

report

Aktualisierung und methodische Verbesserung der österreichischen Luftschadstoffinventur für Schwebstaub

Endbericht

Wilfried Winiwarter
Hermann Schmidt-Stejskal
Andreas Windsperger

Dezember 2007
ARC—sys-0149

Endbericht zu:

Aktualisierung und methodische Verbesserung der österreichischen Luftschadstoffinventur für Schwebstaub

Projekt Nr. 1.S2.00118.0.0
im Auftrag des Umweltbundesamt

Wilfried Winiwarter¹
Hermann Schmidt-Stejskal²
Andreas Windsperger²

Dezember 2007

ARC--sys-0149

¹ ARC Bereich systems research
² Institut für Industrielle Ökologie

Kurzfassung

Die österreichischen Emissionen von Schwebstaub (particulate matter, PM) wurden im Rahmen der vorliegenden Studie neu erfasst. Grundlagen waren eine Vorgängerstudie zu diesem Thema, die Österreichische Luftschadstoff-Inventur (ÖLI) und neue wissenschaftliche Arbeiten zur Quantifizierung der Emissionen von Schwebstaub. Das Konzept der „potentiellen Emissionen“ wurde entwickelt, um deutliche Diskrepanzen zwischen zwei Arten von Ergebnissen zu beschreiben, wobei einmal das zur atmosphärischen Freisetzung verfügbare Material quantifiziert wurde, im anderen Fall atmosphärische Konzentrationen. „Potentielle Emissionen“ sollen als Obergrenzen möglicher Stoffflüsse verstanden werden, die jedoch Bestätigung aufgrund von atmosphärischen Messungen benötigen, bevor sie für eine Inventur verwendet werden – sie zu inkludieren, würde eine Verdoppelung der gesamten PM-Emissionen (total suspended particles, TSP) bedeuten. Potentielle Emissionen treten primär bei diffusen Staubquellen auf, die die Gesamtemissionen und die großen Teilchenfraktionen dominieren. TSP-Emissionen in Österreich stammen aus industriellen Prozessen (etwa ein Drittel; allerdings ist die Zahl möglicherweise besonders durch potentielle Emissionen – und die damit verbundene Unsicherheit – beeinflusst), Straßenverkehr (etwa ein Viertel), Landwirtschaft, und Kleinverbraucher. Kleinere Größenfraktionen (PM₁₀, und besonders PM_{2.5}) werden durch Verbrennungsemissionen verursacht, also bei Kleinverbrauchern, dem Straßenverkehr und dem sonstigen Verkehr. Im Zeitverlauf zwischen 1990 und 2005 zeigen sich Emissionszunahmen beim Straßenverkehr, trotz technischer Verbesserungen, aufgrund der noch stärkeren Steigerung der Fahrleistung. Umgekehrt findet man bei den Kleinverbrauchern sinkende Emissionen bei zunehmender Verwendung von Holz als Brennstoff: Hier werden die Effizienzsteigerungen moderner Kleinf Feuerungsanlagen deutlich. Verbesserungen der Inventur verlangen vor allem zusätzliche Aktivitäten für Messungen, insbesondere dort, wo die potentiellen Emissionen eine bedeutende Rolle einnehmen. Im Bereich der Verbrennungsemissionen wären Verbesserungen der Inventur primär durch genauere Zahlen zum Anteil von Holz, welches in modernen Anlagen verfeuert wird, möglich. Erfolgversprechende Maßnahmen zur Emissionsreduktion umfassen vor allem die Stilllegung veralteter Geräte. Hier sind sowohl alte Dieselmotoren in der Quellgruppe sonstiger Verkehr genauso wie alte, ineffiziente Holzheizungen betroffen. Möglicherweise können Maßnahmen in Kalksteinbrüchen die Reduktion diffuser Emissionen bewirken. In Hinblick auf die große räumliche und zeitliche Variabilität stimmen die Ergebnisse von österreichischen Studien zur Quellenanalyse (basierend auf atmosphärischen Messungen in verschiedenen österreichischen Städten) mit dieser Inventur überein. Zusätzliche Beachtung sollte jedoch der Quantifizierung von Quellen außerhalb von Städten – wie etwa jenen der industriellen Prozesse – gewidmet werden.

Abstract

Particulate matter (PM) emissions from Austria were reassessed based on a previous quantitative estimate, on the official Austrian emission inventory (OLI) and recent studies on the quantification of PM emissions. The concept of “potential emissions” was developed to describe a situation where huge discrepancies between reported amounts of material available for atmospheric release and their actual atmospheric occurrence are evident. The “potential emissions” are to be seen as upper boundaries to possible release fluxes, but require confirmation from atmospheric measurements before being accepted to the inventory – including them would easily double overall PM emissions (total suspended particles, TSP). Potential emissions occur for fugitive emissions, dominating overall emissions and the large size fractions. TSP emissions in Austria derive from industrial processes (about one third; here potential emissions – and their associated uncertainty – may contribute significantly to the number), road transport (about a quarter), agriculture and small heating installations. Smaller size fractions (PM₁₀, and especially PM_{2.5}) are dominated by combustion emissions – PM_{2.5} emissions are considered to be caused by small heating installations, road transport and other transport. The trend between 1990 and 2005 indicates increased emissions from road transport, despite of technology improvements, due to the increased transport activity. For small heating installations, even increases in firewood consumptions have been more than matched by the introduction of efficient burners over the last decade, such that overall emissions have decreased. Improving the inventory would require first of all additional measurements, for those sources where potential emissions may play a role. Combustion emission estimates would strongly benefit from better activity estimates, specifically concerning the quantity of wood burnt in modern installations. Most promising abatement options regard phase-out of outdated technology. This includes old Diesel engines used in other transport, as well as old, inefficient equipment to burn wood. Possibly measures in limestone quarries could help reduce fugitive emissions. Considering the large variability of emissions in space and time, source apportionment studies performed in Austrian cities show source patterns that can be explained by the inventory. They call for further attention with regard to off-city sources (like those from industrial processes), however.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Analyse der vorhandenen Eingangsdaten für die Aktualisierung der Inventur	2
2.1	Relevante Bereiche	2
2.2	Konzept der "potentiellen Emissionen"	3
2.3	Prioritäre Aufteilung der Arbeiten	4
3	Hintergrund: Staubbmessung und Minderungsmaßnahmen	5
3.1	Messverfahren für Staub	5
3.2	Minderungstechnologien für gefasste Emissionen	8
3.3	Minderungstechnologie für diffuse Emissionen	12
4	Bestimmung der Emissionen nach SNAP-Kategorien	15
4.1	SNAP 1: Wärme- und Heizkraftwerke	15
4.1.1	Aktivitäten	15
4.1.2	Emissionsfaktoren	15
4.1.3	Minderungstechnologien	16
4.2	SNAP 2: Kleinverbraucher	16
4.2.1	Aktivitäten: Anteil moderner Holzfeuerungen am Bestand von kleinen Holzfeuerungsanlagen in Österreich	16
4.2.2	Emissionsfaktoren	18
4.2.3	Sonderbereiche: Verbrennungsemissionen kleiner Einzelquellen	20
4.3	SNAP 3: Industrie - pyrogene Emissionen	22
4.4	SNAP 4: Industrie - Prozessemissionen	23
4.4.1	Eisen Stahl	23
4.4.2	Düngemittel	24
4.4.3	Zement	24
4.4.4	Kalk	27
4.4.5	Bergbau	28
4.4.6	Sand und Kies	34
4.4.7	Silikate (Quarzsand)	35
4.4.8	Ziegelindustrie	36
4.4.9	Bauwesen	37
4.4.10	Hackschnitzel Umschlag	40
4.4.11	Holzindustrie	42
4.5	SNAP 5: Gewinnung fossiler Brennstoffe	44
4.6	SNAP 6: Lösemittel	45
4.7	SNAP 7: Straßenverkehr	45
4.7.1	Aktivitäten: Fahrleistung	45
4.7.2	Emissionsfaktoren der diffusen Emissionen	45
4.8	SNAP 8: Sonstiger Verkehr	46

4.8.1	Aktivitäten: Betriebsstunden	46
4.8.2	Emissionsfaktoren der diffusen Emissionen	46
4.9	SNAP 9: Abfallbehandlung	47
4.10	SNAP 10: Land- und Forstwirtschaft	48
4.10.1	Feldbearbeitung	48
4.10.2	Viehzucht, Ställe	49
4.11	SNAP 11: Andere Quellen und Senken ("Natur")	50
5	Ergebnisse	51
5.1	Emissionen Österreichs gemäß der vorliegenden Studie	51
5.2	Ergebnisse im Vergleich zu früheren Erhebungen und anderen Abschätzungen der Emissionen von Schwebstaub in Österreich	56
5.3	Datilergebnisse besonders relevanter Sektoren	58
5.3.1	SNAP 02 – Kleinverbraucher	58
5.3.2	SNAP 04 – industrielle Prozesse	59
5.3.3	SNAP 07 – Straßenverkehr	59
5.3.4	SNAP 08 – sonstiger Verkehr	61
5.3.5	SNAP 10 – Landwirtschaft	62
5.4	Vergleich mit Atmosphärischen Messungen	63
6	Schlussfolgerungen und Empfehlungen	65
7	Danksagung	67
8	Literatur	68
ANHANG		73
Emissionen von TSP, PM10 und PM2.5 im Detail		73

