigungsdienste.

Es ist allerdings eine Erweiterung um regional differenzierte Standortbedingungen bezüglich der verfügbaren Grundwasservorkommen sowie auch der Landnutzung und der damit notwendigen ökonomischen Vorsorge- bzw. Schutzleistungen erforderlich.

Ausgehend von den Ressourcenschutzkosten als Basis zur Ableitung qualifizierterer Ressourcenpreise und Honorierungsformen sind folgende Aspekte einer weiteren Betrachtung zu unterziehen:

Erstens:

Die vorsorgenden Leistungen für den Grundwasserschutz sind als Gegenstand der Ressourcenbepreisung weiter als die nur der Land- und Forstwirtschaft zu erfassen und zu bewerten (Mayer 1996).

Von Bedeutung bezüglich positiver aber auch negativer Auswirkungen auf die Grundwasserfunktionen sind vor allem die in der Tabelle 4 aufgezeigten Bereiche j. In Abhängigkeit von Landnutzungsstrukturen, der Größe von Schutzzonen und von Grundwasserdargeboten, die für eine Trinkwasserversorgung verfügbar sind, sind flächenspezifische Kosten zu ermitteln. Dabei sind die von Geyler zu ermittelnden Daten, die im Rahmen der Nutzen-Kosten-Analyse verschiedener Szenarien für den Grund- und Trinkwasserschutz im Torgauer Raum zu erheben sind, eine wesentliche Informationsbasis.¹¹

Zweitens:

Ermittlung der Ressourcenschutzkosten der Landwirtschaft in Trinkwasserschutzgebieten.

Sie soll unter Berücksichtigung der regional differenzierten Standortbedingungen und der Anforderungen an eine ordnungsgemäße Landwirtschaft erfolgen. In diesem Zusammenhang

¹¹ Vgl. dazu den Beitrag von Geyler in diesem Bericht.

soll untersucht werden, wie beispielsweise der hessische Ansatz als Bemessungsgrundlage von Ausgleichszahlungen zu werten ist und wie sich die Optionen für den Torgauer Raum verändern, wenn allein dieser Ansatz zu Grunde gelegt wird (vgl. Muster-Wasserschutzgebietsverordnung des Landes Hessen StAnz. 13/1996, S. 985). Dem hessischen Ansatz liegt als Vergleichsbasis die ordnungsgemäße land- und forstwirtschaftliche Nutzung von Flächen zu Grunde. Sie wird bezüglich des Einflusses auf das Grundwasser wie folgt definiert: Eine ordnungsgemäße land- und forstwirtschaftliche Nutzung ist dann gegeben, wenn sie keine Belastung der natürlichen Grundwasserbeschaffenheit verursacht. Als Bemessungsgrundlage für Ausgleichszahlungen in Wasserschutzgebieten, die über die Anforderungen an eine ordnungsgemäße Bewirtschaftung hinausgehen, dienen die Güte des Rohwassers sowie die Nitratreintragsgefährdung in Abhängigkeit von den Standortbedingungen (vgl. Abb. 13). In Abhängigkeit von räumlich differenzierten Grundwasserschutzzielen (vgl. Kramer 1989) und von den damit verbundenen Bewirtschaftungsformen sind die entsprechenden Ressourcenschutzkosten zu ermitteln.

Tab. 4: Zusammenhang von anthropogener Beeinflussung der Grundwasserfunktionen, Ressourcenpreis und Internalisierung externer Effekte.

Relevante Bereiche j anthropogener Beeinflussung von Grundwasserfunktionen	Maßnahmen mit:	
	positiven Auswirkungen auf die Grundwasserfunktionen Si	negativen Auswirkungen auf die Grundwasserfunktionen Si
Altlasten (j=1)	-	$-\Delta Si_1$
Industrie- und Gewerbebetriebe (j=2)	$+\Delta Si_2$	$-\Delta Si_2$
Kanalisation (j=3)	$+\Delta Si_3$	$-\Delta Si_3$
Land-/ Forstwirtschaft (j=4)	$+\Delta Si_4$	$-\Delta Si_4$
Straße (j=5)	$+\Delta Si_5$	$-\Delta Si_5$
Siedlungsgebiete (j=6)	$+\Delta Si_6$	$-\Delta Si_6$
Schiene (j=7)	$+\Delta Si_7$	$-\Delta Si_7$
Auswirkungen auf den Ressourcenpreis i:	Positiver Preis i	Negativer Preis i
Grundlage für:	Honorierung von Grundwasserschutzleistungen (Internalisierung positiver externer Effekte)	Abgaben (Internalisierung negativer externer Effekte)

Drittens:

Aus distributiver Sicht ist vor allem zu untersuchen, auf welcher Grundlage der Schutz des öffentlichen Gutes Grundwasser zu finanzieren ist (vgl. Abb. 14). Eine nach wie vor mögliche Basis ist die bereits praktizierte Zuteilung von Nutzungsrechten durch die zuständige Wasserbehörde und die damit verbundene Erhebung von Wasserentnahmegebühren. In Diskussion befindet sich gegenwärtig der Verkauf von Nutzungs-/Entnahmerechten für Grundwasserressourcen durch die Kommune.

Nitratbelastungsklassen	Bewirtschaftung
Klasse A: Geringe Nitratbelastung < 15 mg NO ₃ /l im Rohwasser	Ordnungsgemäße Landbewirtschaftung
Klasse B: Mittlere Nitratbelastung 15-25 mg NO ₃ /l im Rohwasser	Ordnungsgemäße Landbewirtschaftung; ggf. erhöhte standortbezogene Anforderungen bis zur detaillierten Festlegung von Ver- und Geboten
Klasse C: Hohe Nitratbelastung > 25 mg NO ₃ /l im Rohwasser	Weitergehende Ver- und Gebote und besondere Schutzvorkehrungen für hoch und sehr hoch austragsgefährdete Flächen

Gefährdungsstufen	Bewirtschaftung
Stufen 1 und 2: Sehr geringe und geringe Nitrataustragsgefährdung	Bewirtschaftung wie in Wasserschutzgebieten der Klasse A
Stufe 3: Mittlere Nitrataustragsgefährdung	Bewirtschaftung wie in Wasserschutzgebieten der Klasse B
Stufen 4 und 5: Hohe und sehr hohe Nitrataustragsgefährdung	Bewirtschaftung wie in Wasserschutzgebieten der Klasse B und darüber hinausgehende Beschränkungen

Quelle: Muster-Wasserschutzgebietsverordnung des Landes Hessen. StAnz. 13/1996, S. 985.

Abb. 13: Einteilung der Wasserschutzgebiete in Nitrat-Belastungsklassen und Gefährdungsstufen des potentiellen Nitrataustrages der Klasse C.

Die mit dem Verkauf von Nutzungs-/Entnahmerechten verbundenen Voraussetzungen und Effekte sind allerdings noch zu untersuchen. Nicht gelöst ist die Finanzierung, wenn es sich um einen vorsorgenden Schutz von Grundwasservorkommen handelt, die besonders für die Trinkwasserversorgung geeignet und von überregionaler Bedeutung sind, aber eine Zuteilung von Nutzungsrechten nicht möglich ist. Eine Anerkennung solcher Schutzleistungen kann durch einen kommunalen ökologischen Finanzausgleich erfolgen. Voraussetzungen und Rahmenbedingungen eines kommunalen ökologischen Finanzausgleichs sind Gegenstand weiterführender Forschungsarbeiten.

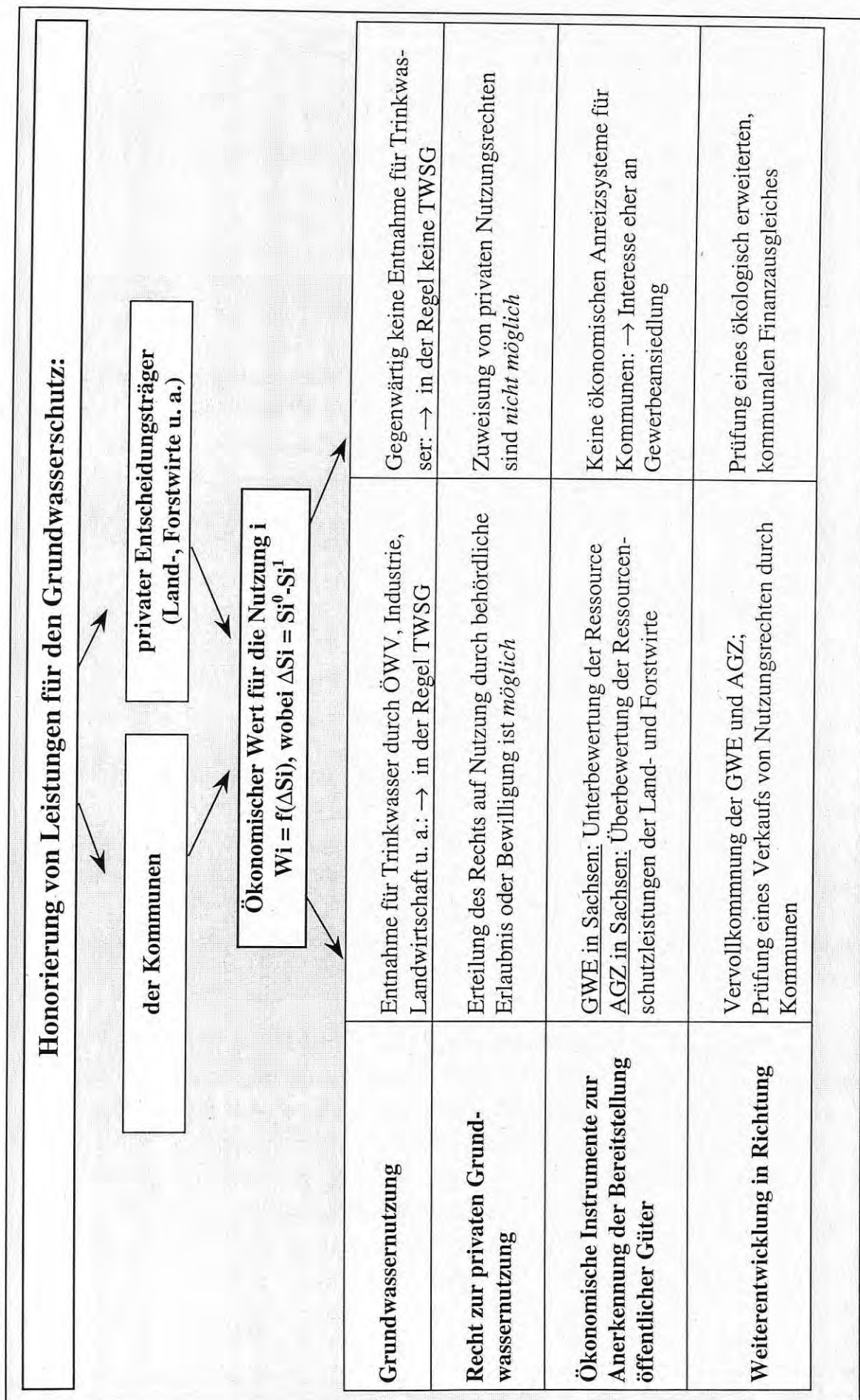


Abb. 14: Schwerpunkte der Vervollkommnung einer Honorierung von Leistungen für den Grundwasserschutz.

Literatur

- Bergström, J.C., Boyle, K.J.; Job, C.A., Kealy, M.J. (1996): Assessing the Benefits of Groundwater for Environmental Policy Decisions. *Journal of the American Water Resources Ass.* 32 (2), pp. 279-291
- Blöchliger, H. (1992): Der Preis des Bewahrens. *Ökonomie des Natur- und Landschaftsschutzes*. WWZ-Beiträge, Band 11. Verlag Ruegger. Zürich
- BMU (1996): Nachhaltigkeit in der Wasserwirtschaft. Memorandum des Internationalen Symposiums am 8. und 9. Oktober 1996 in Bonn. *Umwelt Nr. 11/96*. Bonn, S. 385-386
- BUND, MISEREOR (Hrsg.) (1996): *Zukunftsfähiges Deutschland*. Birkhäuser Verlag. Basel. Boston. Berlin
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M. (1998): The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological Economics* 25, pp. 3-15
- Enquete-Kommission (Hrsg.) (1994): *Schutz des Menschen und der Umwelt: Die Industriegesellschaft gestalten*. Economica Verlag. Bonn
- Fiedler, K.: (1997): *Effizientes Gewässergütemanagement. Eine theoretische Analyse mit Praxisbezug*. Springer-Verlag. Berlin. Heidelberg. New York
- Frede, G., Dappert, S. (1998): *Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft*. Ecomed. Landsberg/Lerch
- Freeman III, A.M. (1994): *The Measurement of Environmental and Resource Values*. Resources for the Future. Washington, D.C.
- Fuchs, C., Goll, G., Zeddies, J. (1995): Trinkwasserversorgung im Spannungsfeld zwischen Landwirtschaft und Wasserwerken – eine ökonomische Beurteilung. In: Arndt, U., Böcker, R., Kohler, A. (Hrsg.) (1995): *Grenzwerte und Grenzwertproblematik im Umweltbereich*. Hohenheimer Umwelttagung. 27/1995. Stuttgart, S. 87-99
- Hampicke, U. (1992): Kosten und Wertschätzung des Arten- und Biotopschutzes. In: Junkernheinrich, M., Klemmer, P. (Hrsg.): *Wirtschaftlichkeit des Umweltschutzes*. Zeitschrift für Angewandte Umweltforschung. Sonderheft 3/92. Berlin, S. 47-62
- Handrock, W., Schmitz, M. (1997): Grenzen des Wassersparens. *Wasser & Boden*. (49) 8/97, S. 8-10
- Herzog, F., Horsch, H., Steinhardt, U. (1997): Quantifying the impact of agroforestry on the landscape water balance. In: *L'Agroforesterie pour un Developpement Rural Durable*. Agroforestry for Sustainable Land-use. Montpellier, S. 143-147
- Hildebrand, H. (1996): Die Verantwortung der kommunalen Behörden bei der Durchführung von Maßnahmen zur Gefahrenabwehr am Beispiel des Landkreises Torgau-Oschatz. In: Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung (Hrsg.): *Behandlung von Rüstungsaltslasten im Raum Torgau-Elsnig*. Materialien zur Altslastenbehandlung 5/96. Dresden, S. IV1-IV17
- Horsch, H., Herzog, F. (1998): Ökologisch-ökonomische Lösungsansätze zum Konflikt Grundwasserschutz und Wirtschaft – untersucht am Beispiel eines großräumigen Wasserschutzgebietes im Freistaat Sachsen. In: Geller, W., Puncocar, P., Bornhöft, D., Boucek, J., Feldmann, H., Guhr, H., Mohaupt, V., Simon, M., Smrtak, J., Spoustava, J., Uhlmann, O. (Hrsg.): *Gewässerschutz im Einzugsgebiet der Elbe*. 8. Magdeburger Gewässerschutzseminar. B.G. Teubner Stuttgart. Leipzig, S. 407-408
- Horsch, H., Geyler, S. (1998) Lösungsansätze zum Konflikt Grundwasserschutz und Wirtschaft in Richtung regionaler Nachhaltigkeit – dargestellt am Beispiel des Torgauer Raumes. In: Weigert, B., Drewes, J.E., Lühr, H.-P., Steinberg, C., Franke, P. (Hrsg.): *Wasserwirtschaft in urbanen Räumen*. Schriftenreihe Wasserforschung. Berlin, S. 151-169
- Horsch, H., Månsson, B. (1998): Konzept der ökologisch-ökonomischen Bewertung von erneuerbaren Ressourcen – dargestellt am Beispiel des Grundwasserschutzes im Torgauer Raum. In: Grabaum, R., Steinhardt, U. (Hrsg.): *Fortschritte in der Landschaftsbewertung*. UFZ-Bericht. Nr. 6. Leipzig, S. 51-67
- Kraemer, R. A., Piotrowski, R., Kipfer, A. (1998): Vergleich der Trinkwasserpreise im europäischen Rahmen. *Texte 22/98*. Umweltbundesamt Berlin
- Kramer, D. (1989): Auswirkungen von langfristigen Stoffeinträgen einschließlich der atmosphärischen Deposition auf die Grundwasserbeschaffenheit. *WWD Berlin*. Berlin
- Landratsamt Torgau-Oschatz (1995): *Konzeption zur Entwicklung des Landkreises Torgau-Oschatz*. Torgau
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1981): *Grundzüge der Nutzen-Kosten-Untersuchungen*. Bremen
- Luckner, L. (1995): Rüstungsaltslasten und Grundwasserbeschaffenheit in der Elbaue bei Torgau. *WWt* 1/95, S. 26-34
- Meyer, R. (1996): Problemfelder und Perspektiven des Grundwasserschutzes. In: Fischer, W., Karger, C., Wendland, F. (Hrsg.): *Wasser: Nachhaltige Gewinnung und Verwendung eines lebenswichtigen Rohstoffs*. Band 16/96. Jülich, S. 61-86

- Meyer, R., Jörisen, J., Socher, M. (1995): Technikfolgenabschätzung „Grundwasserschutz und Wasserversorgung“ – Band 1 (1995a) und Band 2 (1995b). Erich Schmidt. Berlin
- Muster-Wasserschutzgebietsverordnung des Landes Hessen. StAnz. 13/1996
- Muster-Wasserschutzgebietsverordnung des Landes Hessen. StAnz. 13/1996, S. 985
- O'Hara, S. (1984): Externe Effekte der Stickstoffdüngung. Dissertation. Kiel
- OECD (1991): The State of the Environment for OECD. Paris
- Regionaler Planungsverband Westsachsen (1998): Regionalplan Westsachsen – Satzungsbeschluß vom 26.6.98. Leipzig
- SächsSchAVO (1994): Verordnung des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landesentwicklung über Schutzbestimmungen und Ausgleichsleistungen für erhöhte Aufwendungen der Land- und Forstwirtschaft in Wasserschutzgebieten vom 30. Juni 1994. Sächsisches Gesetz- und Verordnungsblatt. Nr. 39 vom 14. Juli 1994, S. 1178-1199
- SächsWG (Sächsisches Wassergesetz) vom 23. Februar 1993. Sächsisches Gesetz- und Verordnungsblatt. Nr. 13 vom 12. März 1993, S. 201-228
- Schneider, W. (1995): Kostenbegrenzung und sozialverträgliche Preisbildung. WWt 5/95, S. 42-44
- SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1994): Umweltgutachten 1994. Metzler - Poeschel. Stuttgart
- SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1998): Flächendeckend wirksamer Grundwasserschutz. Sondergutachten. Metzler - Poeschel. Stuttgart
- Weigert, B., Lühr, H.-P., Steinberg, C. (Hrsg.) (1998): Nachhaltige Wasserwirtschaft. Entwicklung eines Bewertungs- und Prüfsystems. Schriftenreihe Wasserforschung. 4/98. Berlin

Natur- und Landschaftsschutz im Torgauer Raum: Ziele, Konfliktfelder und der Einsatz ökonomischer Instrumente

Irene Ring und Frank Wätzold

1 Einleitung

Der Torgauer Raum zeichnet sich neben weiträumigen Trinkwasserschutzgebieten (rund 221 km² oder 32% der Gesamtfläche) durch annähernd ebenso weiträumige Natur- und Landschaftsschutzgebiete aus.¹ Letztere umfassen gemeinsam noch einmal 361 km² oder 52% der Fläche des Torgauer Raumes. Insbesondere in der Elbtalniederung und in Teilen der Dübener Heide überdecken sich die Schutzzonen weitgehend, so daß die insgesamt geschützten Flächen 68% der Fläche des Torgauer Raumes einnehmen. Diese Zahlen verdeutlichen bereits, daß neben der Betrachtung der Ressource Trinkwasser eine eingehende Analyse des Bereiches Natur- und Landschaftsschutz notwendig ist, um im Sinne des übergreifenden Zieles des Verbundprojektes Konfliktminimierungsstrategien zwischen Naturschutz und wirtschaftlicher Entwicklung für den Torgauer Raum zu erarbeiten (vgl. Horsch und Ring in diesem Bericht).

Dazu werden in einem ersten Schritt die Naturausstattung des Torgauer Raumes dargestellt und die regionsspezifischen Ziele des Naturschutzes herausgearbeitet. Darauf aufbauend werden mögliche Konfliktpotentiale zwischen Naturschutz und unterschiedlichen Landnutzungsformen bestimmt, wobei ein besonderer Schwerpunkt auf die Landwirtschaft gelegt wird. Die Untersuchung der Ziele und Konflikte im Torgauer Raum dient im wesentlichen der Bestandsaufnahme. Der Einsatz ökonomischer Instrumente kann unter bestimmten Bedingungen zur Minimierung von Konflikten zwischen Naturschutz und wirtschaftlicher Entwicklung beitragen. Deshalb werden in einem zweiten Schritt die naturschutzrelevanten Förderprogramme im Freistaat Sachsen dargestellt und hinsichtlich ihrer regional differenzierten Anwendung im Torgauer Raum untersucht. Beide Schritte dienen als Grundlage für weitere Forschungsarbeiten, die sich u. a. den Möglichkeiten des effektiveren Einsatzes bestehender Anreize widmen. Das Abschlußkapitel faßt schließlich wichtige Ergebnisse zusammen und leitet konkreten Forschungsbedarf ab.²

¹ Vgl. ausführlich dazu den Beitrag von Horsch und Ring in diesem Bericht.

² Im Zusammenhang mit den empirischen Erhebungen zu den naturschutzrelevanten Förderprogrammen bedanken wir uns für entsprechende Datenbereitstellung beim Landratsamt Torgau, beim Regierungspräsidium Leipzig, dem Sächsischen Ministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Forsten, dem Staatlichen Amt für Ländliche Neuordnung Wurzen und dem Staatlichen Amt für Landwirtschaft Mockrehna. Christine Dahlke, Urte Grauwinkel und Juliane Streicher haben uns bei der Erhebung und Auswertung des Materials hilfreich unterstützt. Auch Ihnen sei an dieser Stelle herzlich gedankt. Weiterhin bedanken wir uns für hilfreiche Anmerkungen zu Fragen des Naturschutzes bei Stefan Geyler.

2 Regionsspezifische Ziele im Naturschutz

2.1 Die Naturausstattung im Torgauer Raum

Der Torgauer Raum ist durch eine vielfältige und reiche Naturausstattung gekennzeichnet. Er ist Lebensraum für viele seltene Arten, darunter auch in der Bevölkerung populärer Vertreter wie den Elbebiber, den Fischotter und den Schwarzstorch. Die Wichtigkeit des Torgauer Raumes für den Naturschutz spiegelt sich durch eine großflächige Ausweisung an Natur- und Landschaftsschutzgebieten wieder.³ Naturräumlich läßt sich der Torgauer Raum in die Dübener Heide im Nordwesten, in die Torgau-Dübener-Niederung im zentralen Bereich, in die Dahleener Heide im Süden sowie die Elbtalniederung im Osten untergliedern. Innerhalb der Elbtalniederung wird die Elbaue und die Annaburger Heide unterschieden (OEKOKART 1995). Diese Gebiete sind von ihrer naturräumlichen Ausstattung sehr unterschiedlich (vgl. OEKOKART 1995, S. 8f. und Zscheile 1999, S. 10ff.).

Die Dübener Heide ist großflächig mit Kiefernforsten bedeckt, es existieren allerdings auch kleinere Bestände alter Eichen und Buchen sowie bachbegleitende Erlenwälder. Mehrere Siedlunginseln, die vorwiegend ackerbaulich geprägt und flächig strukturarm sind, werden von den Waldflächen umschlossen. Der überwiegende Teil des Gebietes ist als Landschaftsschutzgebiet ausgewiesen. Das 3.804 ha große Naturschutzgebiet Presseler Heidewald- und Mohrgebiet liegt in der Dübener Heide, davon 1.140 ha im Torgauer Raum. Das Gebiet gilt aufgrund seiner Vielfalt und Artenausstattung als bundesweit einzigartig. Relativ klein ist das Naturschutzgebiet Roitzsch mit 8,5 ha. Dieses Gebiet ist ein naturnaher altholzreicher Eichen-Buchenwald. Die Dübener Heide erfüllt die Funktion eines Naherholungsgebietes für den Ballungsraum Leipzig-Halle, und der Tourismus spielt lokal eine gewisse wirtschaftliche Rolle.⁴

Im Gegensatz zur Dübener Heide gewinnt in der Dahleener Heide die Buche an Bedeutung, was sich am verstärkten Auftreten von Eichen-Buchenwäldern dokumentiert. Um die existierenden Siedlungen gibt es einige mittelgroße, wenig oder mäßig strukturierte Ackerbaugebiete. Auch die Dahleener Heide ist überwiegend als Landschaftsschutzgebiet ausgewiesen, sie umfaßt jedoch keine Naturschutzgebiete.

Das Elbtal ist bereits seit langer Zeit von Menschen besiedelt und genutzt und entsprechend anthropogen geprägt. Der fruchtbare Auenlehm der Elbaue hat zu einer großflächig ackerbaulichen Nutzung dieses Gebietes geführt. Die Bereiche zwischen den Hochwasserschutzdeichen sind durch ausgedehnte Grünlandflächen geprägt. Es dominiert die ackerbauliche Nutzung in einer zumindest lokal sehr strukturarmen Landschaft. Es sind jedoch auch Ausnahmen vorzufinden wie einige Altarme und Altwasser, reichstrukturierte Streuobstwiesen, aufgelassene Weinberge und alte Gärten unterhalb der Dörfer am Elbhang. Ehemals verbreitete Auwälder mit Eichen und Ulmen sind ebenfalls noch in kleinen Resten vorzufinden. Im Gebiet des Elbtals liegt das Landschaftsschutzgebiet Elbaue Torgau, welches u. a. wichtige Funktionen als Wasservogelrastplatz und -wintereinstand hat sowie ein Reproduktions- und Nah-

³ Vgl. dazu auch den Beitrag von Horsch und Ring in diesem Bericht.

⁴ Vgl. zum Tourismus im Torgauer Raum den Beitrag von Müller in diesem Bericht.

rungsgebiet von seltenen und von in der Bundesrepublik vom Aussterben bedrohten Tierarten ist. Die Naturschutzgebiete Alte Elbe Kathewitz und Prudel Döhlen sind beides Altelbarme mit ausgeprägten Verlandungserscheinungen. Das Naturschutzgebiet Alte Elbe Kathewitz ist ein wichtiger Lebensraum für Wildfische, Lurche, Wasservögel und den Elbebiber sowie ein potentiell Brutgebiet für Wiesenlimikolen (Großer Brachvogel, Uferschnepfe). Der Prudel Döhlen dient u. a. als Rast-, Nahrungs- und Fortpflanzungsgebiet für viele Tierarten feuchter Lebensräume.

Die im Nordosten an die Flußau angrenzenden Talsandflächen der Niederterrasse mit den aufgelagerten Binnendünen bilden die landschaftliche Einheit der Annaburger Heide. Ihr Charakteristikum ist eine großflächige Bewaldung mit sehr armen, trockenen Kiefernforsten. Hier liegt das Naturschutzgebiet Dünenwald Döbrichau, das sich momentan in der Ausweisung befindet. Es ist ein 23 ha umfassender Beerstrauch-Kiefernwald mit offenen Böschungskanten und Binnendünen mit Trocken- und Magerrasen.

Die Torgau-Dübener Niederung ist weitgehend ackerbaulich geprägt. Bis auf zwei größere durch Kiefern dominierte Waldflächen ist die Gegend sehr strukturarm. Größere zusammenhängende Wiesenflächen befinden sich westlich des Großen Teiches. In der Nähe von Torgau liegt das Naturschutzgebiet Großer Teich. Der Große Teich wurde im Mittelalter als Fischteich angelegt, besitzt eine reiche Ufervegetation und ein zufließendes Grabennetz mit Feuchtgrünland. Er ist Lebensraum von besonders geschützten oder vom Aussterben bedrohten Tierarten wie Elbebiber, Fischotter und verschiedenen Greifvögeln. Die Flächen des Großen Teiches sowie der Bennewitzer und Klitzschener Teiche werden fischereiwirtschaftlich sowie als Naherholungs- und Jagdgebiete genutzt.

Die Darstellung der verschiedenen Naturräume hat die vielfältige Naturausstattung des Torgauer Raumes deutlich gemacht. Aufgrund dieser Vielfältigkeit ergeben sich sehr differenzierte Ziele für den Naturschutz.

2.2 Ziele des Naturschutzes

Bevor die Naturschutzziele im einzelnen angesprochen werden, ist zu konstatieren, daß die Untere Naturschutzbehörde mit dem jetzigen Ausweisungsstand der Schutzgebiete im Torgauer Raum im wesentlichen zufrieden ist (Wache 1997). Sie geht davon aus, daß die wichtigsten schützenswerten Gebiete einem Schutzstatus unterliegen. Das letzte große Ziel nach 1990/91, die Ausweisung des Naturschutzgebietes Alte Elbe Kathewitz, wurde erreicht. Es müssen jedoch noch einige kleine Grenzveränderungen vorgenommen werden. So ist beispielsweise die Ausweisung einiger Schutzgebiete am letzten Bezirkstag der ehemaligen DDR beschlossen worden. Die zur damaligen Zeit durchgeführten Grenzziehungen fanden unter großem Zeitdruck statt und sind deshalb teilweise unpräzise oder decken sich oft nicht mit den Anforderungen des Naturschutzes. Aufbauend auf fachlich fundiertem Wissen werden diese Grenzziehungen heute zum Teil präzisiert oder – soweit möglich – geringfügig korrigiert.

Eine Zusammenstellung von möglichen Naturschutzzielen für den Torgauer Raum findet sich bei Zscheile (1999, S. 42ff.) und OEKOKART (1995, S. 161ff.). Wir folgen hier ihren

nach Naturräumen differenzierten Zielsetzungen und beschränken uns auf für die jeweiligen Naturräume typischen Beispiele.⁵

In der Dübener Heide wird als Ziel der Umbau der großflächigen Kiefernforste zu standorttypischen Mischwäldern gefordert. Weiterhin sollen Waldmäntel an allen äußeren und inneren Waldkanten entwickelt werden. Eine starke Betonung liegt bei den Zielvorstellungen auf dem Erhalt der bestehenden Strukturen, was angesichts der bereits existierenden sehr guten Naturausstattung nicht verwundert. So wird beispielsweise gefordert, daß Altholzinseln und offene Flächen innerhalb der Wälder als wertvolle Biotope erhalten bleiben. Ebenso soll das System naturnaher Teiche im Verlauf des Grenzbachs erhalten bleiben und Angeln sowie Badebetrieb nur beschränkt zugelassen werden. Ein weiteres Ziel ist die Ausweisung des Lauchbruches als Totalreservat.

Als vorrangiges Ziel wird in der Dahleener Heide der flächige Waldumbau in standorttypische Buchen-Eichen- oder Eichen-Kiefern-Mischwälder angesehen. Die Waldränder an der Peripherie oder an größeren Rodungsinseln sind mit Waldmänteln aufzuwerten. Wertvolle Altholzinseln, Quellbereiche und vernäßte Waldstandorte sollen nicht bewirtschaftet, sondern als Naturwaldzelle bzw. Totalreservat ausgewiesen werden. Die Waldbäche sollten vollständig ihrer Eigendynamik überlassen bleiben. Dies bedeutet auch das Zulassen von flächigen Vernässungen und die Sukzession zu begleitenden Erlen-Eschen-Wäldern.

Die für den Bereich der Elbaue vorgeschlagenen Zielvorstellungen beziehen sich in erster Linie auf die direkt an der Elbe gelegenen Gebiete. Beidseitig der Elbe soll ein mindestens 50 m breiter Uferstreifen eingehalten werden, in dem sich Uferstaudenfluren und Weichholzaue entwickeln können. Insbesondere in engen Flußschlingen und in der Nähe zu den Naturschutzgebieten soll der Anteil der Hartholzaue erhöht werden. Weiterhin soll ein direkter Hochwasserzufluß in gedeichte Innenschlingen mittels Deichdurchstich oder Rückverlegung ermöglicht werden. Altwasser, die eine Grabenverbindung zur Elbe besitzen, sollen naturnah ausgebaut werden. Hierbei ist auf die Beschattung durch Ufergehölze und den Bau von Staueinrichtungen zu achten, da sich so Verlandungserscheinungen aufhalten lassen und Röhrichte, Feuchtgebüsche und ausgedehnte Feuchtgebiete entstehen. Im Bereich der Landwirtschaft werden folgende Zielvorstellungen entwickelt: die Umwandlung ausgewählter Ackerflächen in Extensiv-Grünland in unmittelbarer Nähe zur Elbe bzw. zu Überschwemmungsflächen, die großräumige Grünlandvernässung und Grünlandextensivierung mit später Mahd und ohne Erholungsnutzung zur Förderung der Wiesenbrüter (Mindestanspruch 300-500 ha unzerschnittener Wiesenfläche) und die Strukturierung der großen Ackerflächen durch Hecken sowie Pappel- und Weidenreihen.

Für die Annaburger Heide wird als Zielvorstellung formuliert, die dominierenden reinen Kiefernforstbestände in standortgerechte Kiefern-Eichen- und Birken-Eichen-Wälder zu verändern. Hierbei sollen offene Sandstandorte (Binnendünen) freigehalten werden und eine breite Pufferzone um die Binnendünen geschaffen werden. Neben dem Erhalt von Altholzinseln und starken Einzelbäumen sollen Horstschutzzonen für beispielsweise den Schwarzstorch

⁵ Zscheile (1999) entwickelt auch biotop- und artenspezifische Ziele. Ein Leitbild für die Landschaftsentwicklung in der Dübener Heide findet sich bei Bühler-Natour (1999).

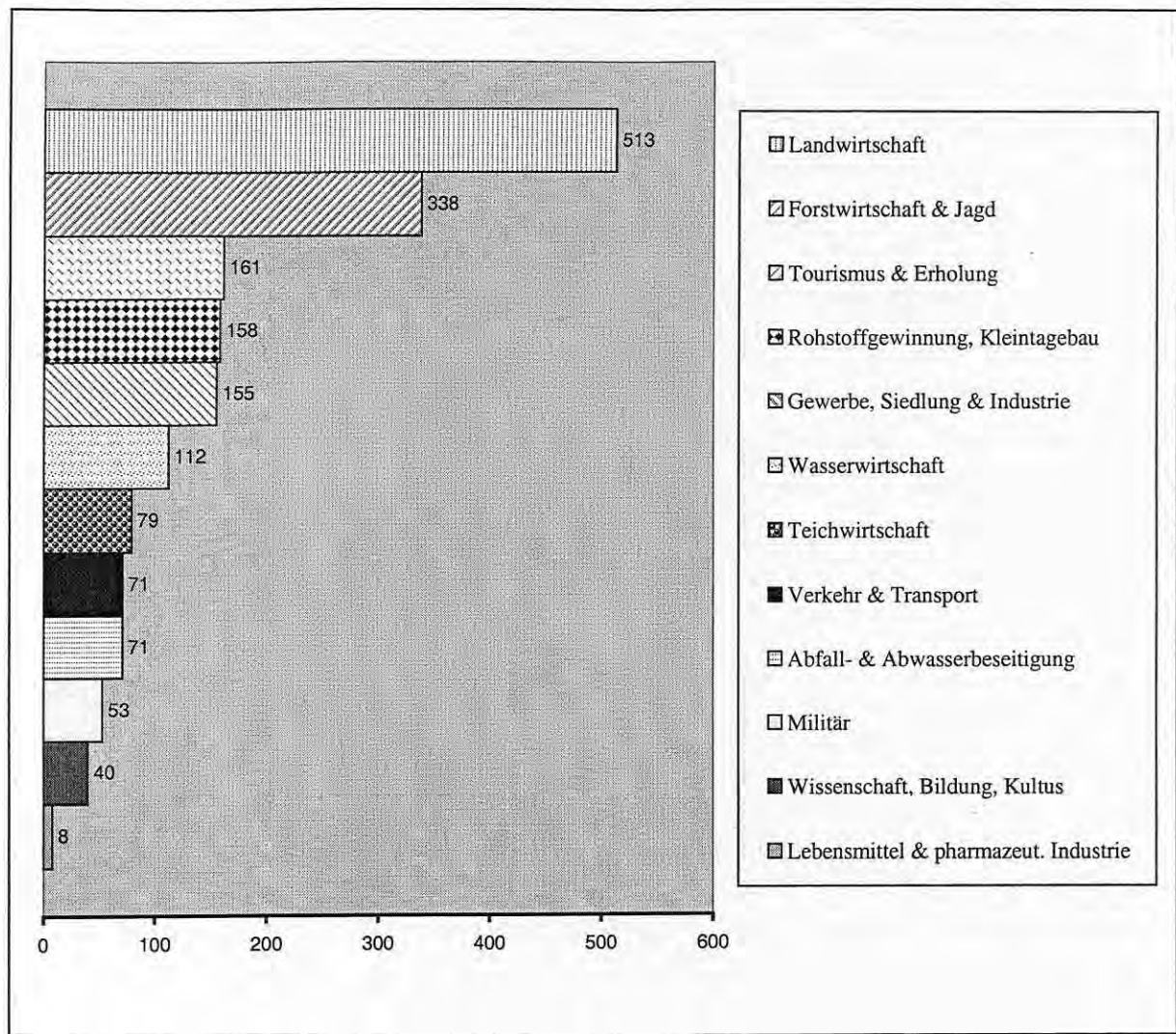
eingerrichtet werden. Im Übergang von den Wald- zu den Landwirtschaftsflächen sollen strukturierte Waldränder sowie dünger- und pestizidfreie Pufferzonen geschaffen werden. Als Maßnahmen für den Biotopverbund wird eine Durchgängigkeit der Fließgewässer insbesondere für Wirbellose und Fische und eine Entschärfung der Barrierewirkung der B 87 durch entsprechende Durchlässe angestrebt.

Die Vorschläge zur Verbesserung des Naturschutzes in der Torgau-Dübener Niederung beziehen sich primär auf die Renaturierung und Aufwertung der Gewässer. Weiterhin werden Zielvorstellungen für die Landwirtschaft und die Waldwirtschaft formuliert. Allgemein wird die Entrohrung von Bächen und Gräben angestrebt, um die eigendynamische Bachentwicklung zu ermöglichen. Gleichzeitig soll die Gewässergüte durch Anschluß aller Wassernutzer an effektive Kläranlagen und durch Sanierung der militärischen Altlastenflächen gesichert werden. In Waldbach-Abschnitten sollen begleitende Erlenwäldchen entwickelt und in unbewaldeten Bachniederungen kleine Erlenwäldchen, Gehölzstreifen sowie Feuchtgebüsche angesiedelt werden. Als konkrete Projekte sollen die Dammgraben/Schwarze Graben-Niederung als Verbundader zwischen Dübener Heide und dem Großen Teich bzw. der Elbe entwickelt werden und die Verbundader Niederung des Neumühlbaches (von der westlichen Dahlemer Heide in die Torgau-Dübener Niederung) ausgebaut werden. Für den landwirtschaftlichen Bereich wird gefordert, daß in Bereichen mit hoher Gewässerdichte auf Dauerweiden verzichtet werden soll. Weiterhin sollen größere Grünlandflächen (300-500 ha) von Zersiedlung, Zerschneidung sowie längeren Gehölzlinien freigehalten werden, um Brutzentren für Wiesenbrüter zu etablieren. Ackerflächen sollen durch Ackerraine und Hecken gegliedert werden. Die Waldgebiete sollen durch eine Erhöhung des Laubholzanteils standorttypisch umstrukturiert werden und es wird vorgeschlagen, Horstschutzzonen auszuweisen.

3 Konfliktpotentiale zwischen Naturschutz und Landnutzung

Aus den dargestellten Naturschutzzielen im Torgauer Raum wurden bereits einige Konfliktpotentiale zwischen Naturschutz und Landnutzung deutlich. Die folgende Graphik (Abb. 1) dient dazu, einen allgemeinen Überblick über die Bedeutung der Konflikte zwischen Naturschutz und ausgewählten Landnutzungsformen zu gewinnen. Als Indikator wird die Anzahl der Fälle verwandt, bei denen eine bestimmte Landnutzungsform oder ein bestimmter Wirtschaftszweig zu einem Rückgang der Blütenpflanzen der Roten Liste beigetragen hat.

Offensichtlich geht der bei weitem größte negative Einfluß auf die Artenvielfalt von der Landwirtschaft aus. Es folgen die Forstwirtschaft und Jagd und mit größerem Abstand die Bereiche Tourismus und Erholung, Rohstoffgewinnung und Kleintagebau, Gewerbe, Siedlung und Industrie sowie Wasserwirtschaft. Mit weiterem Abstand schließen sich die Bereiche Teichwirtschaft, Verkehr und Transport, Abfall- und Abwasserbeseitigung, Militär sowie Wissenschaft, Bildung und Kultur an. Die pharmazeutische und Lebensmittelindustrie hat nur auf sehr wenige Arten einen negativen Einfluß.



Quelle: Plachter (1991, S. 73) nach Korneck und Sukopp (1988).

Abb. 1: Verursacher (Landnutzer und Wirtschaftszweige) des Rückgangs von Farn- und Blütenpflanzen (geordnet nach der Zahl der betroffenen Arten der Roten Liste). Infolge Mehrfachnennungen der Arten, die durch Verursacher gefährdet sind, liegt die Summe der angegebenen Zahlen höher als die Gesamtzahl (=711) der untersuchten Arten.

Die hier dargelegte Reihenfolge entspricht auch etwa der Gewichtung von Konflikten im Torgauer Raum. Die Untere Naturschutzbehörde hat deutlich gemacht, daß auch für sie der aktuelle Konfliktschwerpunkt zwischen Naturschutz und Landwirtschaft liegt (Wache 1997). Aus diesem Grund wird dieser Konflikt relativ ausführlich betrachtet, während anschließend andere für den Torgauer Raum relevante Konfliktbereiche kürzer dargestellt werden.

3.1 Der Konflikt zwischen Landwirtschaft und Naturschutz

3.1.1 Historische Entwicklung

Der Konflikt zwischen Landwirtschaft und Biodiversität läßt sich am besten aus einer historischen Perspektive verstehen.⁶ Nach Hampicke (1991, S. 249ff.) lassen sich unter ökologischem Blickwinkel drei historische Agrarsysteme unterscheiden: die mittelalterliche, die neuzeitlich-bäuerliche und die industrialisierte Landwirtschaft.

Mittelalterliches Agrarsystem

Chronologisch bestand das mittelalterliche Agrarsystem bis weit ins 18. Jahrhundert.⁷ Es ist dadurch entstanden, daß der Wald, der früher Mitteleuropa zu einem großen Teil bedeckte, bis zum 13. Jahrhundert auf eine geringere Fläche als heute zurückgedrängt wurde. Der weiterhin bestehende Wald wurde oft als Viehweide genutzt. Durch diese Nutzungsform und einer intensiven Holz-, Rinden- und Streunutzung wurde er stark aufgelichtet und die Böden verarmten an Nährstoffen. Die gerodeten Flächen dienten auf weiten Strecken extensiver Viehhaltung, der Hutewirtschaft. Der Wasserkreislauf wurde dergestalt beeinflusst, daß die Verdunstung wegen der Waldvernichtung reduziert wurde. Der Abfluß wurde hingegen nicht beschleunigt, vielfach wurde er sogar durch die Anlage von Mühlenwehren und Fischteichen reduziert. Die Folge war eine großräumige Vernässung und teilweise sogar Vermoorung der Landschaft. Im Ackerbau herrschte die Dreifelderwirtschaft vor, teilweise gab es insbesondere klösterlichen Gartenbau. Ökologisch wurde Mitteleuropa durch das mittelalterliche Agrarsystem bereichert. Die Zurückdrängung des Waldes führte zu einem äußerst vielfältigen Spektrum an Offenland- und Sukzessionsbiotopen. In Verbindung mit großflächigem Nährstoffentzug aus dem Boden führte diese Entwicklung zur Ausbreitung von lichtbedürftigen und oft konkurrenzschwachen Pflanzenarten.

Neuzeitlich-bäuerliche Landwirtschaft

Im Rahmen der neuzeitlich-bäuerlichen Landwirtschaft, die sich chronologisch etwa zwischen 1750 und 1950 einordnen läßt, kam es zu tiefgreifenden Veränderungen. Es kam zu einem staatlich verordneten Neuaufbau des Waldes, der mit der Abschaffung der Waldweide einherging. Land- und Forstwirtschaft waren nun getrennt. Die offene Halbkulturlandschaft wie etwa die Heide wurde großflächig zurückgedrängt, und die Flächen wurden entweder aufgeforstet oder der landwirtschaftlichen Intensivierung unterworfen. Es kam zur Zerstörung großräumiger Naturlandschaften durch Moorkultivierungen, Sumpftrockenlegungen und Flußregulierungen. In der Landwirtschaft wurden Ertragssteigerungen durch Maßnahmen wie etwa der Verbreiterung des Kulturpflanzenspektrums, der Integration von pflanzlicher und tierischer Erzeugung durch Futteranbau und der Einschleusung von Stickstoff in die Kreisläufe

⁶ Vgl. zum Konflikt zwischen Landwirtschaft und Naturschutz aus einer Vielzahl von Schriften z. B. Hampicke (1991), Plachter (1991) und Nowicki (1997).

⁷ Hampicke (1991, S. 249) weist daraufhin, daß bei einer Typisierung, die auf das wesentliche abzielt, eine gewisse chronologische Ungenauigkeit erlaubt ist.

mittels Leguminosenanbau erzielt. Neben der Zurückdrängung offener Halbkulturlandschaften und der Zerstörung großräumiger Naturlandschaften führte die Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit zu einer unter Naturschutzgesichtspunkten bedenklichen Entwicklung. Die Umkehrung der Aushagerung führte zu einem knapper werdenden Lebensraum für auf magere Standorte angewiesene Pflanzen. Gleichzeitig entstanden jedoch Biotop von heute hohem Naturschutzwert wie gemähte Futterwiesen sowie Streuwiesen zur Gewinnung von Stalleinstreu.

