

Ökonomische Aspekte ordnungsrechtlicher und steuerpolitischer Maßnahmen zur SO₂-Emissionsreduktion in China

Andreas Oberheitmann

Especially the reduction of SO₂-emissions are on the political of Chinese environmental policy as these pollutant currently has the greatest impact on additional social costs in China. To internalise these external effects there are a set of options available, inter alia command and control measures and a SO₂-tax. Focus of this article is the assessment of least-cost investment requirements in China to reduce SO₂-emissions under the before mentioned options. Depending on the option, there are financial requirements between 120 and 180 billion US\$ between 1996 and 2020. The analysis of available studies indicates that at least the introduction of emission standards is able to internalise the external effects if the additional investments can be passed through to the final consumer and the external costs are calculated properly. However, against the background of the current policy of subsidising coal-transport and end-user prices of coal and electricity as well as possible negative impacts on Chinas international competitiveness a rise in end-energy prices is unlikely. Thus, the Chinese government have to weight short-time and long-time costs and returns.

1 Umweltpolitischer Handlungsbedarf durch steigende SO₂-Emissionen

Die politische Diskussion um die Minderung der die Umwelt belastenden Schadstoffe bewegt sich in zwei Gruppen von Emissionen:

- global wirksame Treibhausgase, insbesondere Kohlendioxid (CO₂), Methan (CH₄), Distickstoffoxid (N₂O) sowie wasserstoffhaltige Fluorkohlenwasserstoffe (HFCs), perflourierte Fluorkohlenwasserstoffe (PFCs) und Schwefelhexafluorid (SF₆). Die Reduktion dieser Stoffe ist Gegenstand der internationalen Klimaschutzverhandlungen zur Klimarahmenkonvention;¹
- regional und lokal wirksame Schadstoffe, insbesondere Schwefeldioxid (SO₂), Stickoxide (NO_x) und Stäube. Die Minderung dieser Schadstoffe ist in der Regel Gegenstand nationaler Umweltpolitik oder Verhandlungsobjekt mit Anrainerstaaten bei grenzüberschreitenden Emissionen.

Schon heute sind die Auswirkungen der weltweiten Emissionen der Treibhausgase auch in China spürbar. Derzeit hat die VR China als Entwicklungsland keine Verpflichtung zur Treibhausgas-Emissionsminderung. Zumindest aber mittel- und lang-

¹ Vgl. United Nations Framework Convention on Climate Change, 1998, S. 28.

fristig ist eine Übernahme von Treibhausgas-Emissionsminderungsverpflichtungen auch durch die VR China und andere Entwicklungsländer gegenüber der Klimarahmenkonvention (United Nations Framework Convention on Climate Change – UNFCCC) zu erwarten. Heute werden in China bereits Treibhausgasemissionen gemindert, etwa durch Investitionen in die Verbesserung der Energieeffizienz durch die China Energy Conservation Investment Corporation (CECIC), die im Jahr 1996 20,9 Mrd. RMB in Energieeinsparung investiert hat, so unter anderem in Müllheizkraftwerke oder die Substitution kleiner Stromerzeugungsanlagen durch große Einheiten.²

Gegenwärtig ist jedoch die Minderung von regional bzw. lokal wirkenden Schadstoffen, insbesondere von Schwefeldioxid, die vorrangige Herausforderung für die chinesische Umweltpolitik.

Der Niederschlag sauren Regens verursacht dort gesundheitliche Schädigungen der Menschen sowie erhebliche ökologische und ökonomische Schäden etwa im Getreideanbau und in der Forstwirtschaft. Die Summe volkswirtschaftlicher Schäden wird gegenwärtig insgesamt auf etwa 13 Mrd. US\$ geschätzt, was etwa 2 vH des Bruttoinlandsprodukts in China entspricht.³ SO₂ wird bei der Verbrennung schwefelhaltiger Stoffe freigesetzt, in China vor allem bei der Verbrennung von Kohle.

Nach Angaben der State Environment Protection Administration (SEPA) wurden im Jahr 1997 in China 23,5 Millionen Tonnen SO₂ emittiert, 78,9 vH oder 18,5 Millionen Tonnen davon im industriellen Bereich. Im industriellen Bereich konnten die Emissionen bis 1999 auf 14,6 Mio. Tonnen reduziert werden.⁴ Zu den Gesamtemissionen liegen im *Statistischen Jahrbuch 2000* keine Daten vor.

1995 lagen die Emissionen bei 24,0 Millionen Tonnen SO₂⁵, nach Provinzdaten der Weltbank und Angaben des *China Environmental Yearbook* im industriellen Bereich bei 18,9 Millionen Tonnen SO₂, was gegenüber 1987 (14,1 Mill. t) einem Wachstum von etwa 34 vH entspricht. 7 bis 8 Mill. Tonnen wurden alleine in der Stromerzeugung ausgestoßen. Damit ist China noch vor den USA und der ehemaligen Sowjetunion der größte Emittent von Schwefeldioxid.

28 vH des Schwefeldioxids wurden im Jahr 1999 in der Provinzen Ost-Chinas emittiert, 9,9 vH alleine in Shandong. Weitere Zentren der SO₂-Emissionen sind die Provinzen Sichuan (8,8 vH der Gesamtemissionen), Hebei (7,6 vH), Liaoning (5,0 vH), Shanxi (6,4 vH), und Jiangsu (6,4 vH). Einen relativ geringen Anteil an den Gesamtemissionen an Schwefeldioxid hat das weniger entwickelte Nord-West China, eine Ausnahme bildet die Provinz Shaanxi (vgl. Tabelle 1).

Die Emissionen an Schwefeldioxid entstehen in China im Wesentlichen bei der Verbrennung von Kohle sowohl im industriellen Bereich, vor allem zur Erzeugung von Prozesswärme, als auch in den privaten Haushalten zur Raumwärmeenergiebereitstellung. Wichtigste Faktoren der lokalen und regionalen Umweltbelastungen sind daher:

2 Vgl. China Energy Conservation Investment Corporation, Information Brochure, Beijing 1998, S. 5.

3 Vgl. Battelle Memorial Institute et al. 1998, S. 64.

4 State Statistical Bureau 2000, S. 774.

5 Vgl. Battelle Memorial Institute et al. 1998, S. 64.

Tabelle 1: Struktur und Intensitäten der SO₂-Emissionen in China (1999)

Provinz	SO ₂ -Emissionen (vH)	kg SO ₂ -Emissionen pro Kopf
CHINA INSGESAMT	100,0	11,6
Nord-China	19,8	20,0
Beijing	1,1	12,9
Tianjin	1,0	15,8
Hebei	7,6	16,9
Shanxi	6,4	29,1
Innere Mongolei	3,6	22,1
Nord-Ost-China	7,9	10,8
Liaoning	5,0	17,3
Jilin	1,4	7,9
Heilongjiang	1,5	5,7
Ost-China	27,9	11,4
Shanghai	2,1	21,1
Jiangsu	6,4	13,0
Zhejiang	4,2	13,6
Anhui	2,5	5,8
Fujian	1,2	5,1
Jiangxi	1,6	5,6
Shandong	9,9	16,3
Mittel-Süd China	20,7	8,8
Henan	4,6	7,2
Hubei	3,5	8,5
Hunan	4,2	9,3
Guangdong	4,6	9,2
Guangxi	3,8	11,6
Hainan	0,2	2,9
Süd-West China	15,3	11,3
Sichuan ¹⁾	8,8	11,1
Guizhou	4,6	18,3
Yunnan	1,9	6,6
Tibet	0,0	0,3
Nord-West China	8,4	13,6
Shaanxi	3,9	15,8
Gansu	1,8	10,1
Qinghai	0,1	3,7
Ningxia	1,2	32,4
Xinjiang	1,4	11,2

Quelle: State Statistical Bureau: *China Statistical Yearbook*; State Environmental Protection Administration, *China's Environmental Yearbooks*. versch. Jg.

1) Incl. Chongqing.