1 Einleitung

Die Erfassung der Emissionen partikelförmiger Luftinhaltsstoffe (vereinfacht: luftgetragene Stäube oder Schwebstaub) erfolgt in Österreich routinemäßig seit 2002 durch das Umweltbundesamt. Diese Arbeiten beruhen auf einer Studie von Winiwarter et al. (2001), die verwendeten Methoden wurden seither laufend angepasst. Aus einer Reihe von Gründen, denen im Folgenden noch einzeln nachgegangen werden soll, sind in dieser Klasse von Emissionen derzeit noch größere methodische Änderungen zu berücksichtigen:

- Partikelemissionen als Beiträge zu einem "neuen" Luftschadstoff sind in der Wissenschaft noch nicht vollständig beschrieben
- Die Fokussierung auf Maßnahmen führt zur Verbesserung der Emissionssituation, gleichzeitig aber zu einer Veränderung der Prioritäten und auch Methoden der Emissionserfassung
- Unterschiede in der Messmethodik verschiedener Quellen können zu Fehlangaben führen, die erst bei entsprechender Datenanalyse erkennbar werden
- Emissionen von Substanzen, die über eine große Fläche in relativ niedrigen Frachten erfolgen, führen nur zu geringen Konzentrationsinkrementen und sind daher besonders schwer zu erfassen. Derartige "diffuse Emissionen" spielen bei Feinstaub eine wichtige Rolle

Aus den genannten Gründen war es sinnvoll, die Frage der Emissionen partikelförmiger Substanzen auf umfassende Weise neu zusammenzustellen. Dabei sollte die Dynamik der derzeit laufenden wissenschaftlichen Weiterentwicklungen einbezogen werden.

Unter "partikelförmige Luftinhaltsstoffe" verstehen wir eine Klasse von Beimengungen der Luft, die in einer anderen Phase als der gasförmigen vorliegt (flüssig, fest, oder beides). Diese Partikel unterscheiden sich voneinander durch Größe, Form und chemische Zusammensetzung, verfügen aber dennoch über eine Reihe gemeinsamer Eigenschaften. Insbesondere sind sie schwerer (dichter) als Luft, was ihre Sedimentation zum Boden oder Impaktion (trägheitsbedingtes Ausscheren aus einem Gasstrom und Auftreffen an Oberflächen) bewirken kann, und sie verfügen über eine Oberfläche, die diverse Reaktionen ermöglicht (etwa: Anwachsen aufgrund der Aufnahme gasförmiger Luftschadstoffe, aber auch von Wasserdampf, sowie elektrostatisch induziertes Agglomeration von Partikel). Während Form und Größe die Sedimentation / Impaktion beeinflussen, wird die chemische Zusammensetzung insbesondere an den Oberflächenreaktionen wirksam.

Unterschiedlich wie die Eigenschaften ist auch die Entstehungsart von Partikeln. Sie können Resultat eines Zerkleinerungsprozesses größerer Teilchen sein – das betrifft häufig diffus emittierte Stäube, die durch mechanisches Zerreiben so weit zerkleinert werden, bis ihre Sedimentationsgeschwindigkeit hinreichend klein wird. Solche Teilchen befinden sich tendenziell im Bereich größerer Korngrößen (etwa 1 – 10 µm Durchmesser), sie bestehen vermehrt aus mineralischen Komponenten (Si, Ca, Al, ...). Im Unterschied dazu sind Partikel zu sehen, die im abkühlenden Abgas eines Verbrennungsprozesses aus der Gasphase entstehen – das kann im Brennraum, in der Abluftführung oder sogar in der Außenluft unmittelbar nach dem Freisetzungspunkt erfolgen. Diese Partikel sind wesentlich feiner (Durchmesser meist kleiner als 1 µm), sie enthalten Kohlenstoff und andere Substanzen, die sich aufgrund des hohen Oberfläche/Volumen – Verhältnisses an der Oberfläche anlagern können, und werden an definierten Punkten der Abluftführung freigesetzt. Dazu kommen noch Flugascheteilchen als Reste mineralischer Einlagerungen in Brennstoffen, die im Zuge des Verbrennungsprozesses freigesetzt wurden aber kein gasförmiges Zwischenstadium hatten. Diese Teilchen sind wieder eher größer, bestehen aus mineralischen Komponenten, und werden auch an einer definierten Stelle freigesetzt. Nicht als Emission betrachtet werden hier Partikel, die durch Kondensation gasförmiger Substanzen erst in der Atmosphäre entstehen (sekundäre Aerosole, die häufig ionische Komponenten wie Sulfat oder Nitrat enthalten).

Daten über die detaillierten Eigenschaften von Partikelemissionen sind nur sehr wenige verfügbar, noch weniger als die Partikelemissionen selbst, die immerhin Eingang in die aktuellste Version des EMEP/CORINAIR Atmospheric Emission Inventory Guidebook (AEIGB: EEA, 2006) gefunden haben. Im Zuge der vorliegenden Arbeit wird daher die Emission des gesamten Schwebstaubes (Total Suspended Matter, TSP) bestimmt, und daraus die Fraktion an Teilchen, die weniger als etwa 10 µm Durchmesser haben (PM10), und jene mit weniger als etwa 2,5 µm Durchmesser (PM2.5) herausgerechnet. PM2.5 stellt eine Teilmenge von PM10 dar, das wieder eine Teilmenge von TSP ist (siehe Abbildung 1). Die chemische Zusammensetzung wird nicht berücksichtigt, sie könnte höchstens aus den Entstehungsarten (Quellgruppen) heraus abgeschätzt werden.

Die genannten Teilchengrößen sind nicht als exakte geometrische Maße zu verstehen. Sie werden durch das Trennverhalten von Sammelgeräten vorgegeben (siehe auch Kap. 3.1). Ein PM10 Sammler scheidet Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von 10 µm, die also aerodynamisch wie sphärische Partikel mit Dichte 1 g/cm³ und Durchmesser von 10 µm wirken, zu 50% vor Erreichen eines Filters ab, größere Partikel werden stärker abgeschieden, kleinere weniger stark und können somit am Filter detektiert und analysiert werden. Analog haben auch PM2.5 Sammler eine nur unscharfe Trenncharakteristik bei etwa 2,5 µm. Schwebstaub insgesamt (TSP) besteht aus allen Partikeln, deren Sedimentationsgeschwindigkeit so gering ist, dass sie als luftgetragen gelten können. Bei Bestimmung ihrer atmosphärischen Konzentrationen können frei anströmbare Filter (open-face filters) verwendet werden. Je nach Windgeschwindigkeit und -richtung kann dabei eine Abscheidecharakteristik für Teilchen mit weniger als etwa 30 µm aerodynamischen Durchmesser angesetzt werden (PM30).

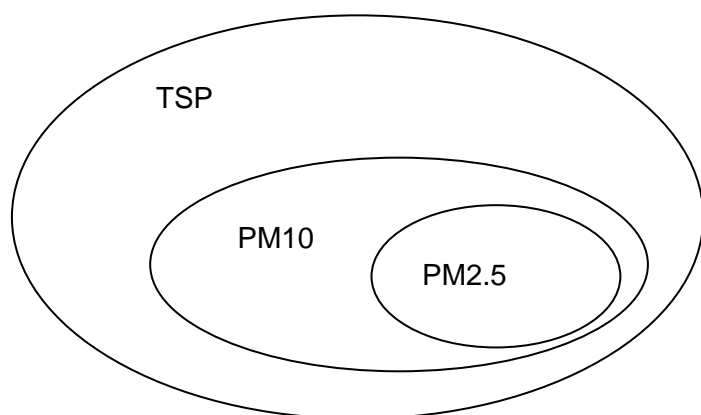


Abbildung 1: Betrachtete Größenfraktionen: PM2.5 ist eine Teilmenge von PM10, der Gesamtstaub (TSP) umfasst sowohl die Menge an PM2.5 als auch jene an PM10-Teilchen (Grafik übernommen von Winiwarter et al., 2001)

2 Analyse der vorhandenen Eingangsdaten für die Aktualisierung der Inventur

2.1 Relevante Bereiche

Die derzeitige Erfassung von Emissionen teilchenförmiger Luftinhaltsstoffe basiert im wesentlichen auf Arbeiten von Winiwarter et al. (2001), mit einigen Erweiterungen durch das Umweltbundesamt aufgrund neuerer Daten in den Sektoren Hausbrand und Landwirtschaft. Die in OLI implementierten Strukturen sind transparent und konsistent (siehe auch Umweltbundesamt, 2007a). Dennoch zeigte sich in einigen Bereichen Verbesserungsbedarf, die schwerpunktmäßig in den folgenden Bereichen gesetzt wurden:

Hausbrand, insbesondere biogene Brennstoffe

Anforderungen zur verstärkten Verwendung CO₂-neutraler Substanzen zur Raumwärmegewinnung, in Synergie mit Bestrebungen zur Reduktion von Importabhängigkeiten führen zur verstärkten Implementierung von Heizsystemen basierend auf biogenen Brennstoffen. Gemeinsam mit technischen Entwicklungen, die sowohl zu besserem Bedienungskomfort als auch zu höheren Wirkungsgraden dieser Systeme führten, konnte dabei gleichzeitig der Verbrennungsvorgang optimiert und der Schadstoffausstoß reduziert werden. Für die Berechnung der Emissionen ist es daher erforderlich, zwischen modernen, relativ schadstoffarmen Heizsystemen, und alten, weniger effizienten Systemen zu unterscheiden. Sowohl der jeweilige Emissionsfaktor, als auch insbesondere die in den jeweiligen Klassen eingesetzten Brennstoffmengen müssen sinnvollerweise getrennt erfasst werden.

diffuse Emissionen im industriellen Bereich

Emissionen aus Transport- und Umfüllvorgängen in der Industrie wurden bisher als Folge von Einzelschritten (basierend auf Erhebungen: Trenker und Höflinger, 1999) erfasst, addiert und in Bezug auf jeweils einen Produktionsprozess gesetzt. Je nach der konkreten Implementierung dieses Produktionsprozesses in einzelnen Betrieben konnten die gefundenen spezifischen Emissionen jedoch stark voneinander abweichen. So zeigte sich für bestimmte Produktionsprozesse eine starke Abhängigkeit der Gesamtemissionen von der Verwendung (oder eben Nicht-Verwendung) von offenen Förderbändern. Hier schien es sinnvoller, die Ebene der emissionsgenerierenden Prozesse anzusprechen (soweit entsprechende statistische Grundlagendaten vorhanden waren) statt eine implizite Gewichtung unbekannter Größen zu Gesamtprozessen vorzunehmen. Insbesondere wurde auf diese Weise eine Trennung zwischen Off-road Verkehr und Prozessemissionen verwirklicht, der in dieser Form vorher nicht vorhanden war.

diffuse Emissionen im Off-Road Verkehr

Hier werden nunmehr auch Transportvorgänge im industriellen Bereich aufgenommen, was die Kompatibilität zu verfügbaren Studien über Off-Road Verkehr insgesamt (Hausberger und Pischinger, 2000) verbessert. Dies ermöglicht es, den kompletten Baustellenverkehr in diesem Sektor zusammenzufassen. Überdies wurde auf eine aktuelle Studie zum Emissionspotential von Schienenfahrzeugen Stellung genommen.

Prozesse in der Landwirtschaft

Aktuelle Messungen, auch in Österreich (Oettl und Funk, 2007) deuten darauf hin, dass die in der Literatur berichteten Emissionsfaktoren (EPA, 1999) auch für Österreich Anwendung finden können – allerdings nur unter der Voraussetzung gleichartiger Bedingungen, also hoher Trockenheit. Bei Witterungssituationen, die eine bessere Durchfeuchtung der Böden bewirken, zeigen sich um bis zu einer Größenordnung geringere Emissionen.

Diese Einschätzung entspricht auch dem aktuellen Stand des Wissens (siehe AEIGB). Derzeit verfügbar ist eine Rohfassung eines Kapitels über landwirtschaftliche Feldbearbeitung (Hinz und van der Hoek, 2006), deren Modell über Variation eines Parameters bereits die Auswirkung von Bodenfeuchteänderungen berücksichtigen kann. Derzeit offen ist jedoch noch die Frage, auf welchem Weg die Bodenfeuchte im Zuge einer Inventur bestimmt werden soll.

2.2 Konzept der "potentiellen Emissionen"

Gerade im Bereich der Emissionen von Schwebstaub gibt es häufig widersprüchliche Ansätze. Gerade der Fall von diffusen Emissionen macht eine direkte messtechnische Erfassung der Stoffflüsse in die Atmosphäre sehr schwierig. Diese geringen Flüsse führen nur zu minimalen Konzentrationsgradienten, und tragen nur aufgrund der großen betroffenen Fläche zu den

Gesamtemissionen bei. In solchen Fällen können indirekte Bestimmungen zur Abschätzung möglicher Emissionen herangezogen werden. Diese indirekten Methoden sind aber möglicherweise nicht vollständig adäquat verwendbar. Sie beschreiben Situationen zum Teil nur unvollständig und bilden einen möglichen Grenzwert von Emissionen ab.

Bereits in der Erstfassung der Schwebstaubinventur für Österreich (Winiwarter et al., 2001) war eine solche Differenz der wesentliche Beitrag zu den gesamten vorgefundenen Unsicherheiten. Das von EPA (1999) übernommene Verfahren zur Abschätzung der diffusen Emissionen des Straßenverkehrs war damals die einzige verfügbare Quelle, auch wenn es Grund zu heftiger Kritik gab (Venkatram, 2000). Insbesondere der Mangel an völlig trockenen Wettersituationen in Österreich, welche eine Voraussetzung der hohen in den U.S.A. gemessenen Faktoren bei den Messungen in Kalifornien geführt haben, ist Grund genug für das nach jetzigem Stand des Wissens deutlich reduzierten Emissionsflusses aus diesem Bereich. Bei Verwendung des EPA Faktors waren in der genannten Erstfassung die TSP Emissionen aus den diffusen Emissionen des Straßenverkehrs allein bis zu dreimal so hoch wie die Emissionen aller anderen Quellen.

Da dieses oder ein ähnliches Muster auch im gegenständlichen Bericht mehrmals zu beobachten ist (wenngleich nicht in derartig deutlicher Konsequenz), haben wir damit ein Umgangsverfahren entwickelt. Wir bezeichnen die indirekt erfassten Emissionen als "potentielle Emissionen", die Aufschluss darüber geben in welcher Weise Schwebstoff an die Atmosphäre abgegeben werden kann. Allerdings behalten wir uns vor, wenn keine direkten Verfahren diese Schätzung unterstützen, und insbesondere wenn andere, indirekte Hinweise (etwa aus atmosphärischen Messungen) dem sogar widersprechen, diese Emissionen nicht für die Darstellung der österreichischen Emissionen zu verwenden.

Wir werden die konkrete Vorgangsweise in den einzelnen Sektoren detailliert vorstellen, und unsere Schlüsse daraus jeweils genau begründen.

2.3 Prioritäre Aufteilung der Arbeiten

Im Rahmen des Projektes werden die Emissionen von TSP, PM10 und PM2.5 erhoben. Sowohl Emissionsfaktoren als auch Aktivitäten werden für die Jahre 1990, 1995, 2000 und 2005 übernommen bzw. bestimmt, je nach gewählter Vorgangsweise für eine bestimmte Quelle. Die Aufteilung der Arbeit zwischen den Projektpartnern wird in Tab. 1 ersichtlich.

Tabelle 1: Erwartete relevante Staub Emissionen nach SNAP Kategorien und Zuordnung der Bearbeitung

SNAP Kategorie	Prozess		Zuständigkeit
	pyrogen	diffus	
01: Wärme- und Heizkraftwerke	X		IÖ
02: Kleinverbraucher	X		ARC
03: Industrie - pyrogene Emissionen	X		IÖ
04: Industrie - Prozessemissionen		X	IÖ
05: Gewinnung fossiler Brennstoffe			*
06: Lösemittel			*
07: Straßenverkehr	X	X	ARC
08: Sonstiger Verkehr	X	X	ARC
09: Abfallbehandlung		X	IÖ
10: Land- und Forstwirtschaft		X	ARC
11: Andere Quellen oder Senken			**

*) Quellgruppen sind nicht relevant

***) SNAP 11 wird hier nicht behandelt, es sei aber auf das EU-Forschungsprojekt NATAIR verwiesen, in dem ARC an einer Methodik zur Erfassung natürlicher Emissionen von Luftschadstoffen mitarbeitet.

3 Hintergrund: Staubmessung und Minderungsmaßnahmen

3.1 Messverfahren für Staub

Bei den Messverfahren für Staub unterscheidet man Emissions- und Immissionsmessungen. Erstere finden direkt im Abgasstrom statt, letztere messen die Konzentration in der Umgebungsluft. Emissionsfaktoren beruhen auf Emissionsmessungen. Um den Wert von Emissionsfaktoren beurteilen zu können, sollen daher hier zunächst die Emissionsmessungen diskutiert werden. Die Messungen in der Außenluft, der Atmosphäre, wie sie auch zur Abschätzung und Validierung von Emissionsfaktoren für diffuse Emissionsquellen verwendet werden, werden hier weniger betrachtet.

Grundsätzlich können folgende Größen erfasst werden.

- Konzentration an Gesamtstaub
- Konzentration an Feinstaubfraktionen (PM10 oder PM2.5)
- Korngrößenverteilung
- Staubinhaltsstoffe

Probenahme

Vor allem bei Staubmessungen kommt der Probenahme aus Abgasen Bedeutung zu. Sie muss isokinetisch (geschwindigkeitsgleich¹) erfolgen. Bei zu geringer Ansauggeschwindigkeit würde Abgas an der Sonde vorbeigelenkt, gröbere Partikel würden jedoch infolge ihrer Trägheit vermehrt in die Sonde gelangen (Vergrößerung des Korngrößenspektrums). Bei zu hoher Ansauggeschwindigkeit ergibt sich der gegenteilige Effekt, Abgas aus der Umgebung wird in die Sonde gesaugt, gröbere Partikel fliegen aber außerhalb an der Sonde vorbei (Verkleinerung des Korngrößenspektrums).