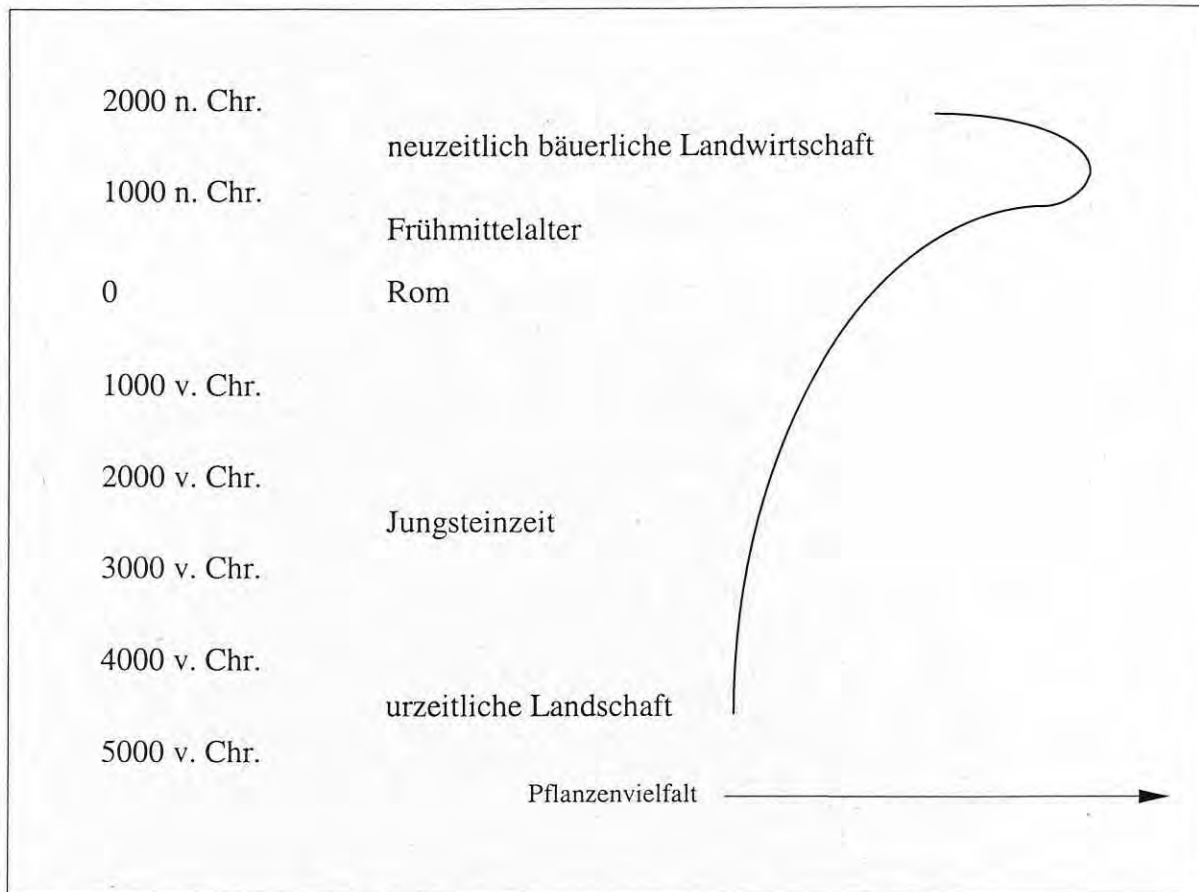
Industrialisierte Landwirtschaft

Die Wende zur industrialisierten Landwirtschaft kam in Mitteleuropa erst nach dem 2. Weltkrieg. Zentrale Elemente dieser Wirtschaftsform sind die Einführung der Mineraldüngung, der Einsatz von Herbiziden und Pestiziden sowie die Mechanisierung und Automatisierung eines Großteils der betrieblichen Tätigkeiten. Diese Entwicklung ging mit einer starken Artenverdrängung einher. Die Herstellung einer „maschinengerechten“ Agrarproduktionslandschaft führte zur Zerstörung von Hecken, Bäumen und anderen Strukturelementen. Die Mineraldüngung brachte eine Nivellierung der Nährstoffverhältnisse mit sich, die mit der weiteren Verdrängung von Arten einherging, die auf nährstoffarme Böden angewiesen sind. Durch das Ausbringen von Pestiziden und Herbiziden kam es direkt zur Zerstörung von Tieren und Pflanzen. Ein weiterer wichtiger Faktor bei der Artenverdrängung war die Nivellierung der Wasserverhältnisse auf den landwirtschaftlichen Böden. Da die produktive Landwirtschaft auf mittelfeuchte Wasserverhältnisse angewiesen ist, kam es zum Verlust von extrem trockenen und extrem feuchten Biotopen.⁸

Die mit der Veränderung der Landwirtschaft einhergehenden Schwankungen der Artenvielfalt bei Pflanzen in Mitteleuropa sind in Abbildung 2 dargestellt. Hier zeigt sich noch einmal sehr deutlich die Entwicklung der Artenvielfalt in den letzten Jahrtausenden. Mit der zunehmenden Ausbreitung der Landwirtschaft in Mitteleuropa kam es zu einem Anstieg der Artenvielfalt, der ungefähr im 17. Jahrhundert einen Höhepunkt erreicht hat. Danach war die Artenvielfalt rückläufig.

Der Konflikt zwischen Naturschutz und wirtschaftlicher Entwicklung ergibt sich aus der Tatsache, daß die Landwirtschaft im Zuge ihrer historischen Entwicklung immer produktiver geworden ist. Es kann ungefähr davon ausgegangen werden, daß die heutige Landwirtschaft mindestens zehnmal soviel Produkte pro Flächen- und Tiereinheit erzeugt wie das mittelalterliche Agrarsystem und immerhin noch ca. viermal soviel wie die neuzeitlich-bäuerliche Landwirtschaft (Hampicke 1991, S. 254). Will man auf eine starke Agrarproduktimporterhöhung verzichten und berücksichtigt man die seit dem Mittelalter stark gestiegenen Bevölkerungszahlen, so ist eine Rückkehr zur neuzeitlich-bäuerlichen oder gar mittelalterlichen Landwirtschaft aus Gründen der zu sichernden Ernährung der Bevölkerung ausgeschlossen.

⁸ Für weitere Ursachen der Artenverdrängung durch die industrialisierte Landwirtschaft vgl. Hampicke (1991, S. 258f.).



Quelle: Nowicki (1997, S. 61) nach Stanners und Bourdeau (1995), verändert.

Abb. 2: Veränderungen der Artenvielfalt bei Pflanzen in Mitteleuropa.

3.1.2 Die Situation im Torgauer Raum

Die landwirtschaftliche Entwicklung im Torgauer Raum hat dazu geführt, daß der skizzierte Konflikt zwischen Naturschutz und Landwirtschaft auch hier existiert.⁹ Der ehemalige Landkreis Torgau ist landwirtschaftlich geprägt, er verfügt insgesamt über eine landwirtschaftliche Nutzfläche von ca. 39.000 ha, was etwa 63% der Territorialfläche entspricht. Die Fläche wird zu ungefähr drei Viertel ackerbaulich genutzt, der Rest ist Grünlandnutzung. Die fruchtbaren Böden der Elbaue sind traditionelle Anbaugelände für Weizen, Zuckerrüben und Gemüse, während in den übrigen Ackerbaugeländen vor allem Getreide und Ölfrüchte angebaut werden. Bezüglich der Tierproduktion ist die Region im sächsischen Vergleich vor allem in der Schafzucht und Geflügelproduktion bedeutend, während Schweinehaltung durchschnittlich und Rinder- sowie Milchkuhhaltung unterdurchschnittlich vertreten sind (SML 1997a).

Die beschriebenen Auswirkungen der landwirtschaftlichen Nutzung auf die Artenvielfalt existieren auch im Torgauer Raum. OEKOKART (1995, S. 120) konstatiert, daß viele der landwirtschaftlich genutzten Flächen heute durch eine Verarmung an Strukturelementen, ein teilweise stark dezimiertes Artenspektrum und die Dominanz weniger euryöker (nicht an spe-

⁹ Die folgenden Informationen entstammen OEKOKART (1995).

zielle Standorte gebundener) Pflanzen- und Tierarten gekennzeichnet sind. Im Bereich der Ackerflächen ist die Verarmung an landschaftlichen Strukturelementen, Biotopen und Arten räumlich vor allem in Bereichen großflächiger ackerbaulicher Nutzung auf den ertragsreichen Böden der Elbaue und der Grundmoränenplatten zu finden. Die landwirtschaftlich genutzten Grünlandbereiche sind vor allem in der Elbaue von einer Verarmung an Arten und Strukturen betroffen.¹⁰

3.1.3 Der Konflikt aus ökonomischer Sicht

Welche Perspektiven gibt es, den Konflikt zwischen Naturschutz und Landwirtschaft zu lösen? Um diese Frage zu beantworten, wird der Konflikt kurz aus einer ökonomischen Sichtweise skizziert.¹¹ Unter diesem Blickwinkel sind zwei Aspekte relevant: die Existenz von externen Effekten und die Zuteilung von Eigentumsrechten.

Externe Effekte liegen vor, wenn die Handlungen eines Unternehmens oder eines Individuums direkt mit positivem oder negativem Vorzeichen in die Nutzen- oder Produktionsfunktion Dritter eingehen, ohne daß der Marktmechanismus die Verursacher kompensiert oder belastet. Profitieren Dritte von den Handlungen von Unternehmen oder Individuen, so existieren positive externe Effekte, werden Dritte geschädigt, so entstehen negative externe Effekte. Treten externe Effekte auf, kann es einerseits zu Marktversagen und damit zur Rechtfertigung eines staatlichen Eingriffs kommen. Da die Verursacher bei negativen externen Effekten nicht die gesamten Kosten ihrer Handlungen tragen, dehnen sie ihre Produktions- oder Konsumtätigkeiten übermäßig aus. Andererseits werden sie zuwenig bei Aufgaben aktiv, deren Vorteile ihnen selbst nur zum Teil zufallen. Marktversagen tritt im Fall negativer externer Effekte auf, wenn die Tätigkeit zu einem Nutzenverlust von Dritten führt, der größer ist als der Nutzengewinn der Verursacher. Spiegelbildlich tritt Marktversagen im Fall positiver externer Effekte auf, wenn der Nutzengewinn Dritter größer ist als die Nutzeneinbuße des Verursachers.¹² Auf Pigou (1920) geht der Vorschlag zurück, Tätigkeiten, die mit Marktversagen und negativen externen Effekten verbunden sind, mit einer Steuer zu belegen, um so ihren Umfang zu reduzieren. Tätigkeiten, die zu Marktversagen und positiven externen Effekten führen, sind dagegen zu subventionieren, um ihre Durchführung attraktiver zu machen.¹³ Damit stellt sich für den hier betrachteten Konflikt zwischen Landwirtschaft und Naturschutz die Frage, ob durch die jetzige Tätigkeit der Landwirtschaft ein negativer externer Effekt auf die Artenvielfalt ausgeht (was eine Belastung der Landwirte etwa in Form einer Steuer rechtfertigen würde) oder durch eine artenschutzfreundlichere Landwirtschaft ein positiver externer Effekt entsteht

¹⁰ Für die historische Änderung der Landnutzung vgl. den Beitrag von Kindler in diesem Bericht.

¹¹ Vgl. allgemein zur Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft aus ökonomischer Sicht Bauer und Schäfer (1993) sowie Hofmann et al. (1995).

¹² Die Feststellung von Marktversagen impliziert also streng ausgelegt die Meßbarkeit und Vergleichbarkeit der verschiedenen Nutzengewinne und -verluste. Dies ist natürlich nicht immer gewährleistet. Trotzdem ist das Konzept der externen Effekte auf einer theoretischen Ebene wertvoll, da es deutlich macht, daß unter Berücksichtigung von positiven und negativen Folgen eines Umwelteingriffs der Markt prinzipiell nicht in der Lage ist, Umweltprobleme zu lösen.

¹³ Für andere umweltpolitische Instrumente vgl. jedes umweltökonomische Lehrbuch, so etwa Cansier (1993).

(was eine Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft begründen würde). Mit dieser Frage beschäftigt sich die Diskussion um die Zuteilung der Eigentumsrechte.

Diese Diskussion geht auf einen Artikel von Coase (1960) zurück. Coase hat darauf aufmerksam gemacht, daß jeder Nutzungskonflikt symmetrisch ist. Immer sind alle beteiligten Parteien in Abhängigkeit von der Perspektive Schädiger und Geschädigte. Erst die Zuteilung von Eigentumsrechten bestimmt, wer das Verfügungsrecht hat. Dies kann am betrachteten Konflikt zwischen Landwirtschaft und Naturschutz beispielhaft erläutert werden. Aus der Perspektive der Landwirtschaft existiert für die Landwirte das Recht, ihren Betrieb so zu bewirtschaften, wie sie das wünschen. Verlangt jemand von ihnen, daß sie auf Belange des Naturschutzes Rücksicht nehmen und entstehen ihnen dabei höhere Kosten, so ist diese Person ein „Schädiger“ und sie werden dadurch „geschädigt“. Aus dem Blickwinkel des Naturschutzes hat jedoch die Fauna und Flora ein Recht auf ungeschädigte Existenz. Die Landwirte treten hier durch ihre in den letzten Jahrzehnten veränderten Bewirtschaftungsmethoden als „Schädiger“ auf und die Natur wird entsprechend „geschädigt“. Diese Diskussion macht deutlich, daß a priori keiner das Recht hat, sich als Geschädigten zu bezeichnen. Es bedarf eines gesellschaftlichen Werturteils festzulegen, wem das Nutzungsrecht zufallen soll.

Ohne auf eine ausführliche Diskussion eingehen zu wollen, welche Gründe für welche Rechtszuteilung im Konflikt zwischen Landwirtschaft und Naturschutz sprechen (vgl. dafür Bromley und Hodge 1990), sollen an dieser Stelle nur zwei Aspekte betont werden. Erstens ist die existierende Rechtszuteilung eine Mischung aus den zwei oben skizzierten Extrempolen. Während den Landwirten grundsätzlich nicht vorgeschrieben wird, wie sie ihren Betrieb führen, müssen sie jedoch bestimmte gesetzliche Grenzen einhalten. Ein Beispiel für solch eine Grenze ist die am 1. Juli 1996 in Kraft getretene Verordnung der Bundesregierung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung). Zweitens wird die Landwirtschaft bereits heute mit außerordentlich hohen Summen subventioniert (vgl. dazu Bundesminister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (verschiedene Jahrgänge)). Eine verstärkte Umwidmung dieser Mittel hin zur Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft müßte die Summe der bestehenden Transferzahlungen zwischen Staat und Landwirtschaft nicht verändern, würde aber gleichzeitig positive Umwelteffekte erzielen.¹⁴

Ein Schritt in diese Richtung wurde auf europäischer Ebene 1992 mit der EU-Verordnung 2078/92 vom 30. Juni 1992 für umweltgerechte und den natürlichen Lebensraum schützende landwirtschaftliche Produktionsverfahren getan.¹⁵ Die Verordnung sieht die Zuwendung gemeinschaftlicher Beihilfen vor, mit denen für die Landwirte Anreize geschaffen werden sollen, sich umweltverträglicherer Produktionsverfahren zu bedienen. Die Implementation der Richtlinie erfolgte in Sachsen durch das Sächsische Kulturlandschaftsprogramm (KULAP). Eine Darstellung der Anwendung des KULAP auf den Torgauer Raum erfolgt in Kapitel 4.

¹⁴ Konkrete Vorschläge finden sich beispielsweise bei SRU (1996).

¹⁵ Ein Überblick über EU-Richtlinien, die sich mit der Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft beschäftigen, findet sich in Nowicki (1997).

3.2 Andere Konfliktbereiche

Im Gegensatz zur ausführlichen Darstellung des Konfliktes zwischen Naturschutz und Landwirtschaft werden die anderen Konfliktbereiche zwischen Landnutzung und Naturschutz nur kurz betrachtet, da sie für die weitere Forschungsarbeit von geringerer Bedeutung sind als der Konfliktbereich zwischen Naturschutz und Landwirtschaft. Sie werden auch nur insoweit berücksichtigt, als sie aus Sicht der Unteren Naturschutzbehörde von Relevanz sind (vgl. Wache 1997).

Im Torgauer Raum gibt es nur geringe Konflikte zwischen Forstwirtschaft und Jagd sowie Naturschutz (vgl. allgemein zu Konflikten zwischen Waldwirtschaft und Naturschutz Plachter (1991) und Hampicke (1996)). Ein Problem ergibt sich dadurch, daß Jäger in manchen Fällen bestimmte Schutzgebietsregelungen mißachten. Es kann vorkommen, daß man ein Revier aufgrund bestimmter schützenswürdiger Arten nicht betreten darf, und daß diese Regelung von Seiten des Jägers mißachtet wird. Aus Sicht der Unteren Naturschutzbehörde können diese Probleme aber durch gegenseitige Kommunikation überwunden werden. Ein weiteres Konfliktfeld ergibt sich durch die Existenz des Bibers, der als eine in der Bundesrepublik vom Aussterben bedrohte Tierart eingestuft wird. In einem Fall hat ein Biber auf einem ca. 100 qm großen Areal einen kleinen Jungeichenbestand vernichtet. Als geeignete Maßnahmen zur Minimierung von solchen Konflikten sieht die Naturschutzbehörde beispielsweise das Ummanteln von Bäumen oder das Anbieten von Ablenkfütterung an.

Im Bereich des Tourismus und der Erholung gibt es bisher ebenfalls wenig Konflikte mit dem Naturschutz. Kleinere Spannungen existieren am Naturschutzgebiet Großer Teich, wo Erholungssuchende in den geschützten Gebieten manchmal von den Wegen abweichen oder Sportveranstaltungen in Gebieten durchgeführt werden, in denen aus Naturschutzsicht mehr Ruhe nötig wäre. Insgesamt profitiert der Naturschutz im Torgauer Raum jedoch von dem gering ausgeprägten Tourismus. Selbst ansteigende Touristenzahlen beispielsweise in der Dübener Heide müssen nicht unbedingt negative Folgen für den Naturschutz haben. Bedingung dafür ist allerdings, daß der Tourismus in „gelenkten Bahnen“ verläuft.

Der Bereich Rohstoffgewinnung ist im Torgauer Raum insbesondere mit Blick auf den Kiesabbau von Relevanz. Ein wichtiger Grund für die Ausweisung der Elbaue als Landschaftsschutzgebiet war der Anfang der 90er Jahre geplante Umfang des Kiesabbaus. Mit der Ausweisung des Landschaftsschutzgebietes und dem deutlich unter der ehemaligen Planung stattfindenden Kiesabbau ist dieses Konfliktfeld zwischen Naturschutz und Rohstoffgewinnung jedoch weitgehend entschärft.¹⁶

Im Bereich der Gewerbeansiedlung gibt es aktuell keine Konflikte mit dem Naturschutz. Aufgrund der schlechten wirtschaftlichen Lage sind die existierenden Gewerbegebiete in Torgau nicht vollständig belegt und Neuausweisungen sind deshalb auch nicht geplant. Großansiedlungen wie beispielsweise der Bau einer Papierfabrik im Kreis Eilenburg haben im Tor-

¹⁶ Vgl. allgemein zum Kiesabbau im Torgauer Raum den Beitrag von Messner in diesem Bericht.

gauer Raum in letzter Zeit auch nicht stattgefunden und sind auch nicht in Planung.¹⁷ Ein gewisses Konfliktpotential besteht im Bereich der Wohnbebauung. Hier ist es bereits zur Ausgliederung von Flächen aus dem Landschaftsschutzgebiet gekommen, um diese Gebiete zur Bebauung ausweisen zu können. Die mit der Bebauung erfolgenden Eingriffe sind jedoch aus Sicht der Unteren Naturschutzbehörde nicht so schwerwiegend, daß hier ein stark konfliktorientiertes Gegensteuern gerechtfertigt wäre. Dies gilt insbesondere mit Blick auf die desolate wirtschaftliche Lage im Torgauer Raum, für die mit der Bebauung verbundenen Investitionen eine gewisse Besserung bedeuten.

Störungen für den Naturschutz durch das Militär können sich im Torgauer Raum insbesondere durch Manöver ergeben. Zum einen finden diese jedoch nur in geringem Umfang statt, zum anderen kommt es vor den Manövern zu Abstimmungen mit der Unteren Naturschutzbehörde über die Manöverfläche.

Im Bereich des Straßenbaus und Verkehrs gibt es keine aktuellen Konflikte, da der umfassende Straßenausbau, der vor Jahren ins Auge gefaßt wurde, mangels Geldmittel nicht stattgefunden hat.

Zusammenfassend läßt sich sagen, daß die Situation im Torgauer Raum aus Sicht der Unteren Naturschutzbehörde zufriedenstellend ist. Diese aus Sicht des Naturschutzes befriedigende Situation resultiert jedoch nicht zuletzt aus den Schwierigkeiten, eine aus arbeitsmarkt- und einkommenspolitischer Perspektive zufriedenstellende wirtschaftliche Entwicklung zu initiieren.

4 Zur Förderung des Naturschutzes durch ökonomische Instrumente

Die in Kapitel 3.1 aus ökonomischer Perspektive angestellten Überlegungen legen es nahe, Förderprogramme für den Naturschutz zu initiieren. Im folgenden werden die Förderprogramme des Freistaates Sachsen vorgestellt, da aufgrund der föderalistischen Struktur der Bundesrepublik Deutschland die Landesebene für die Umsetzung von konkreten Förderprogrammen in Naturschutz und Landschaftspflege zuständig ist. Für den Torgauer Raum finden die betreffenden Förderprogramme des Freistaates Sachsen Anwendung, die im folgenden vorgestellt und in einem ersten Schritt bezüglich ihrer Fördersummen und geförderten Flächen auf Landesebene vergleichend betrachtet werden. In einem zweiten Schritt werden die Förderprogramme im Hinblick auf ihre räumlich differenzierte Anwendung im Torgauer Raum dargestellt.

4.1 Sächsische Förderinstrumente

Die deutsche Wiedervereinigung führte zur Umsetzung von europäischem und bundesdeutschem Naturschutzrecht in den fünf neuen Bundesländern. Seit dem 1. Juli 1990 gilt auch hier das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG). Der überwiegende Rahmencharakter von Bundes-

¹⁷ Vgl. allgemein zur wirtschaftlichen Entwicklung im Torgauer Raum und zu Konflikten zwischen Naturschutz und wirtschaftlicher Entwicklung aus Sicht der Unternehmen den Beitrag von Wätzold in diesem Bericht.

recht machte entsprechende Aktivitäten auf Landesebene notwendig, so daß im Freistaat Sachsen die rechtlichen und administrativen Rahmenbedingungen für den Naturschutz zwischen 1991 und 1995 geschaffen wurden (Steffens 1997). Das 1. Gesetz zur Durchführung des Bundesnaturschutzgesetzes wurde 1991 verabschiedet, ein Jahr später trat das Sächsische Naturschutzgesetz (SächsNatSchG) in Kraft. Auf der Grundlage des Sächsischen Naturschutzgesetzes wurden inzwischen zahlreiche Verordnungen, Verwaltungsvorschriften und Richtlinien erlassen. Naturschutzrelevante Förderprogramme fallen in Sachsen in den Hoheitsbereich des Sächsischen Ministerium für Umwelt und Landwirtschaft (SMUL), welches in seiner heutigen Form seit dem 11. November 1998 durch die Zusammenlegung des Sächsischen Ministeriums für Umwelt und Landesentwicklung (SMU) mit dem Sächsischen Ministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Forsten (SML) besteht.

Ein auf das ehemalige SMU zurückgehendes ökonomisches Instrument ist die Richtlinie für die Förderung von Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege, die sog. „Richtlinie *Landschaftspflege*“ in der Fassung von 1997 (SMU 1997). Unter dieser Richtlinie können Zuwendungen für Maßnahmen in den Bereichen Biotop- und Landschaftspflege, Artenschutz, Biotopsicherung, -entwicklung und -gestaltung sowie Biotopverbund gewährt werden. Soweit notwendig, können für die Realisierung der Ziele der genannten Maßnahmen darüber hinaus Mittel für projektbezogenen Grunderwerb, investive Maßnahmen und Öffentlichkeitsarbeit zur Verfügung gestellt werden. Die Landschaftspflegerichtlinie fördert vor allem biotoperst- und -wiedereinrichtende Maßnahmen sowie die Pflege von Kulturbiotopen, die nicht mehr nutzungsfähig sind. Sie ist damit primär auf Schutzzwecke ausgerichtet. Mehraufwendungen für Formen naturschutzkonformer Bewirtschaftung (z. B. extensive Nutzung von Fischteichen oder Streuobstwiesen) werden über die Verwaltungsvorschriften zum *Vertragsnaturschutz* finanziert, der auf § 39 SächsNatSchG basiert (SMU 1995). Die Verwaltungsvorschriften fördern zusätzliche Ausgaben für den Naturschutz im Rahmen naturverträglicher Landnutzung, wobei spezielle Regelungen für die Landwirtschaft und die Teichwirtschaft existieren. Über Landschaftspflege und Vertragsnaturschutz werden Maßnahmen vorrangig gefördert, wenn sie in einem Nationalpark oder Biosphärenreservat durchgeführt werden bzw. in oder am Rande geschützter Biotope, Landschaftsbestandteile oder in Vorranggebieten Naturschutz von Regionalplänen liegen. Darüber hinaus werden Maßnahmen in Lebensräumen gefährdeter Arten sowie für den Aufbau von Biotopverbundsystemen gefördert.

Förderprogramme mit Bedeutung für Naturschutz und Landschaftspflege existieren auch in den Bereichen Land-, Forst- und Wasserwirtschaft. Aufgrund der besonderen Relevanz des Konfliktfeldes Landwirtschaft für den Naturschutz wird im folgenden der Bereich Landwirtschaft herausgegriffen. Hier ist vor allem das *Kulturlandschaftsprogramm* (KULAP) zu nennen, das als Teil des umfassenderen Förderprogrammes „Umweltgerechte Landwirtschaft“ vom ehemaligen Landwirtschaftsministerium initiiert wurde (SML 1995a). Das Förderprogramm dient der regionalen Umsetzung der EU-Richtlinie 2078/92, was bedeutet, daß die Europäische Union an der Finanzierung der unter das Programm „Umweltgerechte Landwirtschaft“ fallenden Maßnahmen mit 75% der erstattungsfähigen Beträge beteiligt ist. Die verbleibenden 25% entstammen Landesmitteln des Freistaates Sachsen. Unter dem KULAP kön-

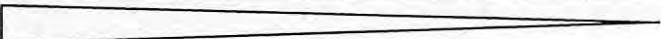
nen vor allem Extensivierungsmaßnahmen, aber auch einige biotoprelevante Maßnahmen wie die Errichtung von Feuchtgebieten oder die Anlage und Pflege von Schutzpflanzungen finanziell unterstützt werden. Im Gegensatz zu den Programmen, die ursprünglich vom Umweltministerium eingeführt wurden, sind die Mehrzahl der Maßnahmen, die durch KULAP gefördert werden, nicht an bestimmte Gebiete gebunden. Das Kulturlandschaftsprogramm besteht aus zwei Unterprogrammen: KULAP Teil I zielt auf extensive Bewirtschaftungsweisen und fördert vorwiegend flächenbezogene Maßnahmen der Grünlandbewirtschaftung und –extensivierung. KULAP Teil II unterstützt investive Einzelmaßnahmen, die der Erhaltung, Pflege und Gestaltung der Kulturlandschaft dienen.

4.2 Vergleichende Analyse der sächsischen Förderprogramme

4.2.1 Vom Flächenschutz zur naturverträglichen Landnutzung

Beim Vergleich der unterschiedlichen Förderprogramme kann ein Gradient beobachtet werden, der sich von einer reinen Schutzorientierung zu einer immer stärkeren Nutzungsorientierung bewegt: die Richtlinie Landschaftspflege dient primär *Schutzzielen* in oder am Rande von Schutzgebieten, der Vertragsnaturschutz zielt auf *naturschutzkonforme Bewirtschaftung* in ebensolchen Gebieten, während das Kulturlandschaftsprogramm *extensive Bewirtschaftungsweisen* auf landwirtschaftlich genutzten Flächen fördert (Tab. 1).

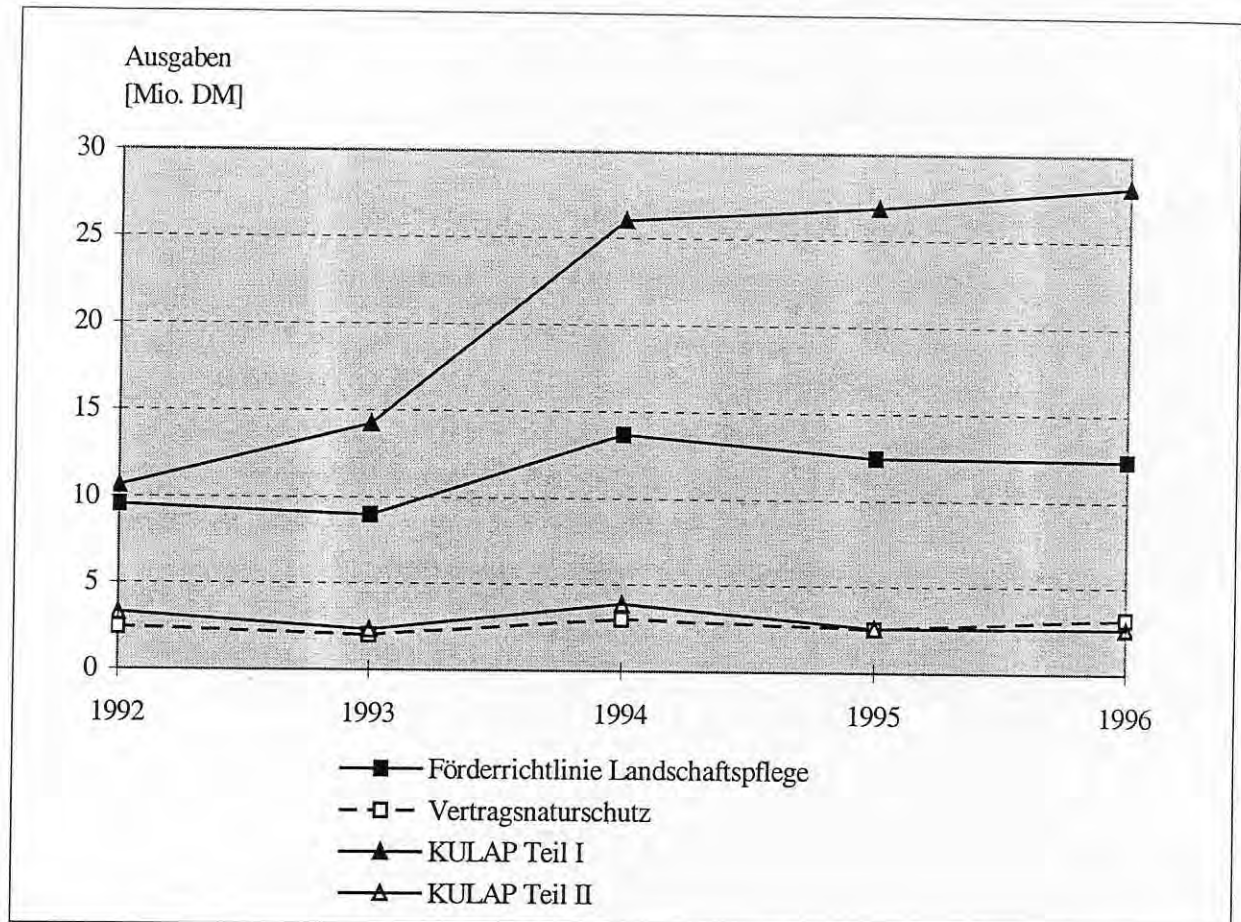
Tab. 1: Überblick der naturschutzrelevanten Förderprogramme im Freistaat Sachsen.

Förderprogramm	Landschaftspflege	Vertragsnaturschutz	Kulturlandschaftsprogramm
Überwiegendes Ziel	Schutz	Naturschutzkonforme Bewirtschaftung	Extensive Bewirtschaftungsweisen
Anwendungsgebiete	Naturschutzfachlich wertvolle Flächen in oder am Rande von Schutzgebieten	Land- und teichwirtschaftliche Nutzflächen in oder am Rande von Schutzgebieten	Landwirtschaftliche Nutzflächen
Schutzgradient			

4.2.2 Verausgabte Mittel seit dem Bestehen der Förderprogramme

Die Förderprogramme unterscheiden sich beträchtlich in der Entwicklung der Ausgaben seit ihrer Einführung (Abb. 3). 1992 lagen die Ausgaben für das Kulturlandschaftsprogramm (Agrarverwaltung) einerseits sowie Landschaftspflege und Vertragsnaturschutz (Umweltverwaltung) andererseits in vergleichbarer Höhe. Seitdem haben sich die Ausgaben für den Vertragsnaturschutz und KULAP Teil II (investive Maßnahmen) kaum verändert. Die Förderrichtlinie Landschaftspflege zeigte einen leichten Anstieg der Ausgaben von 9,6 Mio. DM (1992) auf 12,4 Mio. DM im Jahre 1996. Somit haben sich die Fördermittel für Landschaftspflege und Vertragsnaturschutz im Bereich der Umweltverwaltung insgesamt auf ca. 16 Mio.

DM stabilisiert. KULAP Teil I hatte im betrachteten Zeitraum einen Ausgabenanstieg um das zweieinhalbfache von etwa 11 Mio. (1992) auf insgesamt rund 28 Mio. DM (1996) zu verzeichnen. Dies ist im wesentlichen auf eine Änderung bzw. Erweiterung einzelner Unterprogramme wie z. B. der Grünlandnutzung mit reduziertem Mitteleinsatz im Jahre 1994 zurückzuführen.¹⁸



Quelle: Regierungspräsidium Leipzig 1998; SML 1993, 1994, 1995b, 1996, 1997a.

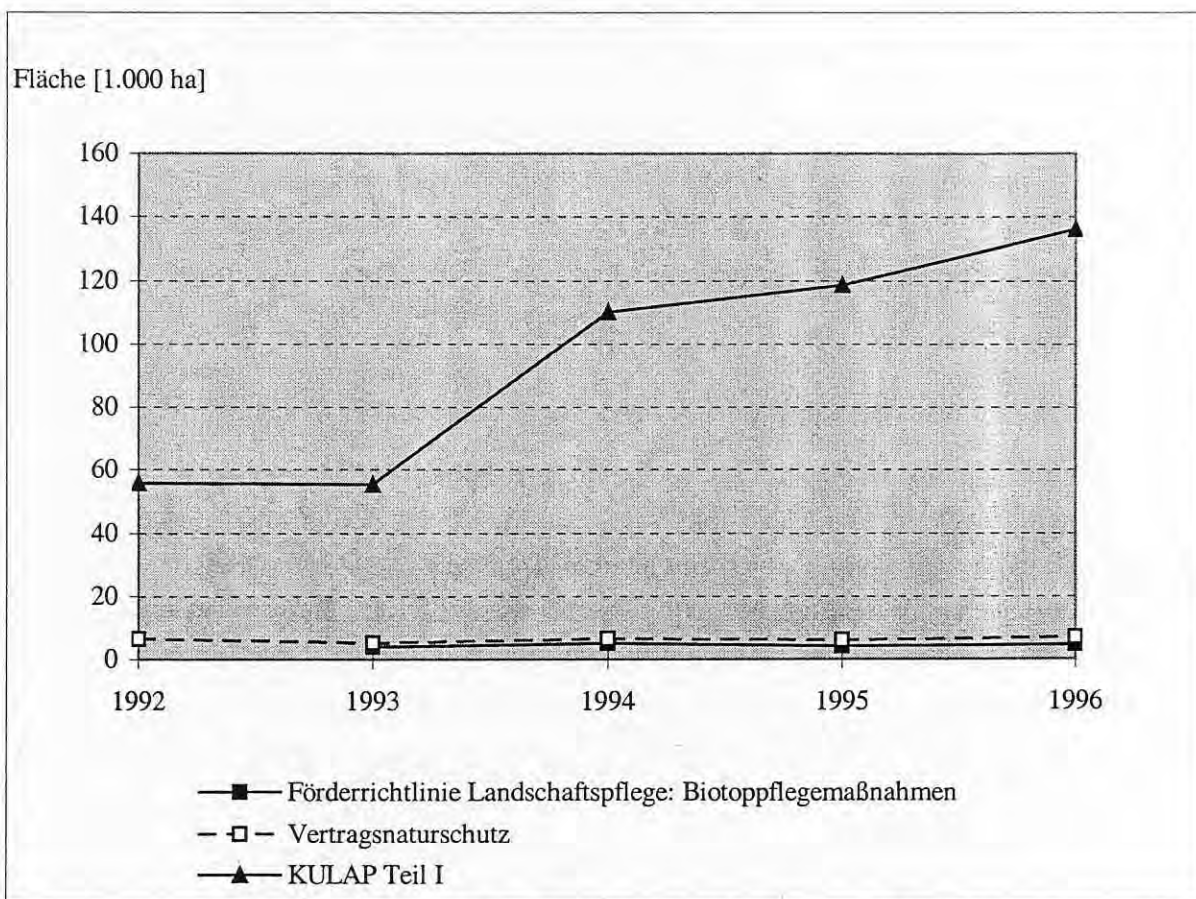
Abb. 3: Fördermittel für Naturschutz und Landschaftspflege in Sachsen von 1992 bis 1996.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß im Rahmen der naturschutzrelevanten Förderprogramme in Sachsen für die flächenbezogenen Maßnahmen der Grünlandbewirtschaftung und -extensivierung (KULAP Teil I) die meisten Fördermittel zur Verfügung gestellt werden konnten. Dieses Ergebnis steht natürlich in engem Zusammenhang mit der Agrarpolitik der Europäischen Union und ihrer Subventionierung von landwirtschaftlichen Betrieben. Die in Sachsen verfügbaren Fördermittel im Landwirtschaftsbereich werden durch EU-Transferzahlungen aufgestockt, während der Naturschutzbereich und die Umweltverwaltung im wesentlichen auf Landesmittel angewiesen sind.

¹⁸ Vor 1994 bewilligte Anträge werden statistisch unter KULAP Teil I (alt) erfaßt, diese Verträge laufen 1997 oder 1998 aus. Seither bewilligte Anträge laufen unter der Bezeichnung KULAP Teil I (neu). Sofern nicht ausdrücklich auf die neue bzw. alte KULAP-Version verwiesen wird, beziehen sich die Angaben zu KULAP Teil I auf die Summe von altem und neuem Teilprogramm.

4.2.3 Geförderte Flächen in Sachsen

Abbildung 4 veranschaulicht die Flächen im Freistaat Sachsen, die durch die unterschiedlichen Förderprogramme eine Zuwendung erfuhren. Hierbei ist grundsätzlich zu beachten, daß Fläche ein nicht für alle Programme bzw. Maßnahmen relevanter Parameter ist und somit nur bedingt einen Vergleich der verschiedenen Programme erlaubt. Erfäßt werden Flächen beim Vertragsnaturschutz, im Rahmen der Richtlinie Landschaftspflege lediglich bei Biotoppflegemaßnahmen und im Kulturlandschaftsprogramm vor allem in Teil I (Maßnahmen der Grünlandbewirtschaftung und -extensivierung).



Quelle: Regierungspräsidium Leipzig 1998; SML 1993, 1994, 1995b, 1996, 1997a.

Abb. 4: Naturschutz und Landschaftspflege in Sachsen: Geförderte Flächen 1992 bis 1996.

Die geförderten Flächen im Rahmen der Richtlinie Landschaftspflege und dem Vertragsnaturschutz bewegen sich in vergleichbarer Größe und haben sich seit der Einführung der Programme kaum verändert. Über die Richtlinie Landschaftspflege konnten im Jahre 1996 Biotoppflegemaßnahmen auf einer Fläche von ca. 4.600 ha gefördert werden. Der Vertragsnaturschutz lag etwas höher mit fast 7.000 ha geförderten Flächen, wovon 5.450 ha oder knapp 80% Flächen in der Teichwirtschaft zugute kamen. Damit erreichte die Umweltverwaltung insgesamt rund 11.000 ha Land, was lediglich 0,5% der Landesfläche entspricht. Damit wird der vorhandene Pflegebedarf im Freistaat Sachsen nur zu etwa 25% gedeckt. Nach

-Aussagen des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie wäre ein Budget von 60 Mio. DM notwendig, um entsprechende Maßnahmen auf den schutz- und pflegerelevanten Flächen¹⁹ von ca. 50.000 ha zu fördern (Steffens 1997). Dabei ließe sich die Wirksamkeit des Mitteleinsatzes durch eine Anteilserhöhung des Vertragsnaturschutzes steigern, da, wo es möglich ist, eine naturschutzkonforme Landnutzung in der Regel kostengünstiger ist als reine Pflege.

Das Kulturlandschaftsprogramm Teil I erreicht im Gegensatz zu den Programmen der Umweltverwaltung deutlich höhere Zahlen. Im Rahmen des alten KULAP Teil I konnten bereits etwa 56.000 ha landwirtschaftliche Nutzflächen in Sachsen gefördert werden (1992-1993). Die Einführung des neuen KULAP im Jahre 1994 führte zu einem stetigen Anstieg auf 136.000 ha geförderte Flächen im Jahre 1996 (KULAP Teil I, alt und neu). Dies entspricht einer Förderung von etwa 62% der Grünlandfläche und 95% der bewirtschafteten Teichfläche in Sachsen (SML 1997, S. 48). Diese Zahlen verdeutlichen die enorme Reichweite des Kulturlandschaftsprogrammes, welches aufgrund der Mittelbereitstellung durch die EU die Förderung von Flächen in einem großen Maßstab erlaubt. Dies verdeutlicht auch das große Potential, das eine naturverträgliche Landnutzung für einen weitgehend flächendeckenden Naturschutz besitzt.

4.3 Regionale Inanspruchnahme der Förderinstrumente im Torgauer Raum

Nachdem die für Naturschutz und Landschaftspflege in Sachsen relevanten Programme vorgestellt und auf Landesebene hinsichtlich bereitgestellter Fördermittel und geförderter Flächen verglichen wurden, erfolgt nun eine differenzierte Analyse der Inanspruchnahme der Förderinstrumente in unserem Untersuchungsgebiet, dem Torgauer Raum. Entsprechend dem gewählten Fokus Naturschutz und Landwirtschaft konzentrieren wir uns auf die Analyse der Richtlinie Landschaftspflege und des Kulturlandschaftsprogrammes. Der Vertragsnaturschutz wird nicht weiter betrachtet, da die Fördermittel überwiegend in die Teichwirtschaft fließen und die Ausgaben für den landwirtschaftlichen Bereich gegenüber den Fördermitteln, die über die Richtlinie Landschaftspflege oder das KULAP bewilligt werden, derzeit noch vernachlässigbar sind.²⁰

4.3.1 Die Richtlinie Landschaftspflege

Tabelle 2 veranschaulicht die Anwendung der Richtlinie Landschaftspflege im Torgauer Raum. Die Richtlinie berechtigt grundsätzlich kommunale Träger (Gemeinden, Stadt- und Landkreise sowie Zweckverbände), Verbände und Vereine, private Grundstückseigentümer

¹⁹ Dies sind Flächen in den Naturschutzgebieten, im Nationalpark, Biosphärenreservaten, Flächennaturdenkmälern, § 26-Biotopen und im Rahmen von Artenschutzprogrammen.

²⁰ Im Regierungsbezirk Leipzig betrugen die Ausgaben für die Richtlinie Landschaftspflege 1996 insgesamt etwa 2,24 Mio. DM. Die Ausgaben für den Vertragsnaturschutz beliefen sich hier auf insgesamt 0,42 Mio. DM, wovon rund 80% im Rahmen der Teichwirtschaft Verwendung fanden. Die Ausgaben für den Vertragsnaturschutz - Programm Landwirtschaft lagen somit bei etwa 86.000 DM. Dies entspricht lediglich 3% der Fördermittel, die im Bereich der Umweltverwaltung des Regierungsbezirks Leipzig verausgabt wurden (Angaben: Regierungspräsidium Leipzig 1998).

oder -besitzer sowie Naturschutzstationen zur Antragstellung. Im Jahre 1997 wurden insgesamt knapp 200.000 DM Fördermittel im Rahmen von 21 laufenden Anträgen ausgezahlt, die überwiegend von natürlichen Personen (33%) sowie Vereinen und Verbänden für Naturschutz und Landschaftspflege (57%) gestellt wurden. Dabei fällt besonders die Rolle von Vereinen und Verbänden ins Gewicht, die 1997 im Torgauer Raum rund 69% der ausgezahlten Fördermittel und sogar 82% der geförderten Flächen auf sich vereinten. Natürliche Personen stellen zwar noch ein Drittel der Antragsteller, liegen bezüglich der erhaltenen Fördermittel mit 9% jedoch deutlich hinter den Verbänden.

Tab. 2: Richtlinie Landschaftspflege im Torgauer Raum 1997: Antragsteller, Anträge, ausgezahlte Fördermittel und geförderte Flächen.

Antragsteller (Rechtsformen)	Anträge	Fördermittel [DM]	Fläche [ha]
Gemeinde	1	6.000	—*
Landkreis	1	37.607	—*
Verein/Verband	12	137.928	79,6
Natürliche Person	7	17.258	17,0
Gesamt	21	198.793	96,6

Quelle: Regierungspräsidium Leipzig (1998); eigene Erhebungen; * keine flächenrelevanten Maßnahmen.

Die Ausgaben im Rahmen der Richtlinie Landschaftspflege werden üblicherweise nach den Kategorien Biotoppflege, Biotopgestaltung und Artenschutz ausgewiesen. Im Torgauer Raum wurde der weitaus größte Teil für die Biotoppflege (128.530 DM oder 65%) verausgabt. Der Rest kam der Biotopgestaltung zugute, wobei rund 38.000 DM in Heckenpflanzungen, knapp 27.000 DM für den Grunderwerb und 6.000 DM für die Herstellung und das Anbringen von Mauerseglernistkästen investiert wurden (Regierungspräsidium Leipzig 1998).

4.3.2 Das Kulturlandschaftsprogramm

Tabelle 3 gibt einen Überblick über die Anwendung des Kulturlandschaftsprogrammes Teil I im Altkreis Torgau für dasselbe Erhebungsjahr 1997.²¹ Es wurden insgesamt Fördermittel von knapp 400.000 DM für rund 2.400 ha landwirtschaftliche Nutzfläche im Rahmen von 64 laufenden Anträgen ausgezahlt. Damit wurden 42% der Grünlandfläche des Altkreises Torgau über das KULAP bewirtschaftet. Im Vergleich zur Richtlinie Landschaftspflege gab es 1997 im Rahmen von KULAP Teil I rund dreimal so viele laufende Anträge, die ausgezahlten Fördermittel beliefen sich etwa auf das Doppelte und die geförderten Flächen betrugen das 25fache. Die Gegenüberstellung von Richtlinie und KULAP verdeutlicht auch den Preis von spezifisch auf Naturschutz und Biotoppflege gerichteten Maßnahmen mit hohem Schutzcharakter verglichen mit der Förderung von Maßnahmen, die überwiegend extensive Bewirtschaftungsweisen auf landwirtschaftlichen Nutzflächen zum Ziel haben. Lagen die durch-

²¹ Ohne Berücksichtigung von Maßnahmen zur Teichpflege.

schnittlichen Zuwendungen pro Antrag im Rahmen von Richtlinie²² und KULAP noch relativ nah beieinander (Richtlinie Landschaftspflege: 7.140 DM; KULAP: 6.110 DM), so zeigten sich die eigentlichen Unterschiede bei den je Antrag geförderten Flächen. Ein durchschnittlicher Antrag im Rahmen der Richtlinie Landschaftspflege bezog sich auf 5,4 ha Land, so daß Biotoppflege zu einem Preis von rund 1.320 DM pro Hektar erfolgte. Ein durchschnittlicher Antrag über das KULAP umfaßte dagegen 38 ha Land, mit einem Preis von ca. 161 DM pro Hektar für extensive Bewirtschaftungsformen.