- der hohe Anteil der Kohle im Endenergieverbrauch der privaten Haushalte (1998: 62,0 vH⁶) sowie vor allem

6 Vgl. State Statistical Bureau 2000, S. 244.

-
- der Verzicht auf die Vorschaltung von Entschwefelungs- und DeNox-Anlagen oder anderen Emissionsminderungstechniken bei vornehmlicher Nutzung der Kohle im Umwandlungsbereich, insbesondere bei der thermischen Stromerzeugung (1996: 93,6 %⁷), sowie im Endenergieverbrauch anderer Industrie-sektoren (etwa in der Eisenschaffenden Industrie). Etwa ein Drittel der gesamten Kohle wird in China bei der Stromerzeugung verbraucht.

Der Energiesektor soll angesichts seiner Bedeutung für den Kohleverbrauch in China und in Anbetracht der Datenlage in diesem Text im Vordergrund stehen. Die meisten Emissionen fallen insofern auch in den dichtbesiedelten und prosperierenden Küstenprovinzen sowie in Provinzen mit hohem Anteil an Kohle beim Energieverbrauch der thermischen Stromerzeugung an. Jiangsu (5344 RMB/Kopf), Liaoning (5054 RMB/Kopf) und Shandong (4346 RMB/Kopf) etwa gehörten im Jahr 1999 zu den prosperierenden Provinzen mit den höchsten Pro-Kopf-Einkommen. Ihre Stromerzeugung ist zudem fast ausschließlich thermisch (Jiangsu: 99,9 vH; Shandong: 99,9 vH, Liaoning: 95,8 vH), was in China mit Kohleverstromung nahezu gleichzusetzen ist (vgl. Tabelle 2). Grundlage dafür ist ein hoher Anteil an der Kohleproduktion in China.

Zhejiang und Guangdong, die über die höchsten Pro-Kopf-Einkommen verfügen, haben einen vergleichsweise geringen Anteil an den gesamten SO₂-Emissionen in China (Zhejiang: 4,2 vH; Guangdong: 4,6 vH), denn ihre Stromerzeugung wird zu einem nicht unerheblichen Teil durch Kernenergie bereitgestellt (Guangdong: 15,9 vH, Zhejiang: 17,6 vH).

Die Provinzen Hebei, Shanxi, Sichuan und Shaanxi verfügen zwar über ein unterdurchschnittliches Pro-Kopf Einkommen (Hebei: 3473 RMB/Kopf; Shanxi: 2368 RMB/Kopf; Shaanxi: 2055 RMB/Kopf),⁸ ihre Stromerzeugung wird aber fast ausschließlich thermisch durch Kohleverstromung (vgl. Tabelle 2) bereitgestellt (Hebei: 99,7 vH; Shanxi: 98,0 vH, Shaanxi: 92,3 vH).

Die Freisetzung von Schwefeldioxid (SO₂) und Stickoxiden (NO_x) in die Atmosphäre kann zu einer Umwandlung in Sekundärschadstoffe wie schwefel- und stickstoffhaltige Säuren führen, die sich leicht in Wasser auflösen und durch den Wind über weite Strecken getragen werden können. Sie gehen in Form von "saurem" Regen, Schnee oder Nebel auf die Erde nieder und schlagen sich in einer Versauerung von Gewässern, Böden und Gewächsen nieder. Letztendlich entfalten sich negative Auswirkungen auf das Tier- und Pflanzenreich und die menschliche Gesundheit.

7 Vgl. Department of Industrial and Transportation Statistics, State Statistical Bureau 1998, S. 116.

8 Das durchschnittliche Pro-Kopf Einkommen lag im Jahr 1999 real bei 3760 RMB. Im Jahr 1995 belief es sich noch auf 2612 RMB pro Kopf.

Tabelle 2: Faktoren der SO₂-Emissionen in China (1999)

Provinz	Einkommen (BSP/Kopf) ¹	Anteil an Gesamtkohle- produktion (vH)	Anteil thermischer Strom- erzeugung an Gesamt- stromerzeugung (vH)
CHINA INSGESAMT	3760	100,0	82,5
Nord-China	3964	41,0	98,8
Beijing	9944	0,9	93,9
Tianjin	8005	0,0	99,9
Hebei	3473	5,9	99,7
Shanxi	2368	26,7	98,0
Innere Mongolei	2681	7,6	99,6
Nord-Ost-China	4150	11,0	94,0
Liaoning	5054	4,2	95,8
Jilin	3177	1,4	85,0
Heilongjiang	3838	5,4	97,8
Ost-China	4729	19,2	90,2
Shanghai	15435	0,0	100,0
Jiangsu	5344	2,5	99,9
Zhejiang	6031	0,1	80,4
Anhui	2358	4,8	96,9
Fujian	5410	0,5	48,4
Jiangxi	2335	1,7	71,7
Shandong	4346	9,6	99,9
Mittel-Süd China	3296	10,5	73,8
Henan	2452	7,8	97,6
Hubei	3264	0,4	55,7
Hunan	2558	1,4	50,3
Guangdong	5876	0,2	82,7
Guangxi	2078	0,8	39,3
Hainan	3198	0,0	77,8
Süd-West China	3465	9,7	50,3
Sichuan	4649	3,2	51,4
Guizhou	1240	3,9	60,1
Yunnan	2231	2,6	38,0
Tibet	2136	0,0	17,5
Nord-West China	2255	8,6	71,0
Shaanxi	2055	2,3	92,3
Gansu	1838	1,8	55,2
Qinghai	2336	0,2	23,5
Ningxia	2241	1,5	91,3
Xinjiang	3242	2,7	82,0

Quelle: State Statistical Bureau: *China Statistical Yearbook*; State Environmental Protection Administration: *China's Environmental Yearbooks*, versch. Jg.

1) in Preisen von 1990.

2) Incl. Chongqing.

Der für China bedrohliche Tatbestand ist die Tatsache, dass der Verbrauch von Kohle und damit die SO₂-Emissionen im Falle des "business-as-usual", d.h. ohne weitere Maßnahmen, erheblich ansteigen werden. Der übermäßig steigende Verbrauch von Kohle und anderen Energieträgern in der VR China ist durch eine Mehrzahl von landesspezifischen Faktoren bedingt, die mit der Entwicklung der Volkswirtschaft in Zusammenhang stehen. Insbesondere werden die Wirtschaftsstruktur mit einem großen Anteil von Sektoren mit hoher Energieintensität, das Wachstum der Bevölkerung sowie die ungünstige industrielle Standortstruktur mit langen Energietransportwegen genannt.⁹

Im Zeitraum zwischen 1987 und 1995 haben sich die SO₂-Emissionen in China pro Jahr um 4,2 vH erhöht. Legt man diese jährliche Wachstumsrate sowie die derzeitige Energieträgerstruktur zu Grunde, würden im Jahr 2010 in China ohne weitere Maßnahmen zur Schwefeldioxidreduktion etwa durch DeNox-Anlagen ca. 44 Mill. Tonnen SO₂ ausgestoßen, im Jahr 2020 67 Mill. Tonnen, was zu erheblichen ökologischen Schäden führen würde. In der Industrie liegen die Emissionen bei ca. 35 Mill. Tonnen (2010) bzw. 53 Mill. Tonnen (2020) Schwefeldioxid, was ein Wachstum gegenüber 1995 von 85 vH bzw. 182 vH darstellte. Im Jahr 2020 liegen die SO₂-Emissionen in der Elektrizitätswirtschaft bei etwa 20 Mill. Tonnen.

Ein solches Wachstum der SO₂-Emissionen in China indiziert dringenden umweltpolitischen Handlungsbedarf. Dieser Handlungsbedarf bezieht sich auf der einen Seite auf eine ökonomisch effiziente Energieerzeugung im Sinne einer Optimierung des Energiemix der VR China aus der Nutzung vorhandener, importierter und neuer Energieträger, um der wachsenden Nachfrage nach Energie im Entwicklungsprozess des Landes nachzukommen. Handlungsbedarf besteht auf der anderen Seite in Bezug auf eine ökologisch verträgliche Form der Steigerung des Energieverbrauchs, d.h. auf eine Strategie, die im Hinblick auf die Minderung der SO₂-Emission so effizient ist, dass im Idealfall über die Zeitachse der Zuwachs der Emission an Schwefeldioxid deutlich unter dem Wachstum des Energieverbrauchs bleibt (Effizienzsteigerung, Veränderung der Energieträgerwahl etc.). Damit käme es im Vergleich zum derzeitigen Niveau bei steigendem Energieverbrauch zu keiner wesentlichen absoluten Steigerung der SO₂-Emissionen.