Gravimetrische Staubgehaltsbestimmung

Sie ist die apparativ einfachste Methode, bei der ein Teil des Abgases nach isokinetischer Absaugung durch ein Filter geleitet wird, in dem der Staub abgeschieden wird. Nach Durchsaugen eines bekannten Gasvolumens wird das Filtermedium gewogen und aus der Gewichtszunahme und dem Gasvolumen die Massenkonzentration errechnet. Die Methode wird manuell durchgeführt und ist diskontinuierlich. Sie wird oft als Referenzverfahren und für Kalibrier- und Abnahmemessungen verwendet.

Kontinuierliche Messverfahren

Zur oft notwendigen kontinuierlichen Überwachung von Staubabscheideanlagen wurden kontinuierliche Messverfahren entwickelt.

Bei der kalibrierbaren photometrischen Staubgehaltsmessung unterscheidet man zwischen Transmissions- und Streulichtphotometern. Sie werden zumeist direkt an den Begrenzungswänden für den Abgasstrom angebracht und messen in-situ als Transmissionsphotometer die Lichtabschwächung des transmittierten (durchgehenden) bzw. als Streulichtphotometer die Intensität des am Partikelkollektiv unter einem bestimmten Winkel gestreuten Lichtes. Wenn der Staubgehalt mittels Transmissionsphotometer gemessen werden soll, so wird die Extinktion (logarithmierter Kehrwert der Transmission) ermittelt, die direkt proportional der Staubkonzentration ist (Baumbach 1993). Bei den Streulichtphotometern existiert eine Korrelation zwischen der unter vorgegebenem Streuwinkel gemessenen Streulichtintensität und der Staubkonzentration.

Ein in Entwicklung befindliches Meßprinzip ist die TEOM²-Methode, welche eine quasikontinuierliche Messung des Feinstaubgehalts erlaubt (Hauck 2004, Ellinger und Kalina 2004) und sich zukünftig als eine mögliche Standardmethode für Emissions- und Immissionsmessungen etablieren könnte (Mauschitz G., persönl. Mitteilung). Ein mit einem textilen Filtermedium ausgestatteter Filtermittelhalter wird in Schwingungen versetzt. Die am und im Filtermedium abgelagerten Teilchen verändern die Masse des Filtermittels und infolge die Frequenz der Schwingung, wodurch nach entsprechender Kalibrierung die abgeschiedene Staubmasse nahezu kontinuierlich ermittelt werden kann.

Messung von Feinstaub

PM₁₀ und PM_{2.5} werden nach Abtrennung der jeweils größeren Partikelfraktion bestimmt. In einem Vorabscheider (Ansaugkopf) wird die Luftströmung definiert so umgelenkt, dass Teilchen ab einer bestimmten Größe aufgrund ihrer Trägheit dieser Richtungsänderung nicht mehr folgen können (Prallabscheidung). Nur kleinere Teilchen folgen dem Luftstrom, und ihre Menge wird kontinuierlich (bspw. mittels Streulichtmeßtechnik) oder diskontinuierlich (bspw. gravimetrisch) bestimmt.

1 Die Geschwindigkeit des extrahierten Teilstromes im Inneren der Sonde, gebildet mit dem Wirkdurchmesser der Sonde, entspricht der Geschwindigkeit der ungestörten Hauptgasströmung

2 Tapered Element Oscillating Microbalance (= Mikrowaage auf Basis der Schwingungsänderung einer beladenen oszillierenden Einheit)

Die Vorabscheidung gröberer Staubpartikel ($> 10 \mu\text{m}$ bzw. $> 2,5 \mu\text{m}$) erfolgt aufgrund der aerodynamischen Eigenschaften der Partikel. Für sphärische Teilchen mit einer Dichte von 1g/cm^3 entspricht der aerodynamische Durchmesser dem geometrischen.

Gravimetrische Bestimmung der Korngrößenverteilung

Die Ermittlung der Korngrößenverteilung kann mit Kaskadenimpaktoren erfolgen. Diese bestehen aus kaskadenförmig übereinander angeordneten Impaktionsstufen, welche jeweils aus einer Düsenplatte mit darunterliegender Prallplatte bestehen. Die Partikelabscheidung erfolgt nach dem Trägheitsprinzip. Die Düsenweiten der Düsenplatten der einzelnen Impaktionsstufen verkleinern sich von Stufe zu Stufe, wodurch die Geschwindigkeit des durchströmenden Gases steigt und immer kleinere Teilchen auf den jeweiligen Sammelplatten impaktieren. Die impaktierten Partikel können (sofern die Sammelmenge ausreicht) diversen chemisch-physikalischen Analysen zugeführt werden (Baumbach 1993).

Anzahl und Anzahlverteilung von Partikeln

Eine berührungsfreie, in-situ Methode zur Größenmessung von Partikeln im gasgetragenen Zustand ist die Verwendung optischer Teilchenzähler. Dabei wird - es gibt diverse Bauarten – mit einem Weißlichtstrahl einer Xenon-Dampflampe zur Vermeidung von Mehrdeutigkeiten bei der Partikelgrößenordnung ein mittels optischer Blenden abgegrenztes Meßvolumen beleuchtet. Partikel die dieses Meßvolumen einzeln durchwandern erzeugen Streulichtimpulse. Aus der detektierten Anzahl von Streulichtimpulsen kann auf die Partikelanzahlkonzentration, aus der gemessenen Streulichtintensität auf die Größe der Partikel geschlossen werden.

Neuerdings werden zur Erfassung von Partikeln unterhalb von $0,4 \mu\text{m}$ vermehrt Differentielle Mobilitätsanalytoren (SMPS) eingesetzt. Hierbei wird zunächst das polydisperse Partikelkollektiv durch elektrisches Klassieren in monodisperse Partikelkollektive aufgetrennt und danach die in ihnen enthaltene Anzahl von ultrafeinen Partikeln mittels Kondensationskernzählern (CPC) erfaßt.

Bestimmung der Inhaltsstoffe

Die Bestandteile von Schwebstaub werden üblicherweise auf Basis eines gesammelten Substrates (auf Filtermitteln, auf Prallplatten von Impaktoren, in Sammelbehältnissen von Zykladen) bestimmt. Diverse analytische Methoden können dazu herangezogen werden, je nach untersuchter Substanz (IC für lösliche ionische Komponenten; Thermowaage zur Bestimmung von Kohlenstoff sowie GC-MS für einzelne Verbindungen; ICP-MS für Elementanalyse). Je nach Sammelmedium können einzelne Bestimmungen unmöglich werden (z.B. Silikat bei Sammlung auf Quarzfiltermitteln).

Messartefakte und Temperaturempfindlichkeiten

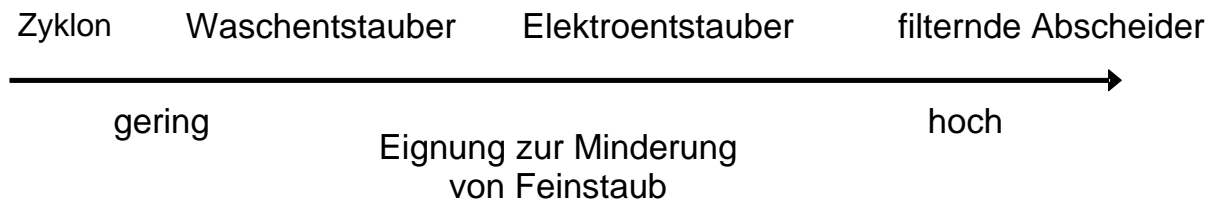
Während Gase und Partikel durch eine Oberfläche scheinbar eindeutig getrennt sind, können gerade bei derartig feinen Strukturen Verdampfungs- und Kondensationsprozesse Bedeutung erlangen. Es sind sowohl kondensierbare Gase als auch flüchtige Komponenten in den Partikeln anzutreffen. Bei längerer Reaktionszeit ab der Bildung eines Verbrennungsproduktes sowie bei niedrigeren Temperaturen verschieben sich die Gleichgewichte in Richtung Partikel. Verdünnung mit Reinfluft dagegen kann den Übergang flüchtiger Stoffe in die Gasphase bewirken. Beides betrifft besonders organische Verbindungen, aber auch manche anorganische Salze (Ammonitrat – das ist aber für Emissionen nicht bedeutend). Auch beim Einsatz von Druckluftverdünnungsstrecken in der Streulichtpartikelzählanalyse zur Größenvermessung höherkonzentrierter Partikelkollektive kann es durch Verdampfung granularen Materials zu Fehlmessungen kommen.