Tab. 3: KULAP Teil I im Altkreis Torgau 1997: Antragsteller, Anträge, ausgezahlte Fördermittel und geförderte Flächen (ohne Teichpflege).

Antragsteller (Rechtsformen)	Anträge	Fördermittel [DM]	Fläche [ha]
Haupterwerbslandwirt	17	117.799	554,14
Nebenerwerbslandwirt	22	68.769	319,14
GmbH, GmbH&CoKG	6	117.148	802,53
GbR	4	31.130	120,64
Natürliche Person	12	3.759	8,76
Sonstige	3	51.793	618,58
Gesamt	64	390.398	2.423,79

Quelle: Staatliches Amt für Landwirtschaft Mockrehna (1998); eigene Erhebungen.

Potentielle Zuwendungsempfänger für Maßnahmen im Rahmen des KULAP sind land-, forst- und teichwirtschaftliche Unternehmen als Haupt- und Nebenerwerbsbetriebe, juristische Personen, die einen solchen Betrieb bewirtschaften, Verbände und Vereine, die vertraglich vereinbarte landschaftspflegerische Leistungen im Auftrag der Grundeigentümer übernehmen sowie im Streuobstbau auch sonstige natürliche Personen. Wie in Tabelle 3 ersichtlich ist, wurden 34% der 1997 laufenden Anträge von Nebenerwerbslandwirten gestellt, gefolgt von Haupterwerbslandwirten (27%) und natürlichen Personen (19%). Andere Rechtsformen lagen bei der Antragstellung jeweils unter 10%. Bezüglich der ausgezahlten Fördermittel und geförderten Flächen verschiebt sich das Bild: Hier lagen die Rechtsformen GmbH und GmbH&Co. KG an erster Stelle mit 30% der ausgezahlten Fördermittel sowie 33% der insgesamt geförderten Flächen im Altkreis Torgau. An zweiter Stelle befanden sich die Haupterwerbslandwirte mit 30% der Fördermittel und 23% der Flächen. Lagen die Nebenerwerbslandwirte bei der Häufigkeit der Antragstellung noch auf Platz eins, so fielen sie sowohl bei Fördermitteln (18%) als auch bei geförderten Flächen (13%) deutlich zurück. Natürliche Personen, die bezüglich der Zahl der 1997 laufenden Anträge noch auf Platz drei lagen, befanden sich bezüglich der ausgezahlten Fördermittel (1%) und der geförderten Flächen (0,4%, ausschließlich Streuobstpflge) auf dem letzten Platz.

²² Zur besseren Vergleichbarkeit wurden für die folgende Berechnung nur die Zuwendungen für Biotoppflege berücksichtigt, die einen Bezug zur geförderten Fläche erlauben.

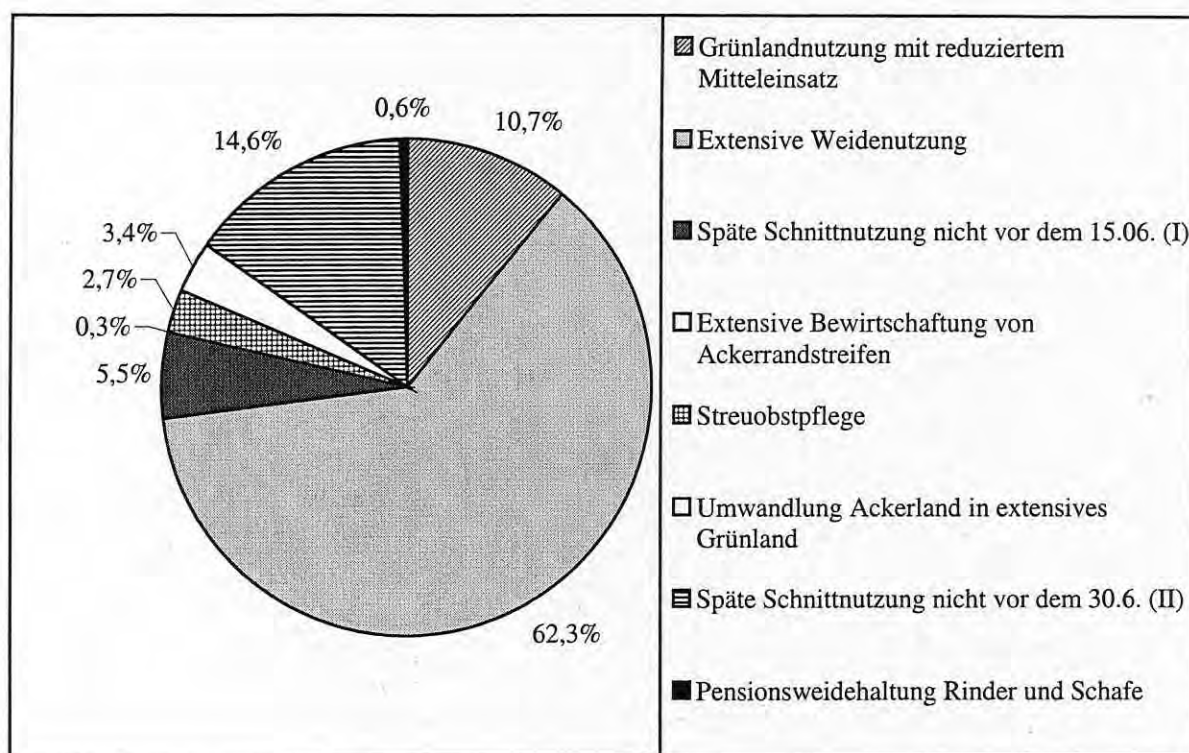
Tabelle 4 veranschaulicht die einzelnen Maßnahmen, die mittels KULAP Teil I im Altkreis Torgau 1997 eine Zuwendung erhielten. Angegeben werden die tatsächlich gezahlten Fördermittel je Maßnahme sowie die entsprechend geförderten Flächen. Abbildung 5 zeigt die prozentuale Verteilung der Fördermittel auf die einzelnen Maßnahmen.

Tab. 4: KULAP Teil I im Altkreis Torgau 1997: Fördermittel und geförderte Flächen nach einzelnen Maßnahmen (ohne Teichpflege).

Fördermaßnahmen	Fördermittel [DM]	Fläche [ha]
Beibehaltung Grünlandnutzung auf Wechselgrünland	62	0,77
Grünlandnutzung mit reduziertem Mitteleinsatz	41.745	1.020,39
Extensive Weidenutzung	243.048	1.087,03
Späte Schnittnutzung nicht vor dem 15.06. (Schnitt I)	21.600	103,08
Extensive Bewirtschaftung von Ackerrandstreifen	992	1,20
Streuobstpflge	10.370	25,26
Umwandlung Ackerland in extensives Grünland	13.082	23,87
Späte Schnittnutzung nicht vor dem 30.06. (Schnitt II)	57.002	149,05
Pensionsweidehaltung Rinder und Schafe	2.497	13,14

Quelle: Staatliches Amt für Landwirtschaft Mockrehna (1998); eigene Erhebungen.

Die extensive Weidenutzung stellt die am stärksten in Anspruch genommene Maßnahme dar. Über diese Maßnahme wurden 1997 im Altkreis Torgau 62% der Fördermittel ausgezahlt, die knapp der Hälfte (45%) der geförderten Flächen zugute kamen. Bezüglich der Flächenrelevanz vergleichbar zeigte sich die Grünlandnutzung mit reduziertem Mitteleinsatz (42% der geförderten Flächen). Die durchschnittliche Zuwendung je Hektar lag hier jedoch bedeutend niedriger, so daß die Grünlandnutzung mit reduziertem Mitteleinsatz nur rund 11% der insgesamt über KULAP Teil I verausgabten Fördermittel beanspruchte. Einige wenige Maßnahmen können nur in den ökologisch sensiblen Regionen Sachsens gefördert werden, wobei der Altkreis Torgau nahezu vollständig innerhalb dieser Regionen liegt. Mit seinen Flächenanteilen an der Dübener und Dahlemer Heide fällt er in die „Nordsächsischen Heiden“, während die Elbtalniederung Teil der „Sächsischen Flußauen“ ist. Beide Gebiete zählen zu den ökologisch sensiblen Fördergebieten des Sächsischen Kulturlandschaftsprogrammes. Eine in diesem Zusammenhang im Torgauer Raum relativ stark vertretene Maßnahme ist die späte Schnittnutzung, die rund 15% der 1997 insgesamt verausgabten Fördermittel beanspruchte. Des weiteren wurde hier die Maßnahme Pensionsweidehaltung von Rindern und Schafen beantragt, welche aber bezüglich Fördermittelhöhen und geförderten Flächen kaum ins Gewicht fiel. Prinzipiell zuwendungsfähige Maßnahmen im Rahmen von KULAP Teil I, die 1997 im Altkreis Torgau aber nicht gefördert wurden, sind die 20jährige Stilllegung von Ackerland für Zwecke der Biotopentwicklung sowie die Pflege aufgegebenen landwirtschaftlicher Flächen (letztere nur in ökologisch sensiblen Regionen).



Quelle: Staatliches Amt für Landwirtschaft Mockrehna (1998).

Abb. 5: Prozentuale Verteilung der Fördermittel auf einzelne Maßnahmen des Teil I im Landkreis Torgau 1997 (ohne Teichpflege).

Im Rahmen von KULAP Teil II wurden 1997 im Torgauer Raum bei vier laufenden Anträgen Fördermittel von insgesamt 58.800 DM verausgabt, wovon 25.500 DM für den Aufbau und die Errichtung von Weideanlagen sowie 33.300 DM für die Anlage und Erneuerung von linien- und flächenhaften Schutzpflanzungen verwendet wurden.²³ 1997 betrugen damit die verausgabten Fördermittel über KULAP Teil II nur 15% derjenigen über KULAP Teil I. Allerdings weisen die Zuwendungen über KULAP Teil II bedeutend stärkere Schwankungen von Jahr zu Jahr auf. Dies liegt in der einmaligen Förderung vorwiegend investiver Maßnahmen begründet, während Anträge und Zuwendungen über KULAP Teil I grundsätzlich über einen Zeitraum von fünf Jahren laufen. Darüber hinaus kann die Anlage von Schutzpflanzungen zusätzlich über zwei weitere Richtlinien gefördert werden: einerseits die Richtlinie für die Förderung der Flurbereinigung (SML 1997b), andererseits die Richtlinie für die Förderung wasserwirtschaftlicher und kulturnautechnischer Maßnahmen (SML 1997c). Im Torgauer Raum wurden 1997 über die zuletzt genannte Richtlinie Zuwendungen von 171.520 DM für die Anlage von Schutzpflanzungen geleistet.²⁴

²³ Datenquellen: Staatliches Amt für Landwirtschaft Mockrehna 1998 und Staatliches Amt für Ländliche Neuordnung Wurzen 1998; eigene Erhebungen.

²⁴ Datenquelle: Staatliches Amt für Ländliche Neuordnung Wurzen 1998; eigene Erhebungen.

4.3.3 Die gemeindebezogene Inanspruchnahme von Fördermitteln

Abschließend werden die untersuchten Förderprogramme (Richtlinie Landschaftspflege, KULAP Teil I und II) in ihrer räumlich konkreten Anwendung für den Torgauer Raum für das Erhebungsjahr 1997 kartographisch dargestellt.²⁵ Abbildung 6 veranschaulicht die Höhe der je Gemeinde verausgabten Fördermittel für die unterschiedlichen Programme. Als Flächenkartogramm in grüner Farbe unterlegt sind die Anteile an Natur- und Landschaftsschutzgebieten an der Gemeindefläche. Dabei ist zu beachten, daß die Fördermittel für die Richtlinie Landschaftspflege bezogen auf den Ort der Maßnahme dargestellt sind. Die graphisch dargestellten Fördermittel sind also für Maßnahmen auf Flächen in der entsprechenden Gemeinde verwendet worden. Im Rahmen des KULAP, Teil I und II, konnten die Fördermittel dagegen nur bezogen auf den Sitz des Antragstellers erfaßt werden.

Die Richtlinie Landschaftspflege fördert Maßnahmen, die in oder am Rande von Schutzgebieten durchgeführt werden. Deshalb verwundert nicht, daß die umfangreichsten Maßnahmen im Zusammenhang mit den Natur- und Landschaftsschutzgebieten der Dübener und Dahleener Heide gefördert wurden. Insbesondere in den Gemeinden Trossin (rund DM 82.000) und Dommitzsch (rund 37.000 DM) wurden primär Fördermittel der Richtlinie Landschaftspflege in Anspruch genommen. Das Kulturlandschaftsprogramm tritt in seiner Bedeutung deutlich zurück. Aber auch im Umfeld des in Ausweisung befindlichen Naturschutzgebietes Dünenwald Döbrichau wurden 1997 landschaftsgestalterische Maßnahmen nach der Richtlinie Landschaftspflege bewilligt. In der Gemeinde Schildau (Dahleener Heide) liegen die Fördermittel für Pflegemaßnahmen nach der Richtlinie Landschaftspflege noch vergleichsweise hoch, jedoch werden diese bereits bei weitem von Fördermitteln nach dem Kulturlandschaftsprogramm Teil I übertroffen.

Neben Schildau fließen bedeutende Fördermittel nach KULAP Teil I noch in die Gemeinden Beilrode, Belgern, Dreiheide, Pflückuff, Torgau und Trossin. Dabei werden die mit Abstand umfangreichsten Fördermittel über die Maßnahme der „extensiven Weidenutzung“ in Anspruch genommen. Hier sind insbesondere die Gemeinde Dreiheide (rund 63.000 DM), die Stadt Torgau (rund 47.000 DM) sowie die Gemeinden Schildau (rund 32.000 DM), Pflückuff (rund 23.000 DM) und Beilrode (rund 17.000 DM) hervorzuheben. Bedeutende weitere Maßnahmen betreffen die „Späte Schnittnutzung nicht vor dem 30.06. (Schnitt II)“ in den Gemeinden Dreiheide (rund 29.000 DM) und Trossin (rund 14.000 DM) sowie die „Grünlandnutzung mit reduziertem Mitteleinsatz“ in Pflückuff (rund 22.000 DM). Investive Maßnahmen nach KULAP Teil II wurden vor allem in den Gemeinden Beilrode und Belgern gefördert.

²⁵ KULAP Teil I ohne Teichpflege.

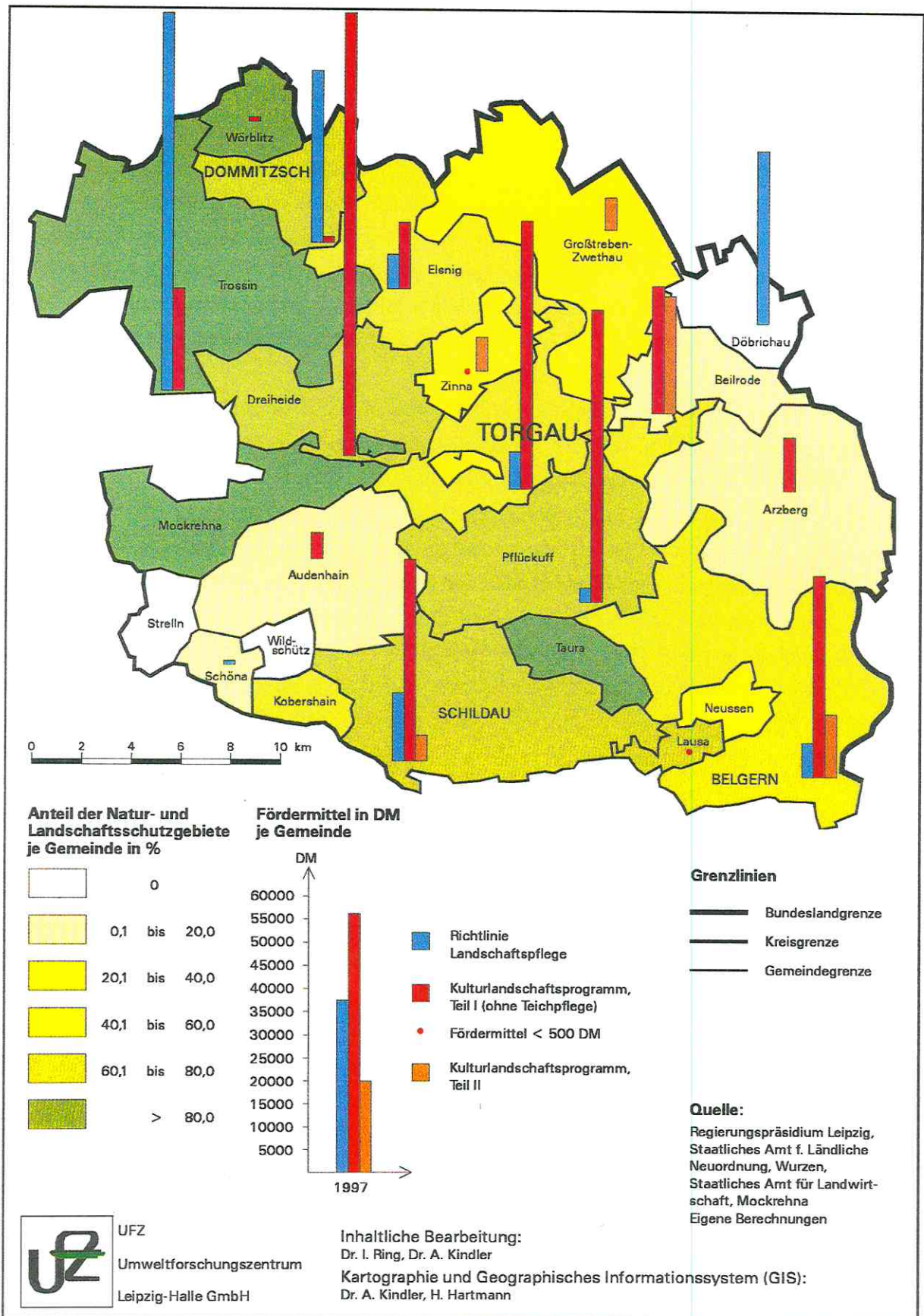


Abb. 6: Gemeindebezogene Inanspruchnahme von Fördermitteln für Maßnahmen des Natur- und Landschaftsschutzes im Torgauer Raum 1997.

Die gemeindebezogene Verteilung der Fördermittel nach KULAP Teil I erlaubt einen Vergleich mit den gemeindebezogenen Ausgleichszahlungen (AGZ) für erhöhte Aufwendungen der Land- und Forstwirtschaft in Wasserschutzgebieten.²⁶ Dies betrifft vor allem die Gemeinden in der Elbtalniederung, in denen sich landschaftsschutzfachlich wertvolle Gebiete mit Trinkwasserschutzgebieten überlagern.

In den nördlich gelegenen Gemeinden Elsnig, Großtreben-Zwethau, Wörblitz und Zinna ist festzustellen, daß die Ausgleichszahlungen in Wasserschutzgebieten die Fördermittel nach KULAP Teil I bei weitem übertreffen. Als markantes Beispiel sei hier Elsnig genannt: hier liegen die Ausgleichszahlungen bei rund 390.000 DM, die Fördermittel nach KULAP Teil I lediglich bei rund 15.000 DM. Auch in den Gemeinden Arzberg (rund 190.000 gegenüber 12.000 DM), Belgern (rund 310.000 gegenüber 13.000 DM) und Pflückuff (rund 220.000 gegenüber 64.000 DM) liegen die Ausgleichszahlungen noch bedeutend über den in Anspruch genommenen Fördermitteln nach KULAP Teil I. Die Zahlen verdeutlichen, daß in Gemeinden mit relativ hohem Anteil an Trinkwasserschutzgebieten die Ausgleichszahlungen bedeutend attraktiver für die Antragsteller sind als Fördermittel nach KULAP Teil I.

Lediglich in der Stadt Torgau (AGZ rund 80.000 DM gegenüber 58.000 DM KULAP Teil I, ohne Teichpflege) nähern sich die Werte der jeweils verausgabten Mittel an, und dies bei einem Flächenanteil an Trinkwasserschutzgebieten von knapp 34%. Jedoch liegt hier der Anteil der Flächen mit Ausgleichszahlungen an der Gemeindefläche unter 10% (vgl. Horsch in diesem Bericht). In Schildau (rund 30.000 gegenüber 41.000 DM) liegen die Ausgleichszahlungen sogar unter den Fördermitteln nach KULAP Teil I, was allerdings durch den niedrigen Gemeindeanteil an Trinkwasserschutzgebieten unter 5% erklärt werden kann.

5 Zusammenfassung und weiterer Forschungsbedarf

Ziel des Beitrages war die Ermittlung regionsspezifischer Ziele im Naturschutz, die Bestimmung von möglichen Konfliktpotentialen zwischen Naturschutz und anderen Landnutzungsformen sowie die Darstellung und Analyse der im Torgauer Raum eingesetzten ökonomischen Instrumente im Bereich des Naturschutzes und der Landschaftspflege. Folgende Ergebnisse lassen sich hierzu festhalten:

Der Torgauer Raum ist durch eine reiche und vielfältige Naturausstattung gekennzeichnet, die Lebensraum für zahlreiche seltene und gefährdete Arten bietet. Aufgrund der Vielfältigkeit der Naturausstattung ergeben sich sehr differenzierte Naturschutzziele für die einzelnen Gebiete. Insgesamt ist festzuhalten, daß trotz einer Reihe von anzustrebenden Naturschutzzielen im einzelnen, die „großen“ Naturschutzziele wie die Ausweisung der wichtigsten Schutzgebiete erreicht sind. Aufgrund der reichen Naturausstattung verwundert es auch nicht, daß eine Reihe der formulierten Naturschutzziele auf die Erhaltung bestehender Strukturen und Biotope abzielen.

²⁶ Vgl. Kapitel 4 und insbesondere Abbildung 5 im Beitrag von Horsch in diesem Bericht. Zwar wurden die AGZ für das Jahr 1995 erhoben, die Werte sind jedoch als repräsentativ für die folgenden Jahre zu betrachten.

Ein Konflikt zwischen wirtschaftlicher Entwicklung und Naturschutz ist aufgrund der desolaten wirtschaftlichen Lage des Torgauer Raumes nicht zu erkennen. Der Konfliktschwerpunkt zwischen Naturschutz und Landnutzung befindet sich im Bereich der Landwirtschaft. Dieser Konflikt ist jedoch nicht typisch für den Torgauer Raum als solches, sondern existiert in ähnlicher Form in ganz Mitteleuropa. Er resultiert aus der Tatsache, daß die Landwirtschaft im Laufe ihrer Entwicklung in Mitteleuropa im Mittelalter eine Reihe von Biotopen geschaffen hat, die die Artenvielfalt erhöht haben. Diese Biotope verschwinden im Zuge der Industrialisierung und Intensivierung der Landwirtschaft zunehmend. Eine Möglichkeit zur Erhaltung dieser Biotope besteht in der Honorierung von Naturschutzleistungen der Landwirtschaft. Honorierungen lassen sich aus einer ökonomischen Perspektive rechtfertigen, indem man die Naturschutzleistungen der Landwirtschaft als positive externe Effekte interpretiert, bei denen Marktversagen vorliegt und demnach staatliche Unterstützung zu Wohlfahrtserhöhungen führt.

In Sachsen existieren bereits eine Reihe von Programmen, die Naturschutzleistungen im Bereich der Landwirtschaft sowie in anderen Bereichen honorieren. Vom Flächen- und Fördermittelumfang dominiert das Kulturlandschaftsprogramm Teil I. Dieses Programm wird in erster Linie für flächenbezogene Maßnahmen der Grünlandbewirtschaftung und -extensivierung verwandt. Als Teil des Förderprogrammes „Umweltgerechte Landwirtschaft“ werden die entsprechenden Fördermittel zu 25% vom Freistaat Sachsen bereitgestellt; der wesentliche Anteil von 75% wird im Rahmen der EU-Richtlinie 2078/92 von der Europäischen Union zur Verfügung gestellt. In bezug auf die Inanspruchnahme der Programme im Torgauer Raum ist hervorzuheben, daß das KULAP Teil I immerhin 42% der im Altkreis Torgau befindlichen Flächen mit Grünlandnutzung erreicht (Stand: 1997). Die Richtlinie Landschaftspflege erreicht dagegen lediglich 0,4% der Fläche der Natur- und Landschaftsschutzgebiete im Torgauer Raum. Der Biotoppflegepreis von durchschnittlich 1.320 DM pro Hektar verdeutlicht die hohen Kosten von reinen Pflegemaßnahmen, welche durch die in der Regel jährlich erforderliche neue Antragstellung zusätzlich mit einem hohen Verwaltungsaufwand verbunden sind. Soweit der positive ökologische Nutzen nicht gefährdet wird, wäre zu prüfen, ob im Rahmen des Vertragsnaturschutzes für den Bereich Landwirtschaft, der im Torgauer Raum zur Zeit kaum genutzt wird, nicht kostengünstigere Lösungen für die Landschaftspflege in und am Rande von Schutzgebieten verfolgt werden könnten. Gleichzeitig sollten hier Verträge mit längeren Laufzeiten entsprechend den Regelungen im KULAP ins Auge gefaßt werden, um den administrativen Aufwand zu reduzieren.

Die gemeindebezogene Darstellung der Inanspruchnahme von Fördermitteln hat gezeigt, daß die Richtlinie Landschaftspflege vor allem im Zusammenhang mit den Natur- und Landschaftsschutzgebieten der Dübener, Dahleener und Annaburger Heide Anwendung findet. In den Heidegebieten haben lediglich Antragsteller in den Gemeinden Dreiheide und Schildau bedeutende Fördermittel nach KULAP Teil I in Anspruch genommen, insbesondere für Maßnahmen der extensiven Weidenutzung und der späten Schnittnutzung. Ansonsten konzentriert sich die Inanspruchnahme von Fördermitteln nach dem Kulturlandschaftsprogramm auf Gemeinden in der Elbtalniederung. Hier konzentrieren sich aufgrund der Lage der Trinkwasser-

schutzgebiete auch die Ausgleichszahlungen für erhöhte Aufwendungen der Land- und Forstwirtschaft. Ein Vergleich von Ausgleichszahlungen und Fördermitteln nach KULAP hat jedoch gezeigt, daß in den entsprechenden Gemeinden die Ausgleichszahlungen in der Regel bedeutend über den in Anspruch genommenen Fördermitteln nach KULAP liegen.

Anknüpfend an die in diesem Beitrag dargestellten Ergebnisse ist für die weitere Forschungsarbeit im Torgauer Raum wichtig, daß, obwohl bereits Programme zur Honorierung von Naturschutzleistungen existieren, hier noch erheblicher Forschungsbedarf in Detailfragen besteht.²⁷ Eine noch nicht befriedigend gelöste Frage bezieht sich auf die räumliche Allokation von Naturschutzmaßnahmen. Sollen beispielsweise Naturschutzmaßnahmen primär in Gebieten erfolgen, die bereits durch eine reiche Naturausstattung gekennzeichnet sind oder sollen Naturschutzmaßnahmen eher in Gebieten erfolgen, in denen die Naturausstattung gering ist? Diese Frage versucht die Arbeit von Drechsler und Wätzold (in diesem Bericht) auf einer modelltheoretischen Ebene zu beantworten.

Für die weitere Forschungsarbeit ist ebenfalls von Bedeutung, daß gravierende Konflikte zwischen Naturschutz und anderen Landnutzungsformen insbesondere aufgrund der unbefriedigenden wirtschaftlichen Entwicklung des Torgauer Raumes nicht bestehen. Angesichts der damit verbundenen sozialen und wirtschaftlichen Probleme kann dieser aus Naturschutzsicht günstige Tatbestand jedoch nicht befriedigen. Daraus ergibt sich die Aufgabe, Perspektiven einer wirtschaftlichen Entwicklung aufzuzeigen, die nicht zur Beeinträchtigung bzw. Zerstörung der reichen Naturausstattung des Torgauer Raumes führt. Der Beitrag von Wätzold (in diesem Bericht) versucht in dieser Richtung Ansatzpunkte zu entwickeln.

Literatur

- Bauer, S., Schäfer, C. (1993): Agrarökonomische Vorschläge und Vorstellungen zur Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft. In: Jarre, J. (Hrsg.): Die Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft: Fallbeispiele, Probleme, Zukunftsperspektiven. Loccumer Protokolle 5/93. Rehburg-Loccum
- Bromley, D.W., Hodge, I. (1990): Private Property Rights and Presumptive Policy Entitlements: Reconsidering the Premises of Rural Policy. *European Review of Agricultural Economics* 17, pp. 197-214
- Bühler-Natour, C. (1999): Kriterien der Nachhaltigkeit und ihre Anwendungsmöglichkeiten auf Landschaftsebene am Beispiel der Agrarinseln im Naturpark „Dübener Heide“. UFZ-Bericht 2/1999. Leipzig
- Bundesamt für Naturschutz (1997): Erhaltung der biologischen Vielfalt. Landwirtschaftsverlag, Münster
- Bundesminister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (versch. Jahrgänge): Agrar- und ernährungspolitischer Bericht der Bundesregierung. Bonn
- Cansier, D. (1993): Umweltökonomie. UTB-Verlag, Stuttgart
- Coase, R. (1960): The Problem of Social Cost. *Journal of Law and Economics* 3, pp. 1-44
- Hampicke, U. (1991): Naturschutz-Ökonomie. UTB-Verlag, Stuttgart
- Hampicke, U. (1996): Perspektiven umweltökonomischer Instrumente in der Forstwirtschaft insbesondere zur Honorierung ökologischer Leistungen. Stuttgart
- Hofmann, H., Rauh, R., Heißenhuber, A., Berg, E. (1995): Umweltleistungen der Landwirtschaft: Konzepte zu ihrer Honorierung. Teubner Verlagsgesellschaft, Leipzig
- Korneck, D., Sukopp, H. (1988): Rote Liste in der Bundesrepublik Deutschland ausgestorbener, verschollener und gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen und ihre Auswertung für den Arten- und Biotopschutz. In: Schriftenreihe für Vegetationskunde 19. Bonn-Bad Godesberg
- Nowicki, P.W. (1997): Environmental Benefits of Agriculture: European OECD countries. *OECD Proceedings. Environmental Benefits from Agriculture: Issues and Policies*, pp. 55-80

²⁷ Ein Überblick über offene Fragestellungen im Bereich der Naturschutzforschung wird in Bundesamt für Naturschutz (1997) gegeben.

- OEKOKART (1995): Landschaftsrahmenplan des Landkreises Torgau-Oschatz für das Gebiet des ehemaligen Landkreises Torgau. Bericht im Auftrag des Landratsamtes Torgau
- Pigou, A.C. (1920): *The Economics of Welfare*. New York
- Plachter, H. (1991): *Naturschutz*. UTB-Verlag. Stuttgart
- SML (Sächsisches Staatsministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Forsten) (Hrsg.) (1993): *Agrarbericht 1992*. Dresden
- SML (Sächsisches Staatsministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Forsten) (Hrsg.) (1994): *Agrarbericht 1993*. Dresden
- SML (Sächsisches Staatsministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Forsten) (Hrsg.) (1995a): *Umweltgerechte Landwirtschaft im Freistaat Sachsen. Hinweise zur Anwendung des Förderprogramms*. Dresden
- SML (Sächsisches Staatsministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Forsten) (Hrsg.) (1995b): *Agrarbericht 1994*. Dresden
- SML (Sächsisches Staatsministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Forsten) (Hrsg.) (1996): *Agrarbericht 1995*. Dresden
- SML (Sächsisches Staatsministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Forsten) (Hrsg.) (1997a): *Agrarbericht 1996*. Dresden
- SML (Sächsisches Staatsministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Forsten) (Hrsg.) (1997b): *Richtlinie für die Förderung der Flurbereinigung*. RL-Nr. 02/97. Dresden
- SML (Sächsisches Staatsministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Forsten) (Hrsg.) (1997c): *Richtlinie für die Förderung wasserwirtschaftlicher und kulturbau technischer Maßnahmen*. RL-Nr. 09/97. Dresden
- SMU (Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung) (Hrsg.) (1997): *Richtlinie des Sächsischen Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung für die Förderung von Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege im Freistaat Sachsen vom 26. Juni 1997*. Sächsisches Amtsblatt. Nr. 31. 31. Juli 1997, S. 811-813
- SMU (Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung) (Hrsg.) (1995): *Verwaltungsvorschrift des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landesentwicklung zum Vollzug des § 39 SächsNatSchG – Vertragsnaturschutz. Programm L vom 15. Mai 1995*. Sächsisches Amtsblatt 15. Juni 1995. S. 715-718
- SRU (Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1996): *Konzepte einer dauerhaft umweltgerechten Nutzung ländlicher Räume. Sondergutachten*. Stuttgart
- Stanners, D., Bourdeau, P. (1995): *Europe's Environment – The Dobris Assessment*. The European Environment Agency. Copenhagen
- Steffens, R. (1997): *Naturschutzarbeit in Sachsen – Ziele, Etappen, aktuelle Ergebnisse und Aufgaben*. Naturschutzarbeit in Sachsen 39. Jg., S. 3-20
- Streit, M.E., Wildenmann, R., Jesinghaus, J. (Hrsg.) (1989): *Landwirtschaft und Umwelt: Wege aus der Krise*. Baden-Baden
- Wache (1997): *Gespräch mit Frau Dr. Wache, Leiterin der Unteren Naturschutzbehörde in Torgau am 9.12.1997 in Torgau*
- Zscheile, K. (1999): *Aufwertung des Landkreises Torgau aus Sicht des Naturschutzes. Bericht zum Werkvertrag im Rahmen des Verbundprojektes „Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung im Elbeeinzugsgebiet“*. UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH. Sektion Angewandte Landschaftsökologie. Leipzig

Ein Modell zur räumlichen Allokation von Artenschutzmaßnahmen der Landwirtschaft

Martin Drechsler und Frank Wätzold

1 Einleitung

Die Wahl von landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsmethoden gilt als einer der entscheidenden Faktoren für die Artenvielfalt in Mitteleuropa (siehe z. B. Hampicke 1991; Nowicki 1997). Im Mittelalter führte die Ausdehnung der Landwirtschaft in Mitteleuropa zu einer Zunahme des Artenreichtums bei Tieren und Pflanzen. Waldrodungen und der Anstieg der auf verschiedenste Art und Weise landwirtschaftlich genutzten Fläche hatten einen Anstieg der Habitatsdiversität zur Folge. Dieser Trend kehrte sich im zwanzigsten Jahrhundert um.¹ Die Industrialisierung der Landwirtschaft führte über verschiedene Mechanismen zu einem Rückgang der Biodiversität. Beispielsweise wurden Hecken und kleine Wäldchen abgeholzt, um den Gebrauch großer landwirtschaftlicher Maschinen zu erleichtern. Weiterhin führte der Bedarf an mittelfeuchten Böden, die für Nutzpflanzen besonders geeignet sind, zur Zerstörung von sowohl sehr trockenen als auch sehr feuchten Habitaten. Gleichzeitig reduzierte der ansteigende Verbrauch von Düngemitteln die Häufigkeit von nährstoffarmen Böden. Der Einsatz von Pestiziden führte direkt zu Schädigungen von Pflanzen und Tieren. Außerdem beeinträchtigten die frühen Schnitte von Wiesen zum Gewinn von wertvollem Futter für Tiere die pflanzliche Vielfalt der Wiesen, was ein geringeres Nahrungsangebot für Insekten zur Folge hatte.

Ein Abbremsen dieser Entwicklung oder gar eine Umkehr kann nur durch eine Veränderung der landwirtschaftlichen Produktionsweise hin zu einer artenschutzfreundlichen Bewirtschaftung erreicht werden. Beispielsweise können Landwirte Hecken und kleine Wäldchen wieder anpflanzen. Weiterhin kann der Einsatz von Pestiziden ganz gestoppt oder nur noch in bestimmten Gebieten gestattet werden. Außerdem können Wiesenschnitte erst nach einem bestimmten Schnittermin erfolgen. Die Durchführung dieser Maßnahmen durch Landwirte ist für diese jedoch mit direkten Kosten oder mit Kosten in Form von Ertragseinbußen verbunden. Akzeptiert man die bestehende Ausgestaltung der Eigentumsrechte, so können die Landwirte nicht zu solchen Maßnahmen gezwungen werden, sondern es muß hierfür eine Kompensation bzw. Honorierung erfolgen (Coase 1960; Bromley und Hodge 1990; Bromley 1997; Hackl und Pruckner 1997). Von einem theoretischen Standpunkt aus betrachtet sind Kompensationszahlungen gerechtfertigt, wenn eine Änderung der landwirtschaftlichen Produktionsmethoden zu einem Anstieg der Konsumentenrente führt, der vom Betrag her größer ist als die Reduzierung der Produzentenrente (Bonnieux et al. 1998). Auf europäischer Ebene hat die EU-Agrarpolitik hauptsächlich mit der EU-Verordnung 2078/92 bereits Initiativen in

¹ Eine ausführliche historische Beschreibung der landwirtschaftlichen Entwicklung und ihrer Auswirkungen auf die Artenvielfalt findet sich in dem Beitrag von Ring und Wätzold in diesem Bericht.

Richtung Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft unternommen.² Es ist zu erwarten, daß dieser Trend sich mit der Agenda 2000 fortsetzt.

Eine Kritik an den aktuellen Maßnahmen zur Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft ist, daß teilweise Maßnahmen finanziert werden, ohne räumliche ökologische Besonderheiten zu berücksichtigen. Das Bundesamt für Naturschutz (1997) weist daraufhin, daß mit den vorhandenen finanziellen Ressourcen ein höherer Nutzen für die Artenvielfalt erzielt werden kann, wenn diese räumlich gezielter eingesetzt würden. Mit diesem Aufsatz sollen Richtlinien aufgezeigt werden, wie ein gegebenes finanzielles Budget für die Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft zwischen Regionen aufgeteilt werden soll, die sich durch ihre Naturausstattung unterscheiden. Der gesellschaftliche Nutzen durch Artenvielfalt soll dabei maximiert werden. Insbesondere interessiert es uns, ob mehr Ressourcen in Regionen alloziiert werden sollen, die sich durch eine reiche Naturausstattung auszeichnen oder mehr Ressourcen in Regionen mit einer geringen Naturausstattung. Zu diesem Zweck stellen wir ein räumliches Allokationsmodell mit zwei Regionen vor, die sich bezüglich der Fläche unterscheiden und die jeweilige Fläche bereits artenschutzfreundlich bewirtschaftet wird. Die Grundstruktur unseres Modells entspricht dabei anderen ökonomischen Modellen zur optimalen räumlichen Allokation von Ressourcen (vgl. z. B. Siebert 1998). Im Gegensatz zu diesen Modellen leiten wir unsere Benefitfunktionen³ jedoch aus der ökologischen Theorie ab. Dies erlaubt uns realitätsnähere Politikempfehlungen zu geben.

In dem nächsten Kapitel werden verschiedene Benefitfunktionen der ökologischen Theorie vorgestellt, die Artenvielfalt als Funktion der für den Artenschutz vorhandenen Fläche bestimmen. In Kapitel 3 entwickeln wir die Grundstruktur unseres Modells und im darauf folgenden Kapitel diskutieren wir die Ergebnisse.⁴ In Kapitel 5 werden vorhandene Programme zur Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft daraufhin untersucht, inwieweit sie räumliche Differenzierung bei der Vergabe von Fördermitteln berücksichtigen. In Kapitel 6 ziehen wir Schlußfolgerungen aus unseren Überlegungen und diskutieren mögliche Politikempfehlungen.

2 Die Benefitfunktion

In diesem Kapitel stellen wir verschiedene Möglichkeiten vor, wie der Benefit der Biodiversität als Funktion der Artenschutzfläche (d. h. der Fläche, die für Artenschutzaufgaben zur Verfügung steht) dargestellt werden kann. Die allgemeingültige Ableitung einer solchen Benefitfunktion ist aus zwei Gründen problematisch. Zum einen sind mehrere Kriterien denkbar, anhand derer man den Benefit eines Ökosystems messen kann. Das bedeutet, daß mehrere unterschiedliche Benefitfunktionen berücksichtigt werden müssen, um die Bandbreite mögli-

² Ein Überblick über EU-Politikinstrumente, die dem Umweltschutz in der Landwirtschaft dienen, findet sich in Nowicki (1997, S. 71).

³ Um zwischen ökologischen und gesellschaftlichen Nutzen unterscheiden zu können, bezeichnen wir den ökologischen Nutzen als Benefit und den gesellschaftlichen Nutzen als Nutzen. Der Zusammenhang zwischen Benefit und Nutzen besteht darin, daß der Benefit durch eine gesellschaftliche Bewertung in Nutzen überführt wird.

⁴ Um die Lesbarkeit des Aufsatzes für den mathematisch nicht geschulten Leser zu erhöhen, haben wir auf die mathematische Herleitung der Ergebnisse verzichtet. Hierfür verweisen wir auf Drechsler und Wätzold (1999).

cher Bewertungen einigermaßen abdecken zu können. Zum anderen ist wegen der hohen Variabilität der meisten Ökosysteme jedes Ökosystem zu einem gewissen Grade einmalig, was die Existenz allgemeingültiger Bewertungsmaßstäbe in Frage stellt. Wenn man sich allerdings auf sehr einfache Ökosystemeigenschaften wie etwa Artenreichtum beschränkt, können durchaus allgemeine Maßstäbe aufgestellt werden, die auch den Vergleich zweier Ökosysteme erlauben.

Eine der fundamentalen Beziehungen zwischen Biodiversität und Fläche liefert die Insel-Theorie von MacArthur und Wilson (1967). Diese erklärt, wie der Artenreichtum, d. h. die Anzahl der vorhandenen Arten, auf einer Insel oder einem Areal („Habitatpatch“) von dessen Größe abhängt. Artenreichtum ist selbstverständlich nur eine unter vielen Maßzahlen, aber durchaus eine gebräuchliche. Daher ist es eine sinnvolle Annahme, den Benefit (B) eines Ökosystems durch dessen Artenreichtum (S) zu messen. Die Abhängigkeit des Artenreichtums hängt von der Habitatfläche (A) gemäß

$$B = S = \alpha * A^z \quad (1)$$

ab, wobei α eine positive Konstante ist und der Exponent z zwischen 0,15 und 0,35 liegen kann – je nach Habitattyp und betrachteter Artengruppe (Begon et al. 1990; Wissel und Maier 1992). Beispielsweise hängt z davon ab, ob man Vögel oder Säugetiere bzw. See- oder Landvögel usw. betrachtet.

Die Verwendung des Artenreichtums als Maß für den Benefit eines Ökosystems ist nicht unkritisch, da er nicht reflektiert, wie gut das Ökosystem „funktioniert“. Eine sinnvolle Alternative besteht darin, das Wohlergehen ausgewählter Zielarten zu betrachten, seien es Schlüssel-, Schirm- oder andere Arten (Settele et al. 1996; Berger 1997; Simberloff 1997). Für diesen Ansatz wird ein Maß für das Wohlergehen einzelner Arten und dessen Abhängigkeit von der Habitatgröße benötigt. In diese Abhängigkeit gehen viele Details ein; für grobe Abschätzungen gibt es aber einige generelle Regeln. Lande (1993) und Wissel et al. (1994) haben einen funktionellen Zusammenhang zwischen der erwarteten Lebensdauer einer Population T und der Tragfähigkeit (Kapazität K) ihres Habitats ermittelt. Die Lebensdauer ist eng verknüpft mit der Wahrscheinlichkeit, daß die Population einen vorgegebenen Zeitraum überlebt (Wissel et al. 1994) und stellt somit ein universelles Maß für die Überlebensfähigkeit einer Population dar. Die Kapazität bezeichnet die maximale Anzahl von Individuen, die unter optimalen Bedingungen in dem Habitat überleben können und ist eng verknüpft mit der Größe des Habitats. Wissel et al. (1994) führen den Exponenten $a=2/v^2-1$ ein und finden

$$\begin{aligned} T &= \beta * K^a \quad \text{für } 0 < v^2 < 2 \text{ und} \\ T &= \beta * \ln(K) \quad \text{für } v^2 \geq 2. \end{aligned} \quad (2)$$

Die Größe v ist der Variationskoeffizient (relative Standardabweichung) der Populationswachstumsrate, und β ist eine positive Konstante. Die Variation im Populationswachstum hängt von der Variabilität der Umwelt (etwa des Wetters) ab und davon, wie stark sich diese auf die Populationsdynamik auswirkt. Daher bezeichnet man v auch als Umweltvariabilität.

Gleichung (2) sagt aus, daß die Überlebensfähigkeit einer Population logarithmisch oder algebraisch mit der Habitatgröße anwächst, je nach Stärke der Umweltvariabilität v . Letztere hängt von der betrachteten Art und der Qualität des Habitats ab. Als einfache Faustregel gilt: stärkere Umweltvariabilität ($v \geq 1$) wird meist in physisch kleinen Arten mit hoher Populationswachstumsrate, etwa bei vielen Insektenarten, beobachtet; kleine $v < 1$ trifft man dagegen häufig bei größeren Organismen, etwa Säugetieren, an (siehe z. B. Begon et al. 1990; Stearns 1992). Ferner erhöht eine geringe Habitatqualität im allgemeinen die Umweltvariabilität.

Ein einfacher Weg, den Benefit eines Ökosystems zu messen, ist nun eine Zielart auszuwählen und den Benefit durch deren Überlebensfähigkeit, d. h. Lebensdauer T , auszudrücken. Wenn wir annehmen, daß die Habitatkapazität K proportional zur Habitatfläche A ist, erhalten wir

$$\begin{aligned} B = T &= \beta' \cdot A^a \quad \text{für } 0 < v^2 < 2 \\ B = T &= \beta' \cdot \ln(A) \quad \text{für } v^2 \geq 2 \end{aligned} \quad (3)$$

wobei β' ein positiver Proportionalitätsfaktor ist. Da Gleichung (1) sich auf die Gesamtheit aller Arten und Gleichung (3) sich auf eine einzelne Art bezieht, könnte man sagen, daß diese beiden Ansätze die Grenzen eines Spektrums möglicher Benefitfunktionen markieren.

In beiden Gleichungen ist der Benefit mit der Habitatfläche über ein Potenzgesetz verknüpft, mit Ausnahme starker Umweltvariabilität, $v > 2$. Ein Spektrum möglicher Benefitfunktionen zeigt Abbildung 1.

Man kann sehen, daß für einen weiten Bereich von Flächen A die logarithmische Funktion fast genauso aussieht wie die Potenzfunktion nach Gleichung (1) mit $z=0,15$. In der Tat fanden wir, daß eine logarithmische Benefitfunktion zu sehr ähnlichen Modellresultaten führt wie eine Potenzfunktion mit $z=0,15$. Daher betrachten wir im folgenden nur Potenzfunktionen (Gl. 1) mit unterschiedlichen z . Große z beschreiben einzelne Arten mit geringer Umweltvariabilität v , während kleine z sich sowohl auf Artenreichtum (Gl. 1) als auch auf einzelne Arten mit starker Umweltvariabilität (Gl. 3) beziehen können.