Zum Teil konnte das absolute Wachstum der SO₂-Emissionen bereits in der Vergangenheit durch Verbesserungen der SO₂-Intensität der industriellen Produktion vermieden werden. Im Durchschnitt verringerten sich die Emissionen je Millionen Renminbi Produktion von 17,0 Tonnen im Jahr 1987 um 5,9 vH per annum auf 11,1 Tonnen im Jahr 1995. Insbesondere in den prosperierenden Provinzen in Ost-China (Anhui, Zhejiang, Fujian etc.) und in Mittel-Süd China (Guangdong, Guangxi, Hainan) sanken die SO₂-Intensitäten der Produktion (Guangdong: -12,4 vH p.a.; Fujian: -11,5 p.a.; Jiangsu: -9,4 vH p.a.) sowohl durch Veränderungen der Wirtschaftsstruktur (Bedeutungsverlust des Agrarsektors, tendenzielle Hinwendung zur Leichtindustrie, zunehmende Tertiarisierung) als auch durch Investitionen in die Verbesserung der Energieeffizienz. Eine weitere Verbesserung der SO₂-Intensitäten ist in der Zukunft unter umweltpolitischen Gesichtspunkten unverzichtbar.

⁹ Vgl. Wiesegart 1987, S. 204 ff.

Ziel der Umweltpolitik der VR China muss daher eine drastische Reduktion zumindest des Wachstums der SO₂-Emissionen der kommenden Jahre und damit Minde rung der Belastungen durch den sauren Regen sein. Dies stellt eine enorme Herausforderung für die Energie- und Umweltpolitik in der VR China dar, da auf der einen Seite wachsende Umweltbelastungen zu steigenden externen Effekten und Wohlfahrtsverlusten führen, auf der anderen Seite zumindest kurzfristig steigende Investitionen in Maßnahmen zur SO₂-Emissionsminderung zu einer Belastung für das Wirtschaftswachstum und gegebenenfalls zu Wettbewerbsnachteilen chinesischer Produkte auf den internationalen Märkten führen können.

Wichtigste umweltökonomische Maßnahme zur Minderung der Belastungen durch den sauren Regen ist die Internalisierung der externen Kosten in das ökonomische Kalkül der Marktteilnehmer. Unter anderem entstehen externe Kosten durch eine geringere Produktivität in der Fischerei oder der Land- und Forstwirtschaft auf Grund der Veränderungen in den Ökosystemen durch industrielle SO₂-Emissionen oder durch die gestiegenen Kosten für das Gesundheitssystem, die vom Staat getragen werden und nicht in die Kostenrechnung der Unternehmen eingehen und auch nicht in die Produktpreise, z.B. den Stromtarif, überwälzt werden. Saurer Regen erzeugt auch externe Kosten etwa durch die steigende Verwitterung von Gebäuden und Denkmälern. Werden die externen Kosten nicht in den Produktpreisen abgebildet, ist die Allokation der knappen Gütern auf den Märkten suboptimal und es entsteht der Volkswirtschaft ein Wohlfahrtsverlust.

**Tabelle 3: Externe Kosten der spezifischen SO₂-Emissionen in China
(US\$/t SO₂)**

	Nord-China	Nord-Ost-China	Nord-West-China	Süd-West-China	Ost-China	Zentral-China
Oberer Wert	362	362	181	724	965	724
Unterer Wert	302	338	157	181	398	205

Quelle: Battelle Memorial Institute et al. 1998, S. 58.

Die Weltbank hat in einer Untersuchung die externen Kosten der Emission einer Tonne Schwefeldioxid in China mit 515 US\$ beziffert.¹⁰ Das Battelle Memorial Institute, das Beijing Energy Efficiency Center und das Energy Research Institute of China haben in einer gemeinsamen Studie versucht, die externen Kosten der SO₂-Emissionen in China regional disaggregiert abzubilden. Sie kamen in Abhängigkeit von den Pro-Kopf-Einkommen und den regionalen Sensitivitäten zu spezifischen Kosten (vgl. Tabelle 3) zwischen 205 US\$/t SO₂ (Zentral China – unterer Wert) und 965 US\$/t SO₂ (Ost-China – oberer Wert). Die Schätzung externer Kosten ist kein leichtes Unterfangen, da es sehr schwierig ist zu entscheiden, welche Kostenkategorien bzw. -bestandteile, z.B. der entstandenen Umweltschäden, nun tatsächlich extern sind und in welcher Höhe sie genau angesetzt werden müssen. Sicher ist jedoch, dass die externen Kosten nicht nur mit der Wachstumsrate SO₂-Emissionen

10 Vgl. Battelle Memorial Institute et al. 1998, S. 81.

linear ansteigen, sondern exponentiell. Möglicherweise sind die externen Kosten des sauren Regens in China sogar noch größer als angegeben.

Aus der Basis der Entscheidungen über die Ziele und Maßnahmen der Umweltpolitik steht die chinesische Regierung vor der Wahl des umweltpolitischen Instruments. Vor dem Hintergrund der Darstellung und Diskussion des Ordnungsrechts und der Angaben als Steuerungsinstrumente zur SO₂-Emissionsminderung (Kapitel 2) werden die Investitionskosten unter diesen beiden umweltpolitischen Maßnahmen zur SO₂-Emissionsreduktion abgeleitet (Kapitel 3) und zusammenfassend auf mögliche Hindernisse und Probleme verschiedener umweltpolitischer Maßnahmen zur SO₂-Emissionsreduktion in China hingewiesen (Kapitel 4).

2 Implementation von Technologien und Investitionsbedarfe unter verschiedenen umweltpolitischen Regimen zur SO₂-Emissionsreduktion und Staubminderung

Das Battelle Memorial Institute, das Beijing Energy Efficiency Center und das Energy Research Institute of China haben in ihrer gemeinsamen Studie die unterschiedlichen Investitionen für verschiedene umweltpolitische Instrumente zur SO₂-Emissionsreduktion unter dem Gesichtspunkt des kostenminimalen Technologiemix für den Zubau von Kraftwerken abgebildet. Da sich die Minderung von Schwefeldioxid nicht im Rahmen der internationalen Klimaverhandlungen vollzieht, ist es sinnvoll, sich bei der Wahl der umweltpolitischen Instrumente auf das Ordnungsrecht und Umweltabgaben zu konzentrieren.

Diese sollen im Folgenden kurz in ihrer Funktionsweise charakterisiert werden. In der umweltpolitischen Diskussion zur Reduktion von Schadstoffen sind noch eine Reihe anderer Instrumente von Belang. Die wichtigsten Instrumente sind hier die im Rahmen der internationalen Klimaverhandlungen beschlossenen Mittel handelbarer Umweltzertifikate, Joint Implementation und Maßnahmen des Clean Development Mechanism der Klimarahmenkonvention. Da diese weniger die lokal und regional wirksamen Stoffe, sondern die globalen Treibhausgase betreffen, sollen sie an dieser Stelle nicht weiter betrachtet werden.¹¹

2.1 Funktionsweisen ordnungsrechtlicher und steuerpolitischer Steuerungsinstrumente zur Minderung lokal wirkender Schadstoffe

2.1.1 Ordnungsrecht

Unter ordnungsrechtlichen Instrumenten der Umweltpolitik sind solche Maßnahmen zu verstehen, die – gemäß dem Verursacherprinzip – die rechtlichen Rahmenbedingungen der die Umwelt beeinflussenden Wirtschaftssubjekte verändern. Der Grad der staatlichen Einflussnahme kann dabei unterschiedlich sein. Insbesondere sind darunter direkte Umweltauflagen in Form von Ge- und Verboten wie im industriellen Sektor etwa ein Immissionsschutzgesetz mit einer Großfeuerungsanlagen-Verordnung oder Tempolimits im Verkehrsbereich zu subsumieren. Zum Ordnungsrecht gehören insbesondere auch SO₂-Emissionsstandards und -plafonds. Hier ist

¹¹ Vgl. dazu Oberheitmann 1999.

der staatliche Einfluss sehr hoch, da etwa durch Setzen von Emissions-Grenzwerten oder im krassesten Fall durch Produktionsverbote direkt in den Handlungsbereich der Wirtschaftssubjekte eingegriffen wird. Einen geringeren staatlichen Einfluss üben andere umweltbedeutsame Änderungen der rechtlichen Rahmenbedingungen wie etwa eine Verschärfung von Umweltgenehmigungsverfahren oder der Umwelthaftung aus.