Trotz dieser Unterschiede sind die Messbedingungen zwischen den unterschiedlichen Quellgruppen nicht harmonisiert – Vergleichbarkeit gibt es lediglich innerhalb eines Sektors. So werden Auspuffemissionen von Kraftfahrzeugen bei 37°C gemessen, annehmend dass diese Temperatur im

Normalfall in Europa nie unterschritten wird. Emissionen des Hausbrandes dagegen können mit und ohne Abkühlungsstrecke (Verdünnungstunnel) bestimmt werden, also verschiedene Werte erlangen. Dabei wird im Labor eher mit einer Abkühlungsstrecke gearbeitet, im Feld werden gewöhnlich Direktmessungen durchgeführt (Brunner, ABC, pers. Mitteilung). Für den Zweck dieses Berichtes ist es interessant, die Freisetzung von Partikel in die Atmosphäre insgesamt zu erfassen, also nach den Initialreaktionen und nach einer möglichen Verdünnung. Soweit Daten zur Auswahl standen, haben wir uns in diesem Bericht bemüht, dieses Prinzip zu berücksichtigen.

3.2 Minderungstechnologien für gefasste Emissionen

Für die Entstaubung von Prozessabgasen werden nachfolgende Verfahren angewendet, wobei die Eignung für Feinstaubabscheidung von links nach rechts zunimmt:



Die Charakteristik der Abscheideleistung der einzelnen Systeme ist in Abhängigkeit zur Staubgröße in Abbildung 2 angegeben.

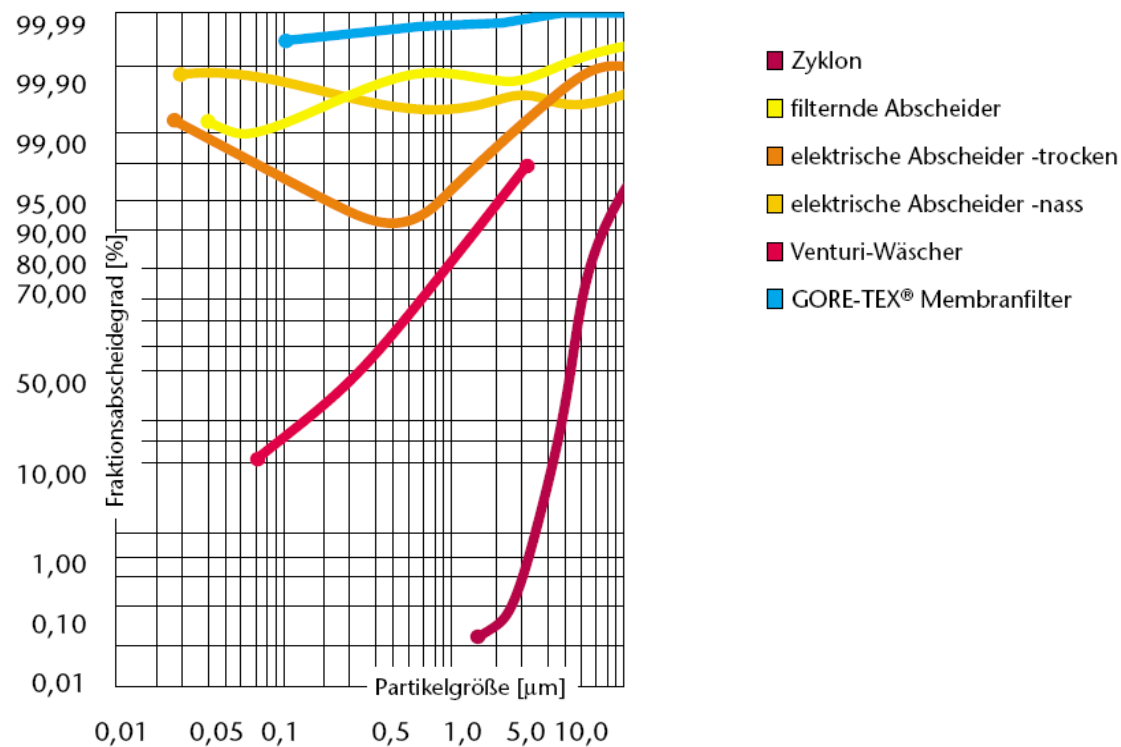


Abbildung 2: Trennkurven von Staubabscheidern (Qu: Firmenschrift Mikropul und Gore)

Fliehkraftentstauber / Zyklon

Mit den Zyklonen stehen Staub-Abscheideapparate zur Verfügung, die sich durch niedrige Anschaffungskosten, geringen Platzbedarf, hohe Betriebssicherheit, geringen Wartungsaufwand sowie eine weitgehende Unabhängigkeit vom Betriebsdruck und Betriebstemperatur auszeichnen. In ihnen wird das Abgas ohne bewegliche Teile nur durch Konstruktion und Gasführung in eine Drehbewegung versetzt, die die Fliehkraft für die Abtrennung erzeugt. Zyklone dienen nur zur Abscheidung von Grobstaub. Sie sind weitgehend auf den Partikelgrößenbereich $>10\ \mu\text{m}$ eingeschränkt.

Unter anderem werden sie als Vorabscheider zur Verringerung des Massenstroms vor filternden Abscheidern eingesetzt. Dies kann unter Umständen wegen des Fehlens von Grobkornanteilen zu Schwierigkeiten in der Ausbildung der Filterschichtstruktur und zu Nachteilen in der Abscheideleistung von Abreinigungsfiltern führen.

Waschentstauber / Abgaswäscher

Waschentstauber (Wäscher) können zur Abscheidung bis Partikelgrößen von etwa $1\ \mu\text{m}$ eingesetzt werden. Sie liegen in der Abscheideleistung zwar über den Zyklonen, aber unterhalb der Elektroentstauber und der filternden Abscheider. Die Reinigung des Abgases erfolgt durch eine Wäsche mit einem Waschmittel, meist Wasser. Durch engen Kontakt zwischen den Wassertropfen und den Staubteilchen lagern sich diese an der Oberfläche der Tröpfchen an und werden mit diesen abgeschieden. Der Abscheidegrad steigt mit der Kontaktflächengröße zwischen Staubteilchen und Tropfen und damit mit kleineren Tropfendurchmessern. Die einzelnen Verfahrensarten variieren nach der Art des Kontaktes und der Abscheidung. Man unterscheidet:

- Wäscher mit Düsen ohne Einbauten (Quer- und Kreuzstromwäscher)
- Wäscher mit festen Einbauten (Füllkörperwäscher, Wirbelwäscher)
- Wäscher mit beweglichen Einbauten (Rotationswäscher)
- Venturiwäscher

Mitentscheidend für die Wirksamkeit von Nassabscheidern ist die nachgeschaltete Tropfenabscheidung. Durch unvollständige Tropfenabscheidung werden in der Praxis Aerosole emittiert, in denen Feststoffe gelöst sind, die beim Verdunsten des Lösungsmittels zu Feinstaub-Kristallisationskeimen werden. Andererseits sind Wäscher gerade bei öligen und klebrigen Stäuben (rußende oder fetthaltige Stäube) häufig in Verwendung, da diese im Downstreambereich von Anlagen zu Verstopfungen führen würden.

Elektro-Entstauber

Elektro-Entstauber laden die Staubteilchen über eine negativ oder positiv geladene Sprühelektrode elektrisch auf, sie werden danach an der Gegenelektrode abgeschieden. Dabei liegt über einer Teilchengröße von ca. $2\ \mu\text{m}$ Felddaufladung vor, unter ca. $0,2\ \mu\text{m}$ dominiert die Diffusionsaufladung.

Wichtig für die Abscheidung ist u.a. eine ausreichende Oberflächenleitfähigkeit der Partikel, die auch vom Wassergehalt abhängt und über die Gasfeuchte eingestellt werden kann. Bei zu hoher Leitfähigkeit - negative Koronaentladung vorausgesetzt - gibt das Teilchen zu viele Elektronen an die Niederschlagselektrode ab, wird dadurch selbst positiv geladen, was zum Rückspring-Effekt führen kann. Im Gegensatz dazu bildet sich bei zu geringer Leitfähigkeit (hoher spezifischer elektrischer Widerstand) eine ständig wachsende Potentialdifferenz zwischen der obersten Partikellage der abgeschiedenen Staubschicht und den Kollektorenflächen aus, die schließlich zu Funkenüberschlägen und zu einem Rücksprühen der bereits abgeschiedenen Staubteilchen in den Verschieberaum des Elektroabscheiders führen kann (Mauschitz, TU-Wien, persönl. Mitteilung).

Elektro-Entstauber werden zumeist als Platten- seltener als Röhrenabscheider ausgeführt, wobei sich die Unterscheidung auf die Gestaltung der Niederschlagselektroden bezieht. Der angelagerte Staub wird periodisch abgeklopft. Obwohl zu hoher Wassergehalt im Abgas wegen Funkenbildung generell problematisch ist, gibt es bei geeigneter Bauform auch Nasselektroabscheider. Der Staub wird dort als Schlamm von den Elektroden abgeführt. Diese Systeme finden vor allem bei sehr feuchten Abgasen und klebrigen Partikeln Anwendung, die bei Trocken-Abscheidern zu Problemen beim Staubabtransport führen würden.

Mit mehrfeldrigen Elektro-Abscheidern können Reingaskonzentrationen bis unter 15 mg/m^3 erreicht werden. Im Teilchengrößenbereich zwischen $0,2 - 2 \mu\text{m}$ kommt es durch den Übergang von Diffusionsaufladung ($<0,2\mu\text{m}$) zu Feldaufladung ($>2\mu\text{m}$) zu einem Minimum der Abscheideleistung (Mauschitz, TU-Wien, persönl. Mitteilung).