Da z und v (Gl. 1 und 3) von Typ und Qualität des Habitats abhängen, gilt dasselbe auch für die Benefitfunktion insgesamt. Wenn daher verschiedene Habitate anhand einer bestimmten Benefitfunktion miteinander verglichen werden, muß sichergestellt sein, daß beide Habitate vom gleichen Typ und etwa von gleicher Qualität sind. Beispielsweise sollte hochwertiges Waldland nur mit hochwertigem Waldland, nicht aber mit einem minderwertigen Feuchtgebiet verglichen werden.

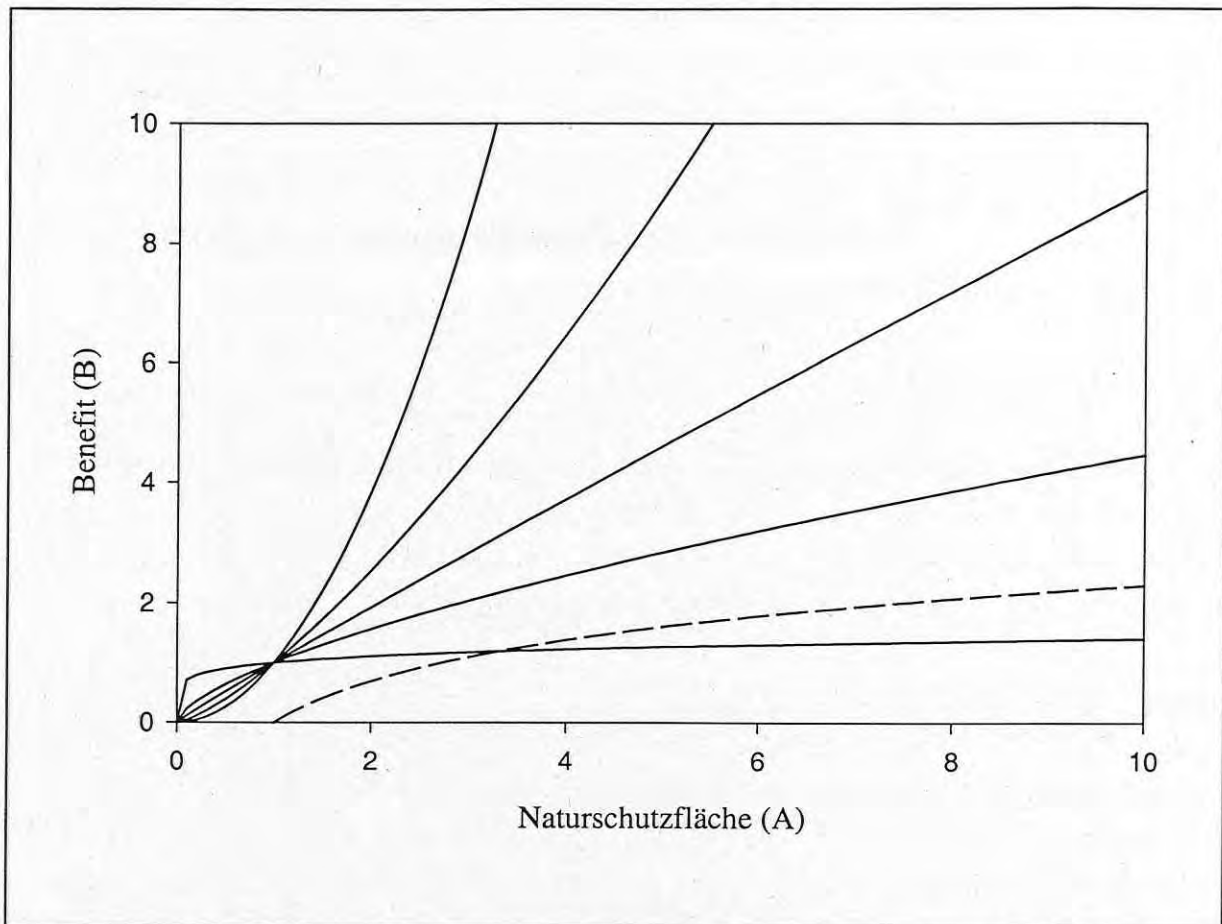


Abb. 1: Benefit-Funktion $B \sim A^z$ (durchgezogene Linien) mit $z = 0,15; 0,65; 0,95; 1,35; 1,95$ (von unten nach oben). Gestrichelte Linie: $B \sim \ln(A)$ (vgl. Gl. 2).

3 Das Modell

Unser Ziel besteht darin, Richtlinien zu entwickeln, wie eine gegebene Summe an finanziellen Ressourcen für den Artenschutz in der Landwirtschaft C_{tot} auf verschiedene Regionen aufgeteilt werden soll, so daß der gesellschaftliche Nutzen U maximiert wird. Zu diesem Zweck entwickeln wir ein Modell mit zwei Regionen, die sich in ihrer anfänglichen Naturausstattung unterscheiden. Um dies zu modellieren, unterstellen wir, daß in den beiden Regionen die bereits von der Landwirtschaft artenschutzfreundlich bewirtschaftete Fläche unterschiedlich groß ist. Wir unterstellen, daß der Benefit B ein adäquates Maß für den gesellschaftlichen Nutzen darstellt ($U \sim B$) und betrachten deshalb nur Benefits. Die Gesamtmenge an Benefits wird über die Gleichung

$$B_{\text{tot}} = B_1 + B_2 \quad (4)$$

bestimmt, bei der B_1 und B_2 die Benefits für die Regionen 1 und 2 repräsentieren. Der Zusammenhang zwischen Benefits und Größe der artenschutzfreundlich bearbeiteten Fläche wurde im vorherigen Kapitel hergeleitet (Gl. 1 und 3). Wir nehmen an, daß die Landwirte in

dem Moment ihre Flächen artenschutzfreundlich bearbeiten, wenn die Kompensationszahlungen den zusätzlichen Kosten entsprechen. Aus diesem Grund entsprechen in jeder Region die Kompensationszahlungen den Kosten und wir betrachten nur die Kosten. Die Verbindung zwischen artenschutzfreundlich bearbeiteter Fläche A_i und Kosten C_i ($i=1,2$) in jeder Region wird über eine einfache Kostenfunktion beschrieben. Es wird angenommen, daß diese in beiden Regionen gleich ist. Weiterhin unterstellen wir, daß die Grenzkosten c_i mit zunehmender artenschutzfreundlich bewirtschafteter Fläche ansteigen:

$$c_i = dC_i/dA_i = c_0 + e * \Delta A_i \quad (i=1,2) \quad (5)$$

wobei dC_i/dA_i die Grenzkosten darstellen und ΔA_i den Anstieg der artenschutzfreundlich bewirtschafteten Fläche in Region i . Die Größen c_0 und e sind Konstanten. Insbesondere gibt das Verhältnis e/c_0 an, ob die Grenzkosten stark oder schwach steigen. Die Kosten C_i dieses Anstiegs ΔA_i ergeben sich dann als Integral von Gleichung (5):

$$C_i = c_0 * \Delta A_i + e/2 * (\Delta A_i)^2 \quad (i=1,2). \quad (6)$$

Wie bei der Kostenfunktion unterstellen wir bei der Benefitfunktion (Gl. 1 mit den entsprechenden Parametern), daß sie in beiden Regionen gleich ist. Die Gegebenheiten in beiden Regionen sind also gleich, abgesehen von der Anfangsausstattung der unter Artenschutzge-sichtspunkten bereits wertvollen Fläche A_{i0} ($i=1,2$). Ohne Begrenzung der Allgemeinheit nehmen wir an, daß die wertvolle Fläche in Region 1 kleiner als in Region 2 ist, $A_{20} > A_{10}$.

Das Ziel besteht nun darin, die vorhandenen Ressourcen C_{tot} auf die einzelnen Regionen in Form von C_1 und C_2 dergestalt aufzuteilen, daß der Anstieg an artenschutzfreundlich bewirtschafteter Fläche $A_i = A_{i0} + \Delta A_i$ so räumlich alloziiert wird, daß die Benefitfunktion $B_{\text{tot}} = B_1(A_1(C_1)) + B_2(A_2(C_2))$ maximiert wird:

$$\begin{aligned} B_{\text{tot}} &\rightarrow \max \\ \text{unter den Nebenbedingungen} \\ C_1 + C_2 &= C_{\text{tot}} \text{ und } C_i \geq 0 \quad (i=1,2). \end{aligned} \quad (7)$$

Insbesondere interessieren wir uns für den effizienten Prozentsatz

$$q_1 = \Delta A_1 / (\Delta A_1 + \Delta A_2) \quad (8)$$

des Gesamtflächenzuwachses $(\Delta A_1 + \Delta A_2)$, der in Region 1 fällt.

4 Diskussion der Modellergebnisse

Die effiziente Allokation von Ressourcen zwischen den beiden Regionen hängt von der Form der Benefit- und der Kostenfunktion ab, die jeweils für beide Regionen identisch sind. Die Ergebnisse sind in Tabelle 1 zusammengefaßt und werden im folgenden diskutiert.

Tab. 1: Zusammenfassung der Modellresultate: der Anteil q_1 des Habitatzuwachses, der in Region 1 alloziiert werden sollte in Abhängigkeit von der Grenzkostensteigung (e/c_0), des Exponenten z der Benefitfunktion und der Differenz der anfänglichen Artenschutzflächen in den beiden Regionen, $A_{20}-A_{10}>0$. Die kritische Fläche Δ_{cr} ist so definiert, daß kleine Flächen-erhöhungen $\Delta A < \Delta_{cr}$ vollständig in genau einer der beiden Regionen erfolgen sollten, während für $\Delta A > \Delta_{cr}$ beide Regionen einen Teil der Ressourcen erhalten sollten.

Resultate gültig	$z \geq 2$	$1 < z < 2$ aber nicht $z \approx 1$	$z > 1, z \approx 1$	$z = 1$	$z < 1$
für alle e/c_0	$q_1 = 0$: alle Ressourcen in Region 2	$q_1 < 0,5$: Ressourcen überwiegend in Region 2	$q_1 < 0,5$: Ressourcen überwiegend in Region 2	-	$q_1 > 0,5$: Ressourcen über- wiegend in Region 2
nur für $e/c_0 = 0$	s. o.	$q_1 = 0$: alle Ressourcen in Region 2	$q_1 = 0$: alle Ressourcen in Region 2	jede Allokation q_1 ist effizient	$\Delta_{cr} = A_{20} - A_{10}$
nur für $0 < e/c_0 < 1$	s. o.	$\Delta_{cr} \gg A_{20} - A_{10}$: fast alle Ressourcen in Region 2	Δ_{cr} ist in der Größenordnung von $A_{20} - A_{10}$; „Sackgassen“	$q_1 = 0,5$: gleichmäßige Allokation	$\Delta_{cr} < A_{20} - A_{10}$: gleichmäßigere Allokation
nur für $e/c_0 \approx 1$	s. o.	Δ_{cr} verringert im Vergleich zu $e'/c_0 < 1$: gleichmäßigere Allokation	Δ_{cr} klein: kurze „Sackgassen“; gleichmäßigere Allokation	$q_1 = 0,5$: gleichmäßige Allokation	Δ_{cr} verringert im Vergleich zu $e'/c_0 < 1$: gleichmäßigere Allokation

Wächst die Benefitfunktion schwächer als proportional mit der Artenschutzfläche, so sollte die Artenschutzfläche überwiegend in der Region erhöht werden, wo sie anfänglich kleiner ist. Oben wurde gezeigt, daß eine derartige Benefitfunktion entweder aus der Inseltheorie folgt, d. h. wenn Artenreichtum das Zielkriterium ist, oder wenn man sich auf einzelne Arten konzentriert, deren Populationswachstumsrate großen Schwankungen unterworfen ist ($v > 1$ in Gl. 2).

Die Situation dreht sich um, wenn die Benefitfunktion stärker als proportional mit der Artenschutzfläche zunimmt, was der Fall ist, wenn man sich auf eine einzelne Art mit geringen Schwankungen in der Populationswachstumsrate ($v < 1$ in Gl. 3) konzentriert. Hier sollte die Artenschutzfläche überwiegend in der Region erhöht werden, wo sie anfänglich größer ist. Sind die Grenzkosten konstant, sollten die gesamten Ressourcen in diese Region fließen.

Wächst der Benefit stärker als quadratisch mit der Artenschutzfläche (einzelne Arten mit schwach fluktuierender Populationswachstumsrate, $v < 2/3$), ist die effiziente Allokation unab-

hängig von der Kostenfunktion (unter der Annahme linear steigender Grenzkosten). Hier sollten alle Ressourcen in die Region mit der größeren Artenschutzfläche fließen.

Im folgenden betrachten wir steigende Grenzkosten ($c > 0$ in Gl. 5) und Benefitfunktionen, die schwächer als quadratisch mit der Artenschutzfläche wachsen ($z < 2$ in Gl. 1). Wenn nur wenige Ressourcen zur Verfügung stehen, sollten diese vollständig in genau eine Region fließen. Um welche Region es sich dabei handelt, hängt vom Exponenten z der Benefitfunktion ab (s. o.). Übersteigt der Zuwachs in der Artenschutzfläche dagegen eine kritische Schwelle Δ_{cr} , sollten beide Regionen einen gewissen Anteil an den Ressourcen erhalten. Die Höhe dieser Schwelle Δ_{cr} nimmt ab bzw. ist klein, wenn:

- (a) die Benefitfunktion etwa proportional zur Artenschutzfläche ist,
- (b) die Grenzkosten stark steigen oder
- (c) die anfänglichen Artenschutzflächen in den beiden Regionen etwa gleich sind.

Die effiziente Allokation wird gleichmäßiger zwischen den beiden Regionen, wenn die kritische Fläche Δ_{cr} abnimmt oder die zur Verfügung stehenden Ressourcen zunehmen.

Steigen die Grenzkosten nur leicht und wächst der Benefit etwas stärker als proportional mit der Artenschutzfläche (z leicht über 1 in Gl. (1)), so besteht die Gefahr, in eine „Sackgasse“ zu geraten. Dies bedeutet, daß nur eine kleine Änderung in der Höhe der zur Verfügung stehenden Ressourcen zu einer starken Änderung in der effizienten Allokation führen kann. Liegt der mögliche Zuwachs in der Artenschutzfläche unterhalb der kritischen Fläche Δ_{cr} , sollte er vollständig in die Region mit der größeren Artenschutzfläche fallen; sobald der Zuwachs aber etwas größer ausfällt, sagen wir $\Delta_{cr} + \epsilon$, wird plötzlich eine gleichmäßige Allokation (der gesamten Fläche $\Delta_{cr} + \epsilon$) effizient. Dies bedeutet, daß eine stückweise Erhöhung der Artenschutzfläche, bei der für jedes Stück einzeln entschieden wird, wohin es alloziiert wird, ineffizient sein kann im Vergleich zu der Situation, wo man genau weiß, wie viele Ressourcen insgesamt zur Verfügung stehen und die Allokation auf dieser Information basiert. In anderen Worten, eine marginale Betrachtung kann hier zu anderen Ergebnissen führen als eine globale.

Unsere Ergebnisse können als eine Erweiterung dessen angesehen werden, was aus der ökologischen Theorie (z. B. den Boer 1968; Drechsler und Wissel 1998) gut bekannt ist. Ist die Umweltvariabilität gering, so führt ein unzerteiltes Habitat zu maximaler Überlebensfähigkeit in einer Population. Ist die Umweltvariabilität dagegen hoch, so kann eine Zerteilung des Habitats in mehrere Fragmente vorteilhaft sein. Dies ist der Grund hinter unserem Ergebnis, daß es im Fall geringer Umweltvariabilität besser ist, die größere Artenschutzfläche weiter zu erhöhen, so daß man im wesentlichen ein großes Habitat erhält, während es bei hoher Umweltvariabilität besser ist, die kleinere Artenschutzfläche zu vergrößern, um zwei mittelgroße Habitate zu erhalten. Dieses Ergebnis gilt jedoch nur, wenn die Grenzkosten mehr oder weniger konstant sind. Steigen sie mit der Artenschutzfläche, so finden wir, daß die effiziente Allokation gleichmäßiger wird, da eine ungleichmäßige Allokation verhältnismäßig hohe Kosten verursachen würde. Wir konnten ferner zeigen, daß steigende Grenzkosten das Problem der „Sackgassen“ entschärfen kann, da diese nur bei stark ungleichmäßiger Allokation auftreten können.

5 Räumliche Differenzierung in bestehenden Artenschutzprogrammen

Eine Analyse existierender Programme zur Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft im Bereich des Artenschutzes hat gezeigt, daß räumliche Differenzierung in einigen Programmen bereits existiert und daß die bestehenden Differenzierungsarten dazu genutzt werden können, die Politikempfehlungen unseres Modells zu implementieren. Die untersuchten Programme sind die Implementierung der EU-Verordnung 2078/92 in den Ländern der Bundesrepublik Deutschland (Plankl 1996). Tabelle 2 faßt die Ergebnisse zusammen. Sie ist gemäß der existierenden räumlichen Differenzierungen unterteilt.

Tab. 2: Räumliche Differenzierung in Programmen zur Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft im Bereich des Artenschutzes.

Bundesland	Programme/Maßnahmen existieren					
	nur für Schutzgebiete, daran anliegende Gebiete oder aus Artenschutzsicht wertvolle Gebiete	Subventionshöhe richtet sich nach dem Naturschutzwert des Gebietes	nur für Gebiete mit niedrigem Artenschutzwert	nur für bestimmte Kreise oder Bezirke	Naturschutzbehörde nimmt die räumliche Zuteilung gemäß eigener Präferenzen vor	ohne räumliche Differenzierung
Schleswig-Holstein	nein	ja	nein	nein	nein	ja
Hamburg	nein	nein	nein	nein	nein	ja
Niedersachsen	ja	nein	ja	ja	nein	ja
Bremen	ja	nein	ja	ja	nein	ja
Nordrhein-Westfalen	ja	nein	nein	nein	ja	ja
Hessen	nein	nein	nein	nein	ja	ja
Rheinland-Pfalz	nein	nein	nein	ja	ja	ja
Baden-Württemberg	ja	nein	nein	nein	nein	ja
Bayern	nein	ja	nein	nein	nein	ja
Saarland	ja	nein	nein	nein	nein	ja
Berlin	nein	nein	nein	nein	nein	ja
Brandenburg	ja	nein	nein	nein	ja	ja
Mecklenburg-Vorpommern	ja	nein	nein	nein	nein	ja
Sachsen	ja	ja	nein	ja	nein	ja
Sachsen-Anhalt	ja	nein	nein	ja	nein	ja
Thüringen	nein	nein	nein	nein	nein	ja

Quelle: Informationen nach Plankl (1996) und eigene Erhebungen.

Da uns keine Informationen über die bestehenden Kosten- und Benefitfunktionen zur Verfügung stehen, können wir auch nicht untersuchen, ob die gewählte räumliche Differenzierung in den Programmen effizient ist. Wir können jedoch bestimmen, ob die räumliche Differenzierung unter den Bedingungen unseres Modells zu einer effizienten Allokation führen kann.

In einigen Ländern werden die Maßnahmen, die im Rahmen der Programme durchgeführt werden, nur finanziert, wenn sie in Schutzgebieten, in der direkten Nähe von Schutzgebieten oder in aus Artenschutzsicht wertvollen Gebieten durchgeführt werden. Solche Gebiete können als Repräsentanten von Region 2 unseres Modells aufgefaßt werden. Im Rahmen unseres Modells ist eine solche Politik dann effizient, wenn die Grenzkosten mehr oder weniger konstant sind und das Artenschutzziel die Förderung einzelner Individuen mit geringen oder mittleren Umweltschwankungen ist. Zwei Bundesländer führen Maßnahmen durch, bei denen die Honorierungsleistungen räumlich gestaffelt sind. Maßnahmen in aus Artenschutzsicht wertvolleren Gebieten werden mit höheren Beträgen honoriert als Maßnahmen in anderen Gegenden. Im Kontext unseres Modells wäre eine solche Politik effizient, wenn die Politikempfehlung lautet, daß die Ressourcen auf beide Regionen aufgeteilt werden sollen, wobei der Hauptteil allerdings in Region 2 fließen soll (steigende Grenzkosten, niedrige oder mittlere Umweltschwankungen). Nur zwei Bundesländer haben Programme, die auf Regionen mit einer geringen Naturausstattung abzielen. Nach unserem Modell führt dies zu einer effizienten Allokation, wenn das Politikziel die Erhöhung der Artenzahl oder der Überlebensfähigkeit von Arten mit hohen Umweltschwankungen ist.

Eine andere Art der räumlichen Allokation, die von einigen Bundesländern gewählt wurde, ist die Orientierung an Kreis- oder Bezirksgrenzen. Dies kann eine adäquate räumliche Abgrenzung sein, wenn das Gebiet, auf das sich das Artenschutzziel richtet, mit Kreis- oder Gemeindegrenzen übereinstimmt. Zum Beispiel existiert eine Maßnahme zum Schutz des Gemeinen Hamsters (*Cricetus cricetus*) in Sachsen-Anhalt, die sich auf einige Bezirke beschränkt. Die Bezirksausdehnung entspricht ungefähr der Ausdehnung des für die Naturschutzbehörde schützenswerten Verbreitungsgebietes in Sachsen-Anhalt. In einigen Bundesländern gibt es Programme, bei denen die räumliche Allokation nicht vorgegeben ist, sondern den Naturschutzbehörden überlassen wird. Dies kann ein Vorteil sein, wenn Schutzgebiete oder Kreise bzw. Bezirke räumlich nicht mit dem aus Artenschutzsicht zu fördernden Gebiet übereinstimmen. In diesem Fall kann die Naturschutzbehörde die Unterstützungsleistungen räumlich gemäß der aus Artenschutzsicht optimalen Allokation verteilen.

Während eine räumliche Differenzierung in vielen Programmen existiert, gibt es jedoch in der Mehrzahl der Programme keine räumliche Differenzierung. Im Rahmen unseres Modells führt eine solche Ausgestaltung zu einer gleichmäßigen Verteilung auf die zwei Regionen. Dies ist effizient, wenn steigende Grenzkosten vorliegen und Arten mit mittlerer Umweltvariabilität geschützt werden sollen ($z \approx 1$). Es ist jedoch zu berücksichtigen, daß der Artenschutz oft nicht das einzige Ziel der im Kontext der EU-Verordnung 2078/92 verabschiedeten Programme ist. Andere Ziele sind beispielsweise der Schutz des Grundwassers vor Nitrat- und Pestizideinträgen sowie die Einkommenssicherung für Landwirte. Diese Ziele können mit den Artenschutzzielen in Konflikt geraten und ihnen kann von den politischen Entscheidungsträgern mehr Gewicht beigemessen werden.

In dem von uns entwickelten Modell führt unter gewissen Umständen nur eine Umverteilung von Ressourcen von einer Region in eine andere zu einer effizienten Allokation. Eine Umverteilung von Ressourcen ist in allen Programmen prinzipiell möglich, da sie eine begrenzte, meist auf fünf Jahre befristete, Laufzeit haben. Es ist jedoch zu berücksichtigen, daß

eine Umverteilung zu Kosten führt, die in unserem Modell nicht berücksichtigt sind. Um die Erfordernisse der einzelnen Programme oder Artenschutzmaßnahmen zu erfüllen, müssen sich die Landwirte oftmals bestimmte Techniken aneignen oder müssen bestimmte Maschinen erwerben, die möglicherweise nicht leicht wieder verkäuflich sind. Dies bedeutet, daß für die Landwirte sogenannte versenkte Kosten (sunk costs) entstehen. Wenn die politische Entscheidungsinstanz oft ihre räumlichen Prioritäten wechselt und die Landwirte nicht die Sicherheit haben, daß ihre Investitionen über den gesamten Abschreibungszeitraum genutzt werden können, dann werden sie eine „Risikoprämie“ zu ihren Kosten addieren. Dies bedeutet, daß eine bestimmte Menge an finanziellen Ressourcen für den Artenschutz zur Bewirtschaftung einer kleineren Fläche führt, als wenn die Landwirte die Sicherheit haben, daß ein Programm langfristig angelegt ist.

6 **Schlußfolgerungen und Politikempfehlungen**

Mit Hilfe eines Modells haben wir Richtlinien für die effiziente räumliche Allokation von Artenschutzmaßnahmen im Bereich der Landwirtschaft gegeben. Unser Modell hat gezeigt, daß diese Allokation von der Kostenfunktion der Landwirte und der Nutzenfunktion der politischen Entscheidungsinstanz abhängt. Ausschließlich ökonomische Arbeiten begnügen sich häufig mit nicht naturwissenschaftlich fundierten Plausibilitätsannahmen zum Verlauf der ökologischen Benefitfunktion, während in rein naturwissenschaftlichen Arbeiten die Relevanz der Kostenfunktion ignoriert wird. Wir haben gezeigt, daß beide Komponenten für die Bestimmung einer effizienten räumlichen Allokation wichtig sind, und folgern deshalb, daß in vielen Bereichen interdisziplinäre Studien, die Wissen von beiden Disziplinen vereinen, rein disziplinären Studien überlegen sind. Wir haben mit der Entwicklung unseres Modells versucht, einen Schritt in Richtung interdisziplinäres Arbeiten zu gehen.

Mit der Analyse der Implementation der EU-Verordnung 2078/92 in Deutschland haben wir gezeigt, daß räumliche Differenzierung, wie sie unser Modell nahelegt, mit den bestehenden Instrumenten möglich ist. Bei der praktischen Umsetzung unserer Resultate sind jedoch einige Aspekte zu beachten, die in unserem Modell nicht berücksichtigt sind. Falls unser Modell eine Reallokation der Ressourcen von einer Region in eine andere vorschlägt, so ist zu berücksichtigen, daß Landwirte möglicherweise eine Risikoprämie zu ihren Kosten addieren. Dies mag Reallokation in vielen Fällen weniger attraktiv machen, als dies im Rahmen unserer Modellanalyse erscheint. Ein weiteres Problem kann entstehen, wenn die politische Entscheidungsinstanz nicht nur Artenschutzziele verfolgt. Die anderen Ziele können mit den Artenschutzzielen in Konflikt stehen und zu einer anderen Politik führen, als wenn nur Artenschutzziele berücksichtigt würden. Zur Analyse solcher Fragen bietet sich die multikriterielle Analyse an (vgl. z. B. Stewart 1992).

Obwohl unsere Benefitfunktionen auf den Grundlagen der ökologischen Theorie aufbauen, sind sie eher allgemein und können nicht alle Besonderheiten eines tatsächlichen Ökosystems in Betracht ziehen. Ohne einen gewissen Grad an Abstraktion ist die Entwicklung von allgemeinen Richtlinien jedoch nicht möglich. Wir haben einen Kompromiß angestrebt zwischen

der Allgemeingültigkeit der Schlußfolgerungen und ihrer Anwendbarkeit auf konkrete Situationen.

Danksagung

Wir bedanken uns bei Karin Frank, Volker Grimm, Helga Horsch, Irene Ring, Josef Settele, Birgit Soete und Christian Wissel für wertvolle Anregungen und Kommentare.

Literatur

- Begon, M., Harper, J.L., Townsend, C.R. (1990): Ecology: individuals, populations and communities. Blackwell. Cambridge. Massachusetts
- Berger, J. (1997): Population constraints associated with the use of Black Rhinos as an umbrella species for desert herbivores. *Conservation Biology* 11(1), pp. 69-78
- Bonnieux, F., Rainelli, P., Vermesch, D. (1998): Estimating the Supply of Environmental Benefits by Agriculture: A French Case Study. *Environmental and Resource Economics* 11, pp. 135-153
- Bromley, D.W., Hodge, I. (1990): Private Property Rights and Presumptive Policy Entitlements: Reconsidering the Premises of Rural Policy. *European Review of Agricultural Economics* 17, pp. 197-214
- Bromley, D.W. (1997): Environmental Benefits of Agriculture: Concepts. In: OECD Proceedings. Environmental Benefits from Agriculture: Issues and Policies, pp. 35-54
- Bundesamt für Naturschutz (1997): Erhaltung der biologischen Vielfalt. Landwirtschaftsverlag. Münster
- Coase, R. (1960): The Problem of Social Cost. *Journal of Law and Economics* 3, pp. 1-44
- Den Boer, P.J. (1968): Spreading of risk and stabilisation of animal numbers. *Acta Biotheoretica* 18, pp. 165-194
- Drechsler, M., Wätzold, F. (1999): Towards an efficient spatial allocation of biodiversity-enhancing farming practices. *UFZ-Discussion Papers* 1/1999. Leipzig
- Drechsler, M., Wissel, C. (1998): Trade-offs between local and regional scale management in metapopulations. *Biological Conservation* 81, pp. 31-41
- Hackl, F., Pruckner, G.J. (1997): Towards More Efficient Compensation Programmes for Tourists' Benefits from Agriculture in Europe. *Environmental and Resource Economics* 10, pp. 189-205
- Hampicke, U. (1991): Naturschutzökonomie. UTB-Verlag. Stuttgart
- IUCN (1994): IUCN red list categories. Species Survival Commission. Gland, Switzerland
- Lande, R. (1993): Risks of population extinction from demographic and environmental stochasticity and random catastrophes. *American Naturalist* 142/6, pp. 911-927
- MacArthur, R.H., Wilson, E.O. (1967): The Theory of Island Biogeography. Princeton University Press. Princeton
- Nowicki, P.W. (1997): Environmental Benefits of Agriculture: European OECD countries. In: OECD Proceedings. Environmental Benefits from Agriculture: Issues and Policies, pp. 55-80
- Plankl, R. (1996): Synopse zu den Agrarumweltprogrammen der Länder in der Bundesrepublik Deutschland. Maßnahmen zur Förderung umweltgerechter und den natürlichen Lebensraum schützender landwirtschaftlicher Produktionsverfahren gemäß VO (EWG) 2078/92. Arbeitsberichte 1/1996. Institut für Strukturfor-schung. Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL) Braunschweig-Völkenrode
- Settle, J., Margules, C., Poschlod, P., Henle, K. (1996): Species survival in fragmental landscapes. Kluwer. Dordrecht. Boston. London
- Siebert, H. (1998): Economics of the Environment, 5. and revised edition. Springer-Verlag. Heidelberg. Berlin
- Simberloff, D. (1997): Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation* 83/3, pp. 247-257
- Stearns, S.C. (1992): The evolution of life histories. Oxford University Press. Oxford
- Stewart, T.J. (1992): A critical survey on the status of multiple criteria decision making - theory and practice. *OMEGA International Journal of Management Science* 20 (5/6), pp. 569-586
- Wissel, C., Maier, B. (1992): A stochastic model for the species-area relationship. *Journal of Biogeography* 19, pp. 355-362
- Wissel, C., Stephan T., Zschke, S.-H. (1994): Modelling extinction and survival of small populations. In: Remmert, H. (ed.): Minimum Animal Populations. Ecological Studies. Springer-Verlag. Berlin, pp. 67-103

Umweltqualität als Wirtschaftsfaktor

Bewertung erholungsrelevanter Landschafts- und Infrastrukturen im Torgauer Raum

Eckhard Müller

1 Problem- und Zielstellung

Der Torgauer Raum kann aufgrund seiner Lage außerhalb von Agglomerationen im Nordwesten von Sachsen und im Nordosten des Regierungsbezirks Leipzig zu den peripher gelegenen ländlichen Gebieten gezählt werden. Zur Charakteristik solcher Räume bieten sich eine Reihe von Indikatoren wie Bevölkerungsdichte, Erwerbs-, Siedlungs- und Branchenstruktur sowie die Verteilung der Hauptflächennutzungsarten (Maier und Weber 1995) an. Beispielhaft seien für den Torgauer Raum folgende Parameter bzw. Hinweise angeführt:

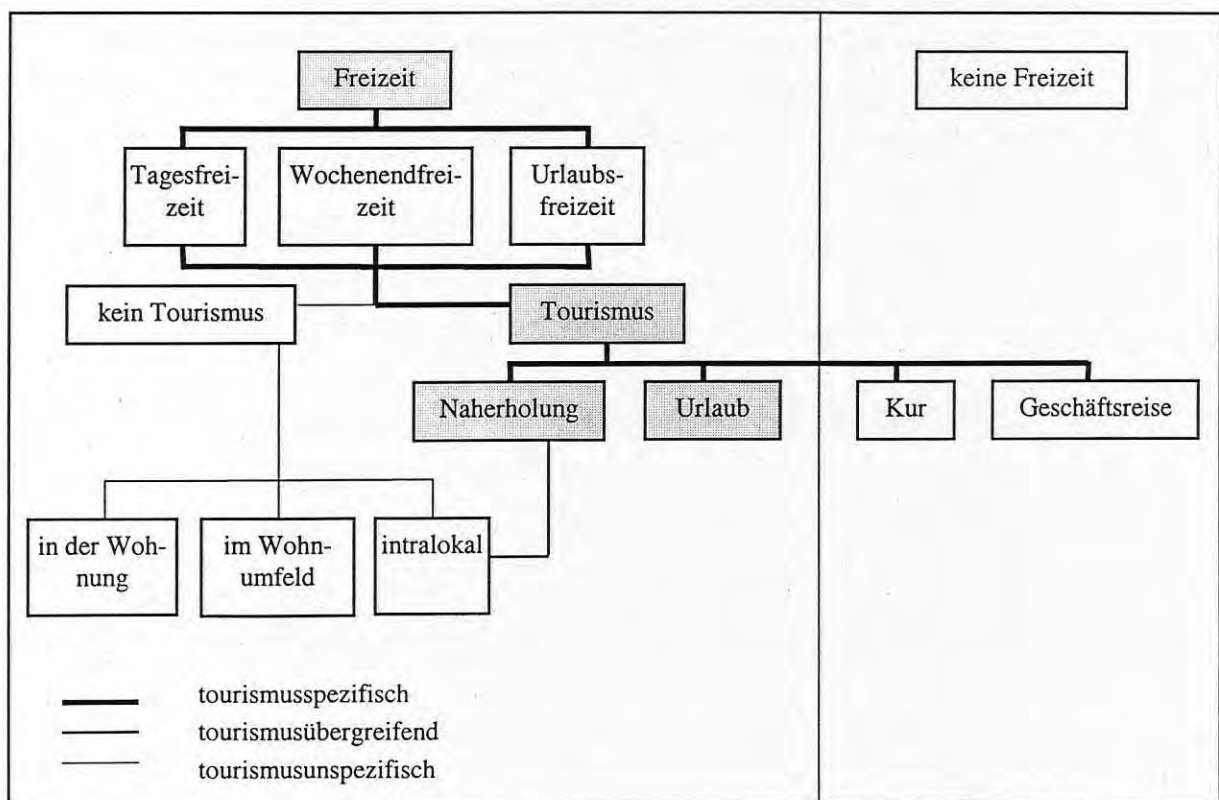
- Bevölkerungsdichte des Gesamttraumes: 81 EW/km² (1998)
Zum Vergleich (Statistisches Bundesamt 1998):
Sachsen: 248 EW/km² Regierungsbezirk Leipzig: 253 EW/km²
Mecklenburg-Vorpommern: 79 EW/km² Rügen: 81 EW/km²
- außer in drei Gemeinden liegen alle Einwohnerdichten unter 100 EW/km² (1998)
- offizielle Arbeitslosenquote bei 20%, regionales Lohnniveau nur 84% des sächsischen Durchschnitts (vgl. Wätzold in diesem Bericht)
- disperse Siedlungsstruktur von 23 Gemeinden mit 81 Gemeindeteilen (vgl. Kindler und Müller in diesem Bericht)
- Industriezusammenbrüche und Verschiebungen in der Branchenstruktur (vgl. Wätzold in diesem Bericht)
- Bereitstellung und Gewinnung oberflächennaher Rohstoffe wie z. B. Kies (vgl. Messner in diesem Bericht)
- umfängliche Gebiete mit förmlicher Zweckbindung (ca. 48% Landschafts- und ca. 4% Naturschutz, 32% Trinkwasserschutz (vgl. Ring und Wätzold in diesem Bericht)
- Landnutzung mit ca. 49% Acker, rund 13% Grünland und ca. 28% Wald

Ländliche Räume werden oft als in der Vergangenheit vernachlässigte Raumkategorien bezeichnet, deren Zukunftschancen geprüft werden sollten (Maier und Weber 1992). Sind die obengenannten Merkmale lediglich als Schwächen anzusehen oder ergeben sich aus der Spezifik der Struktur auch Stärken, z. B. aus der reichen Naturausstattung? Dies soll für den Torgauer Raum am Beispiel der Untersuchung von Möglichkeiten zur Naherholung geschehen. Was bietet das Rekreationspotential des Raumes sowohl den dort lebenden Menschen als auch den Bewohnern in Siedlungsagglomerationen? Dazu müssen Wege von einer generalisierenden Betrachtungsweise zu einer differenzierenden Analyse beschritten werden (Spitzer 1985; Maier und Weber 1995). Es werden erholungsrelevante Landnutzungs- (Hauptnutzungsarten) und Infrastrukturen (gastronomische, kulturelle und sportliche Einrichtungen) auf

Gemeindebasis analysiert und Möglichkeiten ihrer Bewertung vorgestellt sowie die regionale Differenzierung des öffentlichen Personennahverkehrs untersucht und eingeschätzt. Zuvor sollen jedoch einige Begriffszusammenhänge veranschaulicht (vgl. Abb. 1) und erläutert werden.

2 Allgemeine Begriffsbestimmungen

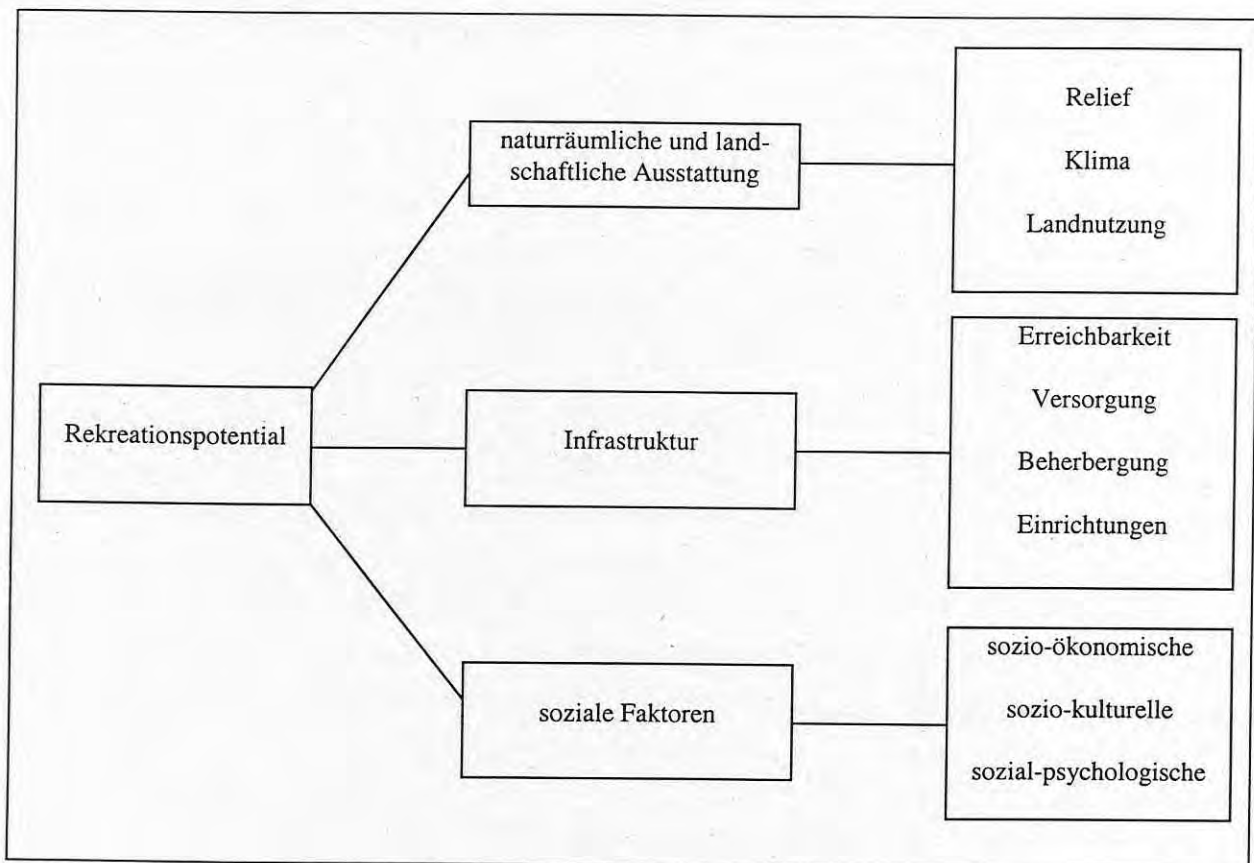
Abgesehen von Arbeitspausen findet Erholung vorwiegend in der Freizeit statt. Neben häuslichen Aktivitäten und solchen am Wohnort sind in diesem Beitrag eher solche von Bedeutung, die mit einer Ortsveränderung verbunden sind (in der Abbildung schattiert) und Zielräumen bedürfen, die über ein bestimmtes Rekreationspotential verfügen. Tourismus wird als Oberbegriff gesehen und umfaßt die „Gesamtheit der Beziehungen und Erscheinungen, die sich aus der Reise und dem Aufenthalt von Personen ergeben, für die der Aufenthaltsort weder hauptsächlich noch dauerhafter Wohn- und Arbeitsort ist“ (Becker et al. 1996, S. 12). Wesentlich ist das Verlassen des Hauptwohnsitzes für eine nicht näher bestimmte Zeit, wobei in der Regel Verkehrsmittel benutzt werden. Mit dem Terminus Naherholung erfolgt eine zeitliche Begrenzung auf Aktivitäten am Feierabend und am Wochenende (Benthien 1997), während Urlaub einen längeren Zeitraum und größeren Aktionsradius umfaßt.



Quelle: Sinning (1996).

Abb. 1: Zusammenhänge zwischen Freizeit und Tourismus.

Unter Rekreationspotential (Haase 1978) wird das Vermögen von Naturräumen verstanden, durch physisch und psychisch positive Wirkungen der körperlich-geistigen Regenerierung und Entspannung, der Erholung und Gesundung, dem Genuß ethisch-ästhetischer landschaftlicher Reize und damit der Erholung von Leistungskraft, Lebensfreude und Lebenserwartung beim Menschen zu dienen. Bei der Bewertung eines Raumes, der vielfältigen anthropogenen Überformungen ausgesetzt war und ist, sollten neben den naturräumlichen (wie in der vorangegangenen Definition) auch landschaftliche, infrastrukturelle, sozio-ökonomische und kulturelle Kriterien nicht außer Acht gelassen werden, so daß von folgender Struktur des Rekreationspotentials einer Region ausgegangen werden kann:



Quelle: Benthien (1997); Wolf und Jurczek (1986), vom Autor verändert.

Abb. 2: Struktur des Rekreationspotentials.

3 Analyse erholungsrelevanter Strukturen auf Gemeindebasis

Zur regionsbezogenen Anwendung des obigen Strukturschemas erfolgt eine Spezifizierung ausgewählter Potentialelemente durch die sie charakterisierenden Merkmale (Beispiele), wobei nur kursiv hervorgehobene in diesem Beitrag behandelt werden. Zu den Elementen Klima und Relief wird auf den Beitrag von Kindler und Müller in diesem Bericht hingewiesen.

Elemente naturräumlicher und landschaftlicher Ausstattung sind:

1. Klima (Niederschlag, Temperatur, Windeinflüsse, Nebelbildung...)
2. Relief (Hangneigung, Exposition, Höhenlage, Oberflächenform...)
3. Landnutzung
 - Gewässer (*Flächenanteil*, Länge, Art der Gewässer, Zugänglichkeit, Wasserqualität...)
 - Wald (*Flächenanteil*, Waldart, Waldrand, Waldwege...)
 - Grünland/Acker (*Flächenanteil*, Nutzungsintensität, Flurgehölze, Feldwege...)
 - Gebiete mit förmlicher Zweckbindung (Schutzgebiete, militärische Sperrgebiete)

Zu Elementen der Infrastruktur gehören:

1. Erreichbarkeit (*Struktur des Bahn- und Busverkehrs, Fährverbindungen, Straßennetz, Wander-, Rad- und Reitwege...*)
2. Beherbergung/Versorgung (*Anzahl und Art der Unterbringungs- und Versorgungsmöglichkeiten, Kapazität, Auslastung...*)
3. Einrichtungen (*Anzahl und Art kultureller und sportlicher Einrichtungen, Kapazität, Auslastung...*)

Eine Spezifizierung der sozialen Faktoren wird nicht vorgenommen, da sie in diesem Beitrag nicht untersucht werden.

3.1 Landnutzungsstrukturen und Erholungseignung

Die naturräumlichen Komponenten unterliegen wesentlichen anthropogenen Beeinflussungen, die sich deutlich in der Struktur der Landnutzung widerspiegeln. Die Art der Landnutzung kann als ein Indikator für die Lebensbedingungen in der Landschaft gelten (Mazurski 1989) und erste Hinweise für eine freiraumgebundene Erholungseignung geben. In der Literatur wird immer wieder auf die Bedeutung von Gewässer-, Wald-, Grünland und Ackerstrukturen für die Erholung hingewiesen (z. B.: DVWK 1992; Arbeitskreis Forstliche Landespflege 1994; Elsasser 1996, 1996; Hoisl et al. 1988; Mantel 1990). Die Verteilung der rekreativ relevanten Hauptnutzungsarten im Torgauer Raum zeigt Tabelle 1.

1. Der Anteil von *Gewässern* in den Gemeinden des Torgauer Raumes beträgt im Mittel 1,7%. Die entsprechenden Werte für die BRD betragen 2,2% (Umweltbundesamt 1997) und 1,8% für den Regierungsbezirk Leipzig (Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen 1994). Für vier Gemeinden (Beilrode, Döbrichau, Mockrehna und Strelln) werden im Untersuchungsmaßstab keine Gewässer ausgewiesen. Spitzenpositionen belegen Torgau (7,5%), Wörblitz (5%), Elsnig (3,5%) und Pflückuff (3%) vorwiegend durch ihre Anteile am Großen Teich, der Elbe und Alten Elbe sowie den Bennewitzer Teichen. Vier weitere Gemeinden (Dommitzsch mit 2,9%, Belgern mit 2,2%, Großtreben-Zwethau mit 1,9% und Zinna mit 1,6%) liegen vor allem durch ihre elbnahe Lage bedingt deutlich über dem Durchschnittswert des Untersuchungsgebietes.