Ordnungsrechtliche Instrumente sind unter ökologischen Gesichtspunkten durchaus wirksam, da sie eine freiwillige Mitwirkung der Wirtschaftssubjekte nicht voraussetzen und insbesondere in Notsituationen mit dringendem Handlungsbedarf schnelle und wirksame Abhilfe schaffen können.¹² Diesem ökologischen Vorteil stehen unter ökonomischen Aspekten verschiedene Nachteile gegenüber, insbesondere werden die Gefahr gesamtwirtschaftlicher Wohlfahrtverluste sowie Tendenzen zur Strukturkonservierung und Innovationsverzögerung gesehen.¹³ Das Ordnungsrecht hat in der VR China eine lange Tradition, da es in einem zentral organisierten sozialistischen Staatswesen am leichtesten zu implementieren und zu kontrollieren war.

Im Zuge der Transformation Chinas von einer sozialistischen Planwirtschaft zu einer marktwirtschaftlichen Wirtschaftsform bieten im Gegensatz zu ordnungsrechtlichen Ansätzen fiskalische Instrumente den Wirtschaftssubjekten ökonomische Anreize zur Lenkung¹⁴ des individuellen Verhaltens.

2.1.2 Umweltabgaben und -subventionen

Wichtigstes Preisinstrument sind Umweltabgaben (Steuern, Gebühren und Sonderabgaben).¹⁵ In Anwendung des Verursacherprinzips wirken sie sich in den Betriebskosten der zur Zahlung Verpflichteten als zusätzliche Kosten für die Inanspruchnahme natürlicher Ressourcen aus und induzieren so (freiwilliges) umweltschonendes Verhalten. Das Lenkungsanliegen einer SO₂-Abgabe liegt zum Beispiel in der Minderung einzel- oder gesamtwirtschaftlicher Emissionen durch Investitionen in Entschwefelungsanlagen oder andere Maßnahmen zur SO₂-Emissionsreduktion bei der Verbrennung von Kohle.

Umweltabgaben werden als ein "marktwirtschaftliches" Instrument angesehen, da sie die Allokationseffizienz des Systems insofern erhöhen, als dass die Produktionspreise erst durch die Einbeziehung der externen Kosten in ihre Kalkulation die tatsächlichen Knappheiten ihrer Güter widerspiegeln. Die vollständige Internalisierung der externen Effekte ist jedoch nur in dem Fall gegeben, wenn der Abgabensatz genau den externen Kosten der Umweltnutzung entspricht.¹⁶ Da die genaue Höhe der externen Kosten nicht bekannt ist, scheidet eine Pigou-Steuer für die praktische

12 Vgl. Graskamp u.a. 1992, S. 56

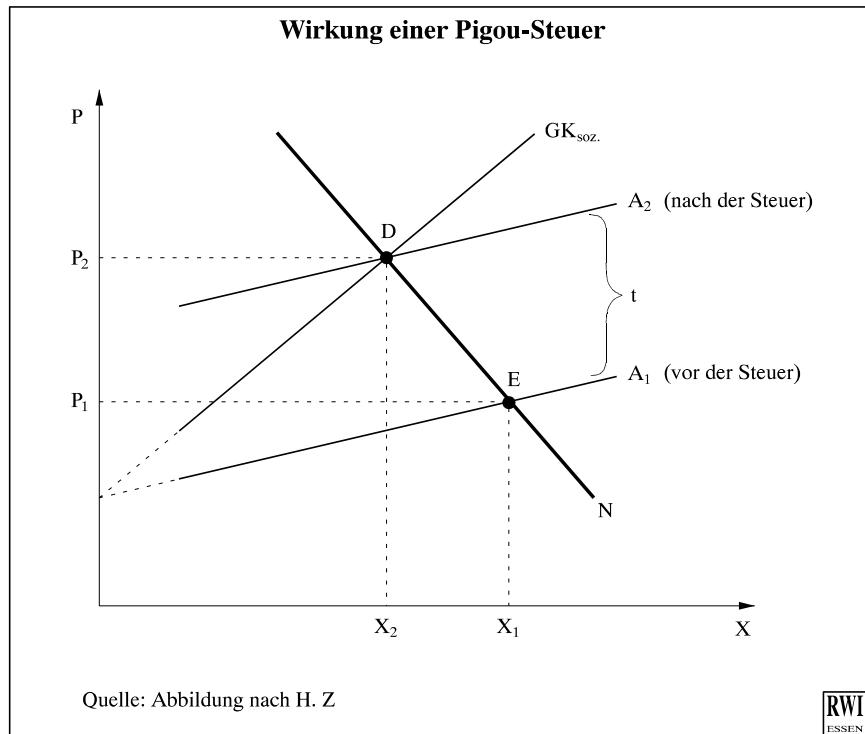
13 Vgl. Klemmer 1991, S. 136 ff.

14 Sind die – in der Regel geringen – Abgaben lediglich zur Finanzierung der staatlichen Umweltschutzausgaben konzipiert, spricht man von Finanzierungsabgaben. Diese Abgaben seien hier der Vollständigkeit halber erwähnt, sind aber für die weitere Diskussion nicht von Interesse, da keine Lenkungswirkung beabsichtigt ist.

15 Vgl. Cansier 1993, S. 135.

16 Vgl. Graskamp u.a. 1992, S. 58.

Umweltpolitik aus. Der Lenkungseffekt einer Umweltabgabe bleibt insofern die primäre Funktion dieses Instruments.¹⁷



ekte frei für eine Technik etwa zur Schadstoffminderung entscheiden können, werden sie die kostengünstigste Alternative wählen. Die Alternative zur Investition in Schadstoffminderungstechnologie ist die Zahlung der Abgabe auf die volle Emissionsmenge. In der gesamtwirtschaftlichen Betrachtung werden diejenigen Unternehmen Investitionen tätigen, für die im Zeitraum der Abschreibung die Grenzvermeidungskosten unter dem Steuersatz liegen. Die Einführung von Umweltabgaben induziert sowohl eine steigende Nachfrage nach Schadstoffvermeidungstechnologien als auch Anreize für die Industrie, diese Nachfrage mit neuen Umwelttechnologien zu bedienen. Dies kann wiederum einen Einfluss auf die Höhe der Grenzvermeidungskosten haben.¹⁸

Die beschriebenen Vorteile müssen jedoch kritisch hinterfragt werden. Da die externen Kosten der Inanspruchnahme der Umwelt nicht genau zu bestimmen sind bzw. sich im Zeitablauf ändern können, ergeben sich alloitative Verzerrungseffekte durch die *grosso modo* willkürliche Festsetzung des Abgabensatzes, was der Umweltabgabe den Vorwurf der Überschätzung ihrer ökonomischen Leistungsfähigkeit einbringt. So muss eine Energiesteuer einen sehr hohen Satz aufweisen, um Lenkungswirkungen zu zeigen. Derartig große Kostenbelastungen können in der Volkswirtschaft schwer zu quantifizierende negative Struktur- und Beschäftigungseffekte verursachen.¹⁹ Insofern sind derartige fiskalische Maßnahmen mit einem nicht zu vernachlässigendem Risiko verbunden. Auch der oben genannte Kostenminimierungseffekt ist mit Problemen behaftet. Da die Umweltabgaben alle Emittenten mit dem gleichen Steuersatz je Emissionseinheit belastet werden, die Emissions-Immissions-Zusammenhänge aber durchaus räumlich divergieren können, ist es bei Zulassung unternehmensexterner Austauschprozesse durchaus möglich, die Emissionen volkswirtschaftlich günstiger zu reduzieren.