Filternde Entstauber

Die **filternden Entstauber** werden bereits seit langem verwendet. Früher wurden vor allem Gewebe aus Naturfasern als Filtermittel eingesetzt. Heute überwiegt die Verwendung aus Kunstfasern gefertigter Nadelfilze. Im höheren Temperaturbereich ($>400 \text{ }^\circ\text{C}$) werden auch Fasern aus mineralischen oder metallischen Werkstoffen eingesetzt. Filternde Abscheider und hierbei insbesondere Abreinigungsfilter stellen heute in den meisten hier relevanten Anwendungsbereichen den Stand der Technik dar und weisen die niedrigsten Reststaubgehalte im Reingas auf. Hierbei sind allerdings die Rahmenbedingungen wie Inhaltsstoffe, Temperatur, etc mitzubedenken, die auch abweichende Wahl rechtfertigen können.

Die früher bevorzugt eingesetzten **Gewebefilter** beruhen auf einer Partikelabtrennung vornehmlich durch den Siebeffekt des Gewebes, es liegt dabei eine klare Trennkorngröße vor, die durch die Geometrie der offenen Stellen zwischen Ketten- und Schußfäden gegeben ist. Kleinere Teilchen treten vor allem zu Filtrationsbeginn fast ungehindert durch das Gewebe und führen zu höheren Feinstaubkonzentrationen im Reingas. Heute verwendete **Nadelfilze** weisen einen deutlich höheren Anteil von Tiefenfiltration auf, wodurch auch Feinstaub zurückgehalten wird. Allerdings liegt auch hier ein Übergangsbereich zwischen der Partikelabscheidung durch Trägheitseffekt ($> 2 \mu\text{m}$) und der durch molekulare Diffusion dominierten Abscheidung der kleinsten Teilchen ($< 0,2 \mu\text{m}$) vor. Damit ergibt sich auch bei Nadelfilzen und anderen Filtervliesen ein Abscheideminimum im Korngrößenbereich zwischen $0,2$ und $2 \mu\text{m}$ (Mauschitz, TU-Wien, persönl. Mitteilung).

Neuerdings werden teflonlamierte Glasfasergewebe als abreinigbare Hochleistungsfiltermedien vermehrt eingesetzt, die vom Prinzip her eine Oberflächenfiltration, aber mit sehr geringen freien Querschnitten erlaubt. Damit ist eine gute Feinstaubabscheidung möglich. Die Reingaskonzentration wird durch Inhomogenitäten in der Membran, durch Nähte, durch Ansatzstellen, etc. mitbestimmt. Bei Membranbruch kann es zu einem deutlichen Anstieg der Reingaskonzentration kommen. Der Wechsel des Filtermaterials stellt demzufolge einen kritischen Punkt dieser Systeme dar.

Von den Ausführungsformen kann bei den filternden Abscheidern unterschieden werden in

- Abreinigungsfilter
- Schüttschichtfilter
- Tiefenfilter (Speicherfilter)

Abreinigungsfilter werden vor allem bei großen Gasströmen, hoher Rohgaskonzentration und kontinuierlichem Betrieb verwendet. Sie werden zumeist als Schlauch- oder Rahmenfilter ausgeführt. Die Schläuche oder Rahmen sind in einem Gehäuse angeordnet. Das Gas strömt während des Filtrationszyklus durch das abreinigbare textile Filtermaterial. Die abgeschiedenen Partikel bauen am Filtermedium den Filterkuchen auf, der schließlich anstelle des Filtermittels die Filtration bewerkstelligt. Wenn die Druckdifferenz über die Filterschicht den Abreinigungsdruck erreicht, wird

bei der druckgesteuerten Abreinigungsmethode das Filtermedium abgereinigt. Zumeist wird mittels Druckluftpuls von der Reingasseite her abgereinigt ohne die Filtration dabei zu unterbrechen (Pulsjet-Abreinigung). Der Staubkuchen fällt in eine am Boden angeordnete Austragvorrichtung.

Schütttschichtfilter sind alte Ausführungen für große Gasmengen und kontinuierlichem Betrieb, die heute in der modernen Staubabscheidung nicht mehr dem Stand der Technik entsprechen. Hier wird durch eine Schütttschicht aus granularem Material (Kies, Sand...) mit Tiefenwirkung filtriert. Sie können durch Umkehrung der Strömungsrichtung bedingt regeneriert werden, ohne dabei die Schwebegeschwindigkeit des Schüttgutes zu überschreiten.

Tiefenfilter erreichen ihre Filterwirkung durch den Durchtritt des Gases durch ein Filtermedium, wobei der Strömungsweg durch das Filtermedium deutlich länger ist als bei den anderen filternden Abscheidern. Hiermit kann durch Tiefenfiltration eine nahezu vollständige Partikelabscheidung an der inneren Kollektorenoberfläche (Faseroberfläche) erreicht werden. Die Filter sind jedoch zumeist nicht regenerierbar und daher nur für kleine Staubbelastungen geeignet. Sie dienen beispielsweise zur Feinstaubabscheidung in Innenräumen, bei Klimaanlage, in Autos, in der Reinraumtechnik etc. (HEPA-Filter).

Die filternden Entstauber stellen heute in vielen Technologiebereichen, speziell bei Prozessemissionen der Metall- und der Mineralstoffindustrie den Stand der Technik dar. Mit ihrem Einsatz können längerfristig Reingasstaubgehalte von ca. 10 mg/m^3 eingehalten werden. Die Abscheidegrade liegen zumeist bei mehr als 99 %. Die Feinstaubabscheidung geht dabei bis in den Bereich von unter $1 \mu\text{m}$. Nachteilig wirken sich die hohen Investitions- und Betriebskosten durch den relativ hohen Druckverlust aus. Weiters sind sie empfindlich gegen hohe Temperaturen, Funkenflug und Kondensation oder klebrige Partikel, die zum Verkleben des Filtermittels führen können.

Die oft praktizierte Partikelvorabscheidung durch Zyklone, mit der eine Verringerung des Massenstroms angestrebt und damit eine geringere Staubbeaufschlagung und somit eine verbesserte Abscheideleistung erreicht werden soll, ist aus Sicht der Funktionsweise der filternden Entstauber zu hinterfragen, da die im Zyklon abgetrennten Grobanteile im Aufbau der Struktur des Filterkuchens fehlen. Dies kann zu einer schlechteren Abscheideleistung führen.

Fazit

Zur Minderung von Staub aus gefassten Quellen stehen zahlreiche erprobte Technologien zur Verfügung. Die Frage, welche Technologie für ein bestimmtes Abscheideproblem am besten geeignet ist, muss anhand der gegebenen Rahmenbedingungen individuell entschieden werden und wird u.a. durch die Rohgaszusammensetzung, die Partikeleigenschaften und die geforderten Reingaskonzentrationen entscheidend beeinflusst. Im Rahmen der BAT-Referenzdokumente, welche im Zuge der Umsetzung der IPPC-Richtlinie 96/61/EG erstellt werden, werden für die einzelnen Industriezweige auch jeweils relevante Staubminderungsmaßnahmen diskutiert (Umweltbundesamt, 2006).

Die derzeit am häufigsten eingesetzten Technologien zur Staubminderung sind Elektroentstauber (ESP) und filternde Abscheider sowie, u.a. bei Abfallverbrennungsanlagen, diverse Kombinationen von Entstaubungseinrichtungen. In einigen wenigen Fällen sind filternde Entstauber und/oder Elektroentstauber jedoch nicht anwendbar (v. a. hygroskopischer Staub). In diesen Fällen werden zur Staubminderung Multizyklone und Nasswäscher eingesetzt.

Mit ausreichend dimensionierten Elektroentstaubern und guter Abgaskonditionierung sind Reingasstaubgehalte von $5\text{-}15 \text{ mg/Nm}^3$ erreichbar. Mit filternden Abscheidern sind Emissionen $< 5 \text{ mg/Nm}^3$ erreichbar, wobei diese niedrigen Reingaskonzentrationen im Dauerbetrieb nur bei optimaler Auslegung und ständiger Wartung der Filtermedien erreicht werden können. Bei textilen Filtermedien muss das Abscheideminimum im Korngrößenbereich zwischen $0,2 - 2 \mu\text{m}$

berücksichtigt werden. Membranbeschichtete textile Filtermedien weisen mitunter auch im Feinststaubbereich bessere Fraktionsabscheidegrade auf als konventionelle Nadelfilze.

3.3 Minderungstechnologie für diffuse Emissionen

Generell entstehen diffuse Emissionen bei folgenden Prozessen:

- Abbau von mineralischen Rohstoffen
- Aufnahme und Umschlag von Schüttgütern
- Lagerung von Schüttgütern
- Transport von Gütern mit KFZ oder betriebsinternen Fördereinrichtungen
- Transportvorgänge allgemein

Um die Entstehung von Staubemissionen zu verringern oder zu verhindern sind folgende Maßnahmen möglich (Umweltbundesamt, 2006):

- Vermeiden von Prozessen, die Staubemissionen bedingen (primäre Minderungsmaßnahme);
- Sekundäre Staubminderungsmaßnahmen:
 - Lokales Einschränken des entstandenen Staubes;
 - Entfernen des austretenden Staubes.