2. Der *Waldanteil* in den Gemeinden des Torgauer Raumes (Tab. 1) beträgt im Durchschnitt 28,4%; damit liegt er geringfügig unter dem bundesdeutschen Wert von 29,2% (Umweltbundesamt 1997). Im Vergleich zum Regierungsbezirk Leipzig mit einem Waldanteil von 15,1% (Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen 1994) oder gar zur Stadt Leipzig mit 5,2% (Stadt Leipzig 1998) weist er potentiell große Attraktivitätsvorteile für „Wald-Erholer“ auf. Die Differenzierung im Untersuchungsgebiet ist erheblich und reicht in den Extremen von 1,2% (Schöna) bis 66,8% (Mockrehna). Der gesamtdeutsche Durchschnittswert wird von sechs der dreiundzwanzig Gemeinden erheblich überschritten (37,7% bis 66,8%), der des Regierungsbezirkes Leipzig zusätzlich von zehn mit einer Spanne von 15,6% (Torgau) bis 26,8% (Kobershain). Bildet man das Verhältnis Waldfläche/Einwohnerzahl so erhält man den *Walddichtefaktor* (Tab. 2), der bei Überschreitung von 0,12 bis 0,15 ha/EW als aufwertendes Merkmal für die Erholung angesehen wird (Gareis-Grahmann 1993). Nur fünf Gemeinden (Wildschütz, Schöna, Zinna, Torgau, Audenhain) unterschreiten diesen Wert. Der Mittelwert des Gebietes liegt mit 0,35 ha/EW um ein erhebliches höher als der sächsische Durchschnitt (0,24 ha/EW). Spitzenwerte belegen Trossin (2,8 ha/EW), Döbrichau (2,1 ha/EW), Taura (1,6 ha/EW), Mockrehna (1,2 ha/EW) und Gneisenaustadt Schildau (0,95 ha/EW).

Tab.1: Anteile der Hauptnutzungsarten an den Gemeindeflächen des Torgauer Raumes.

Gemeinde	Gewässer [%]	Wald [%]	Grünland [%]	Acker [%]
Arzberg	0,9	10,9	10,1	72,3
Audenhain	0,4	4,8	12,3	74,6
Beilrode	0,0	37,7	6,2	47,8
Belgern	2,2	26,1	14,6	49,2
Döbrichau	0,0	45,0	14,8	37,2
Dommitzsch	2,9	20,4	17,3	49,1
Dreiheide	0,5	17,9	17,2	54,3
Elsnig	3,5	8,7	19,9	61,0
Großtreben-Zwethau	1,9	19,4	12,7	60,0
Kobershain	1,2	26,8	15,5	51,6
Lausa	0,3	26,1	34,2	32,0
Mockrehna	0,0	66,8	8,5	20,2
Neußen	0,1	25,3	10,0	59,4
Pflückkuff	3,0	22,1	18,8	51,0
Schildau	0,8	50,1	11,1	32,4
Schöna	0,3	1,2	18,5	74,7
Strelln	0,0	16,8	11,0	54,7
Taura	0,1	63,3	3,7	29,3
Torgau	7,5	15,6	19,3	33,4
Trossin	0,5	60,7	4,7	30,7
Wildschütz	1,4	1,8	16,3	71,3
Wörblitz	5,0	8,5	21,5	57,5
Zinna	1,6	3,7	17,1	69,3
Gesamt	1,7	28,4	13,2	49,3

Quelle: CIR-Biotop- und Landnutzungskartierung Sachsen 1 : 10.000 (1993).

Tab. 2: Walddichtefaktor (ha/EW) in den Gemeinden des Torgauer Raumes.

Gemeinde	Wald [ha]	Einwohner 1998	Wald [ha/EW]
Schöna	8,19	343	0,02
Torgau	619,16	19.618	0,03
Wildschütz	10,00	369	0,03
Zinna	58,23	1.567	0,04
Audenhain	194,59	2.551	0,08
Dommitzsch	389,39	2.723	0,14
Wörblitz	97,70	666	0,15
Elsnig	319,60	1.829	0,17
Arzberg	624,93	2.575	0,24
Dreiheide	603,12	2.542	0,24
Beilrode	749,61	2.667	0,28
Strelln	150,12	522	0,29
Belgern	1.859,70	4.886	0,38
Pflückuff	1.068,82	2.582	0,41
Großtreben-Zwethau	1.100,99	2.426	0,45
Lausa	140,42	307	0,46
Kobershain	191,85	408	0,47
Neußen	179,18	295	0,61
Schildau	2.799,53	2.935	0,95
Mockrehna	2.021,27	1.688	1,20
Taura	769,91	490	1,57
Döbrichau	745,38	352	2,12
Trossin	4.810,08	1.733	2,78
Gesamt	19.512,80	56.074	0,35

Quelle: CIR-Biotop- und Landnutzungskartierung Sachsen 1 : 10.000 (1993); Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen; eigene Berechnungen.

3. Der *Grünlandanteil* in den Gemeinden des Torgauer Raumes (Tab. 1) liegt im Durchschnitt bei 13,2%. Spitzenreiter ist das vom Krausnitzbach durchflossene Lausa (34,2%), gefolgt von Wörblitz (21,5%) und Elsnig (19,9%) mit Anteilen an der Elbaue. In der Torgau-Dübener Niederung gelegene Gemeinden erreichen bis zu 19,3% (Torgau) oder 18,5% (Schöna). Der niedrigste Wert von 3,7% wird in Taura erreicht (kuppige Endmoränenplatte).

4. Der *Ackeranteil* in den Gemeinden des Torgauer Raumes (Tab. 1) weist bei einem Gebietsdurchschnitt von 49,3% eine große Spannbreite auf. Audenhain belegt mit 74,6% den Spitzenplatz, während nur 20,2% der Gemeindefläche von Mockrehna ackerbaulich genutzt werden. Das Verteilungsmuster erklärt sich vor allem aus der räumlichen Differenzierung des Ertragspotentials der Böden. Die Gemeinden mit höherem Ackeranteil liegen zum Teil auf ertragreichen Auenlehmen in der Elbaue (z. B. Arzberg 72,3%, Großtreben-Zwethau 60%) oder auf fruchtbaren Geschiebelehmen (z. B. Schöna 74,4%, Wildschütz 71,3%, Zinna 69,3%).

Die Bewertung einer generellen Erholungseignung erscheint bei der Vielzahl individueller und sich wandelnder Ansprüche problematisch. Aus diesem Grund kommt ein Verfahren (Harfst 1975) zur Anwendung, das auf die Komplexe Wandern, Spaziergehen sowie Spielen und Lagern ausgerichtet ist. Es werden aktivitätsbezogen für einzelne Nutzungen Punkte für Eignung und Ursprünglichkeit (je geringer die Zahl, desto größer die anthropogene Ein-

flußnahme) vergeben (wissensbasierte Expertenschätzung). Aus ihrer Summation ergibt sich eine Gewichtung (Tab. 3).

Tab. 3: Punktbewertung von Hauptnutzungsarten nach ihrer Erholungseignung.

Nutzungsart	Eignung		Ursprünglichkeit	Gewicht
	Spazieren Wandern	Spielen Lagern		
Acker	2	2	2	6
Moor	5	0	7	12
Grünland	5	5	5	15
Wald	7	5	7	19
Wasser	50			50

Quelle: Harfst (1975).

Die prozentualen Flächenanteile der jeweiligen Hauptnutzungsarten der Gemeinden (Tab. 1) werden mit dem Gewicht multipliziert, innerhalb der Gemeinde summiert und durch 100% dividiert. Das Ergebnis wird als Eignungszahl bezeichnet (Tab. 4).

Tab. 4: Eignungszahl für Gemeinden des Torgauer Raumes.

Gemeinde	Eignungszahl
Audenhain	7,43
Wildschütz	7,61
Schöna	7,64
Strelln	8,12
Zinna	8,23
Arzberg	8,37
Dreiheide	9,49
Torgau	9,71
Neuß	9,92
Elsnig	10,05
Großtreben-Zwethau	10,14
Wörblitz	10,79
Dommitzsch	10,87
Beilrode	10,96
Kobershain	11,11
Belgern	11,20
Pflückuff	11,58
Lausa	12,16
Döbrichau	13,00
Schildau	13,17
Trossin	14,33
Taura	14,39
Mockrehna	15,18
Durchschnitt	10,31

Quelle: Eigene Berechnungen.

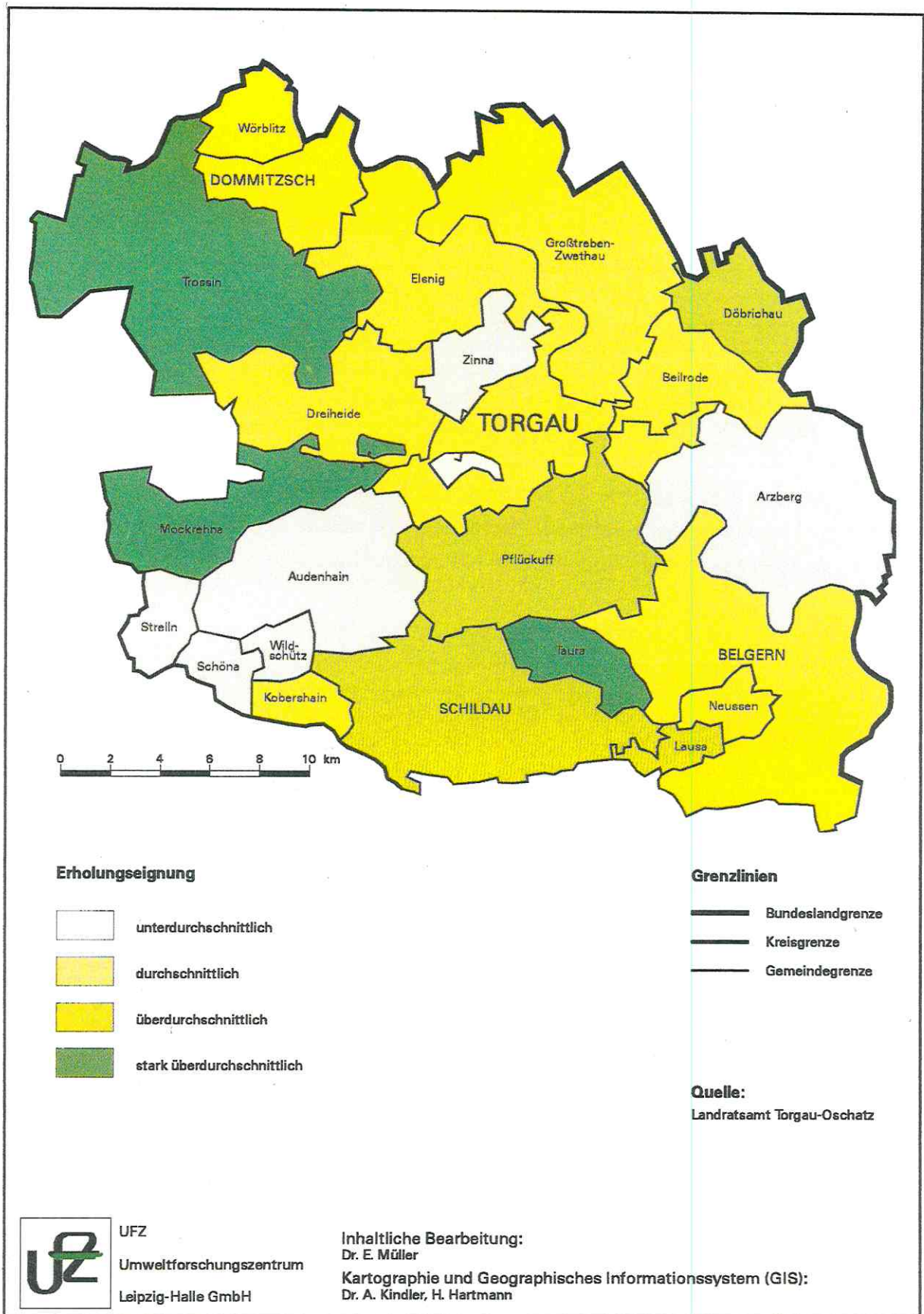


Abb. 3: Erholungseignung unter Berücksichtigung der Hauptnutzungsarten in den Gemeinden des Torgauer Raumes.

Die mittlere Eignungszahl für den Torgauer Raum beträgt 10,31. Die Wertespanne liegt zwischen 7,43 (Audenhain) und 15,18 (Mockrehna) und wird in ihrer räumlichen Differenzierung in Abbildung 1 dargestellt. Die Bedeutung der Zahlen liegt weniger in ihrem absoluten Wert als in der Möglichkeit, die Gemeinden des Torgauer Raumes untereinander zu vergleichen und Gruppierungen durchzuführen. Sechs von 23 Gemeinden mit Eignungszahlen zwischen 7,43 und 8,37 werden im Vergleich zur mittleren Eignungszahl für den Torgauer Raum für die obige Erholung als unterdurchschnittlich geeignet eingestuft. Als durchschnittlich geeignet gelten die sich mehr oder weniger (9,49 bis 11,20) um den Mittelwert gruppierenden 10 administrativen Einheiten. Vier Gemeinden (Pflückuff, Lausa, Döbrichau und Schildau) werden aufgrund ihrer Eignungszahlen zwischen 11,58 und 13,17 als überdurchschnittlich geeignet angesehen. Stark über dem Durchschnitt liegen Trossin (14,33), Taura (14,39) und Mockrehna (15,18).

3.2 Kulturelle, sportliche und gastronomische Einrichtungen

Über die Landnutzungsstrukturen hinaus spielt die infrastrukturelle Ausstattung der Gemeinden in bezug auf die Rekreation eine nicht zu unterschätzende Rolle. Es kann nicht das Ziel sein, in jeder Gemeinde jede Einrichtung zu installieren. Aber eine Übersicht über die räumliche Verteilung kultureller (Kino, Museum, Tiergehege) und sportlicher (Hallenbad, Freibad, Reitanlage) Einrichtungen vermittelt interessante Einblicke (Abb. 4). Als Schwerpunkte derartiger Einrichtungen treten vor allem die folgenden Städte in der Reihenfolge Torgau, Dommitzsch, Belgern und Schildau in Erscheinung. Auf sie verteilen sich die drei Kinos und vier der fünf Museen. Weiterhin existieren im Untersuchungsgebiet ein Hallenbad, neun Freibäder, zehn Reitanlagen, neun Tiergehege und kein Golfplatz. Die Gemeinden Wörblitz, Großtreben-Zwethau, Döbrichau, Neußen, Lausa, Kobershain, Schöna und Strelln verfügen über keinerlei derartige Einrichtungen. Dabei sind nur die beiden letzten Gemeinden durch unterdurchschnittliche Eignungszahlen für die Erholung gekennzeichnet.

In Abbildung 5 erfolgt die Darstellung der räumlichen Differenzierung der gastronomischen Einrichtungen. Es wird zwischen solchen mit (Hotel, Gaststätte, Pension) und ohne Übernachtungsmöglichkeiten (Restaurant, Imbiss) unterschieden. Das gesamte Untersuchungsgebiet verfügt über 284 gastronomische Einrichtungen, davon 242 ohne Übernachtungsmöglichkeiten. An diesen haben alle Gemeinden außer Döbrichau (verfügt dafür über zwei Gaststätten) in unterschiedlichem Maße Anteil. Schwerpunkte liegen in Torgau (102), Belgern (22), Mockrehna und Schildau (je 16) sowie Dommitzsch (14). Die 42 im Torgauer Raum vorhandenen gastronomischen Einrichtungen mit Übernachtungsmöglichkeiten gliedern sich in sechs Hotels und je 18 Pensionen und Gaststätten. Die Hotels verteilen sich auf Torgau und Belgern (je zwei) sowie Dommitzsch und Arzberg. Schwerpunkte der Gaststätten mit Übernachtung liegen in Torgau (sieben) und Arzberg (vier); der Pensionen in Torgau (fünf) und jeweils zwei in Großtreben-Zwethau, Döbrichau, Arzberg, Belgern, Lausa und Audenhain. In den Gemeinden Elsnig, Mockrehna, Pflückuff, Strelln, Schöna, Kobershain, Taura und Neussen befinden sich keine gastronomischen Einrichtungen mit Übernachtungs-

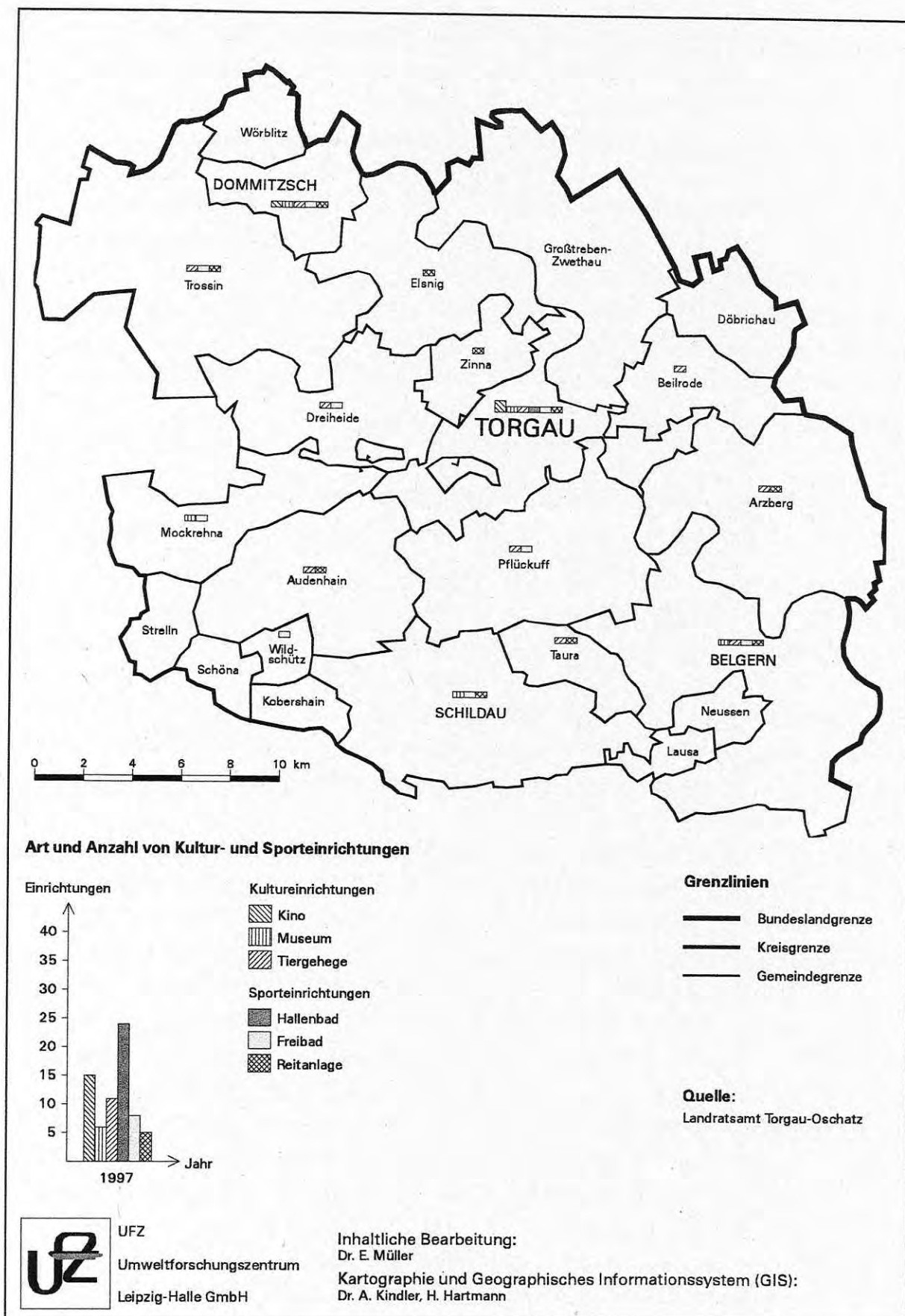


Abb. 4: Kulturelle und sportliche Einrichtungen in den Gemeinden des Torgauer Raumes.

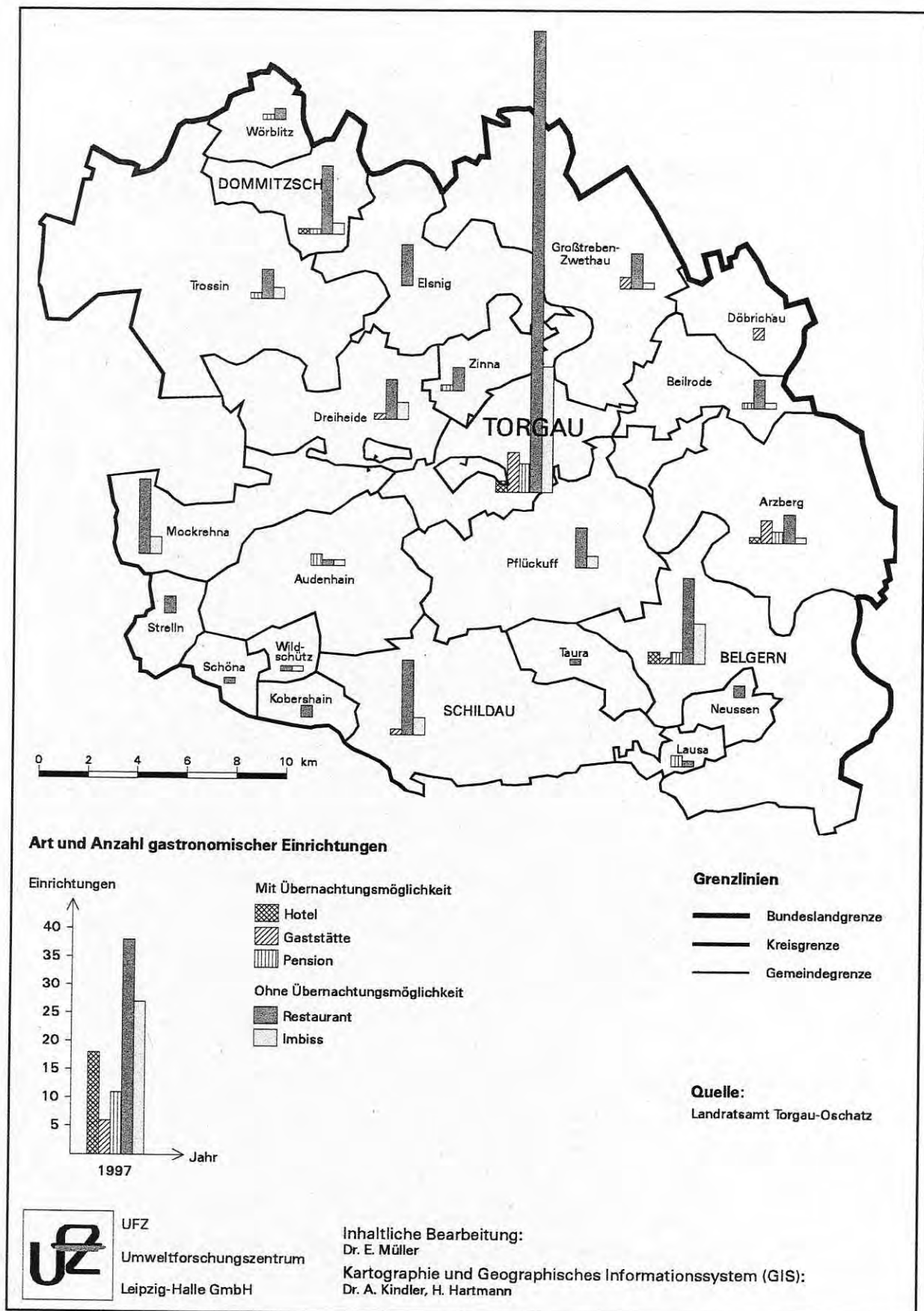


Abb. 5: Gastronomische Einrichtungen in den Gemeinden des Torgauer Raumes.

möglichkeiten. Bis auf Strelln und Schöna weisen sie jedoch durchschnittliche bis stark über dem Durchschnitt (Mockrehna, Taura) liegende Eignungszahlen für die Erholung auf.

Insgesamt zeigt sich, daß die vom Regionalen Planungsverband Westsachsen (1998) ausgewiesenen regional bedeutsamen Erholungsgebiete auch jene Gemeinden betreffen, die eine im bzw. über dem Durchschnitt liegende Eignungszahl für die Erholung aufweisen und – bis auf die genannten Ausnahmen – gut mit kulturellen, sportlichen und gastronomischen Einrichtungen ausgestattet sind.

4 Regionale Differenzierung des öffentlichen Personennahverkehrs

Möglichkeiten einer umweltverträglichen Fortbewegung bieten die Nutzung der Eisenbahn- und Buslinien sowie der Elbfähren, die eine Besonderheit im Torgauer Raum darstellen. Die Verbindung zum Ballungsgebiet Leipzig (potentieller Touristenquellort) wird über die Bahnlinie Leipzig - Eilenburg - Torgau - Falkenberg realisiert. Eine weitere Trasse führt von Torgau über Dommitzsch nach Pretzsch.

Die Strecke Leipzig - Torgau ist 52 km lang und wird je nach Zugtyp (IR, RE, RB) in 32 bis 52 Minuten bewältigt. In beiden Richtungen existieren 27 Verbindungsmöglichkeiten mit einer der Tabelle 5 zu entnehmenden Struktur.

Tab. 5: Struktur der Bahnverbindungen Leipzig - Torgau - Leipzig.

Merkmal	Richtung Leipzig - Torgau	Richtung Torgau - Leipzig
Fahrzeit (min.)	32 - 46	35 - 52
erste Verbindung (täglich)	5.49 Uhr	5.19 Uhr
letzte Verbindung (täglich)	21.49 Uhr	21.19 Uhr
Verbindungen (Anzahl)		
täglich	20	20
Montag - Freitag	4	5
Montag - Samstag	1	2
Montag - Freitag, Sonntag	2	0

Quelle: DB-Fahrplan 1998/1999.

Die Mitnahme von Fahrrädern ist begrenzt möglich, im IR zusätzlich reservierungspflichtig. Als Kriterien der Verkehrserschließung von Naherholungsgebieten führt Zschech (1980) unter anderem Schnelligkeit (Unterwegszeit der Verkehrsmittel in Minuten), Bequemlichkeit (Zahl der Umsteigenotwendigkeiten) und Verfügbarkeit (Zahl der Rückfahrten zwischen 16 Uhr und 20 Uhr) an. Danach können die Schnelligkeit als gut (31 min. - 60 min.) und die Bequemlichkeit als sehr gut (keine Umsteigenotwendigkeit) eingeschätzt werden. Mit einer Anzahl von sieben Rückfahrmöglichkeiten wird für die Verfügbarkeit die Stufe gut (7 - 10) vergeben. Für die innere Erschließung des Untersuchungsgebietes spielt jedoch der Omnibusverkehr die bedeutendere Rolle. In Abbildung 6 wird die räumliche Differenzierung der Wochen-

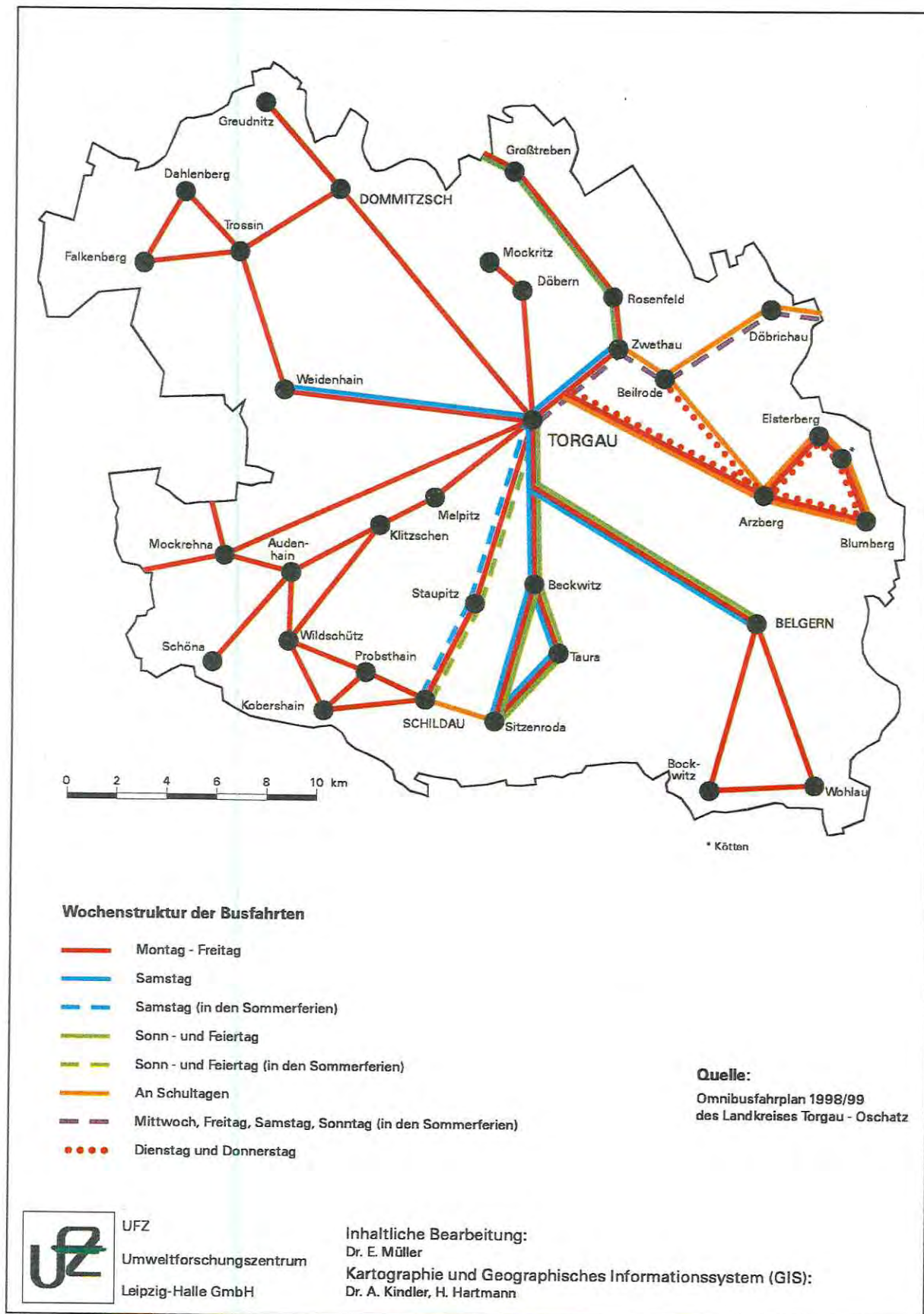


Abb. 6: Wochenstruktur der Busfahrten im Torgauer Raum.

struktur der Busfahrten im Überlandverkehr des Torgauer Raumes gemäß Jahresfahrplan 1998/1999 des Landkreises Torgau-Oschatz dargestellt. Die Verbindungen von Montag bis Freitag sind relativ gleichmäßig über das Untersuchungsgebiet verteilt. Eine Verbindung zwischen Schildau und Sitzenroda existiert nur an Schultagen. Gleiches gilt für die Strecke Döbrichau - Beilrode - Zwethau. Hier kommt allerdings eine in den Sommerferien betriebene Badelinie hinzu, die mittwochs, freitags, samstags und sonntags bedient wird. Sie hat in Torgau ihren Ausgangspunkt und endet am Kiebitzsee außerhalb des Torgauer Raumes. Neben dem Schulbusverkehr existieren noch dienstags und donnerstags Verbindungen zwischen Döbrichau, Zwethau, Beilrode und Arzberg.

Von insgesamt im Torgauer Raum existierenden 19 Linien stehen am für die Naherholung wichtigen Wochenende weniger als ein Drittel (6) zur Verfügung. Es gibt keine Verbindungen von Torgau nach Südosten und Osten, außer bis nach Audenhain. Schildau (Eignungszahl 13,17) in der Dahlemer Heide wird am Wochenende nur während der Sommerferien angefahren. Belgern und Sitzenroda sind erreichbar. In die Ausläufer der Dübener Heide (Dommitzsch - Greudnitz, Trossin - Falkenberg - Dahlenberg) kann man mit dem Bus nur montags bis freitags fahren. Somit zeigen sich Disproportionen im Wochenend-Busverkehr mit deutlichem Nachteil für die Gemeinden im südlichen Bereich der Dübener Heide und in Ostelbien, obwohl durchaus beachtliche Eignungszahlen für Erholung vorliegen (z. B. Dommitzsch 10,87; Trossin 14,33 und Beilrode 10,96).

Für die Erreichbarkeit des ostelbischen Teils des Torgauer Raumes sind neben der Elbebrücke in Torgau, an der sich der Verkehr von B87 und B182 konzentriert, die Fähren von Dommitzsch und Belgern auch unter touristischem Aspekt von Bedeutung. Die Fährzeiten sind für Touristen und Naherholer durchaus attraktiv. Die Fähre Belgern - Ottersitz (Traglast 30t) verkehrt von Montag bis Freitag zwischen 5.30 Uhr und 19.00 Uhr sowie samstags und sonntags von 9.00 Uhr bis 17.00 Uhr; die von Dommitzsch nach Prettin (Traglast 31 t) montags bis freitags von 5.30 Uhr bis 20.00 Uhr und samstags, sonn- und feiertags zwischen 6.30 Uhr und 20.00 Uhr.

5 Ausblick

Es wird weiterhin darauf orientiert, keinen aggregierten Einheitswert für das Rekreationspotential insgesamt zu errechnen. Dies würde zum einen den differenzierten Nutzeransprüchen nicht gerecht, andererseits treten durch die Zusammenfassung verschiedener Sachverhalte Transparenz- und Informationsverluste sowie zusätzliche Interpretationsschwierigkeiten der Gesamtwerte auf. Der Schwerpunkt für weitere Untersuchungen wird darauf liegen, die Charakteristik von erholungsrelevanten natürlichen Bedingungen, Landnutzungen und infrastrukturellen Elementen entsprechend dem Merkmalskatalog (Kapitel 3 des Beitrages) weiter zu qualifizieren sowie nutzerspezifische Ansprüche vergleichend einzubeziehen. Im weiteren soll eine Stärken-Schwächen-Analyse erfolgen. Sie ist Grundlage eines „*Rekreations-Steckbriefes*“ der Gemeinden für ein umweltverträgliches, gemeindeübergreifendes Management und für die Inwertsetzung des natürlichen Rekreationspotentials.

Literatur

- Arbeitskreis Forstliche Landespflege (Hrsg.) (1994): Waldlandschaftspflege. Ecomed. Landsberg/Lech
- Becker, C., Job, H., Witzel, A. (1996): Tourismus und nachhaltige Entwicklung: Grundlagen und praktische Ansätze für den mitteleuropäischen Raum. Wissenschaftliche Buchgesellschaft. Darmstadt
- Benthien, B. (1997): Geographie der Erholung und des Tourismus. Perthes. Gotha
- Deutsche Bahn AG (Hrsg.) (1998): DB-Fahrplan 1998/1999
- DVWK (Hrsg.) (1992): Gestaltung und Nutzung von Baggerseen – Baggerseen durch Abgrabung im Grundwasserbereich. Regeln zur Wasserwirtschaft 108. Parey. Hamburg. Berlin
- DVWK (Hrsg.) (1996): Erholung und Freizeitnutzung an Seen – Voraussetzung, Planung, Gestaltung. Merkblätter zur Wasserwirtschaft 233. Gas und Wasser mbH. Bonn
- Elsasser, P. (1996): Der Erholungswert des Waldes: monetäre Bewertung der Erholungsleistung ausgewählter Wälder in Deutschland. Sauerländer. Frankfurt a. M.
- Gareis-Grahmann, F.-J. (1993): Landschaftsbild und Umweltverträglichkeitsprüfung. Beiträge zur Umweltverträglichkeitsprüfung A 132. Berlin
- Haase, G. (1978): Zur Ableitung und Kennzeichnung von Naturpotentialen. Petermanns Geographische Mitteilungen 122, S. 113-125
- Harfst, W. (1975): Landschaftsbewertung auf regionaler Ebene. Pragmatische Ermittlung der natürlichen Erholungseignung im badenwürttembergischen Bodenseeraum. Landschaft und Stadt 7, S. 103-113
- Hoisl, R., Nohl, W., Zekorn, S., Zöllner, G. (1988): Bewertungsinstrumente zur Ermittlung der landschaftsästhetischen Auswirkungen von Flurbereinigungsmaßnahmen – Empirische Grundlage. Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung 29, S. 217-226
- Maier, J., Weber, W. (1992): Ländlicher Raum in den neuen Bundesländern: Eine vernachlässigte Raumkategorie in der Vergangenheit und ihre Chancen in der Zukunft. Der Landkreis 3, S. 130-134
- Maier, J., Weber, W. (1995): Ländliche Räume. In: Akademie für Raumforschung und Landesplanung (Hrsg.): Handwörterbuch der Raumordnung. Hannover, S. 589-596
- Mantel, K. (1990): Wald und Forst in der Geschichte. Schaper. Ahlfeld-Hannover
- Mazurski, K.R. (1989): Die Landnutzungsstruktur als Bewertungsindex für die Lebensbedingungen in einer Landschaft. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 3, S. 115-120
- Omnibus-Verkehrsgesellschaft mbH „Heideland“ (Hrsg.) (1998): Jahresfahrplan 1998/1999 des Landkreises Torgau-Oschatz
- Regionaler Planungsverband Westsachsen (1998): Regionalplan Westsachsen – Satzungsbeschluß vom 26.6.98. Leipzig
- Sinning, H. (1996): Marktorientiertes Konzept für einen sanften Tourismus. Am Beispiel des Erlebnis-Parcours im Flotwedel. Vertrieb für Bau- und Planungsliteratur. Dortmund
- Spitzer, H. (1985): Der ländliche Raum. Raumordnungsgemäße Bestimmung, Gliederung und Entwicklung. Beiträge Akademie für Raumforschung und Landesplanung. Band 85. Vincentz. Hannover
- Stadt Leipzig (Hrsg.) (1998): Statistisches Jahrbuch Leipzig
- Statistisches Bundesamt (Hrsg.) (1998): Statistisches Jahrbuch 1998 für die Bundesrepublik Deutschland. Wiesbaden
- Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen (Hrsg.) (1994): Statistisches Jahrbuch Sachsen. Kamenz
- Umweltbundesamt (Hrsg.) (1997): Daten zur Umwelt. Der Zustand der Umwelt in Deutschland. Schmidt. Berlin
- Wolf, K., Jurczek, P. (1986): Geographie der Freizeit und des Tourismus. Eugen Ulmer. Stuttgart
- Zschech, F. (1980): Der Verkehr als ein Faktor im Problemkreis Rekreation - Territorium. Greifswalder Geographische Arbeiten 1, S. 49-59

Perspektiven einer umweltverträglichen wirtschaftlichen Entwicklung in ländlichen Räumen

Frank Wätzold

1 Einleitung

Ländliche Räume sind insbesondere in den neuen Bundesländern oft gekennzeichnet durch eine brachliegende wirtschaftliche Entwicklung, die mit hoher Arbeitslosigkeit verbunden ist. Gleichzeitig kann die Ausstattung mit Naturgütern als sehr gut bezeichnet werden. Diese Merkmale treffen auch auf den Altkreis Torgau zu.¹ Beispielsweise betrug das regionale Lohnniveau 1996 nur 84% des sächsischen Durchschnitts, die offizielle Arbeitslosenquote lag 1997 bei 20% und zusätzlich waren ca. 7,5% der Erwerbstätigen in Arbeitsbeschaffungs-, Fortbildungs-, Umschulungs- oder Einarbeitungsmaßnahmen beschäftigt oder wurden nach § 249h Arbeitsförderungsgesetz (AFG) gefördert. Im Unterschied zur desolaten wirtschaftlichen Lage ist der Altkreis Torgau durch eine reiche Naturausstattung gekennzeichnet.² Dies wird beispielsweise dadurch deutlich, daß ca. 52% des Altkreises Torgau als Landschafts- oder Naturschutzgebiete ausgewiesen sind und ca. 32% als Trinkwasserschutzgebiete.³ Es stellt sich damit für den Altkreis Torgau die Frage nach dem Zusammenhang zwischen wirtschaftlicher Entwicklung und reicher Ausstattung mit Naturgütern. Der vorliegende Aufsatz konzentriert sich dabei auf den Zusammenhang zwischen wirtschaftlicher Entwicklung und Naturschutz sowie Landschaftspflege.⁴

Um den Zusammenhang zwischen wirtschaftlicher Entwicklung und Naturausstattung für einen konkreten Raum zu begreifen, ist es in einem ersten Schritt notwendig, die wirtschaftliche Entwicklung dieses Gebietes nachzuzeichnen und die aktuelle wirtschaftliche Situation zu skizzieren. Dies geschieht in Kapitel 2 dieses Beitrags. Gleichzeitig muß die Ausstattung dieses Gebietes mit Naturgütern bestimmt werden. Ein solches Vorhaben ist an dieser Stelle nicht notwendig, da dies bereits in der Arbeit von Ring und Wätzold (in diesem Bericht) erfolgt ist.

Auf der Bestimmung der wirtschaftlichen Situation und der Naturausstattung des Raumes aufbauend können aktuelle Konfliktlinien sowie zukünftige Konfliktpotentiale ermittelt wer-

¹ Das Untersuchungsgebiet konzentriert sich auf den Altkreis Kreis Torgau (vgl. Horsch und Ring in diesem Bericht).

² Eine allgemeine Einführung zum Altkreis Torgau geben Horsch und Ring (in diesem Bericht). Die historische Entwicklung der Landnutzung skizziert Kindler (in diesem Bericht). In dem Aufsatz von Ring und Wätzold (in diesem Bericht) findet sich eine ausführliche Beschreibung des Altkreises Torgau unter Naturschutzgesichtspunkten. Mit der Grundwasserausstattung beschäftigen sich die Aufsätze von Geyler und Trettin (in diesem Bericht).

³ Durch Überschneidungen der beiden Gebiete beträgt die gesamte als Schutzgebiet ausgewiesene Fläche ca. 68% des Altkreises Torgau.

⁴ Im folgenden ist mit reicher Naturausstattung ausschließlich die Naturausstattung gemeint, auf die sich Naturschutz und Landschaftspflege beziehen. Mögliche Zusammenhänge zwischen wirtschaftlicher Entwicklung und Grundwasserschutz behandelt der Beitrag von Geyler (in diesem Bericht).

den. Ebenso ist es möglich, positive Rückwirkungen der Ausstattung mit Naturgütern auf die wirtschaftliche Entwicklung und vice versa zu bestimmen. Dieser Schritt erfolgt in Kapitel 3 an Hand der Ergebnisse einer Unternehmensbefragung im Altkreis Torgau. Ein zentrales Resultat der Befragung ist, daß nach Meinung der Unternehmen aktuell keine bzw. nur geringe Konflikte zwischen wirtschaftlicher Entwicklung sowie Naturschutz und Landschaftspflege existieren, von der Mehrzahl der befragten Unternehmen die Existenz von zukünftigen Konflikten bei günstiger wirtschaftlicher Entwicklung aber als wahrscheinlich betrachtet wird. Während aus sozialen und wirtschaftlichen Gründen eine schnelle und durchgreifende ökonomische Entwicklung des Altkreises Torgau anzustreben ist, besteht offensichtlich die Gefahr, daß diese zu einer Zerstörung bzw. Beeinträchtigung der Naturausstattung des Altkreises Torgau führen kann.

Damit stellt sich die Frage nach der Initiierung einer wirtschaftlichen Entwicklung, die die reiche Naturausstattung des Altkreises Torgau nicht beeinträchtigt oder, anders ausgedrückt, die Frage nach der Initiierung umweltverträglicher wirtschaftlicher Entwicklung. Maßnahmen, die in diese Richtung wirken, können auf verschiedenen räumlichen Ebenen ansetzen. Dieser Beitrag konzentriert sich darauf zu untersuchen, welche Perspektiven für eine umweltverträgliche wirtschaftliche Entwicklung für die Akteure auf der Ebene des Altkreises Torgau existieren. Als theoretischer Hintergrund wird hierbei die Theorie des Institutionenwettbewerbs des Nobelpreisträgers Douglas C. North herangezogen, die in ihren wesentlichen Grundzügen im ersten Abschnitt von Kapitel 4 vorgestellt wird. Anschließend werden die Schwierigkeiten diskutiert, die sich bei der Anwendung der Theorie auf kommunale wirtschaftliche Entwicklungsprozesse ergeben, und es wird das methodische Vorgehen vorgestellt, daß bei der Anwendung der Theorie auf die wirtschaftliche Entwicklung des Altkreises Torgau gewählt werden sollte. Außerdem wird analysiert, welche Möglichkeiten sich auf konzeptioneller Ebene für die Einbeziehung von Umweltaspekten in die Theorie ergeben. Im Abschlußkapitel werden die wichtigsten Ergebnisse zusammengefaßt.

2 Die bisherige ökonomische Entwicklung des Altkreises Torgau

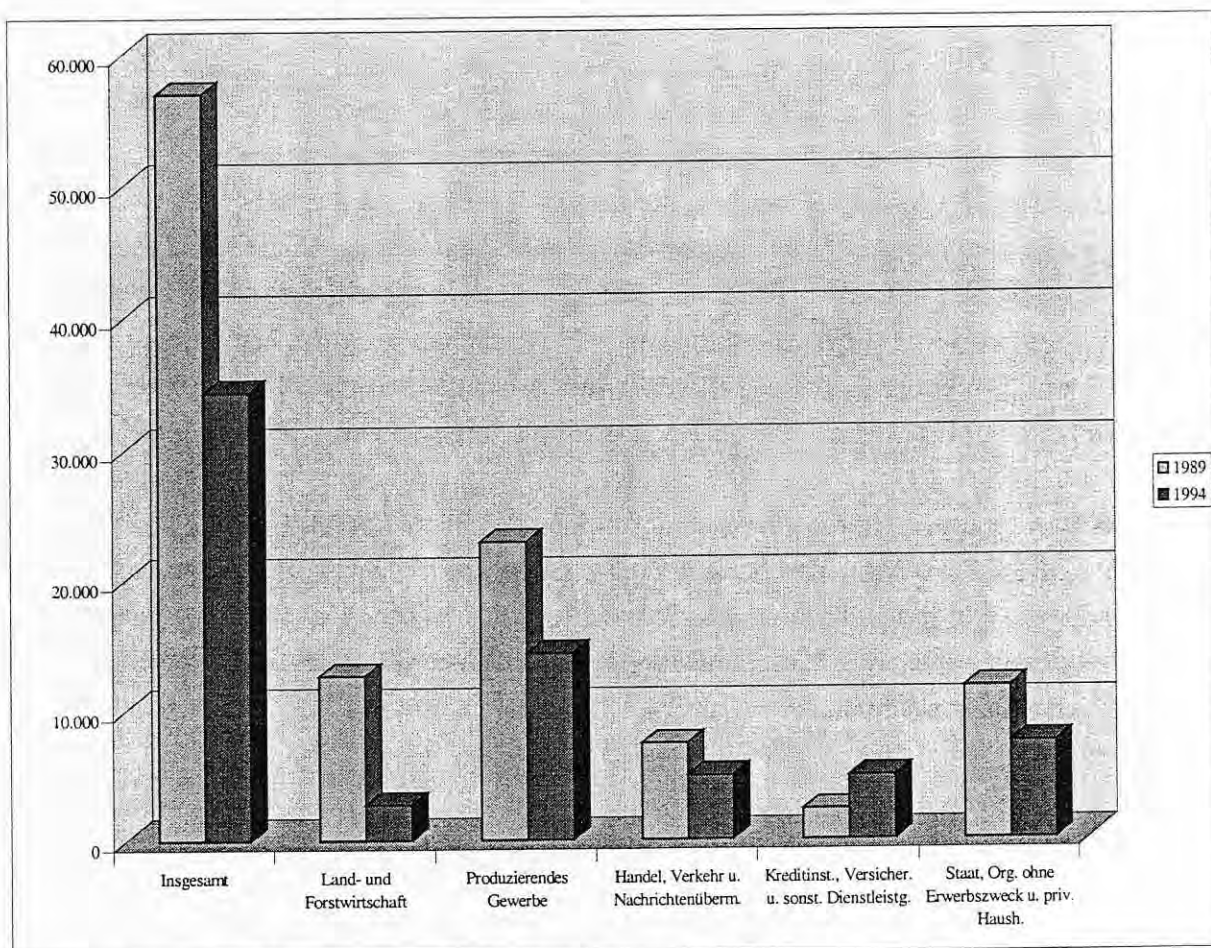
Im folgenden Abschnitt soll ein Überblick über die wirtschaftliche Situation im Altkreis Torgau gegeben werden. Hierzu wird die bisherige wirtschaftliche Entwicklung, die zur Herausbildung der heutigen Wirtschaftsstruktur geführt hat, nachgezeichnet, und es werden als wichtige Strukturdaten die demographische Entwicklung, die Arbeitslosenquote, das Einkommensniveau und die Gewerbean- und -abmeldungen präsentiert.