Nicht nur Abgaben, sondern auch die Subventionierung von Umweltschutzmaßnahmen wie z.B. staatliche Zuschüsse für eine Wärmedämmung an Häusern sind dazu geeignet, das Verhalten der Wirtschaftssubjekte zu verändern, doch sind auch sie mit Verzerrungseffekten wie etwa der Begünstigung von "end-of-pipe"-Technologien bei gleichzeitiger Benachteiligung von integrierten Lösungen verbunden.²⁰

2.2 Technische Optionen

Vor der Beurteilung des Investitionsbedarfs verschiedener umweltpolitischer Maßnahmen ist zunächst auf die spezifischen Investitionskosten verschiedener technischer Optionen einzugehen. Die günstigste Methode zur Reduktion von lokal und regional wirksamen Schadstoffen ist die Minderung der Asche und Schwefelanteile in der Kohle durch Kohlewaschung und damit mittelbare SO₂-Emissionsreduktion. Pro Tonne Kohle sind damit Kosten von 1-5 US\$ verbunden, was im Vergleich zu den Industrieländern relativ günstig ist.²¹ Weniger als 20 vH der in China geförder-

18 Vgl. Cansier 1993, S. 170 ff.

19 Vgl. dazu etwa Hillebrand 1996; Rheinisch-Westfälisches Institut für Wirtschaftsforschung 1990a und 1990b.

20 Vgl. Klemmer 1991, S. 144 f.

21 In Deutschland kostet das Waschen der Kohle zwischen 16 und 25 DM.

ten Kohle wird derzeit gewaschen,²² obwohl durch das Waschen der Kohle 10-40 vH des Schwefels und bis 60 vH der Ascheanteile reduziert werden könnten und die Feuerungseigenschaften der Kohle deutlich verbessert werden. Der spezifische Gewichtsverlust würde sich zudem positiv auf die ohnehin überlasteten Transportkapazitäten auf Schiene und Wasserwegen sowie die Energieverbräuche und CO₂-Emissionen des Transportsektors niederschlagen.²³

Auf Grund der bestehenden Subvention des Transportsystems wird auf das Waschen der Kohle immer noch weitgehend verzichtet. Dazu herrscht in einigen Kohlegebieten Wasserknappheit. Doch könnte dies durch zirkulierende Systeme aufgefangen werden.

Tabelle 4: Investitionskosten verschiedener technischer Optionen zur Staub, SO₂-und NO_x-Reduktion

Technologie	SO ₂ -Minde-rung (vH)	Staub-Minde-rung (vH)	Investkosten (US\$/kW)	Zus. Betriebsk. (Cents/kWh)
Kohlewaschung	Bis 40vH	Bis 60 vH	1-5 / t Kohle	-
Elektrostatische Filter	0	Bis 99,0 vH	30 -60	0,03
Taschenfilter	0	Bis 99,9 vH	40 – 60	0,03
Kombinierte SO ₂ /NO _x Reduktion	Bis 90 vH SO ₂ und NO _x	-	150 -300	0,5 – 0,8
Trockene Rauchgasentschwefelung	70-90 vH	-	80 – 150	0,2 -0,3
Nasse Rauchgasentschwefelung	Bis 95 vH	-	100 – 200	0,1 – 0,3

Quelle: Battelle Memorial Institute et al. 1998, S. 34.

Bis in die 1970er-Jahre war nur ein sehr geringer Prozentsatz der kohlebefeuerten Kraftwerke mit Staubfiltern ausgestattet, erst Anfang der achtziger Jahre wurden elektrostatische Filteranlagen in größerem Umfang installiert. Ende 1995 waren 50 vH der Kohlekraftwerke mit derartigen Filtern ausgerüstet, sodass die Staubemissionen signifikant reduziert wurden konnten. Elektrostatische Filter können bis zu 99,7 vH der Staubpartikel reduzieren, die spezifischen Kosten belaufen sich in China auf 30 bis 60 US\$ pro kW (vgl. Tabelle 4) und verteuern die Stromerzeugung um etwa 0,03 Cents pro kWh. Taschenfilter können 99,9 vH der Partikel aussondern, sind aber im *low-technology*-Bereich etwas teurer als elektrostatische Filter.

Auf Grund fehlender finanzieller Mittel waren bis zum Jahr 1995 nur zwei oder drei Entschwefelungsanlagen installiert.²⁴ Eine weitere Öffnung etwa des chinesischen Markts für ausländische Direktinvestitionen in Kraftwerks- und Schadstoffminde rungstechnologie, z.B. durch eine Förderung von Build-Operate-Transfer Modellen (BOT), könnte die Umweltbedingungen in China verbessern helfen, da dort neueste Technologie für den wachsenden Strombedarf installiert würde. Die Potenziale in China sind erheblich:

22 Vgl. SETC 1998, S. 211.

23 Vgl. Zhong 1995, S. 112.

24 Vgl. Zhou 1998, S. 100.

- Die Verbrennung von einem kg Kohle verursacht in China Emissionen von 16,7 g Schwefeldioxid und 27,5 g Staub.
- Im Vergleich dazu werden bei der Verbrennung von einem kg Kohle in Deutschland durch den Einsatz von Rauchgasentschwefelungsanlagen (REA) nur 1,7 g SO₂ und 0,5 g Staub frei.²⁵

Zur Verringerung des sauren Regens sind eine Reihe von *end-of-pipe*-Technologien verfügbar, die wichtigsten sind trockene und nasse Rauchgasentschwefelung zur SO₂-Emissionminderung sowie die selektive und nicht-selektive katalytische Reduktion von Stickoxiden.

Trockene Rauchgasentschwefelung kann 70 bis 90 vH der Schwefeldioxidemissionen eines Kohlekraftwerkes reduzieren und kostet zwischen 80 und 150 US\$/kW. Mit einer Reduktion von 95 vH und mehr der SO₂-Emissionen ist die nasse Rauchgasentschwefelung effizienter, aber mit 100-200 US\$/kW auch teurer. Kombinierte DeNox und Entschwefelungsanlagen sind derzeit noch im Entwicklungsstadium, werden aber möglicherweise in nicht allzu langer Zeit die Marktreife erlangen. Sie sind in der Lage, bei der Kohleverfeuerung gleichzeitig 90 vH der Schwefeldioxid und Stickoxide zu vermindern und werden Kapitalkosten zwischen 150 und 300 US\$/kW in Anspruch nehmen (vgl. Tabelle 4).

2.3 Investitionskosten unter ordnungsrechtlichen und steuerpolitischen Regimen der SO₂-Emissionsreduktion

Von den in der genannten Batelle-Studie verwendeten Szenarien sind zwei ordnungsrechtlicher und zwei steuerpolitischer Art. Die ersten beiden Szenarien betreffen die Einführung niedriger oder hoher Emissionsstandards für die SO₂-Emissionen, die auf eine bestimmte Gesamtemissionsmenge plafondiert sind, die Szenarien drei und vier beziehen sich auf die Einführung einer hohen oder niedrigen Abgabe auf die Emission von Schwefeldioxid. Die Szenarien werden im Zeitraum von 1996 bis 2020 mit einem Referenzpfad verglichen, der eine "business as usual" Entwicklung beschreibt (vgl. Tabelle 5).

Im Referenzfall gibt es keinerlei umweltpolitische Restriktionen, es wird lediglich der derzeitige Stand der Technik, der Kosten und des Energieträgermixes in die Zukunft fortgeschrieben. In diesem Sinne beinhaltet der "business as usual" Pfad keinen technischen Fortschritt, welcher in der Realität jedoch in China auch zu unterstellen wäre. Nimmt man die durchschnittliche Wachstumsrate der Schwefeldioxidemissionen zwischen 1987 und 1995 und legt sie an die in der Battelle-Studie vorgenommene Aufteilung der Provinzen Chinas an, so steigen die SO₂-Emissionen im Referenzfall von 25 Mill. t im Jahr 1996 auf 44 Mill. t im Jahr 2010 und 67 Mill. t im Jahr 2020.