Dies ist bei den einzelnen Ursachen durch nachfolgend angegebene Maßnahmen möglich. Weitere Details finden sich in Umweltbundesamt, 2006, Kap. 10.5.6.

Abbau von mineralischen Rohstoffen

Relevant ist hier der Abbau von Erzen und anderen mineralischen Rohstoffen im Tagebau, dieser kann in Brüchen oder aus Gruben erfolgen. Bei Brüchen ist vor der Aufnahme des Materials eine Sprengung notwendig. Bei Gruben (Kies oder Sand) erfolgt direkt ein Abbau mit Baggern und stellt eine Analogie zum Umschlag von Schüttgütern dar.

Je nach lokalen Gegebenheiten wird der Etagenbergbau (Bergbau mit strossenartigem Verhieb) horizontal oder vertikal betrieben. Der vertikale Etagenbergbau findet bei besonders steilen Steinbrüchen Verwendung, wobei die Sprengungen so durchgeführt werden, daß das Sprenggut über die darunter liegenden schmalen Etagen oft mehrere hundert Meter in die Tiefe bis zur Fördersohle stürzt. Die Abbaufont wird dabei bei gleichbleibender Höhe vertikal zurückgedrängt. Diese Abbaumethode verliert aufgrund der stärkeren Staubentwicklung und der damit verbundenen größeren Umweltbelastung an Bedeutung (Bergbau und Sicherheit 2000, Mauschwitz, TU-Wien, pers. Mitteilung).

Zur Verringerung der Ausbreitung des gebildeten Staubs ist die Staubniederschlagung durch Wasserverdüsung möglich (Bergbau und Sicherheit 2002). Weiters sind meteorologische Rahmenbedingungen zu beachten

- Verringerung der Thermik z.B. durch Sprengung bei kalten Temperaturen, so dies von den Zufahrtswegen möglich ist.
- Beachten der Windsituation, Sprengung bei geringen Windgeschwindigkeiten

Wesentlich für die Staubemissionen der Sprengung sind die verwendeten Bohrgeräte und die Art der Sprengung. Neuartige Sprengverfahren erlauben hier ein gebirgsschonenderes Sprengen mit weniger Erschütterung und geringeren Emissionen (Bergbau und Sicherheit, 2002, S201ff).

Durch Variation der Sprengparameter wie Bohrlochrastrer, Sprengstoffart, Zündintervall kann eine optimale Vorzerkleinerung des Rohsteins erreicht und Sprengerschütterungen sowie Staub- und Lärmemissionen gemindert werden.

Aufnahme und Umschlag von Schüttgütern

Schüttgüter spielen bei den diffusen Emissionen eine wesentliche Rolle. Sie werden in der VDI Richtlinie 2411 „Begriffe und Erläuterungen im Förderwesen“ als „loses Fördergut in schüttbarer Form“ definiert. Die Eigenschaften von Schüttgütern können zwischen fluid und fest schwanken, wodurch sich sehr unterschiedliche und schwer vorhersehbare Verhaltensweisen bei den Staubemissionen ergeben (Umweltbundesamt, 2006). Generell sind Güter mit geringen Feinanteilen weniger staubintensiv, wodurch Vorgänge wie Waschen, Sichten, Klassieren, etc einen Beitrag zur Emissionsreduktion darstellen.

Die typischen Umschlagvorgänge betreffen die Aufnahme von Schüttgütern mit Baggern, Radladern oder Greifern und die Abgabe auf Transportgeräte, in Einwurfgrößen oder auf Halden. Bei der Aufnahme erfolgt Staubentwicklung durch das Zusammenbrechen der Haldenwände, durch das Abrutschen von Gut sowie durch Aufwirbelungen beim Hochfahren des Laders. Bei der Abgabe entstehen Emissionen vor allem durch den Abwurf, sowie durch das Herabfallen von Gut von den Ladeorganen.

Beim Einsatz von Greifern sind für eine Minimierung der Emissionen folgende Punkte zu beachten:

- schonende Aufnahme
- weitgehend geschlossene Greifer
- Vermeidung von Überfüllungen
- Minimierung der Abwurfhöhe, Heranführung an die Halde

Beim Abkippen von Schüttgütern wären folgende Maßnahmen möglich, wobei die Einsatzmöglichkeiten allerdings stark von den spezifischen Gegebenheiten abhängen:

- Verwendung von möglichst abgesaugten Schüttgassen
- Verwendung von Rutschen, die den freien Fall verhindern
- beim Abkippen sollten Planen das Schüttgut abdecken

Generell tragen ein ausreichender Feuchtegehalt an der Oberfläche der Schüttgüter und ein möglichst geringer Feinanteil zur Reduktion von Emissionen bei
Lagerung von Schüttgütern

Generell sollte die Lagerung im Freien vermieden werden, die Lagerung in geschlossenen Hallen, Silos oder Bunkern ist hier vorzuziehen. Diese sollten vor allem bei häufigen Befüllungs- und Entleerungsvorgängen mit Entstaubungseinrichtungen ausgerüstet sein. Bei Hallenlagerung sollten die Ein- und Ausfahrten nur kurz geöffnet sein, der Einsatz von Schnellauftoren hat sich bewährt.

Wenn eine Lagerung im Freien nicht vermieden werden kann ist mit nachfolgenden Maßnahmen eine Reduktion der Staubemission oder deren Ausbreitung möglich:

- Oberfläche gelagerter Stoffe mit Regnern befeuchten
- Abdecken der Oberfläche mit Matten oder Schichtenbildnern
- Lagerung in Boxen
- Ausrichten von Halden in Längsrichtung zur Windrichtung
- Windschutzgürtel

Transport mit Fahrzeugen

Hierbei ist durch die nachfolgenden Maßnahmen die Verminderung der Staubbelastung möglich:

- Befestigte Transportwege
- Einsatz von Kehr- und Berieselungsmaschinen zur Reinigung und Befeuchtung
- Reifenwaschanlagen
- Geschwindigkeitsbeschränkungen im Betrieb
- Optimierung der Transportstrecken und der Fahrzeugauslastung

Transport mit Fördereinrichtungen

Speziell für betriebsinternen Transport werden Förderbänder und Becherwerke verwendet. Hierbei sind zu beachten

- die Aufgabe auf die Fördereinrichtung
- das Einhausen des Bandes, um Abwehungen zu vermeiden
- die Abgabe von der Fördereinrichtung

Bei der Aufgabe auf die Fördereinrichtung sind folgende Maßnahmen möglich

- Verwendung von (möglichst abgesaugten) Schüttgossen
- niedrige Fallhöhe
- Verwendung von Rutschen, die den freien Fall verhindern
- Verwendung von Planen, die das Schüttgut abdecken

Während des Transports des Gutes sollten die Einrichtungen eingehaust sein, bei nicht eingehausten Förderbändern entstehen zusätzliche Emissionen durch Abwehungen oder durch Abfallen von Partikel, die nach dem Abwurf des Gutes am Band anhaften und sich während des Rücklaufs lösen können.

Bei Saughebern kann die Förderluft, die aus dem System entfernt werden muss, zu zusätzlichen Emissionen führen.

Beim Abwurf vom Förderband sind die nachfolgenden Punkte zu beachten:

- geringe Abwurfhöhe, möglichst Heranführung des Abwurfs an die Halde, etc.
- Verwendung von Rutschen oder Abwurfschläuchen

Generell gelten für die Staubintensität dieser Förderungen auch alle vorher genannten grundsätzlichen Prinzipien, dass Befeuchtung, geringer Feinanteil, etc die Staubintensität verringern.

Fazit - Handlungsbedarf

Im Bereich der diffusen Emissionen sind sowohl die Emissionsberechnung, vor allem aber der Konnex zur Emissionsminderung durch die angesprochenen Maßnahmen noch bei weitem nicht mit den anderen Bereichen in Bezug auf die Qualität der Ergebnisse zu vergleichen. Wegen der Bedeutung der diffusen Emissionen wären daher Projekte zur Verifizierung und Verbesserung der Berechnungsmethoden unbedingt anzuraten.

4 Bestimmung der Emissionen nach SNAP-Kategorien

4.1 SNAP 1: Wärme- und Heizkraftwerke

4.1.1 Aktivitäten

Die Aktivitäten (Brennstoffwärmeeinsatz) werden seitens der Statistik Austria in der Energiebilanz publiziert. Hierbei wird vom Umweltbundesamt der Umwandlungseinsatz für die Kraftwerke, KWK-Anlagen und Heizwerke herangezogen und den Leistungsklassen der SNAP-codes (> 300 MW, 50-300 MW, < 50 MW) zugeordnet.

4.1.2 Emissionsfaktoren

Die Emissionsfaktoren für die großen Einzelquellen resultieren aus den direkten Emissionsmessungen, die sonstigen Emissionsfaktoren entsprechen den Angaben aus dem Energiebericht (Energiebericht der Österreichischen Bundesregierung 2003, Bundesministerium für wirtschaftliche Angelegenheiten, Wien 2003). Diese liegen für Steinkohle bei TSP EF = 45 g/GJ, für Braunkohle und BK-Briketts bei TSP EF = 50 g/GJ, für Heizöl leicht bei TSP EF = 16 g/GJ, für Heizöl schwer bei TSP EF = 22 g/GJ, für Heizöl extra leicht bei TSP EF = 1 g/GJ sowie für Erdgas und LPG bei TSP EF = 0,5 g/GJ.