2.1 Die Herausbildung der heutigen Wirtschaftsstruktur

Im Altkreis Torgau hatte sich am Ende des 15. Jahrhundert das urbane Landschaftsbild so herausgebildet, wie es heute auch noch existiert. Führende wirtschaftliche Positionen nahmen die Städte Torgau, Dommitzsch, Belgern und Schildau ein. Während Landwirtschaft und Fischzucht weiterhin die Haupterwerbszweige blieben, entwickelten sich in den Städten handwerkliche Zünfte wie Schmiede, Bäcker, Schneider und Metzger. Eine wichtige Bedeutung nahm

das Braugewerbe ein, Torgauer Bier wurde sogar exportiert. Die Industrialisierung in den Kleinstädten Belgern, Dommitzsch und Schildau schritt nur zögerlich voran, es entstanden kleinere Manufakturen wie Ziegeleien oder Tuchfärbereien, die aber nie überregionale Bedeutung erlangten. In Torgau hingegen entstanden nach 1890 verschiedene Industrien, die die Stadt lange Zeit prägten. So kam es 1906 zur Gründung eines Landmaschinenbauunternehmens, 1911 wurde in Torgau ein Stahlwerk errichtet, 1926 entstand ein Steingutwerk und es wurde die Torgauer Glashütte gegründet. Schon 1894 wurde mit den Arbeiten zum Bau einer Hafenanlage an der Elbe begonnen. Die sich im Zuge der Industrialisierung herausgebildete Wirtschaftsstruktur blieb im wesentlichen auch in der Zeit des Dritten Reiches und der DDR erhalten. 1989 bildeten die Schwerpunkte der regionalen Wirtschaft der Maschinenbau, die Bereiche Glasgewerbe und Keramik sowie das Ernährungsgewerbe.

Im Zuge der Wiedervereinigung kam es in der Region Torgau zu einem tiefgreifenden wirtschaftlichen Strukturwandel. Dieser Wandel läßt sich durch die Aufteilung der Erwerbstätigen in den Jahren 1989 und 1994 auf die verschiedenen Wirtschaftsbereiche deutlich machen (Abb. 1).



Quelle: Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen.

Abb. 1: Aufteilung der Erwerbstätigen auf die verschiedenen Wirtschaftsbereiche.

Unabhängig von der Branchenaufteilung ist die augenfälligste Entwicklung ein dramatischer Beschäftigungseinbruch in Torgau-Oschatz.⁵ Die Anzahl der Erwerbstätigen ist von 56.969 im Jahr 1989 auf 34.332 im Jahr 1994 geschrumpft. Von den fünf betrachteten Wirtschaftsbereichen gab es lediglich im Bereich „Kreditinstitute, Versicherungsgewerbe und sonstige Dienstleistungsunternehmen“ einen Beschäftigungszuwachs von 2.319 auf 4.893 Erwerbstätige. Der größte Beschäftigungseinbruch fand in der Land- und Forstwirtschaft sowie Fischerei statt. Hier reduzierte sich die Zahl der Erwerbstätigen von 12.641 auf 2.733. In den anderen Bereichen sank die Beschäftigung um jeweils ca. ein Drittel. Im produzierenden Gewerbe reduzierte sie sich von 22.884 auf 14.303 Erwerbstätige, im Bereich „Gebietskörperschaften, Sozialversicherung, Organisationen ohne Erwerbszweck und private Haushalte“ von 11.722 auf 7.454 Erwerbstätige und im Bereich „Handel, Verkehr und Nachrichtenübermittlung“ von 7.403 auf 4.949 Erwerbstätige. Der Strukturwandel ist also für die Beschäftigung insgesamt gekennzeichnet von einem dramatischen Bedeutungsverlust der Fischerei-, Land- und Forstwirtschaft, einem nicht so ausgeprägten Bedeutungsverlust der anderen Wirtschaftsbereiche und einem Bedeutungszuwachs von Kreditinstituten, Versicherungsgewerben und sonstigen Dienstleistungsunternehmen.

Eine detaillierte Aufschlüsselung über die Branchenentwicklung im verarbeitenden Gewerbe gibt Tabelle 1. Betrachtet man die Strukturveränderung zwischen 1991 und 1997 im verarbeitenden Gewerbe nach den Kategorien Umsatz, Anzahl der Betriebe und in den Betrieben tätige Personen, so lassen sich die einzelnen Branchen drei Gruppen zuordnen.

Zur ersten Gruppe gehören Branchen, die bereits 1991 im Landkreis Torgau-Oschatz präsent waren und auch noch 1997 in bedeutendem Umfang existierten. Meistens ist hier die Anzahl der Unternehmen ungefähr gleich geblieben, es hat ein Arbeitsplatzabbau stattgefunden und der Umsatz hat sich erhöht. Hierzu gehören die Branchen Bergbau, Gewinnung von Steinen und Erden, Ernährungsgewerbe (allerdings mit sinkendem Umsatz), Glasgewerbe, Keramik, Verarbeitung von Steinen und Erden (allerdings mit steigender Anzahl von Unternehmen).

Zur zweiten Gruppe gehören Branchen, von denen 1991 in Torgau-Oschatz Unternehmen existierten, die aber seitdem einen starken Rückgang an Zahl, Umsatz und Beschäftigung hinnehmen mußten oder gar nicht mehr existieren. Dies gilt insbesondere für die Branchen Textil- und Bekleidungsgewerbe, Ledergewerbe, Maschinenbau sowie Herstellern von Möbeln, Schmuck und Musikinstrumenten.

⁵ Die angegebenen Zahlen beziehen sich auf die Altkreise Torgau und Oschatz. Diese sind inzwischen zusammengelegt, so daß ab 1994 nur noch Daten für den gesamten Kreis verfügbar sind und nicht mehr für die einzelnen Kreise. Als sehr grobe Richtschnur läßt sich aus den Daten von vor 1994 herauslesen, daß die Wirtschaftsstruktur in beiden Kreisen ähnlich ist. Die Aufteilung der Beschäftigten in jedem Wirtschaftsbereich entspricht ungefähr einem Verhältnis von 50 zu 50.

Tab. 1: Branchen des verarbeitenden Gewerbes im Landkreis Torgau-Oschatz.

WZ 93 ⁶	Unterabschnitt, Hauptgruppe	Abschnitt, Betriebe 1991	Anzahl Betriebe 1997	Gesamtumsatz 1991 [1.000 DM]	Gesamtumsatz 1997 [1.000 DM]	tätige Personen 1991	tätige Personen 1997
C	Bergbau u. Gewinnung von Steinen u. Erden	3	3	21.426	46.430	537	160
15	Ernährungsgewerbe	14	13	286.725	227.650	1.580	1.180
17	Textilgewerbe	3	2	-	-	-	-
18	Bekleidungsgewerbe	2	0	-	0	-	0
DB	Textil- u. Bekleidungs-gewerbe	5	2	12.057	-	921	-
DC	Ledergewerbe	2	0	-	0	-	0
DD	Holzgewerbe	2	4	-	25.778	-	143
21	Papiergewerbe	1	2	-	-	-	-
22	Verlagsgew., Druckgew., Ver- vielfält. best. Tonträger	0	2	0	-	0	-
DE	Papier-, Verlags- u. Druckge- werbe	1	4	-	59.541	-	248
DG	Chemische Industrie	1	2	-	-	-	-
DH	Herst. von Gummi- u. Kunst- stoffwaren	0	2	0	-	0	-
DI	Glasgewerbe, Keramik, Ver- arb. von Steinen u. Erden	7	17	146.421	379.148	2.835	1.394
27	Metallerzeugung u. -bearbei- tung	0	1	-	-	-	-
28	Herst. von Metallerzeugnissen	1	4	-	-	-	-
DJ	Metallerzeugung u. -bearbei- tung, Herst. von Metaller- zeugnissen	1	5	-	23.368	-	176
29	Maschinenbau	8	3	68.127	20.576	1.512	140
31	Herst. von Geräten der Elek- trizitätserzeugung, -verteilung u.ä.	1	1	-	-	-	-
33	Medizin-, Meß-, Steuer- u. Regelungstechnik, Optik	0	3	0	5.306	0	78
DL	Herst. von Büromaschinen, Elektrotechnik, Feinmechanik, Optik	1	4	-	-	-	-
36	Herst. v. Möbel, Schmuck, Musikinstrumente	2	0	-	0	-	0
D	Verarbeitendes Gewerbe	44	56	555.986	779.567	8.080	3.689

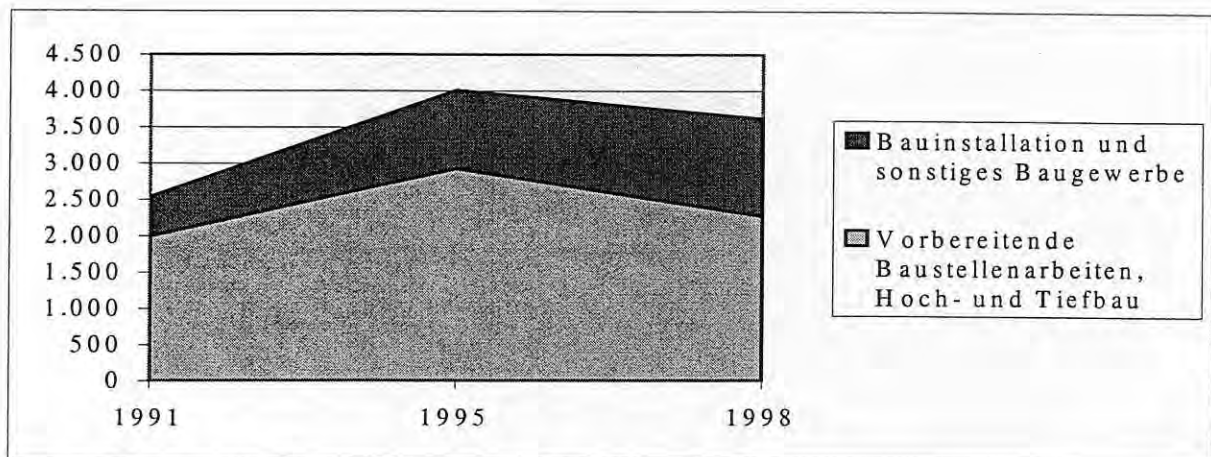
Quelle: Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen.

⁶ Dies ist die Klassifikation der Wirtschaftszweige nach dem Schema des Statistischen Bundesamtes.

In der dritten Gruppe finden sich Branchen, die 1991 in Torgau-Oschatz nur in geringem Umfang oder gar nicht vertreten waren und in denen neue Firmen entstanden sind. Aufgrund der Datenlage kann hier oft nichts über die Entwicklung von Umsatz und Beschäftigung gesagt werden.⁷ Die Firmengründungen haben jedoch zumindest zu Neueinstellungen geführt. Zu diesen Branchen gehören Holzgewerbe, Papier-, Verlags- und Druckgewerbe, Chemische Industrie, Hersteller von Gummi- und Kunststoffwaren, Metallerzeugung und -bearbeitung, Herstellung von Metallerzeugnissen, Medizin-, Meß-, Steuer- und Regelungstechnik sowie Optik.

Insgesamt war das verarbeitende Gewerbe im Landkreis Torgau-Oschatz also durch einen starken Strukturwandel gekennzeichnet. Während einige Branchen, von denen der Maschinenbau sogar prägend für Torgau-Oschatz war, ganz oder teilweise verschwunden sind, sind durch Neugründungen von Firmen andere, vorher nur in geringem Umfang existierende Branchen hinzugekommen. Einige der vorher in Torgau-Oschatz dominierenden Branchen bestimmen auch heute noch das Bild der regionalen Wirtschaft. Dies sind insbesondere das Ernährungsgewerbe und die Branchen Glasgewerbe, Keramik sowie Verarbeitung von Steinen und Erden.

Neben dem verarbeitenden Gewerbe ist das Baugewerbe einer der wichtigsten Arbeitgeber und Wirtschaftsbranchen in Torgau-Oschatz. Abbildung 2 zeigt die Veränderung der Anzahl der Beschäftigten in der Baubranche über die Zeit.



Quelle: Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen.

Abb.2: Anzahl der Beschäftigten in der Baubranche.

Die Beschäftigung in der Baubranche hat sich von 1991 auf 1995 im Zuge des allgemeinen Baubooms in den neuen Bundesländern von 2.542 auf 4.007 Personen erhöht, mit dem Abklingen des Baubooms ist sie jedoch wieder auf 3.623 Personen zurückgegangen. Diese Entwicklung wird besonders deutlich im vorbereitenden Baustellengewerbe sowie Hoch- und

⁷ Umsatz und Beschäftigung einzelner Branchen werden nicht ausgewiesen, wenn dadurch Rückschlüsse auf die Daten einzelner Unternehmen möglich sind. Bei den Branchen der dritten Gruppe existieren oft so wenig Unternehmen, daß dieser Fall eintritt.

Tiefbau. Hier kam es zwischen 1991 und 1995 zu einem Anstieg von 1.996 auf 2.929 und danach zu einem Rückgang auf 2.276 Beschäftigte.⁸ Im Bereich von Bauinstallation und sonstigem Baugewerbe ist dagegen ein kontinuierliches Beschäftigungswachstum zu verzeichnen von 546 Beschäftigten im Jahr 1991 auf 1.078 Beschäftigte im Jahr 1995 und 1.347 Beschäftigte im Jahr 1998.⁹ Somit ist trotz der in letzter Zeit in Deutschland rückläufigen Baukonjunktur das Baugewerbe in Torgau noch einer der wichtigsten Arbeitgeber.

Zum Strukturwandel im Dienstleistungssektor weist Zarof Forschungs-GmbH (1997, S. 14) darauf hin, daß im Bereich der unternehmensnahen Dienstleistungen einige größere Unternehmen im Kreis Torgau-Oschatz in den letzten Jahren entstanden sind. Gleichzeitig wird jedoch konstatiert, daß noch große Defizite in der Entwicklung des Dienstleistungssektors bestehen, die insbesondere in den Bereichen Datenverarbeitung, Datenbanken, Forschung und Entwicklung, Erziehung und Unterricht sowie Gesundheits- und Sozialwesen bestehen.

Der Umbau der Bereiche Handel und Tourismus scheint weitgehend abgeschlossen zu sein (Zarof GmbH 1997, S. 15f.). Obwohl der Anteil des Handels gemessen am Anteil der Gesamtbeschäftigungsstruktur in Sachsen in Torgau-Oschatz unterdurchschnittlich ist, reflektiert dies vermutlich eher eine geringe Kaufkraft in diesem Raum (vgl. dazu Kap. 2.2) als einen weiteren Aufbaubedarf. Darauf deutet hin, daß im Bereich des Handels Anzeichen einer rückläufigen Entwicklung festzustellen sind. Die reiche Naturausrüstung des Kreises Torgau-Oschatz bildet die Basis für einen gewissen Erholungstourismus insbesondere aus dem Raum Leipzig-Bitterfeld.¹⁰ Zwischen 1991 und 1996 erweiterte sich das Angebot an Beherbergungstätten von 20 auf 30. Obwohl sich die Aufenthaltsdauer in der Region erhöht hat und inzwischen durchschnittlich drei Tage beträgt, ist die Bettenkapazität nur zu etwa einem Drittel ausgelastet.

2.2 Demographische Entwicklung, Arbeitsmarkt und Einkommensniveau

Im Landkreis Torgau-Oschatz hat sich in den neunziger Jahren ein anhaltender Bevölkerungsrückgang vollzogen (Zarof Forschungs-GmbH 1997, S. 3). Dies lag in erster Linie am Saldo der natürlichen Bevölkerungsentwicklung (Geburten minus Sterbefälle). Dieser betrug beispielsweise von 1993 bis 1995 -2.246 Personen. Im selben Zeitraum betrug der Saldo der Wanderungsbewegungen (Zuzüge minus Fortzüge) jedoch 839 Personen, so daß es insgesamt nur zu einem Bevölkerungsrückgang um 1.407 Personen gekommen ist. Der positive Saldo der Wanderungsbewegung ist insbesondere darauf zurückzuführen, daß sich Torgau in den letzten Jahren zunehmend als Wohnstandort für Arbeitspendler im Raum Leipzig etabliert hat. Der Bevölkerungsrückgang ist 1996 zum Stillstand gekommen. In diesem Jahr gab es ein ge-

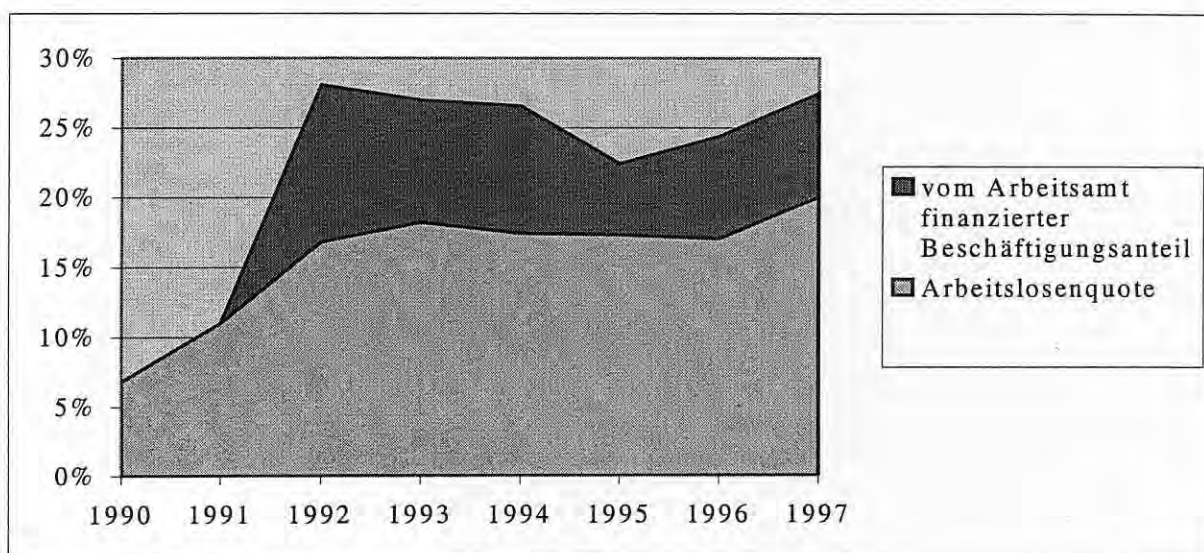
⁸ Dieser Rückgang mag jedoch überzogen sein, da für 1998 nur Daten für den Monat Dezember vorlagen (die anderen Daten sind Jahresdurchschnittswerte), der in der Regel durch eine zurückhaltende Baukonjunktur gekennzeichnet ist.

⁹ Die Zahlen für das Jahr 1998 sind vermutlich etwas nach unten zu korrigieren, da sie die Daten für das dritte Quartal wiedergeben, eine Zeit, die saisonal günstig für die Bauwirtschaft ist.

¹⁰ Vgl. ausführlich dazu den Beitrag von Müller (in diesem Bericht).

ringfügiges Bevölkerungswachstum von 4 Personen (Statistisches Jahrbuch 1997).¹¹ Die Bevölkerung ist im Vergleich zum sächsischen Durchschnitt etwas jünger. Der Anteil der Bevölkerung unter 18 Jahre liegt bei 22% (Sachsen 20,1%), zwischen 18 und 50 Jahren bei 44% (Sachsen 42,7%) und über 50 Jahre bei 34% (Sachsen 37,2%).

Der durch den wirtschaftlichen Umbruch hervorgerufene Rückgang der Beschäftigtenzahl spiegelt sich in einem Anstieg der Arbeitslosenquote wieder. Abbildung 3 zeigt den Anstieg der Arbeitslosenquote im Arbeitsamtsbezirk Oschatz¹² sowie den Anteil der vom Arbeitsamt finanzierten Beschäftigten an den gesamten Erwerbspersonen. Die vom Arbeitsamt finanzierten Beschäftigten befinden sich entweder in Arbeitsbeschaffungsmaßnahmen (ABM), in Fortbildungs-, Umschulungs- oder Einarbeitungsmaßnahmen oder werden nach § 249h AFG gefördert.¹³



Quelle: Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen.

Abb. 3: Arbeitsmarktentwicklung im Arbeitsamtsbezirk Oschatz.¹⁴

Der hohe Anteil an Beschäftigten, der sich in den letzten Jahren in vom Arbeitsamt geförderten Maßnahmen befindet (1997: 7,5% der Erwerbspersonen), unterstreicht neben der offiziellen Arbeitslosenquote (1997: 20,0%) die desolate Lage auf dem regionalen Arbeitsmarkt.¹⁵

¹¹ Für die demographische Entwicklung auf Gemeindeebene vgl. den Beitrag von Kindler und Müller (in diesem Bericht).

¹² Die Werte für 1991 beziehen sich nur auf den Altkreis Torgau. Für die anderen Jahre stehen Daten für den Altkreis Torgau nicht zur Verfügung. Es ist jedoch davon auszugehen, daß die Daten für den Arbeitsamtsbezirk Oschatz den Trend der Entwicklung für den Altkreis Torgau gut widerspiegeln.

¹³ Mit den Maßnahmen nach § 249h AFG wird die Beschäftigung arbeitsloser Arbeitnehmer auf den Gebieten der Verbesserung der Umwelt, der sozialen Dienste, der Jugendhilfe, des Breitensports und der Denkmalpflege gefördert.

¹⁴ Für den gesamten Untersuchungszeitraum liegen nur Daten für den Arbeitsamtsbezirk Oschatz vor, der aus den Kreisen Torgau-Oschatz, Döbeln und Muldentalkreis besteht. Die Daten für den gesamten Arbeitsamtsbezirk dürften nach Auskunft des Statistischen Landesamtes des Freistaates Sachsen die Situation in Torgau-Oschatz aber gut widerspiegeln.

¹⁵ 1997 lag die sächsische Arbeitslosenquote bei 18,1% und die Arbeitslosenquote im Regierungsbezirk Leipzig bei 17,6%.

Das Einkommensniveau in der Region ist relativ niedrig. Die Löhne und Gehälter in Torgau-Oschatz erreichten 1995 lediglich 84% des sächsischen Durchschnitts. Einer der Gründe hierfür ist, daß im Zuge des Stellenabbaus in den frühen neunziger Jahren vor allem qualifizierte Arbeitsplätze weggefallen sind. Weitere Ursachen des geringen Einkommensniveaus sind die starke Zersplitterung des verarbeitenden Gewerbes in überwiegend kleine Unternehmen und die relativ starke Präsenz der Bereiche Glas-Keramik und Ernährungsgewerbe, die sich durch ein niedriges Lohnniveau auszeichnen. Ein weiterer Einflußfaktor dürfte die nachlassende Tarifbindung der Unternehmen sein (Zarof Forschungs-GmbH 1997, S. 3).

Mit Hilfe der untersuchten Größen läßt sich vermuten, daß die Kaufkraft, die in erster Linie vom Einkommensniveau, der Altersstruktur der Bevölkerung und der Arbeitslosenquote abhängt, im Landkreis Torgau-Oschatz eher gering ist. Das Einkommensniveau liegt unterhalb und die Arbeitslosenquote oberhalb des sächsischen Durchschnitts. Gleichzeitig ist das Alterssegment der unter 18jährigen, das für den Konsum am wenigsten relevant sein dürfte, im Landkreis Torgau-Oschatz größer als im sächsischen Durchschnitt.

2.3 Gewerbean- und -abmeldungen

Einen Überblick über die Anzahl der Gewerbean- und -abmeldungen für das Gebiet des früheren Altkreises Torgau befindet sich in Tabelle 2. In drei Zeilen zusammengefaßt sind jeweils die Gewerbeanmeldungen eines Jahres bzw. des Zeitraumes vor 1990 und die Lebensdauer der in diesem Jahr angemeldeten Unternehmen bzw. das Jahr der Abmeldung.

Betrachtet man die Entwicklung der Gewerbeanmeldungen über die Zeit, so fällt auf, daß nach den Jahren 1990 und 1991 mit jeweils über 1.000 Gewerbeanmeldungen ein stetiger Abwärtstrend zu verzeichnen ist, der im Jahr 1997 einen Tiefpunkt mit 349 Gewerbeanmeldungen erreicht hat. Unabhängig vom Gründungsjahr läßt sich eine relativ gleichmäßige Struktur der Lebensdauer der angemeldeten Gewerbe erkennen. In der Regel werden von den angemeldeten Gewerben zwischen 15 und 25% im ersten Jahr wieder abgemeldet.¹⁶ Weitere 20 bis 30% werden in dem Zeitraum zwischen einem und drei Jahren abgemeldet und weitere 10 bis 15% in dem Zeitraum zwischen 3 und 5 Jahren.

¹⁶ Die offensichtliche Ausnahme 1997 erklärt sich dadurch, daß für 1997 zwar alle Gewerbeanmeldungen erfaßt wurden, die Abmeldungen aber nur den Stand von Dezember 1997 wiedergeben. Zu diesem Zeitpunkt existierten noch nicht alle Unternehmen ein Jahr.

Tab. 2: Gewerbean- und -abmeldungen im Altkreis Torgau.

Anmeldungen Gewerbe	Abmeldung							
vor 1990	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997
433	41	51	31	23	23	15	14	8
Anmeldungen Gewerbe	Lebensdauer in Jahren							
1990	<1		1 bis 3		3 bis 5		>5	
1.148	244		228		111		565	
Anmeldungen Gewerbe	Lebensdauer in Jahren							
1991	<1		1 bis 3		3 bis 5		>5	
1.039	185		265		115		474	
Anmeldungen Gewerbe	Lebensdauer in Jahren							
1992	<1		1 bis 3		3 bis 5		>5	
661	125		171		80		285	
Anmeldungen Gewerbe	Lebensdauer in Jahren							
1993	<1		1 bis 3			3 bis 5		
546	84		137			57		
Anmeldungen Gewerbe	Lebensdauer in Jahren							
1994	<1		1 bis 3			3 bis 5		
484	69		112			12		
Anmeldungen Gewerbe	Lebensdauer in Jahren							
1995	<1				1 bis 3			
486	84				99			
Anmeldungen Gewerbe	Lebensdauer in Jahren							
1996	<1				1 bis 3			
424	76				26			
Anmeldungen Gewerbe	Lebensdauer in Jahren							
1997	<1							
349	29							

Quelle: Ordnungsamt des Landratsamtes Torgau-Oschatz und eigene Berechnungen (Stand Dezember 1997).

Wieviele der in den einzelnen Jahren gegründeten Unternehmen Ende 1997 noch existierte, wird in Tabelle 3 ersichtlich.

Tab. 3: Bestand Unternehmen 1997 nach Gründungsjahr.

Bestand Unternehmen 1997								
Gründungsjahr								
<1990	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997
227	498	445	274	268	291	303	322	320
Bestand in % der in diesem Jahr gegründeten Unternehmen								
52,4	43,4	42,8	41,5	49,1	60,1	62,3	75,9	91,7

Quelle: Ordnungsamt des Landratsamtes Torgau-Oschatz und eigene Berechnungen (Stand Dezember 1997).

Während 1997 noch etwas mehr als 50% der vor 1990 gegründeten Unternehmen existierte, waren die entsprechenden Zahlen für die in den drei folgenden Jahren gegründeten Unter-

nehmen nur jeweils etwas mehr als 40%. Ab dem Gründungsjahr 1993 ist dann bis 1997 ein kontinuierlicher Anstieg des Anteils der Unternehmen zu verzeichnen, der bis heute noch existiert. Zu welchem Saldo sich die Gewerbean- und -abmeldungen addieren, zeigt Tabelle 4.

Tab. 4: Saldo der Gewerbean- und -abmeldungen.

Abmeldungen							
1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997
146	364	393	371	358	397	346	247
Anmeldungen							
1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997
1.148	1.039	661	546	484	486	424	349
Saldo An- und Abmeldungen							
1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997
+1.002	+675	+268	+175	+126	+89	+78	+102

Quelle: Ordnungsamt des Landratsamtes Torgau-Oschatz und eigene Berechnungen (Stand Dezember 1997).

Insgesamt ist festzuhalten, daß der Saldo von Gewerbean- und -abmeldungen im gesamten Untersuchungszeitraum für jedes Jahr positiv ist. Von 1990 bis 1996 ist jedoch ein kontinuierliches Absinken des Saldos zu verzeichnen. Erst 1997 kommt es wieder zu einem leichten Anstieg. Zusammenfassend ist zu betonen, daß die Anzahl bei den Gewerbeanmeldungen in den letzten Jahren kontinuierlich nachgelassen hat. Ob dies eher eine zunehmende Bewältigung des Strukturwandels widerspiegelt oder ein Nachlassen der wirtschaftlichen Dynamik, kann an dieser Stelle nicht beantwortet werden. Erfreulich ist jedoch, daß der Saldo der Gewerbean- und -abmeldungen in jedem Jahr seit 1990 positiv ist.

3 Zusammenhänge zwischen Naturausstattung und wirtschaftlicher Entwicklung

Vor dem Hintergrund der Darstellung der bisherigen wirtschaftlichen Entwicklung des Altkreises Torgau sowie der Beschreibung der Naturausstattung in Ring und Wätzold (in diesem Bericht) können nun die Zusammenhänge zwischen Naturausstattung und wirtschaftlicher Entwicklung für den Altkreis Torgau analysiert werden.

3.1 Allgemeine Zusammenhänge

Prinzipiell können Naturausstattung und wirtschaftliche Entwicklung auf vier verschiedene Arten aufeinander einwirken.

- Es können negative Auswirkungen der wirtschaftlichen Entwicklung auf die Naturausstattung auftreten. Beispielsweise kann durch den Bau eines Gewerbegebietes in einem Landschaftsschutzgebiet die Qualität der Naturausstattung in diesem Raum gemindert werden.
- Es können negative Auswirkungen der Naturausstattung auf die wirtschaftliche Entwicklung entstehen. Dies geschieht in erster Linie dann, wenn die hochwertige Naturausstattung

zu Schutzmaßnahmen führt, die die wirtschaftliche Entwicklung behindern. Ein Beispiel hierfür ist die Verhinderung der Ansiedlung einer Windkraftanlage aus Gründen des Natur- und Landschaftsschutzes.

- Wirtschaftliche Entwicklung kann aber auch positive Auswirkungen auf die Naturausstattung haben. Beispielsweise kann wirtschaftliche Entwicklung zu einem höheren Steueraufkommen führen, das höhere Ausgaben für Pflegemaßnahmen im Naturschutz gestattet.
- Eine hochwertige Naturausstattung kann auch zu einer positiven wirtschaftlichen Entwicklung beitragen. Dies ist etwa der Fall, wenn die reiche Naturausstattung mit landschaftlich reizvollen Effekten verbunden ist, die die touristische Erschließung einer Region wirtschaftlich attraktiv machen.

Im Altkreis Torgau hat die aktuelle wirtschaftliche Entwicklung kaum Auswirkungen auf die Naturausstattung. Geringe negative Auswirkungen durch wirtschaftliche Entwicklung sind im Bereich der Wohnbebauung zu beobachten. Hier gab es in der Vergangenheit durch Nachfrage nach Wohnraum geringfügige Ausgliederungen aus Landschaftsschutzgebieten zum Zweck der Bebauung (Wache 1997). Durch die schlechte wirtschaftliche Lage ergab sich eine negative Rückwirkung auf den Bereich Naturschutz und Landschaftspflege. Nach Angaben von Heyne et al. (1998) haben Spendenaufrufe der Naturschutzverbände für Naturschutzmaßnahmen im Altkreis Torgau bei der Bevölkerung und den Unternehmen in der letzten Zeit aufgrund der schlechten wirtschaftlichen Entwicklung nur eine sehr geringe Resonanz gefunden. Zur Bestimmung der Auswirkungen einer reichen Naturausstattung auf die wirtschaftliche Entwicklung sollen die Ergebnisse einer vom UFZ durchgeführten Unternehmensbefragung herangezogen werden, in der u. a. Fragen zu den Bereichen Naturausstattung und Wirtschaftsentwicklung gestellt wurden (vgl. Horsch et al. 1999).

3.2 Naturausstattung als Standortfaktor

Ein Ziel der Unternehmensbefragung bestand darin zu ermitteln, welche indirekten Auswirkungen sich durch die Naturausstattung für die Unternehmen im Altkreis Torgau ergeben. Diese indirekten Auswirkungen können darüber entstehen, daß sich Menschen durch die Naturausstattung angezogen fühlen. Dies kann in dreierlei Hinsicht für die Unternehmen im Altkreis Torgau positiv wirken. Zum einen finden es Mitarbeiter attraktiv, im Altkreis Torgau zu leben. Dies macht es für die Unternehmen leichter, qualifizierte Mitarbeiter zu halten oder neue zu finden. Zum anderen ist der Altkreis Torgau ein touristisches Ziel. Dies kann für die Unternehmen Absatzmöglichkeiten eröffnen. Außerdem wertet die reiche Naturausstattung die Region als Wohnort auf, was ebenfalls zu verbesserten Absatzmöglichkeiten führen kann.

Um einen Eindruck von der Gesamtbewertung der Naturausstattung durch die Unternehmen zu bekommen, wurde in der Unternehmensbefragung nach der Bedeutung der Naturausstattung als Standortfaktor gefragt. Die Unternehmen sollten zu insgesamt 35 Standortfaktoren auf einer Antwortskala von 1 bis 4 angeben, wie wichtig ihnen dieser Standortfaktor ist und wie zufrieden sie mit ihm sind (1 = sehr wichtig/zufrieden; 2 = eher wichtig/zufrieden; 3 = eher unwichtig/zufrieden; 4 = völlig unwichtig/unzufrieden).

Tab. 5: Wichtigkeit der Naturausstattung als Standortfaktor.

Standortfaktor	Durchschnittliche Wichtigkeit	Absolute Häufigkeit: Wichtigkeit 1	Absolute Häufigkeit: Wichtigkeit 2	Absolute Häufigkeit: Wichtigkeit 3	Absolute Häufigkeit: Wichtigkeit 4
Umweltqualität in der Umgebung des Standortes	2,3	15	43	17	10
Schönheit der Landschaft	2,6	11	35	17	22
Kultur- und Freizeitqualität in der Umgebung des Standortes	2,7	8	30,5*	22	24,5*
Anschluß an überregionale Verkehrsnetze: Straße**	1,7	48	20	10	7
Regionale Verkehrsanbindung: Wasserweg	3,8	3	1	3	78

Anzahl der befragten Unternehmen: 85; durchschnittliche Wichtigkeit aller 35 Standortfaktoren: 2,5;
 * die Stelle hinter dem Komma kommt dadurch zustande, daß Zwischenbewertungen gegeben wurden, etwa 2 bis 3;
 ** die hohe Bewertung dieses Standortfaktors dürfte auf eine sehr schlechte Straßenverbindung zwischen Leipzig und Torgau zurückzuführen sein.

Quelle: Horsch et al. (1999).

Tab. 6: Zufriedenheit mit der Naturausstattung als Standortfaktor.

Standortfaktor	Durchschnittliche Zufriedenheit	Absolute Häufigkeit: Zufriedenheit 1	Absolute Häufigkeit: Zufriedenheit 2	Absolute Häufigkeit: Zufriedenheit 3	Absolute Häufigkeit: Zufriedenheit 4
Umweltqualität in der Umgebung des Standortes	2,1	4	63,5	9,5	1
Schönheit der Landschaft	2,2	7	44	17	0
Kultur- und Freizeitqualität in der Umgebung des Standortes	2,9	1	19	33	12
Anschluß an überregionale Verkehrsnetze: Straße**	3,1*	2	23	20	35
Regionale Verkehrsanbindung: Wasserweg	2,4	2**	2	1	2

Anzahl der befragten Unternehmen: 85 (nicht alle Unternehmen haben alle Fragen beantwortet); durchschnittliche Zufriedenheit aller 35 Standortfaktoren: 2,6; * die niedrige Zufriedenheit mit diesem Standortfaktor dürfte auf eine sehr schlechte Straßenverbindung zwischen Leipzig und Torgau zurückzuführen sein;
 ** die geringe Zahl an Antworten ergibt sich durch die niedrige Bewertung bei der Wichtigkeit; mit einem Standortfaktor, der nicht wichtig ist, kann man auch nicht zufrieden oder unzufrieden sein.

Quelle: Horsch et al. (1999).

Die Bewertungen der Standortfaktoren „Umweltqualität in der Umgebung des Standortes“ und „Schönheit der Landschaft“ können als Indikatoren für die Bewertung der Naturausstattung herangezogen werden. Zu berücksichtigen ist dabei jedoch, daß die Bezeichnung Umweltqualität ein größeres Spektrum einschließt als die hier verfolgte Konzentration auf die Bereiche Naturschutz und Landschaftspflege. Trotzdem dürfte die Einstellung zum Indikator Umweltqualität eine Grundhaltung der Unternehmen widerspiegeln, die auch die Bewertung dieser Bereiche beeinflußt. Neben den beiden genannten Standortfaktoren wurden noch zum Vergleich die beiden Faktoren aufgeführt, denen die größte und die geringste Wichtigkeit zugesprochen wurde („Anschluß an überregionale Verkehrsnetze: Straße“ und „regionale Verkehrsanbindung: Wasserweg“). Ebenfalls zum Vergleich wurde die Bewertung eines weiteren „weichen Standortfaktors“ wiedergegeben (Kultur- und Freizeitqualität).

Die Bewertung des Standortfaktors „Schönheit der Landschaft“ ist mit 2,6 leicht unterdurchschnittlich. Trotzdem erscheint es beachtenswert, daß dem nur indirekt für das Unternehmen relevanten Faktor eine solche Bedeutung zugemessen wird. Diese liegt sogar noch über dem zum Vergleich aufgeführten weichen Standortfaktor „Kultur- und Freizeitqualität“ (2,7). Der Umweltqualität in der Nähe des Standortes wird mit 2,3 sogar ein noch größeres Gewicht zugemessen. Zu berücksichtigen ist hier aber natürlich, daß unter dem Begriff Umweltqualität nicht nur die Bereiche Naturschutz und Landschaftspflege fallen, sondern auch andere Werte wie beispielsweise eine hohe Luft- und Wasserqualität. Die befragten Unternehmen sind mit beiden Standortfaktoren überdurchschnittlich zufrieden. Angesichts der reichen Naturausstattung und ansonsten geringer Umweltprobleme ist dies nicht überraschend. Um Näheres über die Motive der Unternehmen zu erfahren, für die die Umweltqualität besonders wichtig war, wurde die Frage gestellt:

Falls Sie die Umweltqualität für Ihr Unternehmen als „eher bzw. sehr wichtig“ eingestuft haben: Welche konkrete Bedeutung hat die Umweltqualität für ihr Unternehmen?

Diese Frage wurde von 60 Unternehmen ausführlich beantwortet. Die meisten Antworten (28) betonten in diesem Zusammenhang den Beitrag des eigenen Unternehmens zum Umweltschutz. 26 Antworten wiesen auf die Bedeutung einer intakten Umwelt für die persönliche Lebensqualität hin. 10 Antworten¹⁷ bezogen sich darauf, daß Unternehmen durch Dienstleistungen/Technologien, die sie anbieten, von Umweltschutzmaßnahmen wirtschaftlich profitieren (8 gaben an, daß ihr eigenes Unternehmen davon profitiert). 5 Antworten wiesen darauf hin, daß eine hohe Umweltqualität für einige Unternehmen im Torgauer Raum eine Existenzgrundlage darstellt (mit Bezug auf Tourismus, sauberes Wasser, hochwertige landwirtschaftliche Produkte). Zwei Unternehmen äußerten sich hingegen negativ über die mit einer hohen Umweltqualität verbundenen Restriktionen (eins im Hinblick auf die Gefährdung der eigenen Konkurrenzfähigkeit und eins im Hinblick auf Einschränkung der Lebensqualität).

¹⁷ Es gab einige Mehrfachnennungen.

3.3 Tourismus und Arbeitspendler

Um genauer herauszufinden, in welcher Weise die Unternehmen von der reichen Naturausrüstung profitieren, wurden sie gefragt, ob sich ihnen durch den Tourismus in der Region Absatzmöglichkeiten erschließen.¹⁸ Hierzu wurde in der Unternehmensbefragung die Frage gestellt:

Profitiert Ihr Unternehmen vom Tourismus in der Region, z. B. durch den Ausbau der touristischen Infrastruktur oder des Gaststättengewerbes?

Die Unternehmen sollten der Frage auf einer Antwortskala von 1 bis 4 eine Zahl zuweisen (1 = eindeutig ja; 2 = eher ja; 3 = eher nicht; 4 = überhaupt nicht).

Tab. 7: Wirtschaftliche Impulse durch Tourismus.

	Durchschnitt	Anzahl	Häufigkeit 1	Häufigkeit 2	Häufigkeit 3	Häufigkeit 4
Baugewerbe	3,9	13	0	0	2	11
Dienstleistungen	3,7	21	1	1	1	18
Handel	3,4	27	2	2	7	16
Verarbeitendes Gewerbe	3,25	18	3	1	2,5	11,5
Verkehr und Nachrichtenübermittlung	3,25	4	1	0	0	3
Wasserversorgung und Bergbau	3,5	2	0	0	1	1
Summe	3,5	85	7	4	13,5	60,5

Quelle: Horsch et al. (1999).

Insgesamt gehen die Unternehmen davon aus, daß ihnen nur geringfügige wirtschaftliche Impulse durch den Tourismus entstehen. In dieser Einschätzung gibt es auch keine großen Differenzen zwischen den Branchen. Lediglich ca. 13% aller befragten Unternehmen beantworteten die Frage, ob ihr Unternehmen vom Tourismus in der Region profitiert mit eher oder eindeutig ja. Eine weitere Möglichkeit, wie sich für die Unternehmen Vorteile durch die reiche Naturausrüstung ergeben, ist die Ansiedlung von Arbeitspendlern, die in Leipzig arbeiten, aber aufgrund der schönen Naturausrüstung lieber im Altkreis Torgau wohnen.¹⁹ Wie in Kapitel 2.1 ausgeführt, gibt es bereits eine erhebliche Anzahl von Arbeitspendlern. Um den Einfluß der Ansiedlung dieser Arbeitspendler auf die Absatzmöglichkeiten der Unternehmen im Altkreis Torgau abzuschätzen, wurde den Unternehmen die Frage gestellt:

Profitiert Ihr Unternehmen von der Ansiedlung von Arbeitspendlern in der Region, etwa durch deren Bautätigkeit oder Konsumnachfrage?

¹⁸ Vgl. allgemein zum touristischen Potential und den damit für den Altkreis Torgau verbundenen Entwicklungsmöglichkeiten den Beitrag von Müller in diesem Bericht.

¹⁹ Andere Faktoren als die reiche Naturausrüstung – etwa relativ günstige Grundstückspreise – mögen natürlich bei der Entscheidung der Arbeitspendler für den Altkreis Torgau auch eine wichtige Rolle gespielt haben.

Wie bei der vorherigen Frage sollten auch hier die Unternehmen der Frage auf einer Antwortskala von 1 bis 4 eine Zahl zuweisen (1 = eindeutig ja; 2 = eher ja; 3 = eher nicht; 4 = überhaupt nicht).

Tab. 8: Wirtschaftliche Impulse durch Arbeitspendler.

	Durchschnitt	Anzahl	Absolute Häufigkeit 1	Absolute Häufigkeit 2	Absolute Häufigkeit 3	Absolute Häufigkeit 4
Baugewerbe	3,4	13	0	1	6	6
Dienstleistungen	3,3	21	0	5	4	12
Handel	2,6	27	5	9	5	8
Verarbeitendes Gewerbe	3,4	18	0	2	6	10
Verkehr und Nachrichtenübermittlung	2,8	4	1	1	0	2
Wasserversorgung und Bergbau	3,5	2	0	0	1	1
Summe	3,1	85	6	18	22	39

Quelle: Horsch et al. (1999).

Obwohl auch hier die Unternehmen mehrheitlich der Ansicht sind, daß sie von den Arbeitspendlern eher nicht oder gar nicht profitieren, sind die ökonomischen Impulse, die von den Arbeitspendlern ausgehen, nach Ansicht der Unternehmen insgesamt größer als diejenigen, die der Tourismus hervorruft. Die positiven ökonomischen Auswirkungen werden insbesondere von Unternehmen im Bereich des Handels wahrgenommen, wo mehr als die Hälfte der befragten Unternehmen die Frage, ob ihr Unternehmen von den Arbeitspendlern profitiert, mit eindeutig oder eher ja beantwortet hat. Setzt man das Ergebnis, daß die Unternehmen insgesamt in nicht großem Umfang von Arbeitspendlern und Tourismus profitieren in Zusammenhang mit der Tatsache, daß den Unternehmen die Umweltqualität und Schönheit der Landschaft relativ wichtig sind, so wird ein Ergebnis der direkten Frage nach der Bedeutung der Umweltqualität bestätigt. Ein nicht unerheblicher Teil der Unternehmen leitet die Wichtigkeit von Umweltqualität und Landschaftsschönheit eher aus einem persönlichen Gewinn für den Unternehmer bzw. Geschäftsführer und die Mitarbeiter eher aus direkten monetären Vorteilen.

3.4 Schutzgebietsausweisung als mögliche Restriktion wirtschaftlicher Entwicklung

Um Informationen darüber zu gewinnen, ob für die Unternehmen durch die mit der Schutzgebietsausweisung verbundenen Restriktionen Nachteile entstehen, wurden sie nach der Bewertung des Standortfaktors „Behinderung durch Natur- und Landschaftsschutzgebiete“ gefragt.

Diesem Standortfaktor wurde mit einem Wert von 3,5 unter 35 Standortfaktoren die drittniedrigste Wichtigkeit zugewiesen (vgl. Tab. 9). Es kann also klar davon ausgegangen werden, daß die Unternehmen in ihrer großen Mehrheit die Ausweisung von Natur- und Landschaftsschutzgebieten nicht als negativ ansehen.