Tabelle 5: SO₂-Emissionen in China in verschiedenen Reduktionsszenarien des Ordnungsrechts (1996-2020, in Mio. t und vH)

Mill. t SO ₂						
Referenzfall	1996	2000	2005	2010	2015	2020

28 Zhou 1998, S. 1000 (Zahlen für 1995).

CHINA INSGESAMT	24,8	29,2	36,0	44,3	54,5	67,1
Nord-China	4,8	5,7	7,0	8,6	10,6	13,0
Nord-Ost-China	2,3	2,7	3,4	4,2	5,1	6,3
Ost-China	6,6	7,8	9,6	11,8	14,6	17,9
Mittel-China	2,9	3,4	4,2	5,1	6,3	7,7
Süd-West-China	5,4	6,4	7,9	9,7	12,0	14,7
Nord-West-China	2,0	2,3	2,9	3,5	4,3	5,3
Guangdong	0,8	0,9	1,1	1,4	1,7	2,1
Niedriger Standard						
CHINA INSGESAMT	1996	2000	2005	2010	2015	2020
Nord-China	4,8	5,7	7,0	8,6	10,6	13,0
Nord-Ost-China	2,3	2,7	3,4	4,2	5,1	6,3
Ost-China	6,6	7,8	7,8	7,8	7,8	7,8
Mittel-China	2,9	3,4	3,4	3,4	3,4	3,4
Süd-West-China	5,4	6,4	6,4	6,4	6,4	6,4
Nord-West-China	2,0	2,3	2,9	3,5	4,3	5,3
Guangdong	0,8	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9
Hoher Standard						
CHINA INSGESAMT	1996	2000	2005	2010	2015	2020
Nord-China	4,8	5,7	7,0	8,6	10,6	13,0
Nord-Ost-China	2,3	2,7	3,4	4,2	5,1	6,3
Ost-China	6,6	7,8	6,8	6,0	5,0	3,4
Mittel-China	2,9	3,4	3,2	3,0	2,8	2,4
Süd-West-China	5,4	6,4	4,2	4,2	4,2	4,2
Nord-West-China	2,0	2,3	2,9	3,5	4,3	5,3
Guangdong	0,8	0,9	0,8	0,7	0,6	0,6
Minderung in vH gegenüber Referenzentwicklung						
Niedriger Standard	1996	2000	2005	2010	2015	2020
CHINA INSGESAMT	0,0	0,0	-11,9	-21,5	-29,3	-35,7
Nord-China	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Nord-Ost-China	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Ost-China	0,0	0,0	-18,7	-34,0	-46,3	-56,4
Mittel-China	0,0	0,0	-18,7	-34,0	-46,3	-56,4
Süd-West-China	0,0	0,0	-18,7	-34,0	-46,3	-56,4
Nord-West-China	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Guangdong	0,0	0,0	-18,7	-34,0	-46,3	-56,4
Hoher Standard						
CHINA INSGESAMT	0,0	0,0	-21,6	-31,8	-40,1	-47,5
Nord-China	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Nord-Ost-China	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Ost-China	0,0	0,0	-29,3	-49,2	-65,7	-81,2
Mittel-China	0,0	0,0	-23,6	-41,9	-56,0	-69,0
Süd-West-China	0,0	0,0	-46,4	-56,4	-64,6	-71,2
Nord-West-China	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Guangdong	0,0	0,0	-26,9	-46,5	-61,4	-72,5

Quelle: Battelle Memorial Institute et al., 1998, S. 64. Eigene Berechnungen.

Die Minderungsszenarien stellen sich wie folgt dar:

- Im Minderungsszenario mit niedrigen Standards sind lediglich die Emissionen in Ost-China, Mittel-China, Süd-West-China und in Guangdong auf das Emissionsniveau des Jahres 2000 im Referenzfall begrenzt. Die SO₂-Emission steigen im Jahr 2010 in China gegenüber dem "business as usual" Pfad nur auf 34,8 Mill. Tonnen. Dies entspricht einer Minderung von 22 vH. Im Jahr 2020 steigen die Emissionen auf 43 Mill. Tonnen SO₂, was einer Verringerung gegenüber

dem Basisjahr von 36 vH gleichkommt. Die Emissionen in den einzelnen Regionen verändern sich entsprechend (vgl. Tabelle 5). Gegenüber dem Basisjahr 1996 werden sich die SO₂-Emissionen in China jedoch in allen Regionen weiter erhöhen, im Jahr 2010 um etwa 40 vH, in 2020 um ca. 73 vH. Mancherorts werden sie sich sogar fast verdreifachen, so in Nord-Nord-Ost und Nord-West-China (vgl. Tabelle 6).

Tabelle 6: Minderung der SO₂-Emissionen gegenüber 1996 (in vH)

	Niedriger Standard				
	2000	2005	2010	2015	2020
CHINA INSGESAMT	17,7	27,8	40,3	55,2	73,8
Nord-China	18,8	45,8	79,2	120,8	170,8
Nord-Ost-China	17,4	47,8	82,6	121,7	173,9
Ost-China	18,2	18,2	18,2	18,2	18,2
Mittel-China	17,2	17,2	17,2	17,2	17,2
Süd-West-China	18,5	18,5	18,5	18,5	18,5
Nord-West-China	15,0	45,0	75,0	115,0	165,0
Guangdong	12,5	12,5	12,5	12,5	12,5
	Hoher Standard				

gionen werden sie sich hingegen wie bei den niedrigen Standards drastisch steigen (vgl. Tabelle 6). Eine Stabilisation der SO₂-Emissionen auf dem derzeitigen Niveau lässt sich selbst mit den hier angedachten hohen Standards nicht erreichen, dazu müssten die Gesamtemissionen noch niedriger plafondiert werden. Dies wäre jedoch bei starken Einschränkungen der Ziele des Wirtschaftswachstums zu realisieren. Hier stellt sich die Frage, ob China dazu bereit ist.

Die Abgaben im dritten und vierten Szenario sollen den Versuch unternehmen, die externen Kosten durch SO₂-Emissionsabgaben in die Preise zu internalisieren. Die Steuersätze sind im niedrigen Abgabenszenario von der Weltbank genommen, im Szenario hoher Abgaben wurden Steuersätze aus chinesischen Quellen verwendet.²⁶ Leider sind in der Studie keine genauen Angaben über den Verlauf der SO₂-Emissionen durch den Einsatz von SO₂-Emissionsabgaben gemacht.

Natürlich ist das Referenzszenario die günstigste Variante der SO₂-Emissionsentwicklung, da es die externen Kosten noch nicht einmal zum Teil mit enthält. In diesem Szenario sind in der Zeit von 1996 bis 2020 insgesamt 490 Mrd. US\$ Anlageninvestitionen oder 20,5 Mrd. US\$ pro Jahr zur Deckung des wachsenden Strombedarfs notwendig (vgl. Tabelle 7).

Tabelle 7: Investitionen zur SO₂-Emissionsreduktion in verschiedenen Minderungsszenarien (1996-2020, Mrd. US\$)

SZENARIO	1996 -2000	2001 -2005	2006 -2010	2001 -1015	2016 -2020	Σ Investitionen
Referenzfall	82	120	106	88	96	492
Niedriger Standard	120	151	124	108	124	627
Hoher Standard	120	153	131	116	152	672
Niedrige Abgabe	116	154	128	103	111	612
Hohe Abgabe	117	162	133	112	116	640
SZENARIO	1996 -2000	2001 -2005	2006 -2010	2001 -1015	2016 -2020	Σ zusätzlicher Investitionen
Niedriger Standard	38	31	18	20	28	135
Hoher Standard	38	33	25	28	56	180
Niedrige Abgabe	34	34	22	15	15	120
Hohe Abgabe	35	42	27	24	20	148
SZENARIO	1996-2000	2001-2005	2006-2010	2001-1015	2016-2020	$\bar{\sigma}$ Investitionsbedarf p.a.
Niedriger Standard	7.6	6.2	3.6	4	5.6	5.6
Hoher Standard	7.6	6.6	5.0	5.6	11.2	7.5
Niedrige Abgabe	6.8	6.8	4.4	3	3.0	5.0
Hohe Abgabe	7.0	8.4	5.4	4.8	4.0	6.2

Quelle: Battelle Memorial Institute et al., 1998, S. 79.