Tab. 9: Bewertung des Standortfaktors „Behinderung durch Natur- und Landschaftsschutzgebiete“.

Standortfaktor	Durchschnittliche Wichtigkeit	Absolute Häufigkeit: Wichtigkeit 1	Absolute Häufigkeit: Wichtigkeit 2	Absolute Häufigkeit: Wichtigkeit 3	Absolute Häufigkeit: Wichtigkeit 4
Behinderung durch Natur- und Landschaftsschutzgebiete	3,5	7	6	7	65
Anzahl der befragten Unternehmen: 85; durchschnittliche Wichtigkeit aller Standortfaktoren (35): 2,5					

Quelle: Horsch et al. (1999).

Um herauszufinden, welche Gründe Unternehmen bewegen, die „Behinderung durch Natur- und Landschaftsschutzgebiete“ als wichtigen Standortfaktor anzusehen, wurde Ihnen die Frage gestellt:

Falls Sie die Behinderung durch Natur- und Landschaftsschutzgebiete als „eher bzw. sehr wichtig“ eingestuft haben: Welche Hemmnisse und/oder Vorteile ergeben sich dadurch für Ihr Unternehmen?

Als konkretes Hemmnis wurde von einem Unternehmen Auflagen bei Arbeiten im Naturschutzgebiet genannt, ein weiteres Unternehmen gab an, daß der Bau einer Windkraftanlage wegen der Lage im Naturschutzgebiet abgelehnt wurde. Ein anderes Unternehmen wies darauf hin, daß eine Baugenehmigung nicht erteilt wurde, während ein viertes Unternehmen betonte, daß in Landschaftsschutzgebieten Genehmigungsverfahren im Kiesabbau länger, teurer und im Ausgang ungewiß seien. Dies sei aber aktuell für das Unternehmen kein Problem.

Um einzuschätzen, ob sich die aktuell konfliktarme Situation im Falle einer durchgreifenden wirtschaftlichen Entwicklung verändern könnte, wurde den Unternehmen die Frage gestellt:

Sehen Sie die Ausweisung von Natur- und Landschaftsschutzgebieten als ein zukünftiges Hemmnis für die ökonomische Entwicklung etwa durch Restriktionen bei der Ausweisung von Gewerbegebieten/Bauland oder beim Ausbau der Infrastruktur?

Hierzu nahmen 46 der befragten 85 Unternehmen mit zum Teil sehr unterschiedlichen Antworten Stellung. Ungefähr ein Sechstel dieser Unternehmen sah prinzipiell auch zukünftig keinen Konflikt zwischen der Ausweisung von Natur- und Landschaftsschutzgebieten und der ökonomischen Entwicklung. Ein knappes Viertel der Unternehmen sah sehr deutlich die Gefahr, daß die Ausweisung von Natur- und Landschaftsschutzgebieten zu einem Hemmnis für die wirtschaftliche Entwicklung werden könnte und sprach sich für den Vorrang der wirtschaftlichen Entwicklung aus. Die deutliche Mehrheit der Unternehmen (ca. 60%) sah einen möglichen Konflikt zwischen wirtschaftlicher Entwicklung und Ausweisung von Natur- und Landschaftsschutzgebieten, sprach sich aber entweder für einen Kompromiß zwischen „Umwelt und Wirtschaft“ aus oder sah die Möglichkeit, den Konflikt mit einer „klugen“ Politik zu

begrenzen oder war trotz des Konfliktes für die Ausweisung von Natur- und Landschaftsschutzgebieten.

Zusammenfassend läßt sich festhalten, daß die große Mehrheit der Unternehmen aktuell keinen Konflikt zwischen ökonomischer Entwicklung und der Ausweisung von Natur- und Landschaftsschutzgebieten sieht. Im Falle einer verstärkten wirtschaftlichen Entwicklung wird dies nach Ansicht einer Vielzahl von Unternehmen jedoch nicht mehr gelten. Überraschenderweise sprach sich trotzdem eine verhältnismäßig große Anzahl von Unternehmen nicht automatisch für den Vorrang der wirtschaftlichen Entwicklung aus.

Die Ergebnisse der Kapitel 2 und 3 sowie der Untersuchungen in Ring und Wätzold (in diesem Bericht) lassen sich folgendermaßen zusammenfassen: Während auf der einen Seite die wirtschaftliche Entwicklung stagniert mit der Folge einer hohen Arbeitslosigkeit, existieren aktuell kaum Konflikte zwischen wirtschaftlicher Entwicklung und Umwelt- und Naturressourcenschutz. Ganz im Gegenteil wird die reiche Naturlausstattung im Altkreis Torgau von den Unternehmen als nicht unwichtiger Standortfaktor geschätzt. Gleichzeitig erscheinen Konflikte bei prosperierender wirtschaftlicher Entwicklung möglich. Es stellen sich somit die miteinander verbundenen Fragen, wie wirtschaftliche Entwicklung initiiert und wie diese Entwicklung so ausgestaltet werden kann, daß die reiche Naturlausstattung des Altkreises Torgau erhalten bleibt. Wie in der Einleitung erwähnt, soll sich die Untersuchung bezüglich der räumlichen Ebene auf die Möglichkeiten der Akteure des Altkreises Torgau konzentrieren. Es wird also nach Perspektiven einer eigenständigen umweltverträglichen wirtschaftlichen Entwicklung für diesen Raum gesucht.

4 Perspektiven einer eigenständigen umweltverträglichen wirtschaftlichen Entwicklung aus Sicht der Theorie des Institutionenwettbewerbs von North

Als Theorienhintergrund, von dem Empfehlungen für eine eigenständige umweltverträgliche wirtschaftliche Entwicklung abgeleitet werden sollen, wird die Theorie des Institutionenwettbewerbs des Nobelpreisträgers Douglas C. North gewählt. Während der Theorie des Institutionenwettbewerbs hohes Potential im Bereich regionalökonomischer Fragestellungen bescheinigt wird,²⁰ ist sie bisher nach Kenntnis des Autors noch nicht auf die Analyse der Wirtschaftspolitik eines ländlichen Raumes angewandt worden. Der Theorie des Institutionenwettbewerbs gelingt es überzeugend, in historischer Perspektive die Relevanz von Institutionen und Organisationen für die wirtschaftliche Entwicklung von Volkswirtschaften deutlich zu machen. Welche Bedeutung Institutionen und Organisationen allerdings für die kommunale wirtschaftliche Entwicklung haben, bleibt zu untersuchen.

4.1 Die Theorie des Institutionenwettbewerbs von North

Die Theorie des Institutionenwettbewerbs wird anhand einer Arbeit von North (1995) vorgestellt, in der die Möglichkeiten von „institutionellem Wettbewerb“ (institutional competition)

²⁰ So etwa von Krieger-Boden (1995, S. 78).

als einer bewußten Strategie zur Erhöhung der Wettbewerbsfähigkeit von Volkswirtschaften untersucht werden.

Die zentrale These von North ist, daß die wirtschaftliche Entwicklung von Volkswirtschaften durch die Ausgestaltung von Institutionen und deren Wandel determiniert ist. Institutioneller Wandel entsteht durch das Zusammenwirken von Organisationen und Institutionen im Umfeld ökonomischer Knappheit und somit von Konkurrenz. Institutionen sind die Restriktionen (constraints), die menschliche Handlungen bestimmen. Sie können formaler Natur sein, wie beispielsweise Verfassungen, Gesetze und Richtlinien, sie können aber auch informeller Art sein. Beispiele für informelle Institutionen sind gesellschaftliche Normen und Verhaltenserwartungen. Sowohl formale als auch informelle Institutionen bestimmen zusammen mit den „standard constraints of economics“ den Raum der möglichen Handlungen (opportunity set) in einer Volkswirtschaft. Organisationen bestehen aus Individuen, die durch einen gemeinsamen Zweck verbunden sind. Beispiele für ökonomische Organisationen sind Firmen, Gewerkschaften und Zentralbanken, Beispiele für politische Organisationen sind politische Parteien sowie gesetzgebende Instanzen und Beispiele für soziale Organisationen sind religiöse Gruppen sowie Sportvereine. Die von den Institutionen determinierten Handlungsmöglichkeiten bestimmen die Art der Organisationen, die existieren. Gleichzeitig wird durch die Organisationen institutioneller Wandel hervorgerufen. Dieser kann beispielsweise mit dem Ziel von Gesetzesänderungen direkt über politische Parteien oder indirekt über Lobbyorganisationen erfolgen. Er kann sich aber auch durch das beabsichtigte und unbeabsichtigte Verändern von gesellschaftlichen Normen und Verhaltensregeln entwickeln.²¹

Die allgegenwärtige Existenz von Konkurrenz führt dazu, daß Organisationen gezwungen sind, ihre Effizienz im Vergleich zu Konkurrenten zu verbessern. Tun sie dies nicht, so müssen sie mit ihrem Untergang rechnen. Im Fall von Monopolen besteht dieser Druck nicht, der Anreiz zu Wandel und Veränderung ist deshalb erheblich geringer. Starke organisationale Konkurrenz ist deshalb ein wesentlicher Motor von institutionellem Wandel. Dies bedeutet jedoch nicht, daß starke organisationale Konkurrenz automatisch zu wirtschaftlichem Wachstum oder gesellschaftlichem Fortschritt führt, diese Entwicklungen also mit institutionellem Wandel gleichzusetzen sind. In welche Richtung sich eine Volkswirtschaft entwickelt, hängt von der durch die Institutionen bestimmten Anreizstruktur ab. Entscheidend ist hierbei nach North, ob stärkere Anreize bestehen, in produktive oder redistributive Aktivitäten zu investieren. Während in jeder Volkswirtschaft Anreize bestehen, in beide Aktivitäten zu investieren, ist das relative Gewicht zwischen beiden Faktoren eine wichtige Determinante, die die wirtschaftliche Entwicklung einer Volkswirtschaft bestimmt. Sind die Institutionen beispiels-

²¹ Wildasin (1997, S. 39f.) weist darauf hin, daß oftmals nicht genau zwischen Organisationen und Institutionen zu trennen ist. Beispielsweise ist die EU eine Organisation, gleichzeitig wirkt sie aber durch die von ihr ausgehenden Regeln wie eine Institution. Während dem Argument von Wildasin auf theoretischer Ebene nicht gefolgt werden kann (z. B. kann man zwischen EU als Organisation und den von ihr ausgehenden Regeln als Institutionen analytisch trennen), ist sein Argument für Fallstudien von Bedeutung. Das enge Aufeinandereinwirken von Organisationen und Institutionen erlaubt in solchen Fällen nicht North zu folgen, der ausschließlich den Einfluß von Institutionen auf die wirtschaftliche Entwicklung betont, sondern es müssen sowohl Institutionen als auch Organisationen berücksichtigt werden.

weise derart ausgestaltet, daß für Firmen der stärkste Anreiz darin besteht, Produktpiraterie zu betreiben, so werden die Firmen sich entsprechend ausrichten. Besteht jedoch für Firmen der größte Anreiz darin, produktive Investitionen zu tätigen, so werden sie ihre Aktivitäten in dieser Richtung orientieren.

Individuen treffen Entscheidungen danach, wie sie institutionelle Restriktionen *wahrnehmen*, d. h. wie sie Informationen, die sie empfangen, interpretieren. Die Art und Weise, wie dies geschieht, hängt ab vom kulturellen Hintergrund der Individuen, den täglichen Problemen der Individuen (local everyday problems) und den allgemeinen „nonlocal“ Lernprozessen. Dies impliziert, daß Individuen mit unterschiedlichem Hintergrund den gleichen Tatbestand unterschiedlich interpretieren und darauf aufbauend auch unterschiedliche Entscheidungen treffen.

Der institutionelle Wandel ist begrenzt durch Pfadabhängigkeit (path dependence). Pfadabhängigkeit bedeutet, daß Volkswirtschaften nicht abrupt ihre eingeschlagene Entwicklungsrichtung ändern können. Nach North (1995, S. 30) begrenzt der „learning process“, der zu der heutigen Ausgestaltung von Institutionen geführt hat, zukünftige Handlungsoptionen. Dies ist empirisch sogar bei „Revolutionen“ zu beobachten. Diese sind oft weniger radikal, als die Rhetorik vermuten läßt.

North zeigt einige historische Beispiele, um seine Theorie des Institutionenwettbewerbs zu illustrieren. Ein Beispiel für eine zurückbleibende wirtschaftliche Entwicklung ist Spaniens ökonomischer und politischer Niedergang im 17. Jahrhundert. Hier zeigt sich nach North (1997, S. 31) insbesondere die Bedeutung der Pfadabhängigkeit, die in Spanien dazu führte, daß durchgreifende Reformen nicht erfolgten. Obwohl sich die spanische Gesellschaft ihres Niedergangs bewußt war, und es eine Reihe von Reformvorschlägen gab, gelang es der spanischen Gesellschaft nicht, diese umzusetzen und den Niedergang aufzuhalten (De Vries 1976, S. 28). Ein Beispiel für eine erfolgreiche wirtschaftliche Entwicklung sind die Niederlande im 15. und 16. Jahrhundert. Bereits früh gab es hier erfolgreiche Städte wie etwa Brügge, Gent und Lüttich, die ihren Reichtum dem Wollkleidungs- und Metallhandel verdankten. Während diese Städte nun versuchten, ihre Stellung durch die Erlangung von Monopolstellungen abzusichern, wurden diese Bestrebungen von den herrschenden Burgundern und Habsburgern konterkariert. Diese unterstützten durch die Zuteilung entsprechender Eigentumsrechte das Entstehen von neuen Städten, was die Konkurrenzsituation erhielt und die weitere ökonomische Entwicklung förderte (North 1997, S. 33f.).

4.2 Zur Relevanz der Theorie des Institutionenwettbewerbs für eine eigenständige umweltverträgliche wirtschaftliche Entwicklung

Welche Bedeutung hat nun die Theorie des Institutionenwettbewerbs für eine eigenständige umweltverträgliche wirtschaftliche Entwicklung? Hierzu ist zuerst festzuhalten, daß es eine zentrale Leistung der Theorie ist, den Blickwinkel auf den Einfluß von Institutionen und Organisationen auf die wirtschaftliche Entwicklung zu lenken. Die historischen Beispiele von North belegen die Relevanz der adäquaten Ausgestaltung von Institutionen und Organisatio-

nen für die wirtschaftliche Entwicklung von Volkswirtschaften. Während diese Bedeutung auf der Ebene von Volkswirtschaften relativ unstrittig erscheint, stellt sich die Frage nach dem Einfluß der institutionellen und organisationalen Ausgestaltung auf kommunaler Ebene, also auf der Ebene des Altkreises Torgau.

Zur Beantwortung dieser Frage ist zuerst zu klären, welcher Einfluß auf kommunaler Ebene in der Bundesrepublik Deutschland besteht, die wirtschaftliche Entwicklung zu beeinflussen. Als Indikator hierfür dient Tabelle 10, die einen Überblick über Standortfaktoren – geordnet nach dem kommunalen Einfluß – bietet.

Tab. 10: Einflußmöglichkeiten der kommunalen Wirtschaftsförderung bei der Ausgestaltung von Standortfaktoren.

Standortfaktoren	Aktionsfelder der Wirtschaftsförderung	Beeinflussungsgrad durch die Kommunen
Rahmen-, Markt- und geogr. Standortbedingungen	Gewerbesteuer, kommunale Tarife, Preise, Gebühren, Kredite, Bürgschaften, Regelungsdichte, Bürokratisierung (determiniert durch natürliche Gegebenheiten, Verfassung, Wirtschaftsordnung, Marktkräfte, Wettbewerbsrichtlinien, politische Vorgaben durch Bund, Länder und Europäische Union)	niedrig
Abgaben und Fördermittel	Regionale Wirtschaftsförderung – Förderkulisse, Kreditoptionen, Zinsen, Struktur der Förderprogramme, Existenzgründungsförderungen, Technologie- und Innovationsförderungen	
Verfügbarkeit/Kosten von Ressourcen	Gewerbeflächen, wirtschaftsnahe Infrastruktur, Telekommunikation, berufliche Fort- und Weiterbildung, Straßen-, Schienen- und Flugverkehr, Technologieinfrastruktur, unternehmensbezogene Dienstleistungen	mittel
Soziokulturelle Faktoren	„weiche“ Standortfaktoren, Kultur-, Bildungs- und Sporteinrichtungen, Krankenhäuser, Gymnasien, haushaltsnahe Infrastruktur (Einkaufszentren, ärztliche Versorgung, Kindergärten, Verbesserung der unmittelbaren Lebensumwelt und -bedingungen, Landschaftspflege, Städtebau)	
Institutionen und Kooperation	Kooperationsbereitschaft, Effizienz und Schnelligkeit, Vereinfachung und transparente Ausgestaltungen von Verwaltungsverfahren, insbesondere bei Genehmigungs- und Bauleitplanverfahren, Abbau interner Barrieren und Reform des gesamten Dienstleistungsangebots, Verringerung der internen Regelungsdichte etc.	hoch
Wirtschaftsklima	positive Einstellung zur Wirtschaft fördern, Technik- und Industrieakzeptanz erhöhen, Image verbessern, integrierte Serviceleistungen entwickeln, konsequente Kundenorientierung und Dienstleistungsausrichtung, Akquisitionsumfeld schaffen, Standort-Marketing-Strategien, regional abgestimmte Wirtschaftsförderungsdienstleistungen	

Quelle: Stemmer (1997, S. 16), leicht verändert.

In der Abbildung werden die Aktionsfelder der Wirtschaftsförderung zu sechs zentralen Standortfaktoren zusammengefaßt, die in unterschiedlichem Umfang auf der kommunalen Ebene beeinflußt werden können. Während die von der Kommune praktisch nicht beeinflussbaren Standortfaktoren Rahmen-, Markt- und geographische Standortbedingungen sowie Abgaben und Fördermittel darüber entscheiden, in welchem Land oder in welcher großräumigen Region in einem Land sich ein Unternehmen ansiedelt, entscheiden die anderen Faktoren darüber, in welcher kleinräumigen Region oder Kommune das Unternehmen letztendlich seinen Standort wählt. Hier haben die Kommunen mittlere oder sogar hohe Einflußmöglichkeiten. Insgesamt kann den Kommunen also ein wichtiger Einfluß auf die wirtschaftliche Entwicklung zugebilligt werden, insbesondere wenn man berücksichtigt, daß die Produktionsfaktoren Arbeit und Kapital zwischen Kommunen viel mobiler sind als beispielsweise zwischen Nationen. Ein im Sinne dieser Produktionsfaktoren ungünstiges kommunales Umfeld kann sehr schnell zu einer „Abstimmung mit den Füßen“ im Sinne von Tiebout (1956) führen.

Weiterhin stellt sich die Frage, ob bei den kommunalen Handlungsalternativen eine möglichst effiziente Ausgestaltung von Institutionen und Organisationen eine wichtige Rolle spielt. Ohne die Frage an dieser Stelle im Detail beantworten zu wollen, kann sie mit Blick auf Tabelle 10 grundsätzlich bejaht werden. Insbesondere in den Bereichen, in denen die Kommunen große Einflußmöglichkeiten haben, kommt der Ausgestaltung der informellen Institutionen eine große Bedeutung zu (bspw. Kooperationsbereitschaft, Effizienz und Schnelligkeit, positive Einstellung zur Wirtschaft fördern).

Ein weiteres Problem der Anwendung der Theorie des Institutionenwettbewerbs im Hinblick auf Perspektiven einer eigenständigen umweltverträglichen wirtschaftlichen Entwicklung ist methodischer Natur. North analysiert die Bedeutung von Institutionen und Organisationen aus einer historischen Perspektive. Es ist also bereits bekannt, ob eine bestimmte institutionelle und organisationale Ausgestaltung zu einer wirtschaftlich erfolgreichen Entwicklung geführt hat. Die Formulierung von wirtschaftspolitischen Empfehlungen erfordert aber ex ante Vorstellungen darüber, wie für die kommunale wirtschaftliche Entwicklung erfolgreiche Institutionen und Organisationen ausgestaltet werden müssen. Das methodische Problem wird dadurch gravierender, daß Pfadabhängigkeit und individuell unterschiedliche Wahrnehmung von Institutionen in der Theorie von North eine zentrale Rolle spielen. Aus diesem Grund lassen sich historische Erfahrungen nicht einfach auf andere Situationen übertragen.

Hierzu ist zum einen anzumerken, daß grundsätzlich jede wirtschaftspolitische Empfehlung mit den genannten Schwierigkeiten zu kämpfen hat. Dies gilt nicht nur für wirtschaftspolitische Empfehlungen, die sich aus historischen Erfahrungen ableiten, sondern auch für Empfehlungen, die auf Modellanalysen aufbauen. Modellanalysen machen nichts anderes als bestimmte wirtschaftspolitische (oder -theoretische) Ideen unter vereinfachten, genau spezifizierten Bedingungen auf ihre Auswirkungen hin zu analysieren. Ob in der Realität aber nicht gerade die im Rahmen der Modellvereinfachung als unwesentlich angenommenen Tatbestände von erheblicher Relevanz sind, ist prinzipiell unbekannt. Gerade die Existenz von Pfadabhängigkeit und die individuell unterschiedliche Wahrnehmung von Institutionen dürften die generelle Anwendbarkeit von Modellergebnissen einschränken. Somit sind auch Empfehlun-

gen, die auf Modellanalysen aufbauen, mit dem Problem konfrontiert, daß ihre Auswirkungen *ex ante* nicht bekannt sind.

Aus diesen Überlegungen lassen sich zwei mögliche Konsequenzen ziehen. Eine mögliche Konsequenz wäre die Schlußfolgerung, daß wirtschaftswissenschaftliche Politikberatung angesichts der genannten methodischen Schwierigkeiten prinzipiell unmöglich ist. Einer solchen Ansicht ist entgegenzuhalten, daß trotz dieser Schwierigkeiten so etwas wie ökonomische Erfahrung und Wissen um ökonomische Zusammenhänge existiert, und daß die Nichtnutzung dieser Erfahrung und dieses Wissens schlechtere Ergebnisse hervorbringt als ihre Nutzung.²² An diesem Argument schließt sich die zweite mögliche Konsequenz an. Diese besteht darin zu sagen, daß wirtschaftswissenschaftliche Politikberatung trotz der genannten Bedenken prinzipiell möglich ist, da die Vorteile der Politikberatung gegenüber möglichen Nachteilen eines Verzichts auf Politikberatung überwiegen. Trotzdem ist zu akzeptieren, daß Pfadabhängigkeit und individuelle Wahrnehmung von Institutionen eine wichtige Rolle spielen und insofern ist dies – so weit es möglich ist – in die Politikberatung mit einzubeziehen.²³

Die bisherigen Ausführungen zur Theorie des Institutionenwettbewerbs bezogen sich ausschließlich auf wirtschaftliche Entwicklung. Zu klären ist – auf einer konzeptionellen Ebene –, wie der Aspekt der Umweltverträglichkeit²⁴ in die Theorie integriert werden kann. Grundsätzlich ist zu konstatieren, daß die Umweltverträglichkeit von wirtschaftlicher Entwicklung auch von der Ausgestaltung von Organisationen und Institutionen abhängt. Beispielsweise können Organisationen existieren, deren direktes Ziel es ist, Umweltschutz zu betreiben. Es können aber auch Organisationen bestehen, bei denen Umweltziele nur ein Ziel neben anderen Zielen sind und es können auch Organisationen existieren, bei denen Umweltziele gar nicht vorkommen. Ebenfalls relevant ist die Ausgestaltung von Institutionen. In diesen können Umweltaspekte eine wichtige Rolle spielen, sie können aber auch nur eine Nebenrolle spielen oder vollständig unberücksichtigt bleiben. Diese Institutionen können formalen Charakter haben, sie können aber auch informeller Natur sein. Ein Beispiel für eine informelle Restriktion ist die in Kapitel 3 dargelegte Einstellung der Unternehmen zu zukünftigen Natur- und Landschaftsschutzgebietsausweisungen. Im Hinblick auf eine umweltverträgliche wirtschaftliche Entwicklung ist nun zu analysieren, welche Restriktionen sich für die wirtschaftliche Entwicklung aus der umweltpolitisch begründeten Ausgestaltung von Institutionen und Organisationen ergeben und wie diese Restriktionen zu bewerten sind. Dies schließt die Untersuchung mit ein, ob die Restriktionen im Sinne des Umweltschutzes streng genug sind. Es stellt sich nun die Frage, welches methodische Vorgehen zur Erarbeitung von Empfehlungen für eine umweltverträgliche wirtschaftliche Entwicklung gewählt wird.

²² Dies ist ganz im Sinne von Dixit (1996, S. 1), der einen Politikberater zitierend schreibt: „Economists do not know very much about the economy; other people, including the politicians who make economic policy, know even less.“

²³ Eine offensichtliche dritte Variante bestünde darin, Pfadabhängigkeit und individuell unterschiedliche Wahrnehmung von Institutionen für irrelevant zu halten. Diese Position scheint jedoch angesichts der empirischen Evidenz nicht überzeugend.

²⁴ Da es sich hier um konzeptionelle Überlegungen handelt, wird allgemein von Umweltverträglichkeit gesprochen, ohne den bisher in der Arbeit verfolgten besonderen Bezug zu Naturschutz und Landschaftspflege.

4.2 Methodische Vorgehensweise zur Bestimmung wirtschaftspolitischer Empfehlungen

Knüpft man an die wirtschaftsgeschichtliche Perspektive von North an, so liegt die Vorgehensweise nahe, historische Erfahrungen, die mit dem Einfluß der institutionellen und organisationalen Ausgestaltung auf umweltverträgliche wirtschaftliche Entwicklung von ländlichen Räumen gemacht wurden, zu analysieren, und darauf aufbauend, wirtschaftspolitische Empfehlungen zu entwickeln. Diese Perspektive ist jedoch dadurch begrenzt, daß meines Wissens keine Studien existieren, die sich explizit mit dem Einfluß von Institutionen und Organisationen auf umweltverträgliche wirtschaftliche Entwicklung in ländlichen Räumen in Deutschland beschäftigen. Nichtsdestotrotz liegen historische Erfahrungen mit den wirtschaftlichen Auswirkungen der unterschiedlichen Ausgestaltung von Institutionen und Organisationen in ländlichen Räumen vor, die bei der Erarbeitung von wirtschaftspolitischen Empfehlungen für ländliche Räume – soweit verfügbar – genutzt werden müssen. Offensichtlich müssen diese jedoch angesichts von Pfadabhängigkeit und unterschiedlicher individueller Wahrnehmung von Institutionen darauf hin untersucht werden, ob sie auf die Situation des Altkreises Torgau übertragbar sind.

Obwohl keine detaillierten historischen Studien in bezug auf ländliche Räume vorliegen, können aus den existierenden Untersuchungen über den Einfluß von Institutionen und Organisationen auf die wirtschaftliche Entwicklung in Volkswirtschaften allgemeine Prinzipien hergeleitet werden, anhand derer beurteilt werden kann, ob eine bestimmte Institution oder Organisation zur wirtschaftlichen Entwicklung beiträgt. Ein Beispiel für ein solches Prinzip ist das Postulat von North, daß eine Volkswirtschaft sich wirtschaftlich um so besser entwickelt, je mehr Anreize für produktive und je weniger Anreize für redistributive Aktivitäten bestehen. Die Bestimmung einer Reihe von allgemeinen Prinzipien, die in einer historischen Perspektive dazu geführt haben, daß ihre Befolgung bei der Ausgestaltung von Institutionen und Organisationen zu wirtschaftlicher Entwicklung geführt haben, ermöglicht die Bildung von Prüfkriterien, vor deren Hintergrund die einzelnen institutionellen und organisationalen Ausgestaltungen auf ihre Wirkungen in bezug auf die wirtschaftliche Entwicklung eingeschätzt werden können. Dies schließt natürlich nicht aus, daß gewichtige Gründe diese generellen Prinzipien im Einzelfall auch in Frage stellen können. Beispielsweise könnte die Befolgung der Prinzipien zu nicht verantwortbarer Umweltzerstörung führen. In einem ersten Schritt ermöglichen die Prinzipien jedoch eine Orientierung über mögliche Wirkungen von Institutionen und Organisationen auf die wirtschaftliche Entwicklung.

Um die kommunalen Institutionen und Organisationen an den zu entwickelnden Prinzipien überprüfen zu können, muß für den Untersuchungsraum bestimmt werden, welche relevanten Institutionen und Organisationen existieren. Hierzu wurden für den Altkreis Torgau in Horsch et al. (1999) erste Vorarbeiten geleistet. Als für die wirtschaftliche Entwicklung wichtige Organisationen im Altkreis Torgau wurden die kommunale Wirtschaftsförderung, die kommu-

nen Verwaltungen, die Regionalinitiative Torgau-Oschatz,²⁵ der Wirtschaftsförderverein,²⁶ die Industrie- und Handelskammer, die Handwerkskammer sowie Gewerkschaften und Betriebsräte auf kommunaler Ebene identifiziert.²⁷

Nach der Bestimmung der Institutionen und Organisationen können diese anhand der entwickelten allgemeinen Prinzipien auf ihre Auswirkungen im Hinblick auf die wirtschaftliche Entwicklung überprüft werden. Diese Überprüfung kann aber nur erste Anhaltspunkte liefern. Um die Funktionsweise der Institutionen und Organisationen zu verstehen, ist es notwendig, zu analysieren, wie diese von den Individuen interpretiert werden und welche Pfadabhängigkeiten im Altkreis Torgau existieren.²⁸ Weiterhin ist zu analysieren, welche Umweltauswirkungen sich durch die bestehenden Organisationen und Institutionen ergeben.

Aufbauend auf der Analyse der bestehenden Institutionen und Organisationen können dann Empfehlungen abgeleitet werden, wie diese sich im Hinblick auf eine verbesserte umweltverträgliche wirtschaftliche Entwicklung verändern müßten.

5 Zusammenfassung der Ergebnisse

Im Altkreis Torgau hat in den letzten Jahren ein wirtschaftlicher Strukturbruch stattgefunden, dessen Auswirkungen die heutige ökonomische Situation bestimmen. Die Beschäftigung in der Landwirtschaft auf dem Gebiet des heutigen Kreises Torgau-Oschatz ist von früher knapp 13.000 auf heute nur noch knapp 3.000 Erwerbstätige geschrumpft. Der Maschinenbau als eine der früher dominierenden Branchen hat seine Bedeutung fast völlig eingebüßt. Die weiteren früher die Wirtschaftsstruktur bestimmenden Bereiche (Glasgewerbe, Keramik, Verarbeitung von Steinen und Erden und Ernährungsgewerbe) sind auch heute noch für die Wirtschaft der Region prägend, beschäftigen aber nur noch ca. zwei Drittel der ehemals Beschäftigten. Die Beschäftigung hat sich im Bereich Kreditinstitute, Versicherungsgewerbe und sonstige Dienstleistungsunternehmen ausgedehnt. Weiterhin sind neue Unternehmen in den Branchen Holzgewerbe, Papier- Verlags- und Druckgewerbe, Chemische Industrie, Hersteller von Gummi- und Kunststoffwaren, Metallerzeugung und -bearbeitung, Herstellung von Metallerzeugnissen, Medizin-, Meß-, Steuer- und Regelungstechnik sowie Optik entstanden. Insgesamt konnte aber bei weitem nicht der massive Arbeitsplatzverlust ausgeglichen werden, so daß die offizielle Arbeitslosenquote 1997 bei 20% lag und weitere 7,5% der Erwerbstätigen in vom Arbeitsamt geförderten Maßnahmen beschäftigt waren.

Im Gegensatz zur negativ zu bewertenden wirtschaftlichen Situation kann die Ausstattung mit Naturgütern im Bereich Naturschutz und Landschaftspflege als sehr gut bezeichnet werden. Angesichts der desolaten wirtschaftlichen Lage ist es nicht überraschend, daß aktuell nur

²⁵ Die Regionalinitiative der Landkreise Torgau-Oschatz und Döbeln wurde Anfang 1996 von den beiden Landräten der Landkreise ins Leben gerufen. Sie soll regionale Akteure zusammenführen und damit die in der Region vorhandenen Potentiale und Initiativen bündeln sowie tragfähige Perspektivvorhaben entwickeln.

²⁶ Der Wirtschaftsförderverein wurde von der regionalen Wirtschaft gegründet und soll die regionale wirtschaftliche Entwicklung vorantreiben.

²⁷ Im Rahmen der Unternehmensbefragung wurde auch mit der Bestimmung von Institutionen begonnen, diese Bestimmung ist allerdings noch nicht abgeschlossen.

²⁸ Auch hierfür wurden in einer Unternehmensbefragung (Horsch et al. 1999) erste Schritte unternommen.

geringe Konflikte zwischen wirtschaftlicher Entwicklung auf der einen Seite und Naturschutz und Landschaftspflege auf der anderen Seite existieren. Laut Ergebnissen einer Unternehmensbefragung im Altkreis Torgau ist aber zu erwarten, daß sich dies bei einer Besserung der ökonomischen Situation ändert. Interessant ist, daß sich die Mehrheit der Unternehmen in einem solchen Fall nicht automatisch für den Vorrang der wirtschaftlichen Entwicklung ausgesprochen hat, sondern daß ein Kompromiß zwischen wirtschaftlicher Entwicklung und Naturschutz und Landschaftspflege angestrebt wird. Hieraus ergibt sich als Herausforderung für die Forschung, Perspektiven zu entwickeln, wie auf der Ebene des Altkreises Torgau ein wirtschaftlicher Entwicklungsprozeß angestoßen werden kann, der gleichzeitig umweltverträglich ist.

Als theoretische Grundlage hierfür wird die Theorie des Institutionenwettbewerbs von North gewählt. Nach dieser Theorie sind die Ausgestaltung von Institutionen und Organisationen für die wirtschaftliche Entwicklung einer Volkswirtschaft von entscheidender Bedeutung. Da auch die institutionelle und organisationale Ausgestaltung für die kommunale wirtschaftliche Entwicklung von großer Relevanz sein dürfte und von den kommunalen Akteuren auch hierauf Einfluß genommen werden kann, scheint die Theorie als Hintergrund für die Ableitung wirtschaftlicher Entwicklungsperspektiven geeignet. Auf konzeptioneller Ebene kann der Aspekt der Umweltverträglichkeit in die Theorie integriert werden, indem die Ausgestaltung von Institutionen und Organisationen im Hinblick auf ihre Umweltwirkungen untersucht wird. Es ist konkret zu prüfen, welche Restriktionen sich für die wirtschaftliche Entwicklung aus umweltpolitisch motivierten institutionellen Ausgestaltungen ergeben und wie diese zu bewerten sind.

Als methodische Vorgehensweise wird vorgeschlagen, in einem ersten Schritt aus historischen Untersuchungen über den ökonomischen Einfluß von Institutionen und Organisationen in Volkswirtschaften allgemeine Prinzipien herzuleiten, anhand derer eine erste Beurteilung erfolgen kann, welche Auswirkungen die Ausgestaltung einer Institution oder Organisation auf die wirtschaftliche Entwicklung hat. Nach Identifizierung relevanter Organisationen und Institutionen im Altkreis Torgau können diese dann an Hand der Prinzipien daran überprüft werden, wie sich ihre Ausgestaltung auf die wirtschaftliche Entwicklung auswirkt. Hierbei sind jedoch Pfadabhängigkeit und individuell unterschiedliche Wahrnehmung von Institutionen zu berücksichtigen. Abschließend ist zu analysieren, welche Umweltauswirkungen sich durch die bestehenden Organisationen und Institutionen ergeben. Aufbauend auf diesen Untersuchungen können dann Empfehlungen abgeleitet werden, wie sich Organisationen und Institutionen im Hinblick auf eine verbesserte umweltverträgliche wirtschaftliche Entwicklung verändern müßten.

Literatur

- De Vries, J. (1976): *The Economy of Europe in an Age of Crisis, 1600-1750*. Cambridge
 Dixit, A.K. (1996): *The Making of Economic Policy: A Transaction-Cost Politics Perspective*. MIT Press. Cambridge, Mass. London
 Heyne, Legler, Schemele (1998): Gespräch im Regierungspräsidium Leipzig am 11.2.1998 mit Frau Heyne (Referat Umweltrecht), Dr. Legler (Referat Naturschutz) und Dr. Schemele (Referat Naturschutz)

- Horsch, H., Wätzold, F., Klauer, B., Geyler, S., Hain, J. (1999): Zukunftschancen im Torgauer Raum: Umweltqualität, wirtschaftliche Entwicklung und Ressourcenschutz. Ergebnisse einer Unternehmensbefragung. UFZ-Bericht (in Vorbereitung)
- Krieger-Boden, S. (1995): Die räumliche Dimension in der Wirtschaftstheorie: Ältere und neuere Erklärungsansätze. Kieler Sonderpublikationen. Kiel
- Landratsamt Torgau-Oschatz (1995): Landschaftsrahmenplan des Landkreises Torgau-Oschatz für das Gebiet des ehemaligen Landkreises Torgau
- North, D.C. (1995): Institutional Competition. In: Siebert, H. (Hrsg.): Locational Competition in the World Economy. Tübingen, pp. 27-37
- Stember, J. (1997): Kommunale Wirtschaftsförderung: Innovationen zwischen Regionalisierung, Globalisierung und Verwaltungsreform. Deutscher Kommunal-Verlag. Vieselbach/Erfurt
- Tiebout, C. (1956): A Pure Theory of Local Expenditure. Journal of Political Economy 64, pp. 416-424
- Wache (1997): Gespräch mit Frau Dr. Wache, Leiterin der Unteren Naturschutzbehörde in Torgau, am 9.12.1997 in Torgau
- Wildasin, D.E. (1997): Comment on Douglas C. North: „Institutional Competition“. In: Siebert, H. (Hrsg.): Locational Competition in the World Economy. Tübingen, pp. 38-44
- Zarof Forschungs-GmbH (1997): Regionalinitiative der Landkreise Torgau-Oschatz und Döbeln. Projektdokumentation

Zum Nutzungskonflikt zwischen Gewässerschutz und wirtschaftlicher Entwicklung in ländlichen Räumen: Das Beispiel Lake George im Bundesstaat New York

Sabine U. O'Hara ¹

1 Nachhaltigkeit im Spannungsfeld von Ökologie und Ökonomie

Der Begriff „Nachhaltigkeit“ oder „Nachhaltige Entwicklung“ beschreibt das Spannungsfeld zwischen wirtschaftlicher Entwicklung und Umweltschutz. Dieses Spannungsfeld ist der dominierenden neoklassischen ökonomischen Theorie nach auf das Externalitätenproblem zurückzuführen. Danach haben wirtschaftliche Aktivitäten Nebenwirkungen zur Folge, die sich nicht in den Kosten und Nutzen der wirtschaftlichen Aktivität selbst widerspiegeln, sondern sich auf Dritte, unbeteiligte Parteien auswirken. Umweltprobleme sind ein gängiges Beispiel solcher Nebenwirkungen: Produktion und Konsum führen zu Umweltbelastungen, die wiederum Kosten verursachen. Sie treten beispielsweise in Form von Fischsterben, Verlust an Artenvielfalt und genetischem Material, Wasseraufbereitungskosten, Arbeitsausfall und medizinischen Behandlungskosten auf Grund von Gesundheitsschäden in Erscheinung. Die Liste ist bekanntlich lang und besteht aus vielen konkreten Folgewirkungen, deren Kosten eine Einschränkung oder zumindest eine Veränderung der wirtschaftlichen Aktivitäten notwendig machen.

Wie ist mit diesen externen Effekten umzugehen? Wenn nachhaltige Entwicklung im Gegensatz zur uneingeschränkten wirtschaftlichen Entwicklung einen Verzicht auf die vielfältigen positiven Effekte wirtschaftlicher Aktivitäten mit sich bringt, wer trägt dann die Kosten der gesamtgesellschaftlichen Nutzenssteigerung durch den Umweltschutz? Und was ist zu tun, wenn der Nutzen einer nachhaltigeren Wirtschaftsweise nur *einer* Region zu Gute kommt, während die Kosten von einer anderen getragen werden müssen? Gerade ländliche Räume sehen sich oft als die Verlierer im Spannungsfeld nachhaltigen Wirtschaftens.

Zum einen werden ländliche Räume schon seit langem für Umweltqualitätssicherung schlechthin verantwortlich gemacht. Da geht es um offene Flächen zur Erhaltung von Arten, um Feuchtgebiete als Retentionsflächen bei Überschwemmungen, um Wasserschutz und vieles mehr. Umweltschutz, so scheint es, fordert viel von ländlichen Regionen, während die Vorteile wirtschaftlicher Entwicklungen oft den Ballungsgebieten zu Gute kommen, die von verstärkten wirtschaftlichen Aktivitäten, höheren Einkommen und Arbeitsplätzen profitieren.

Zum anderen sind ländliche Regionen oft sehr direkt mit dem Spannungsfeld Entwicklung und Umweltschutz konfrontiert. Ländliche Raumnutzung per se ist nämlich noch lange kein Garant für Nachhaltigkeit. Ländliche Regionen sind oft in ganz besonderem Maße auf ihre Umweltressourcen als Basis wirtschaftlicher Entwicklungen angewiesen. Das trifft sowohl für

¹ Die Autorin dankt Dr. Stefan Vögele, Zentrum für Europäische Wirtschaftsforschung, Mannheim und Jose Vazquez, Department of Economics, Rensselaer Polytechnic Institute, Troy für ihren Beitrag zum Input-Output-Modell, auf dem die im Beitrag vorgestellten vorläufigen Ergebnisse basieren.

die extrahierende Industrie wie den Bergbau oder die Forstwirtschaft als auch für den Tourismus zu. Sind beispielsweise nicht-erneuerbare Ressourcen erschöpft, ist keine Basis mehr für zukünftige wirtschaftliche Entwicklung vorhanden. Ähnlich ist die Situation auch bei erneuerbaren Ressourcen. Werden die erneuerbaren Ressourcen überstrapaziert, so steht es schlecht um die zukünftige Ernte, oder sind die Seen und Flüsse verschmutzt, wird zumindest die Attraktivität eines Erholungsgebietes reduziert, wenn nicht sogar zunichte gemacht.

Abgesehen von solchen Wechselwirkungen zwischen Umwelt und Entwicklung, weist das Beispiel Tourismus auch noch auf weitere, damit verbundene Aspekte der nachhaltigen Entwicklung hin. Nachhaltigkeit bezieht sich nicht nur auf den Umweltbereich sondern auch auf die Lebensqualität. Das heißt, Nachhaltigkeit schließt sowohl ökologische als auch soziale Faktoren ein. Wenn die Idylle eines kleinen Dorfes zerstört wird, der oft langsamere Lebensrhythmus, die Stille und Sicherheit in Folge wirtschaftlicher Entwicklungen in Gefahr geraten, gehen gerade jene Charakteristika verloren, die zur Attraktivität eines ländlichen Raumes beitragen. Nimmt also wirtschaftliche Entwicklung überhand und geht sie zu Lasten ökologischer und sozialer Nachhaltigkeit, dann ist damit auch die wirtschaftliche Basis eines ländlichen Raumes in Frage gestellt. Spätestens in dieser Situation ist das Verständnis nachhaltiger Entwicklung als ein Entwicklungskonzept, in dem sich wirtschaftliche, soziale und ökologische Faktoren im Gleichgewicht befinden, zunehmend gegeben (WCED 1987; Robinson und Tinker 1995; O'Hara 1998a).²

Die Lake George Region im Nordosten des Bundesstaates New York ist geradezu beispielhaft für das obengenannte Spannungsfeld im Kontext nachhaltiger Entwicklung in ländlichen Räumen. Lake George's wirtschaftliche Basis ist der Tourismus, dessen zunehmende Ausweitung die naturräumliche Grundlage des Fremdenverkehrs, nämlich die Wasserqualität des Sees Lake George bedroht. Anhand des Beispiels der Region Lake George wird daher im folgenden zunächst das Spannungsfeld zwischen Ökologie und Ökonomie umrissen. Es folgt eine Analyse von Entwicklungsalternativen, die die Konflikte zwischen wirtschaftlicher Entwicklung, sozialer Tragfähigkeit und Wasserschutz reduzieren sollen. Die Bewertung alternativer Entwicklungsmuster wird im letzten Teil des Beitrages zur Diskussion gestellt.

2 Tourismus als Basis wirtschaftlicher Entwicklung

Die Suche nach nachhaltigen Entwicklungsalternativen einer Region fängt oft außerhalb der Region an. Dies muß nicht unbedingt negativ sein. Ein Blick nach außen kann unter Umständen neue Impulse geben und eingefahrene Entwicklungsmuster verändern. Allzu oft ist allerdings das Gegenteil der Fall. Der Blick nach außen ist oft gerade ein Blick auf eingefahrene Entwicklungsmuster sowie allgemein akzeptierte Praktiken und Theorien. Dies geht nicht zuletzt auf die wirtschaftliche Entwicklungstheorie selbst zurück, die sich an universellen Mu-

² Über diese abstrakte Betrachtung der Dreidimensionalität hinaus ist die Frage einer konkreten Definition nachhaltiger Entwicklungsindikatoren, wie zum Beispiel ökologische und soziale Tragfähigkeitsgrenzen, nach wie vor nicht eindeutig gelöst.

stern und allgemeingültigen Regeln orientiert.³ Nachhaltige Entwicklung erfordert demgegenüber eine stärkere „Innenorientierung“ auf die Region selbst. Spezifische ökologische Charakteristika müssen in Erwägung gezogen werden, um ökologischen und sozialen Nachhaltigkeitskriterien Rechnung zu tragen (Power 1996, 1997; O'Hara 1998b). Dies erfordert zunächst eine historische Analyse der Ursachen und Effekte sozialer und ökologischer Veränderungen in der Region. Vor allem ökologische Veränderungen werden oft erst nach Jahren sichtbar, so daß eine Bestandsaufnahme des status quo nicht ausreicht, um die entscheidenden Einflußfaktoren sozialer und ökologischer Veränderungen aufzuzeigen.

2.1 Entwicklungsgeschichte der Region

Die Lake George Region liegt im Nordosten des Bundesstaates New York am Rande des Adirondack Parks. International bekannt ist der Adirondack Park vor allem durch den Skiort Lake Placid, der in der „High peaks“ Region des Adirondack Gebirges liegt. Die Region hatte vor allem auf Grund ihrer forstwirtschaftlichen Ressourcen und als Transportweg wirtschaftliche Bedeutung. Der See Lake George selbst, ein kristallklarer Bergsee, umgeben von Wäldern und Gipfeln, ist ca. 1,5 Meilen breit (ca. 2,3 km) und 31 Meilen lang (ca. 51 km) und erstreckt sich in Nordsüdrichtung von der kanadischen Grenze in den Bundesstaat New York hinein. Darüber hinaus war der See auch schon während der Jahrhundertwende ein bekanntes Ausflugsziel und Erholungsgebiet.