Die Einführung von Emissionsstandards mit Plafonds für den Sektor der Stromerzeugung induziert einen zusätzlichen Investitionsbedarf. Bei einem niedrigen Standard würden in der Zeit von 1996 bis 2020 135 Mrd. US\$ zusätzlich investiert werden müssen, bei einem hohen Grenzwert steige er im gleichen Zeitraum auf 180 Mrd. US\$. Im Falle niedriger SO₂-Emissionsabgaben lägen die zusätzlichen Investitionen im Zeitraum zwischen 1996 und 2020 bei 120 Mrd. US\$, bei hohen Abgaben bei 148 Mrd. US\$. Betrachtet man die derzeitigen jährlichen zusätzlichen Investitionen

26 Vgl. Battelle Memorial Institute et al., 1998, S. 64.

nen, so bewegen sie sich in der Elektrizitätserzeugung der VR China im Durchschnitt allerdings lediglich zwischen 5 und 7,5 Mrd. US\$.

Für die Szenarien der Einführung einer SO₂-Emissionsabgabe liegen in der Studie keine genauen Angaben über den Verlauf der Emissionen vor, nur über den Umfang der induzierten Investitionen. Die niedrigeren Investitionen im Vergleich zu den jeweiligen ordnungsrechtlichen Maßnahmen ergeben sich aus der Ausgestaltung des kostenminimalen Technologiemix beim Zubau von Kraftwerken. In den beiden ordnungsrechtlichen Szenarien ist die Kohle weiterhin die vorherrschende Energiequelle. Trockene und nasse Wäsche bei der Raumgasentschwefelung sind unter den gegebenen Modellbedingungen die kostengünstigsten Alternativen zur SO₂-Emissionsminderung. Über 50 vH der kohlebefeuerten Kraftwerke würden eine Rauchgasentschwefelung benötigen, um das gegebene Emissionsplafond einzuhalten. Wasserkraft und Kernenergie tragen nicht über ihre Referenzentwicklung hinaus im kostenoptimalen Energieträgermix dieses Szenarios zur weiteren Absenkung der SO₂-Emissionen bei.²⁷

Bezogen auf eine Tonne SO₂ ist vor dem Hintergrund der gegebenen Modelldaten²⁸ und -annahmen die Einhaltung höherer Grenzwerte (niedriger Standard) an zusätzliche Investitionen von 1120 US\$ verbunden. Die Ausgaben für die Einhaltung der schärferen Standards liegen um 260 US\$ je Tonne Schwefeldioxid höher (s. Tab. 8). Damit liegen die zusätzlichen Investitionen bezogen auf eine Tonne SO₂ auch höher als die externen Kosten (vgl. Tab. 3). Würden diese zusätzlichen Investitionskosten in die Elektrizitätstarife überwälzt, könnten die externen Effekte tatsächlich internalisiert werden. In weitergehenden Studien müsste untersucht werden, wie hoch die Stromtarife sein würden, um die zusätzlichen Investitionen abzubilden. Vor dem Hintergrund der bisherigen Kohle- und Stromsubventionspolitik der chinesischen Regierung und der Präferenzen der Industrie für eine solche Politik ist jedoch fraglich, ob die entsprechenden Preise tatsächlich steigen würden. Fraglich ist auch, ob die externen Kosten nicht vielleicht viel höher sind als bisher angenommen.

Tabelle 8: Durchschnittliche Vermeidungskosten verschiedener ordnungsrechtlicher Maßnahmen (2000-2020)

Szenario	Gesamtkosten (Mrd. US\$)	SO ₂ -Emissionen (Mill. t)	Vermeidungskosten (US\$/ t SO ₂)
Referenzfall	1070	950	-
Niedriger Standard	1335	710	1120

27 Vgl. Battelle Memorial Institute et al. 1998, S. 65.

28 Die oben genannte Studie gibt für den Zeitraum von 2000 bis 2020 die Gesamtkosten, d.h. Kapitalkosten, Brennstoffkosten und sonstige Kosten (Wartung etc.) für die Entwicklung der Stromerzeugung unter verschiedenen umweltpolitischen Maßnahmen an (s. Tabelle 7). Da in der Studie keine Angaben über die Entwicklung der SO₂-Emissionen im Falle von Umweltabgaben gemacht wurden, bleiben zur Bestimmung der spezifischen Investitionen und der sich für die Unternehmen bzw. für die dahinter stehenden Körperschaften ergebenden Kostenbelastungen nur die Maßnahmen im Ordnungsrecht übrig. Den Gesamtkosten lassen sich die SO₂-Emissionen gegenüberstellen. Daraus lassen sich zusätzliche Investitionen und das induzierte Schwefeldioxid ableiten, aus denen sich die durchschnittlichen Vermeidungskosten der niedrigen und höheren Umweltstandards berechnen.

Hoher Standard	1585	600	1480
----------------	------	-----	------

Quelle: Eigene Berechnungen nach Angaben des Battelle Memorial Institute et al. 1998, S. 78.

Im Szenario der niedrigen SO₂-Emissionsabgabe ist die kostenminimale Technologiekombination ähnlich der im Falle der niedrigen Emissionsstandards, jedoch sind hier weniger Entschwefelungsanlagen notwendig. Im Szenario mit einer hohen Abgabe würden im kostenminimalen Technologiemix im Jahr 2020 über 1000 TWh mit Gasturbinen oder im Gas- und Dampf-Prozess (GuD) erzeugt. Dafür müssten im Laufe der nächsten 20 Jahre 175 Anlagen mit einer Leistung von je 1 GW installiert werden, die jeweils 1 Mrd. m³ Erdgas einsetzen würden. Dies machte jedoch einen erheblichen Import an Erdgas notwendig. Wasserkraft und Kernenergie trügen im gleichem Umfang wie im Falle der niedrigen Abgabe zur Stromerzeugung bei.²⁹

Es ist fraglich, ob dieses Szenario realistisch ist, da die chinesische Regierung bisher – soweit möglich – an dem Postulat der Nutzung heimischer Energieträger festhält. Solange die Kohle in China weiterhin subventioniert bleibt, ist das Erdgas sicherlich keine Alternative, insbesondere in der Grundlast. 175 GW installierte Leistung im Spitzenlastbereich sind im Jahr 2020 vermutlich nicht erforderlich. Für das Jahr 2015 wird für China ein Kapazitätsbedarf von insgesamt 600 GW prognostiziert.³⁰ Eine Ausweitung der Stromerzeugung auf Gasbasis in der genannten Größenordnung wäre nur sinnvoll, wenn Gas in China auch im Mittellastbereich eingesetzt würde. Dies wäre näher zu untersuchen. In der Bundesrepublik jedenfalls ist die Lastaufteilung gegenwärtig folgende:

- Grundlast: 63,7 vH,
- Mittellast: 28,5 vH und
- Spitzenlast: 7,8 vH.³¹

Erdgas wird zumeist in der Spitzenlast eingesetzt. Bisher ist der Mittellastbereich in Deutschland noch Domäne der Kohle. Bei einer Verkürzung der kalkulatorischen Betriebsdauer von 20 auf 10 Jahre wäre in der Bundesrepublik jedoch der ausschließliche Einsatz von GuD-Kraftwerken (Gas- und Dampf-Kraftwerken) in der Mittellast zu erwarten, da in diesem Fall die langfristigen Stromerzeugungskosten von GuD-Kraftwerken unter die der Stein- und Braunkohle fallen würden.³² Ob dies auch in Bezug auf die VR China der Fall wäre, müsste im Einzelnen näher untersucht werden.

3 Zusammenfassung und Beurteilung

Die umweltpolitische Diskussion in China bewegt sich sowohl im Zusammenhang globaler Emissionen wie auch lokal bzw. regional wirksamer Schadstoffe. In der letzteren Gruppe, welche derzeit für die Umweltpolitik des Landes die größte Herausforderung ist, ist insbesondere das Schwefeldioxid von Bedeutung. Vor allem die Emissionen an SO₂ und NO_x sind für den Niederschlag des sauren Regens mit seinen negativen Folgen für die Pflanzen- und Tierwelt sowie nicht zuletzt auch für

29 Vgl. Battelle Memorial Institute et al. 1998, S. 65.

30 Vgl. Kelly 1997, S. 445.

31 Vgl. Hillebrand 1997, S. 21.

32 Vgl. B. Hillebrand, 1997, S. 19.

bestimmte gesundheitliche Schäden der Menschen in China mitverantwortlich. In der VR China, dem weltweit größten Emittenten an SO₂, entsteht dieses Problem insbesondere bei der Verbrennung von Kohle ohne den Einsatz von Entschwefelungs- und DeNox-Anlagen. Besonders betroffen davon sind die dichtbesiedelten und prosperierenden Küstenprovinzen sowie Provinzen mit einem hohen Anteil an Kohle beim Endenergieverbrauch in der Industrie und in privaten Haushalten sowie im Umwandlungsbereich, vor allem bei der Stromerzeugung.

Zur Internalisierung der durch den sauren Regen entstehenden externen Effekte stehen in der umweltökonomischen Theorie verschiedene Instrumente zur Verfügung, die man im Hinblick auf Ihren Aktionsparameter in Preis- und Mengeninstrumente unterteilt. In Bezug auf das lokal bzw. regional wirkende Schwefeldioxid bieten sich das Ordnungsrecht in Form von Grenzwerten und Emissionsmengenplafonds sowie Umweltabgaben in Form von SO₂-Steuern an. Die Instrumente der handelbaren Emissionszertifikate, der Joint Implementation sowie die Maßnahmen im Rahmen des Clean Development Mechanism sind hier in Bezug auf die SO₂-Emissionsminderung unberücksichtigt geblieben, da sie vor allem in Bezug auf die Minderung der global wirksamen Treibhausgase in den internationalen Klimaverhandlungen eine Rolle spielen.

Im Vordergrund ökonomischer Aspekte zur Schwefeldioxidminderung standen in diesem Artikels die Abschätzung der zu erwartenden Investitionskosten der SO₂-Emissionsreduktion bei verschiedenen umweltpolitischen Maßnahmen. Vor dem Hintergrund möglicher technischer Optionen ergeben sich in Abhängigkeit von dem umweltpolitischen Instrument und den damit verbundenen kostenminimalen technischen Optionen zusätzliche Investitionsbedarfe zwischen 120 und 180 Mrd. US\$ im Zeitraum von 1996 und 2020. Die Untersuchung der verfügbaren Studien gibt Hinweise darauf, dass zumindest die Einführung von Emissionsstandards und -plafonds die externen Kosten internalisieren könnte, falls die zusätzlichen Investitionen in die Elektrizitätstarife überwälzt würden und die externen Kosten tatsächlich mit der angegebenen Höhe richtig geschätzt sind.

Grundsätzlich ist die Schätzung der externen Kosten mit einer ganzen Reihe von Schwierigkeiten verbunden. Möglicherweise sind sie sogar noch größer als in den Studien angegeben. Sicher ist jedoch, dass die externen Kosten mit fortschreitendem Wachstum der SO₂-Emissionen exponentiell steigen werden und sich ihre Internalisierung volkswirtschaftlich umso mehr rechnen wird.

Eine erhebliche Verteuerung der Strompreise ist jedoch vor dem Hintergrund der bisherigen Transport- und Kohlestrom-Subventionspolitik der chinesischen Regierung fraglich. Eine konsequente Energie- und Umweltpolitik stellt zudem eine enorme Herausforderung für die chinesische Volkswirtschaft dar, da auf der einen Seite wachsende Umweltbelastungen zu steigenden externen Effekten und Wohlfahrtsverlusten führen, auf der anderen Seite zumindest kurzfristig steigende Investitionen in Maßnahmen zur SO₂-Emissionsminderung das Risiko einer Belastung für das Wirtschaftswachstum und gegebenenfalls Wettbewerbsnachteile chinesischer Produkte auf den internationalen Märkten mit sich bringen. Hier muss die chinesische Regierung zwischen kurzfristigen Verlusten und langfristigen Erträgen -

auch z.B. durch die Schaffung von Beschäftigung im Umweltschutzsektor - entscheiden.

Literatur

- Battelle Memorial Institute, Beijing Energy Efficiency Center, Energy Research Institute of China (ed.), *China's Electric Power Options: An Analysis of Economic and Environmental Costs*, Washington June 1998, Draft Final
- Cansier, D.: *Umweltökonomie*, Stuttgart, Jena 1993
- China Energy Conservation Investment Corporation, *Information Brochure*, Beijing 1998
- Department of Industrial and Transportation Statistics, State Statistical Bureau (Hrsg.), *Zhongguo Nengyuan Tongji Nianjian 1991-96* (Statistisches Energie Jahrbuch der VR China 1991-96), Beijing 1998
- Environment Canada (Hrsg.), *Canada Environment Primer*, Dartmouth 1998
- Graskamp, R., Halstrick-Schwenk, M., Janßen-Timmen, R., Löbbecke, K. und Wenke, M.: *Umweltschutz, Strukturwandel und Wirtschaftswachstum*, Untersuchungen der Rheinisch-Westfälischen Instituts für Wirtschaftsforschung, Heft 4, Essen 1992
- Hillebrand, B., *Stromerzeugungskosten neu zu errichtender konventioneller Kraftwerke*, RWI-Papiere, Nr. 47, Essen 1997
- Hillebrand, B., Wackerbauer, J. u.a., *Gesamtwirtschaftliche Beurteilung von CO₂-Minderungsstrategien*, Untersuchungen des Rheinisch-Westfälischen Instituts für Wirtschaftsforschung, Heft 19, Essen 1996
- Kelly, R.: "Renewable Energy Investment in China", in: OECD (Hrsg.), *Applying Market-Based Instruments to Environmental Policies in China and EOCD Countries*, Paris 1997, S. 431-455
- Klemmer, P.: "Gesamtwirtschaftliche Effekte ökonomischer Instrumente des Umweltschutzes", in: *Umweltschutz – Herausforderungen für die Wirtschaft* (Beihefte der Konjunkturpolitik, Heft 38), Berlin 1991, S. 135-152
- Oberheitmann, A., *Aktuelle Ergebnisse der internationalen Klimaverhandlungen und Möglichkeiten der Treibhausminderung in China*, Duisburger Arbeitspapiere zur Ostasienwissenschaft, 48, Duisburg 1999
- Oberheitmann, A., "Chancen und Probleme der CO₂-Minderung in der VR China durch Activities Implemented Jointly, Teil 1: Activities Implemented Jointly als Instrument der CO₂-Minderung", *Wirtschaftswelt CHINA – Newsletter*, (1996)12, S. 15-17
- Pigou, A. C., *The Economics of Welfare*, London 1920, 4. Auflage London 1950
- Rheinisch-Westfälisches Institut für Wirtschaftsforschung (Hrsg.), *Energiewirtschaftliche Konsequenzen einer Verminderung der CO₂-Emissionen bis 2005, Untersuchung im Auftrag der Interministeriellen Arbeitsgruppe CO₂-Reduktion (IMA-CO₂-Reduktion)*, Essen 1990a
- Rheinisch-Westfälisches Institut für Wirtschaftsforschung (Hrsg.), *Gesamtwirtschaftliche Aspekte der Verminderung der CO₂-Emissionen bis 2005, Untersuchung im Auftrag der Interministeriellen Arbeitsgruppe CO₂-Reduktion (IMA-CO₂-Reduktion)*, Essen 1990b
- SETC (State Economic and Trade Commission of the People's Republic of China), Department of Resources Conservation & Comprehensive Utilization (Hrsg.), *China Energy Annual Report 1997*, Beijing 1998
- State Environmental Protection Administration (Hrsg.), *China's Environmental Yearbook*, Beijing, versch. Jgge.
- State Statistical Bureau (Hrsg.), *China's Statistical Yearbook (Zhongguo Tongji Nianjian)*, Beijing, versch. Jgge.
- United Nations Framework Convention on Climate Change (Hrsg.), *Adoption of the Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change Kyoto*, FCCC/CP/7/Add.1, Decision 1/CP.3, Annex A, 18.3.1998
- Wicke, L.: *Umweltökonomie: eine praxisorientierte Einführung*, 4. Auflage, München 1993
- Wiesegart, K.: *Die Energiewirtschaft der VR China*, Veröffentlichungen des HWWA-Institut für Wirtschaftsforschung, Hamburg 1987
- Zhong Mo: *Probleme der Kohleversorgung in der VR China – Eine empirische Untersuchung mittels eines Transportmodells*, Idstein 1995
- Zhou Shuqin: *Die Einsatzmöglichkeit der Kernenergie in den Entwicklungsländern – Exemplarische Studie für die VR China unter den Gesichtspunkten der Notwendigkeit und Wirtschaftlichkeit*, Frankfurt a.M. 1998