Der Bundesstaat New York gründete 1961 den Lake George Park, um den See vor den unerwünschten Nebenwirkungen neuer Siedlungen und Fremdenverkehrsaktivitäten zu schützen. Der Park beinhaltet ein Naturschutzgebiet, das aus ca. 150 Quadratmeilen auf privatem Eigentum basierenden und 100 Quadratmeilen auf staatlichem Eigentum basierenden Flächen mit zum Teil stark eingeschränkter Landnutzung besteht. Mit der Fertigstellung der Northway, einem Interstate Highway, der in Nordsüdrichtung am westlichen Ufer des Sees entlangführt und die Ballungsgebiete New York City und Montreal mit der Lake George Region verbindet, nahm der Fremdenverkehr in Lake George deutlich zu. Trotz dieser zunehmenden Belastung erschien das Naturschutzprojekt Lake George erfolgreich. Bis Anfang der siebziger Jahre blieb die Wasserqualität des Sees weitgehend unbeeinträchtigt.

Während der letzten zwanzig Jahre hat sich das Bild allerdings zunehmend verändert und chemische wie auch biologische Wasserqualitätsindikatoren deuten auf eine zunehmende Verschlechterung der Wasserqualität hin. Besonders deutlich sind die Einträge an Nitrat, Phosphat und Salz gestiegen (Aulenbach und Cleseri 1972, 1973; Boylen 1985; Boylen et al. 1991). Zwischen 1980 und 1990 erhöhte sich zum Beispiel der Salzgehalt von 5,89 mg/l auf 8,71 mg/l, ein Anstieg um 32%. Nitrat- und Phosphatkonzentrationen nahmen im gleichen Zeitraum um 15% bzw. 80% zu. Vor allem die Phosphatkonzentrationen weisen erhebliche

³ Die gängigste dieser Entwicklungstheorien ist die sogenannte Basistheorie wirtschaftlicher Entwicklung. Danach hängt die erfolgreiche wirtschaftliche Entwicklung einer Region vorwiegend von exportorientierten Basissektoren ab. Wenn es gelingt, diese Basissektoren zu stärken, profitiert die Region von direkten, indirekten und induzierten Einkommens- und Beschäftigungseffekten, die eine Multiplikatorenwirkung innerhalb der Region auslösen und zu einer generellen Stärkung der Wirtschaft innerhalb der Region beitragen.

Schwankungen auf und halten sich, trotz der steilen Anstiegsraten nach wie vor auf relativ niedrigem Niveau. Zunehmendes Plankton und Macrophytenwachstum deuten auch auf eine deutliche Veränderung des nährstoffarmen Kaltwassersees hin (Boylen et al. 1991).

Die inzwischen zu beobachtenden Wasserqualitätsveränderungen sind besonders deutlich am Süden des Sees, wo auch der Fremdenverkehr und die Besiedlung der Region am stärksten zugenommen haben. In Warren County,⁴ dem bevölkerungsreichsten der drei Counties in der Lake George Region, wuchs die Bevölkerung zwischen 1960 und 1990 um 35%. Im Vergleich dazu hatte der Bundesstaat New York ein durchschnittliches Bevölkerungswachstum von nur 7% während des gleichen Zeitraums. Warren County's hohe Wachstumsrate der Bevölkerung ist durchaus typisch für ländliche Regionen mit hohem Erholungswert (Rudзитis und Johansen 1989; Rudзитis 1989; Keith et al. 1996). Noch dramatischer war der saisonale Bevölkerungszuwachs in den tourismusstarken Gemeinden der Lake George Region. Eine Studie der Lake Champlain-Lake George Planungsbehörde kommt zu dem Ergebnis, daß in Gemeinden am Südwestufer des Sees mit einem saisonalen Bevölkerungszuwachs von ca. 80% bis 130% an gewöhnlichen Sommertagen zu rechnen ist. 1996 z. B. wuchs Warren County's ganzjährige Bevölkerung, die ca. 61.500 Einwohner beträgt, auf 228.200 im Mai und auf 886.100 im Juli an. Dagegen hatte Essex County, ein weniger vom Tourismus geprägtes County am nördlichen Ende von Lake George, zwischen 1960 und 1990 ein Bevölkerungswachstum von nur 6% zu verzeichnen. Essex County spiegelt eher den Trend weniger attraktiver ländlicher Regionen im Bundesstaat New York (und in den USA insgesamt) wider, die während der letzten 20 Jahre einen Bevölkerungsrückgang zu verzeichnen hatten.

Die demographischen Veränderungen der Lake George Region spiegeln sich auch in den Wohnungsbauraten der Gemeinden wider. Fast alle Gemeinden innerhalb der Lake George Region erlebten einen dramatischen Zuwachs an saisonalem Wohnungsbestand (Tab. 1). Der Anteil von Sommerhäusern und -wohnungen am gesamten Wohnungsbestand war in der Vergangenheit vor allem in den Gemeinden am Südwestufer des See besonders hoch (Lake Luzern, Lake George Village, Horicon, Bolton Landing). Während der letzten zehn Jahre breitet sich dieser Trend allerdings auch auf den Norden des Sees zunehmend aus (Ticonderoga).

Die beobachteten demographischen Veränderungen bringen auch unweigerlich soziale Veränderungen mit sich. So gehören z. B. die neuzugezogenen Einwohner der Lake George Region (Sommerhausbesitzer und Pensionäre) einer höheren Einkommensgruppe an, im Gegensatz zu den zunehmend vom Fremdenverkehr abhängigen alteingesessenen Einwohnern. Dies kann im Extremfall zu einer sehr starken sozialen Differenzierung innerhalb der Gemeinden führen: luxuriöse Sommerhäuser für die einen und nur saisonbedingte Arbeitsplätze für die anderen. Zusätzliche Informationen über soziale Veränderungen beruhen weitestgehend auf sogenannten subjektiven Indikatoren, die auf den Eindrücken der Einwohner selbst beruhen. Hier sind z. B. der Verlust an Gemeinschaftsgefühl und Zusammengehörigkeit, an Sicherheit und Identität zu nennen. So erleben manche einen Verlust traditioneller Werte, während andere schlicht einen „Sommerspielplatz“ suchen.

⁴ Ein County ist mit einem Landkreis vergleichbar.

Tab. 1: Wohnungsbestand in der Region Lake George im Zeitraum 1970-1990.

Gemeinde	1970			1980			1990			1970-1990 Zuwachs des ges. Wohnungs- bestandes [%]
	Wohnungsbestand			Wohnungsbestand			Wohnungsbestand			
	Gesamt	Saisonal absolut	relativ	Gesamt	Saisonal absolut	relativ	Gesamt	Saisonal absolut	relativ	
Lake Luzern	1.150	327	28%	1.590	580	36%	1.760	610	34%	53
Lake George	1.470	420	29%	1.820	570	31%	2.000	598	30%	43
Horicon	846	500	59%	1.160	730	63%	1.660	1.010	61%	97
Bolton Lake	1.090	510	47%	1.510	760	50%	2.080	1.127	54%	91
Ticondaroga	1.960	10	0,5%	2.272	240	11%	2.440	330	14%	24

Quelle: Task Force 1985 und Census 1990.

Sowohl die Belastungsfaktoren wie z. B. Eutrophierung und Chloridbelastung als auch die offensichtlichen Landnutzungsveränderungen lassen darauf schließen, daß die Hauptbelastung des Sees Lake George auf demographische Faktoren zurückzuführen ist. Die wirtschaftliche Nutzung durch den Tourismus, der auf hohe Besucherzahlen angewiesen ist, steht also zunehmend im Konflikt mit den Zielen einer nachhaltigen Entwicklung.

2.2 Nutzung in Maßen: Das Problem „Scale“

Eine genauere Betrachtung der mit den Fremdenverkehrsaktivitäten verbundenen Wirtschaftssektoren zeigt, wie stark die Region Lake George vom Tourismus abhängt und wie stark diese wirtschaftliche Abhängigkeit während der vergangenen 30 Jahre zugenommen hat. Da der Tourismus kein separater Wirtschaftssektor ist, müssen Sektoren analysiert werden, die eng mit Fremdenverkehrsaktivitäten verbunden sind. Das betrifft beispielsweise bestimmte Dienstleistungs- und Einzelhandelsbranchen. Eine Analyse dieser Branchen für Warren County zeigt, daß das Produktionsniveau im Dienstleistungsgewerbe und Einzelhandel zwischen 1970 und 1995 von U.S. \$55 Mio. auf \$448 Mio. anstieg. Dieser Zuwachs war höher als der kumulative Zuwachs von \$393 Mio. in allen übrigen Wirtschaftsbranchen in Warren County.

Warren County's Beschäftigtenzahlen bestätigen, welche dominante Rolle das Dienstleistungsgewerbe und der Einzelhandel spielen. Zwischen 1960 und 1995 lag der Zuwachs an Arbeitsplätzen im Dienstleistungsbereich bei 25% pro Jahr. Im Vergleich dazu stieg das Arbeitsplatzaufkommen des verarbeitenden Gewerbes um nur 1% pro Jahr. Der Anteil der Arbeitsplätze im Dienstleistungs- und Einzelhandelssektor am gesamten Arbeitsplatzaufkommen der Region stieg während des gleichen Zeitraums um 32% an, während der Anteil der Arbeitsplätze des verarbeitenden Gewerbes um 24% zurückging (Abb. 1).

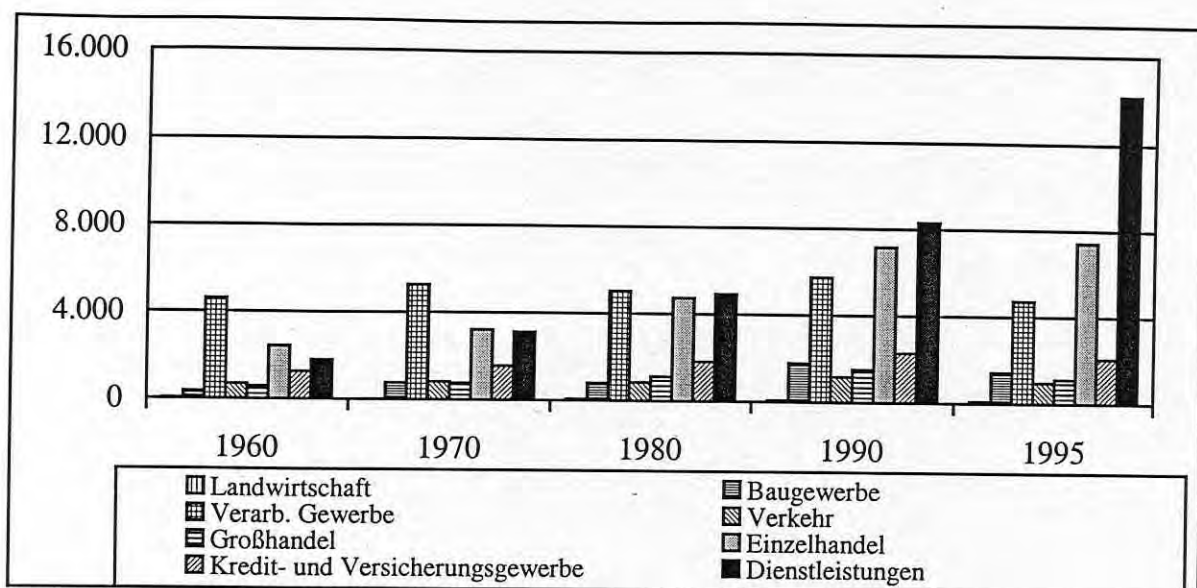


Abb. 1: Arbeitsplätze nach Sektoren in Warren County im Zeitraum 1960-1995.

Der deutliche Zuwachs an Arbeitsplätzen im Dienstleistungs- und Einzelhandelsbereich erscheint zunächst positiv. Dagegen sind die Einkommenseffekte weitaus geringer. Zwar war das Gesamtlohnaufkommen im Dienstleistungs- und Einzelhandelsbereich höher als in jedem anderen Wirtschaftssektor. Aber das Lohnniveau ist in beiden Sektoren vergleichsweise niedrig, so daß das gesamte Lohnaufkommen in beiden Sektoren nur geringfügig höher ist als in Sektoren mit weitaus niedrigeren Beschäftigtenzahlen. So war z. B. der Durchschnittslohn im Dienstleistungsbereich 1995 fast 60% niedriger als der Durchschnittslohn im verarbeitenden Gewerbe. Abbildung 2 zeigt die deutlich unterhalb des Lohndurchschnitts liegenden Löhne im Dienstleistungs- und Einzelhandelsbereich.

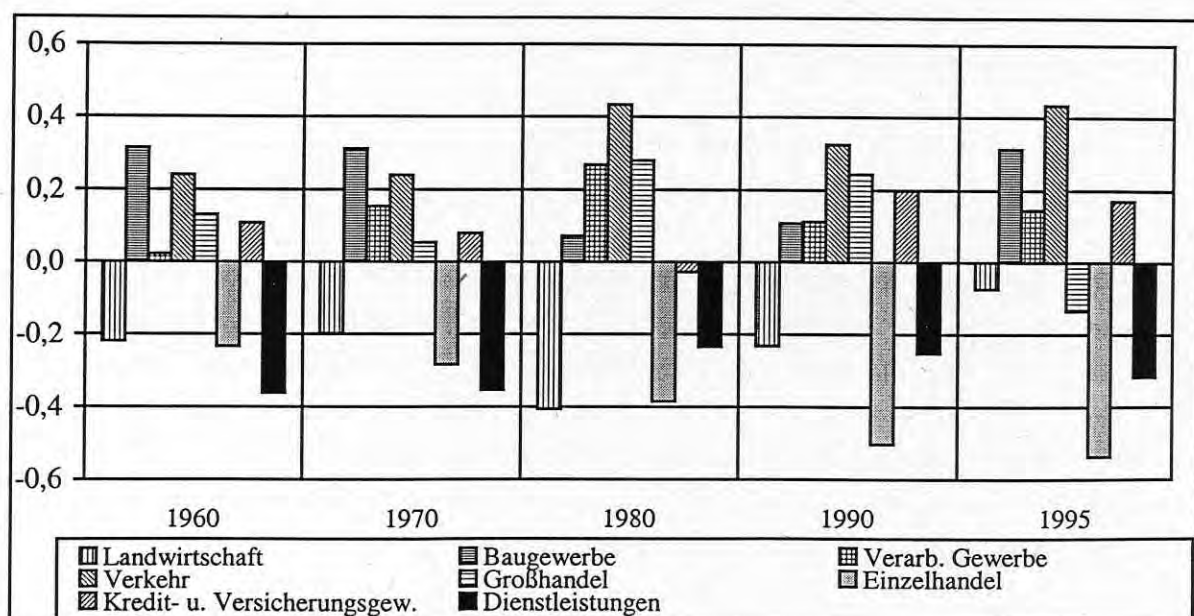


Abb. 2: Sektorenspezifische Löhne im Vergleich zum Lohndurchschnitt in Warren County zwischen 1960 und 1995.

Darüberhinaus ist die wirtschaftliche Umstrukturierung der Lake George Region auch mit geringeren direkten Einkommenseffekten verbunden. Die zunehmende Abhängigkeit der Region vom Fremdenverkehr und damit von einer sehr begrenzten Anzahl von Wirtschaftsbranchen erhöht die Anfälligkeit der Region gegenüber konjunkturellen Schwankungen. Die zunehmende Homogenisierung der wirtschaftlichen Basis der Lake George Region bedeutet daher einen Verlust an Diversität und an damit verbundener Anpassungsfähigkeit (Hoover und Giarratini 1985; Malizia und Ke 1993; Brown und Thomas 1996; Wagner und Teller 1989). Wallner et al. (1996) argumentieren, daß ein Maß an wirtschaftlicher Diversität, das heißt ein Mix von kleinen, mittleren und großen Unternehmen sowie ein Mix von industriellen Branchen und von Land- und Forstwirtschaft eine notwendige Komponente wirtschaftlicher Tragfähigkeit ist. So ist z. B. die Konjunkturanfälligkeit einer Region um so stärker, je größer ihre Abhängigkeit von der externen Nachfrage (von außerhalb der Region) ist. Die Möglichkeit, einen Konjunkturrückgang durch eine Verlagerung von Arbeitsplätzen auf andere Sektoren abzufangen, ist beispielsweise relativ begrenzt, wenn kaum Ausweichmöglichkeiten innerhalb der Region bestehen. Beide Komponenten sind charakteristisch für die Lake George Region. Die starke Abhängigkeit der Region vom Tourismus und damit von der externen Nachfrage sowie die Konjunkturanfälligkeit des Fremdenverkehrs lassen befürchten, daß die Spielräume gegenüber wirtschaftlichen Schwankungen gering sind. Die Region Lake George ist dabei kein Einzelfall, sondern spiegelt vielmehr die Anfälligkeit vieler ländlicher Regionen wider (Brown und Pheasant 1987; Keith et al. 1996).

Ein „zu viel des Guten“ zerstört also die Basis für eine langfristige Tragfähigkeit des Tourismus nicht nur aus ökologischer sondern auch aus wirtschaftlicher und sozialer Sicht. Nachhaltigkeit muß also nicht nur eine ausgeglichene Entwicklung des Tourismus selbst zum Ziel haben, sondern muß auch eine ausgeglichene Förderung des Tourismus innerhalb eines Gesamtspektrums von regionalen Entwicklungsmöglichkeiten gewährleisten.

3 Bewertungsansätze nachhaltiger Entwicklung

Die Frage, wie sich die vielschichtigen wirtschaftlichen, sozialen und Umweltwirkungen unterschiedlicher Nutzungsalternativen ausbalancieren lassen, ist nicht einfach zu beantworten. Es ist schwer genug ökologische Tragfähigkeitsgrenzen oder etwa soziale Belastungswerte zu identifizieren. Noch weit schwieriger ist es, die mit solchen Belastungsschwellen verbundenen anthropogenen Einflüsse, Wirtschaftsprozesse oder Nutzungsintensitäten zu bestimmen. Vielversprechender sind dagegen Bewertungsansätze, die die Trade-offs alternativer Nutzungsmöglichkeiten sichtbar machen, ohne den Anspruch zu erheben, optimale Nutzungsalternativen oder kritische Belastungsgrenzen zu identifizieren. Mit diesen Bewertungsansätzen kann vielmehr hinterfragt werden, wie sich eine bewußte Reduzierung der Schadstoffeinträge in Lake George auf die Arbeitsplatz- oder Einkommenssituation der Region auswirkt oder welche wirtschaftlichen Alternativen zu einer Einkommensverbesserung beitragen könnten, ohne den Schadstoffeintrag nennenswert zu erhöhen.

Um auch die praktische Relevanz zu gewährleisten, darf eine solche Diskussion von Nutzungsalternativen nicht einfach arbiträre oder theoretisch vielversprechende Alternativen testen. Vielmehr müssen Alternativen analysiert werden, die in der Tradition und Erfahrung der Region verankert sind, um so realistische Szenarien nachhaltiger Entwicklung aufzuzeigen. Im folgenden werden ein solcher Bewertungsansatz sowie die vorläufigen Ergebnisse von drei Entwicklungsalternativen vorgestellt.

3.1 Entwicklungsalternativen in der Region Lake George

Die Bewertung von Entwicklungsalternativen basiert meist auf Methoden, die disziplinär ausgerichtet sind. Nutzen-Kosten-Ansätze sind beispielweise eindeutig in den Wirtschaftswissenschaften angesiedelt und gehen von einem gemeinsamen Bewertungsmaßstab, nämlich monetären Größen, aus. Die sozialen und ökologischen Effekte alternativer Entwicklungsmöglichkeiten müssen in monetäre Größen transformiert werden, um bei einer Nutzen-Kosten-Abschätzung entsprechend berücksichtigt werden zu können (O'Neill 1996; O'Hara und Mesner 1998). Dies bringt zum einen Verlust an Komplexität mit sich, zum anderen bleiben die Bewertungsannahmen oft unklar und sind nur den mit den Bewertungsansätzen vertrauten Experten verständlich.

Um den verschiedenartigen Bewertungskategorien nachhaltiger Entwicklung Rechnung zu tragen, müssen die gängigen analytischen Methoden erweitert werden. Der hier gewählte Ansatz geht von einem Input-Output-Modell für Warren, Washington und Essex County aus.⁵ Es handelt sich um drei Counties, die sowohl den See als auch das Wassereinzugsgebiet Lake George umfassen. Der Vorteil dieses Input-Output-Ansatzes besteht darin, daß er eine relativ detaillierte Analyse sektorenspezifischer Veränderungen und deren Auswirkungen auf die Gesamtregion sowie auch auf andere Einzelsektoren zuläßt. Damit wird also eine Analyse der Vernetzung wirtschaftlicher Aktivitäten innerhalb der Region möglich. Zwei zusätzliche Reihen erweitern das Basismodell, um so den regional relevanten ökologischen Bewertungskategorien Rechnung zu tragen: (1) sektorenspezifischer Wasserverbrauch und (2) sektorenspezifische Nitratausträge. Informationen über den sektorenspezifischen Wasserverbrauch in Warren County stammen vom Wasserwerk der Region. Die geschätzten sektorenspezifischen Nitratemissionen basieren auf der Annahme, daß diffuse organische Einträge die Hauptquelle der Nitratemissionen darstellen. Erste Schätzungen nehmen den Nitratedeintrag pro Kopf zum Ausgangspunkt mit zusätzlichen Anpassungen für höhere Einträge, die auf sektorenspezifische Produktionsbedingungen zurückzuführen sind (z. B. in der Länd- und Forstwirtschaft). Die sektorenspezifischen Wasserverbrauchskoeffizienten spiegeln dabei den Wasserverbrauch pro Dollar produzierten Endprodukts und die sektorenspezifischen Nitratkoeffizienten die Nitratemissionen pro U.S. Dollar produzierten Endprodukts wider.

Diese Modellerweiterung ermöglicht es, die jeweiligen Produktions-, Einkommens-, Arbeitsplatz- und Umweltwirkungen verschiedener Entwicklungsszenarien abzuschätzen. Drei Szenarien, die alternative Entwicklungsmöglichkeiten der Region darstellen, bilden den Kern

⁵ Das Ausgangsmodell basiert auf den County-Wirtschaftsstrukturen und ist kommerziell erhältlich (IMPLAN). Anpassungen für regional spezifische Produktionsstrukturen wurden vorgenommen.

der Analyse. Szenario 1 besteht in einer weiteren Ausdehnung des Fremdenverkehrs und entspricht damit dem „business as usual“; Szenario 2 setzt auf eine Erweiterung der Forstwirtschaft und Holzverarbeitung, die in der Vergangenheit eine weitaus bedeutendere Rolle in der wirtschaftlichen Entwicklung der Region spielten, und Szenario 3 nimmt eine Erweiterung des Sektors „Kommunikation und Information“ an. Der zuletzt genannte Sektor umfaßt entsprechend dem U.S. Standard Industrial Codes technologieintensive Branchen im Computer-, Software-, Internet- und Data-Processing Bereich.⁶

Eine Reihe von Modellerweiterungen und Anpassungen sind notwendig, um robustere Ergebnisse zu erzielen und die praktische Relevanz der Modellierungen zu erhöhen. So ist z. B. eine bessere räumliche Anpassung des Modells vorgesehen. Die administrativen Grenzen, die die Basis für das ökonomisch determinierte Input-Output-Modell bilden, stimmen nicht mit den biologisch/ökologisch relevanten Grenzen des Wassereinzugsgebietes Lake George überein. Eine räumliche Anpassung des Modells auf zwölf Postleitzahlenbezirke anstatt auf County Ebene ermöglicht eine bessere räumliche Übereinstimmung mit dem Wassereinzugsgebiet Lake George. Eine Erweiterung des Modells um zusätzliche diffuse Schadstoffeinträge ist ebenfalls geplant. Zusätzlich zu den bereits im Modell erfaßten Nitraten sind Phosphate und Chloride zu integrieren, die besonders relevant für den Kaltwassersee Lake George sind. Das angewandte Modell berücksichtigt derzeit lediglich die Nitratemissionen. Eine Differenzierung zwischen Emissionen und Immissionen, d. h. dem Schadstoffeintrag an der Verschmutzungsquelle und dem Schadstoffgehalt im Umweltmedium Lake George selbst wird vorläufig nicht erfolgen. Eine solche Differenzierung kann unter Umständen durch eine räumliche Differenzierung der Nitratkoeffizienten in Abhängigkeit von Distanz und Perkolkationskonditionen zwischen Verschmutzungsquelle und dem See erzielt werden.

Trotz der Schwächen des derzeit sehr undifferenzierten Modells sind selbst die vorläufigen Modellergebnisse durchaus aufschlußreich. Das Ziel der Modellierung ist nicht eine möglichst detaillierte, realistische Darstellung bestehender Entwicklungsalternativen. Ziel ist vielmehr eine brauchbare Darstellung der Trade-offs verschiedener, relevanter Entwicklungsmuster. Das Modell soll nicht nur ökologische, ökonomische und soziale Effekte raumbezogener Prozesse simulieren. Es zielt vor allem auf die Abschätzung der Größenordnung zu erwartender Trade-offs von zu vergleichenden, alternativen Entwicklungsszenarien.

3.2 Vorläufige Ergebnisse eines regionalen Input-Output-Modells

Die oben genannten Szenarien stellen eine vorläufige Analyse alternativer Entwicklungsmöglichkeiten und der damit verbundenen Trade-offs dar. Alle drei Szenarien bauen auf den Standard-Annahmen einer regionalen Input-Output-Analyse auf und simulieren die Veränderung der Endnachfrage in den jeweils ausgewählten Sektoren um 10%. Dabei ist (I-A) die um den Wasserverbrauch und den Nitrataustrag erweiterte technische Matrix der drei Counties der Region Lake George, X der Output an Gütern und Dienstleistungen und Y die Endnachfrage (Haushalte, öffentlicher Sektor, Netto-Exporte) (vgl. Gl. 1).

⁶ Dieser Sektor entspricht laut WZ 93 (Klassifikation der Wirtschaftszweige des Statistischen Bundesamtes Deutschlands) den Branchen Datenverarbeitung und Datenbanken.

(I-A) $X = Y$

(1)

Da es sich hier nur um vorläufige Ergebnisse handelt, wird im folgenden von einer detaillierteren Analyse der Effekte der individuellen Sektoren oder Produktionsbereiche abgesehen. Tabelle 2 faßt lediglich die Ergebnisse der drei Szenarien zusammen. Der Sektor Fremdenverkehr in Szenario 1 ist ein konstruierter Sektor, der tourismusrelevante Einzelsektoren, wie zum Beispiel Restaurants und Gaststätten, Hotels, Motels und andere Übernachtungseinrichtungen, kulturelle und Erholungseinrichtungen zusammenfaßt. Szenario 1 (Erweiterung des Fremdenverkehrs) hat mit 850 neu geschaffenen Arbeitsplätzen den größten Beschäftigungseffekt. Allerdings ist auch der Anstieg an diffusen Nitratemissionen mit 1.700 kg/Jahr am höchsten. Im Gegensatz dazu führt Szenario 2 mit U.S. \$19,8 Mio. zum größten Einkommensanstieg in der Region. Der Beschäftigungseffekt ist allerdings mit 450 neu geschaffenen Arbeitsplätzen weitaus geringer. Szenario 3 (Erweiterung des Sektors Kommunikation und Information) weist mit 340 Arbeitsplätzen und 1.400 kg/Jahr sowohl den geringsten Einkommenseffekt als auch den geringsten Anstieg an Nitratemissionen auf. Es muß allerdings nochmals darauf hingewiesen werden, daß es sich dabei erst um vorläufige Ergebnisse handelt. Um den Erklärungswert der Ergebnisse weiter zu erhöhen, müssen zunächst die sektorenspezifischen Nitratkoeffizienten weiter verbessert werden. Darüber hinaus muß eine bessere räumliche Repräsentation des Wassereinzugsgebietes erzielt werden und es sind vor allem zusätzliche Emissionen – wie Phosphate und Chloride – im Modell zu berücksichtigen.

Tab. 2: Effekte der drei Szenarien wirtschaftlicher Entwicklung (vorläufige Ergebnisse).

Kategorien	Tourismus (Szenario 1)	Forstwirtschaft (Szenario 2)	Kommunikation und Information (Szenario 3)
Umsatz [Mio. U.S. \$]	58	55	49
Einkommen [Mio. U.S. \$]	19,6	19,8	17,1
Arbeitsplätze	850	450	340
Nitrat [kg/Jahr]	1.780	1.660	1.470

Die in dem vorgestellten Modell berücksichtigten Trade-offs stellen nur eine sehr begrenzte Auswahl von repräsentativen Kriterien wirtschaftlicher, sozialer und ökologischer Effekte der Szenarien wirtschaftlicher Entwicklungen dar. Die Berücksichtigung zusätzlicher Bewertungskriterien kann allerdings nicht unbedingt mit diesem Modell erfolgen. Zwar kann das Modell um weitere Schadstoffe und detailliertere ökonomische Kategorien erweitert werden, aber darüberhinaus sind auch weitere deskriptive und qualitative Ansätze notwendig, um vor allem zusätzliche soziale Faktoren ausreichend berücksichtigen zu können.

Trotz dieser limitierenden Faktoren ist der oben genannte Modellansatz geeignet, die Kernprobleme der ausgewählten Entwicklungsalternativen aufzuzeigen. Das Modell soll dabei nicht im Vordergrund der Analyse nachhaltiger Entwicklungsalternativen stehen, sondern

es ist vielmehr als eine Art Werkzeug zu betrachten, das die Kernproblematik regionaler Entwicklung in der Lake George Region darstellt und so als Grundlage für die weitere Bewertung relevanter Alternativen dient.

3.3 Von der Problembeschreibung zur Bewertung

Die bisher beschriebenen Komponenten der Bewertung alternativer Entwicklungsstrategien – (a) relevante wirtschaftliche, soziale und ökologische Bewertungskriterien identifizieren, (b) Effekte ausgewählter Entwicklungsszenarien auf die identifizierten Kriterien hin abschätzen – stellen nur den ersten Schritt eines Bewertungsprozesses nachhaltiger Entwicklung dar. In einem weiteren Schritt müssen die verschiedenen Auswirkungen alternativer Entwicklungsmöglichkeiten bezüglich der ausgewählten Kriterien (Trade-offs) evaluiert werden. Dies ist leichter gesagt als getan. Trade-offs zu identifizieren, heißt noch lange nicht Trade-offs zu bewerten. Die Gewichtung der einzelnen Bewertungskriterien ist nämlich keineswegs eindeutig, selbst dann, wenn für den Bewertungsprozeß nur eine begrenzte Anzahl von Kriterien in Erwägung gezogen wird. So ist z. B. in dem hier gewählten Beispiel aus der Sicht des Wasserschutzes Szenario 3 (Kommunikation und Information) vorzuziehen, aus beschäftigungspolitischer Sicht Szenario 1 (Tourismus) und aus der Sicht regionaler Einkommensentwicklungen und demzufolge steuerlicher Erwägungen Szenario 2 (Forstwirtschaft). Die Gesamtbewertung alternativer Entwicklungsmöglichkeiten anhand relevanter Bewertungskriterien hängt nicht zuletzt von normativen Erwägungen ab.

Die Frage, wer diese Bewertung vornimmt, ist daher durchaus von Bedeutung. Üblicherweise wird die auf einer multikriteriellen Analyse basierende Gesamtbewertung den Experten überlassen, die diverse Bewertungskriterien durch eine Reihe von Gewichtungs- und Bewertungsansätzen auf einen gemeinsamen Nenner bringen und so zu einem Gesamtergebnis gelangen (O'Hara forthcoming a; Munda et al. 1994).⁷ Oft sind allerdings die Gewichtungen und Bewertungsannahmen, die den Kalkulationen zu Grunde liegen, nur den in die Bewertung einbezogenen Experten vertraut. Bewertungsergebnisse werden daher oft als undurchsichtig empfunden oder als über die Köpfe der Betroffenen hinweg vorgenommen kritisiert.

Alternative Ansätze suchen bewußt den Bewertungsprozeß in die betroffenen Kommunen selbst einzubetten. Diese Bewertungsansätze suchen zunächst eine Liste von physischen, monetären und sozialen Bewertungskriterien nachhaltiger Entwicklung zu erstellen, die von lokalen Akteuren (Stakeholdern) weitgehend akzeptiert werden (Cities International 1996). Diskursive Methoden wie Focus Gruppen, Runde Tische oder Planungszellen dienen dann dazu, alternative Entwicklungsmöglichkeiten anhand der erstellten Kriterien zu bewerten (Renn et al. 1995; O'Hara 1996; Selman 1996; Sexton et al. 1999).

Der hier vorgestellte Bewertungsansatz sucht beide Komponenten zu verbinden. Zum einen soll das weiter zu entwickelnde Modell dazu dienen, die direkten und indirekten Effekte

⁷ Zum Beispiel haben Wirtschaftswissenschaftler Bewertungsmethoden entwickelt, die Trade-offs zwischen wirtschaftlichen und Umwelteffekten alternativer Entwicklungsmöglichkeiten in monetären Einheiten zu bewerten versuchen (siehe z. B. Contingent Valuation Methode, Hedonistische Preismethode, Nutzen-Kosten-Analyse). Alternative Bewertungsansätze versuchen physische Dimensionen wie z. B. Energieeinheiten oder Materialkonten zur Bewertung heranzuziehen.

verschiedener Entwicklungsstrategien abzuschätzen. Dabei werden Informationen von Experten in und außerhalb der Region Lake George in die Modellierung der zu erwartenden wirtschaftlichen, sozialen und ökologischen Folgen mit einbezogen. Die Teilnahme lokaler Akteure soll zunächst dazu dienen, Modellannahmen und ausgewählte Entwicklungsszenarien zu verbessern. In einem weiteren Schritt soll dann eine repräsentative Gruppe lokaler Akteure und Entscheidungsträger die Evaluierung von Entwicklungsalternativen anhand ausgewählter Bewertungskriterien vornehmen. Es wird erwartet, daß dieser Ansatz nicht nur praktische Relevanz für die Lake George Region selbst hat, sondern auch zu neuen Einsichten bezüglich der Evaluierungsprioritäten verschiedener Akteursgruppen führen kann. Dieser Versuch eines Brückenschlags zwischen Experten und betroffenen Kommunen, der die Evaluierung nachhaltiger Entwicklung aus der „black box“ heraus nimmt und in die betroffenen Kommunen einbettet, kann damit entscheidend zum besseren Verständnis lokaler Bewertungspräferenzen beitragen. Dabei können vor allem die Perspektiven der lokalen Experten von Bedeutung sein, die häufig vom Bewertungsprozeß ausgeschlossen sind, die aber entscheidende zukunftsgerichtete Einsichten beisteuern können (O'Hara forthcoming b).

4 Nachhaltigkeit als komplexes Entwicklungskonzept

Die Lake George Region im Nordosten des Bundesstaates New York ist ein typisches Beispiel für das Spannungsfeld zwischen wirtschaftlicher Entwicklung und Umweltschutz, das in dem Begriff „Nachhaltige Entwicklung“ zum Ausdruck kommt. Wirtschaftlich ist die Region fast vollkommen vom Fremdenverkehr abhängig. Diese Einkommensquelle ist allerdings vor allem während der letzten 20 Jahre zunehmend zum Problem geworden. Wachsende Besiedlungsdichte und saisonbedingter Bevölkerungsanstieg stellen ein zunehmendes Problem für die Wasserqualität des Sees Lake George dar. Dies mag zunächst verwundern, da Fremdenverkehr im allgemeinen nicht mit großen Umweltbelastungen verbunden wird. Die Hauptbelastungsquelle für Lake George besteht demnach auch nicht aus dramatischen punktuellen Emissionen, sondern aus einer Vielzahl von diffusen Nitrat-, Phosphat- und Chloridemissionen.

Die Region Lake George sieht sich daher vor die Frage gestellt, wie die Wasserbelastung des Sees sowie andere mit dem Fremdenverkehr verbundenen ästhetischen Veränderungen in der Region reduziert werden können, ohne die wirtschaftliche Grundlage in Frage zu stellen. Der hier vorgestellte Ansatz beginnt zunächst damit, alternative wirtschaftliche Entwicklungsmöglichkeiten in der Region Lake George zu identifizieren. Diese Entwicklungsalternativen sollen dann im Hinblick auf ihre Verträglichkeit mit ausgewählten wirtschaftlichen, sozialen und ökologischen Zielen bewertet werden.

Sowohl die Auswahl relevanter Nachhaltigkeitskriterien als auch deren Bewertung kann allerdings nicht ohne die Teilnahme der von den regionalen Entwicklungsentscheidungen Betroffenen stattfinden. Die Frage, wie z. B. der Verlust der Wasserqualität, die zunehmende Hektik und Betriebsamkeit, das erhöhte Verkehrsaufkommen, der Verlust an Sicherheit und nachbarschaftlichen Beziehungen zu bewerten sind, kann nicht abstrakt beantwortet werden. Nachhaltigkeit fordert vielmehr eine konkrete Auseinandersetzung mit den wirtschaftlichen,

sozialen und ökologischen Bedingungen, die den Gesamtkontext einer Region ausmachen. Eine solche Kontextorientierung verbessert nicht nur den Informationsgehalt nachhaltiger Entwicklungsalternativen, sondern erhöht auch die Chancen ihrer erfolgreichen Implementierung. Darüber hinaus bietet eine Kontextorientierung die Möglichkeit zur Dialogfähigkeit. Dies ist unumgänglich, wenn Entscheidungen unter Unsicherheit getroffen werden, die eine Revision und erneute, grundsätzliche Prüfung nachhaltiger Entwicklung immer und immer wieder notwendig machen.

Literatur

- Alward, G., Siverts, L., Oisen, D., Wagner, J., Senf, D., Lindall, S. (1989): Micro IMPLAN Software Manual. Developed in Cooperation with the USDA Forest Service, Ft. Collins and the Department of Agricultural and Applied Economics. University of Minnesota
- Aulenbach, D., Cleseri, N. (1972): Sources and Sinks of Nitrogen and Phosphorous: Water Quality Management of Lake George. Rensselaer Polytechnic Institute-Freshwater Institute Reports 72-32. Rensselaer Polytechnic Institute. Troy, N.Y.
- Aulenbach, D., Cleseri, N. (1973): Sources of Nitrogen and Phosphorous in the Lake George Drainage Basin: A Double Lake. Rensselaer Polytechnic Institute-Freshwater Institute Reports 73-1. Rensselaer Polytechnic Institute. Troy, N.Y.
- Boylen, C. (1985): Report on the Lake George Chemical Monitoring Program. Rensselaer Polytechnic Institute-Freshwater Institute Reports 86-4. Rensselaer Polytechnic Institute. Troy, N.Y.
- Boylen, C., Eichler, L., Clear, T. (1991): Report on the Lake George Chemical Monitoring Program: 1980-1990. Rensselaer Polytechnic Institute-Freshwater Institute Reports. Rensselaer Polytechnic Institute. Troy, N.Y.
- Brown, D., Pheasant, J. (1987): Source of cyclic employment instability in rural counties. *American Journal of Agricultural Economics* 69 (4), pp. 819-827
- Brown, W.S., Thomas, C.S. (1996): Diversifying the Alaskan Economy: Political, Social, and Economic Constraints. *Journal of Economics Issues* 30, pp. 599-608
- Cities International (1996): Vol VIII No III Third Quarter <http://www.icma.org/cities>
- Hoover, E.M., Giarratini, F. (1985): *An Introduction to Regional Economics*. 3. edition. Alfred A. Knopf. New York
- Keith, J., Fawson, C., Chang, T. (1996): Recreation as an Economic Development Strategy: Some Evidence from Utah. *Journal of Leisure Research* 28, pp. 96-107
- Malizia, E., Ke, S. (1993): The Influence of Economics Diversity on Unemployment and Stability. *Journal of Regional Science* 33, pp. 221-235
- Munda, G., Nijkamp, P., Rietveld, P. (1994): Qualitative multicriteria evaluation for environmental management. *Ecological Economics* 10(2), pp. 97-112
- O'Hara, S. (1996): Discursive Ethics in Ecosystems Valuation and Environmental Policy. *Ecological Economics* 16, pp. 95-107
- O'Hara, S. (1998a): Internalizing Economics: Sustainability Between Matter and Meaning. Essays in Honor of Clement Allen Tisdell. Part IV. O'Brien, J.C. (ed.): *International Journal of Social Economics* 25 (2/3/4), pp. 175-195
- O'Hara, S. (1998b): From Internalizing Externalities to Internalizing Economics: Two Regional Examples of Context Oriented Sustainable Development in Upstate New York. In: Biesecker, A., Elsner, W., Grenzdoerffer, K., Heide, H. (Hrsg.): *Bremer Diskussionspapiere zur Institutionellen Ökonomie und Sozialökonomie* Nr. 30. Universität Bremen. Wirtschaftswissenschaftliche Fakultät. Bremen
- O'Hara, S. (Forthcoming a): The Challenges of Valuation: Ecological Economics between Matter and Meaning. In: Cleveland, C., Costanza, R., Stern, D. (eds.): *The Nature of Economics and the Economics of Nature*. Edward Elgar. London
- O'Hara, S. (Forthcoming b): Economics, Ecology and Quality of Life: Who Evaluates? *Feminist Economics*
- O'Hara, S., Mesner, S. (1998): The Limits of Economic Rationality: Social and Environmental Impacts of Recreational Land Use. *Indian Journal of Applied Economics* 7(2), pp. 181-202
- O'Neill, J. (1996): Cost-benefit analysis, rationality and the plurality of values. *The Ecologist* 26 (May/June), pp. 98-103
- Power, T. (1996): *Environmental Protection and Economic Well-Being. The Economic Pursuit of Quality*. 2. edition. M.E. Sharpe Inc. Armonk. New York
- Power, T.W. (1998): *Lost Landscapes and Failed Economies*. Island Press. Washington, D.C.
- Renn, O., Webber, T., Wiedeman, P. (1995): *Fairness and Competence in Citizen Participation*. Kluwer. Boston

- Robinson, J., Tinker, J. (1995): Reconciling Ecological, Economic and Social Imperatives: Toward an Analytical Framework. SDRI Discussion Paper Series 95-1. Sustainable Development Research Institute. Vancouver
- Rudzitis, G. (1989): Amenities, Migration, and Non-metropolitan Regional Development. A report to the National Science Foundation Dept. of Geography. University of Idaho. Moscow, ID.
- Schmidt-Bleek, F. (1994): Wieviel Umwelt braucht der Mensch? MIPS – Das Maß für ökologisches Wirtschaften. Birkhäuser Verlag. Berlin
- Selman, P. (1996): Local Sustainability. Managing and Planning Ecologically Sound Places. St. Martin's Press. New York
- Sexton, K., Marcus, A., Easter, W., Burkhardt, T. (1999): Better Environmental Decisions. Strategies for Governments, Businesses and Communities. Island Press. Washington, D.C., Covelo, California
- U.S. Bureau of the Census (1951-1995): County Business Patterns. U.S. Government Printing Office. Washington, D.C.
- U.S. Department of Commerce (1960-1996): USA Counties 1996 CD-ROM. Administrative and Customer Services Division. Washington, D.C.
- Wagner, J., Deller, S. (1998): Measuring the effects of economic diversity on growth and stability. *Land Economics* 74(4), pp. 541-556
- Wallner, H.P., Narodoslawsky, M., Moser, F. (1996): Islands of Sustainability. *Environment and Planning A*. 25, pp. 1763-1778
- WCED (1987): Our Common Future. World Commission on Environment and Development. Oxford University Press. Oxford

Autorenverzeichnis

Drechsler, Martin, Dr., UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH,
Sektion Ökosystemanalyse, Permoserstr. 15, D-04318 Leipzig
Tel.: ++49(341)235-2039, Fax: ++49(341)235-3500, e-mail: Martind@oesa.ufz.de

Geyler, Stefan, Dipl.-Biol., UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH,
Abt. Ökologische Ökonomie und Umweltsoziologie, Permoserstr. 15, D-04318 Leipzig
Tel.: ++49(341)235-2517, Fax: ++49(341)235-2511, e-mail: geyler@alok.ufz.de

Herzog, Felix, Dr., UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH,
Sektion Angewandte Landschaftsökologie, Permoserstr. 15, D-04318 Leipzig
Tel.: ++49(341)235-2041, Fax: ++49(341)235-2511, e-mail: herzog@alok.ufz.de

Horsch, Helga, Prof. Dr. habil., UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH,
Abt. Ökologische Ökonomie und Umweltsoziologie, Permoserstr. 15, D-04318 Leipzig
Tel.: ++49(341)235-2020, Fax: ++49(341)235-2511, e-mail: horsch@alok.ufz.de

Kindler, Annegret, Dr., UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH,
Sektion Angewandte Landschaftsökologie, Permoserstr. 15, D-04318 Leipzig
Tel.: ++49(341)235-2302, Fax: ++49(341)235-2511, e-mail: kindler@alok.ufz.de

Klauer, Bernd, Dr., UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH,
Abt. Ökologische Ökonomie und Umweltsoziologie, Permoserstr. 15, D-04318 Leipzig
Tel.: ++49(341)235-2204, Fax: ++49(341)235-2511, e-mail: klauer@alok.ufz.de

Kunze, Jürgen, Dipl.-Geogr., Universität Rostock, Agrarwissenschaftliche Fakultät,
Institut für Geodäsie und Geoinformatik; Gegenwärtige Adresse: ISP Petzke GmbH,
Bornaer Str. 19, D-04445 Leipzig-Liebertwolkwitz
Tel.: ++49(34297)45205, Fax: ++49(34297)45226

Messner, Frank, Dr., UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH,
Abt. Ökologische Ökonomie und Umweltsoziologie, Permoserstr. 15, D-04318 Leipzig
Tel.: ++49(341)235-2204, Fax: ++49(341)235-2511, e-mail: messner@alok.ufz.de

Müller, Eckhard, Dr., UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH,
Sektion Angewandte Landschaftsökologie, Permoserstr. 15, D-04318 Leipzig
Tel.: ++49(341)235-2856, Fax: ++49(341)235-2511, e-mail: emueller@alok.ufz.de

O'Hara, Sabine, Prof. Dr., Rensselaer Polytechnic Institute, 110 8th Street, Troy,
New York 121280-3590, USA
Tel.: 001(518)276-6387, Fax: 001(518)276-2235, e-mail: oharas@rpi.edu

Ring, Irene, Dr., UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH,
Abt. Ökologische Ökonomie und Umweltsoziologie, Permoserstr. 15, D-04318 Leipzig
Tel.: ++49(341) 235-2480, Fax: ++49(341)235-2511, e-mail: ring@alok.ufz.de

Trettin, Rolf, Dr., UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH,
Sektion Hydrogeologie, Am Weinberg/Heideallee, 06120 Halle
Tel.: ++49(345)5585-207, Fax: ++49(341)235-2511, e-mail: trettin@hdg.ufz.de

Wätzold, Frank, Dr., UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH,
Abt. Ökologische Ökonomie und Umweltsoziologie, Permoserstr. 15, D-04318 Leipzig
Tel.: ++49(341)235-2670, Fax: ++49(341)235-2511, e-mail: waetzold@alok.ufz.de

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Abteilung Ökologische Ökonomie und Umweltsoziologie
Permoserstraße 15
D-04318 Leipzig
Telefon 0341/235-2166
Telefax 0341/235-2511