Der Emissionsfaktor für Holzabfälle beträgt TSP EF = 22 g/GJ. Dieser Emissionsfaktor ist der Studie „Aktualisierung Emissionsfaktoren“ (Umweltbundesamt, 2007b) entnommen. Der Faktor basiert auf einer Erhebung des Umweltbundesamt aus dem Jahr 2005 und beinhaltet den Anlagenbestand bis 2004. Hierbei wurden gemeinsam mit der Statistik Austria in zwei Phasen etwa 800 Biomasse Anlagen betrachtet. Zur Berechnung wurden erstens die Emissionsgrenzwerten der Größenklassen in der FAV, zweitens die Förderunterlagen der Kommunalkredit (KPC) und drittens die Emissionsberichte einzelner Standorte herangezogen. Die Emissionsauswertung vom Umweltbundesamt wurde entsprechend den Leistungsklassen der FAV (Feuerungsanlagen VO) durchgeführt.

Im Jahr 2005 hat bei Biomassefeuerungen die Anlagenzahl um etwa 15% und die installierte Leistung um 20 % im Bereich Nah- und Fernwärme (Biomasse Heizungserhebung 2006, NÖ Landwirtschaftskammer) zugenommen, wodurch eine Aktualisierung sinnvoll scheint. Deutliche Veränderungen des EF werden allerdings erst durch eine Änderung der Grenzwerte in der FAV hervorgerufen werden.

Die Anteile von PM10 bzw. PM2.5 am TSP liegen bei 90% (95% bei LPS) bzw. 75% (80% bei LPS). Bei großen Einzelquellen (LPS – large point sources) wird der Ausstoß von Luftschadstoffen ganzjährig kontinuierlich gemessen. Im Rahmen von Berichtspflichten (EPER) werden die

Emissionen von den Betrieben gemeldet und bei etwa 40 Kraftwerken in der Dampfkessel-Datenbank (DKDB) des Umweltbundesamtes zusammengefasst.

4.1.3 Minderungstechnologien

Bei Kohlekraftwerken werden die unverbrennbaren Bestandteile der Kohle zu einem geringen Teil als Grobasche am Kesselboden, zum überwiegenden Teil aber als Flugasche mit dem Rauchgasstrom aus dem Kessel ausgetragen. Die Flugasche wird anschließend mit Filtern und Wäschern von der Abluft abgetrennt. Für die Abtrennung werden bei Kohlekraftwerken, aber auch bei Einsatz von Biomasse filternde Entstauber oder trockene Elektroentstauber eingesetzt. Bei ersteren werden Faserstoffe verwendet, bei denen ausreichende mechanische Festigkeit und Temperaturbeständigkeit wichtig sind. Die Abreinigung der Filterelemente erfolgt über Druckluftstöße nach Richtungskehr (Umweltbundesamt, 2002).

Bei ölgefeuerten Kraftwerken ist die Beladung des Rohgases mit Flugasche verglichen mit der Kohlestaubfeuerung gering, sie besteht aber zu einem hohen Prozentsatz aus Russ. Weiters ist der vergleichsweise hohe Säuretaupunkt zu beachten. Vor allem im Rauchgas nach schwerölgefeuerten Kesseln treten bedingt durch den hohen Vanadium-Gehalt des Heizöls (SO₂/SO₃ Konversion) hohe SO₃ Konzentrationen auf. Dadurch bildet sich während der Abkühlung der Rauchgase Schwefelsäure, die beim Unterschreiten des Taupunktes (110 – 150°C) teilweise in Form feinsten Tröpfchen (Aerosole) auskondensiert. Beim Sprühabsorptions- und beim Wirbelschichtabsorptionsverfahren werden diese Aerosole im Absorber weitestgehend abgeschieden. Bei Kalkwaschverfahren gelangen sie jedoch relativ ungehindert in den Kamin und bewirken einerseits die sichtbare Aerosolfahne („blauer Rauch“) und andererseits einen sauren Partikelauwurf. Wegen der Kondensationsgefahr und der damit verbundenen Betriebsstörung der Abgasreinigung sind Bypass-Schaltungen üblich.

Nasselektrofilter nach dem Rauchgaswäscher können die Partikel (Aerosoltröpfchen bzw. Feinststäube) aus dem feuchten Rauchgas abscheiden. Die Funktionsweise dieser Filter ist ident mit der von trockenen Elektrofiltern: Die Aerosole und die Feinststäube werden über eine Sprühelektrode elektrisch aufgeladen und an der Niederschlagselektrode abgeschieden (Umweltbundesamt, 2002).

Generell scheiden filternde Entstauber PM₁₀ bzw. PM_{2.5} zu einem höheren Ausmaß als Elektroentstauber ab. Bei beiden Systemen ist das Abscheideminimum zwischen 0,2 bis 2 µm zu beachten. Teflonmembranbeschichtete Filtermedien würden auch hier bessere Abscheideergebnisse liefern, allerdings ist eine ausreichende mechanische und thermische Beständigkeit nicht immer gegeben.

4.2 SNAP 2: Kleinverbraucher

4.2.1 Aktivitäten: Anteil moderner Holzfeuerungen am Bestand von kleinen Holzfeuerungsanlagen in Österreich

Quantitäten des Einsatzes von Brennstoffen im Bereich von Kleinf Feuerungen können den Datenbasen der Statistik Austria übernommen werden. Wenngleich alle Brennstoffe in die Erhebung der Gesamtemissionen eingeschlossen sind, sind es die Festbrennstoffe, denen die überwiegende Bedeutung zukommt. Die Verwendung von Biomasse, aufgrund des Themas "Klimaschutz" von hoher Bedeutung, muss hier besonders berücksichtigt werden – einerseits weil technische Entwicklungen eine massive Änderung des Emissionsverhaltens ermöglicht haben, andererseits weil die Brennstoffstatistik bei Substanzen, die nicht nur dem Handel unterliegen sondern auch als "Eigeneinschlag" Verwendung finden, auf Schätzungen angewiesen ist. Die damit verbundenen

Probleme sind jedoch bekannt und gut untersucht und – etwa im Rahmen von Mikrozensus-Erhebungen – bewältigt (Statistik Austria, 2007).

Heizungsanlagen sind sehr langfristig verwendete Systeme. Einmal installiert, bleiben sie gewöhnlich über Jahrzehnte im Einsatz. Für die Berechnung von Emissionen solcher Systeme bedeutet das Kontinuität, insbesondere im Bereich von Kleinanlagen zur Versorgung einzelner Wohneinheiten. Effizienz und Emissionsfaktoren werden nur geringen Schwankungen unterworfen sein, lediglich der Brennstoffeinsatz kann sich witterungsbedingt ändern.

Die bekannten Probleme ineffizienter kleiner Festbrennstoffheizungen (schlechte Verbrennungsbedingungen führen zu hohen Emissionen an CO und PM) werden dadurch perpetuiert. Nur der Wechsel von Heizsystemen kann eine Verbesserung der Situation bringen.

Tatsächlich gibt es technische Lösungen, Festbrennstoffe bei hohem Wirkungsgrad und gleichzeitig niedrigen Emissionen zu verbrennen. Insbesondere moderne Feuerungen mit einem hohen Automatisierungsgrad (Beschickung und Selbstreinigung) sind in der Lage, Verbrennung mit wesentlich niedrigeren Emissionen zu gewährleisten (siehe etwa: Obernberger und Brunner, 2005). Derartige Anlagen sind implementiert, und die Messungen von in Betrieb befindlichen Anlagen liefern ähnliche Werte wie jene am Prüfstand (Moser, ABC Wieselburg, pers. Mitteilung). Auch Emissionsfaktoren sind verfügbar.

Auch wenn die Entwicklung verbesserter Verbrennungsbedingungen kontinuierlich erfolgt, lässt sich doch ein Zeitpunkt feststellen, ab dem verstärkt schadstoffarme Heizsysteme in den Verkehr gebracht wurden. Konkret ist dies das Inkrafttreten einer §15a BVG Vereinbarung (Bund-Bundesländer-Kooperation) über Wirkungsgrad und Schadstoffausstoß von Heizsystemen. Diese Vereinbarung verlangte nicht nur die Durchführung von Prüfstandmessungen zur Zulassung von Heizsystemen, sondern bewirkte darüber hinaus einen Wettbewerb der Hersteller um effizientere Anlagen (Lasselsberger, ABC Wieselburg, pers. Mitteilung). In grober Näherung können daher Anlagen, die bis 1995 installiert wurden, als „Altanlagen“ bezeichnet werden (für die die Emissionsfaktoren nach Spitzer et al., 1998, weiterhin gültig sind), und alle Anlagen nach 1995 als neue Anlagen mit deutlich niedrigeren Emissionsfaktoren.

Untersuchungen über den Anteil neuerer Heizungssysteme am Gesamtbestand wurden durch Wörgetter und Moser (2006) für Niederösterreich durchgeführt. Da entsprechende Informationen für den Rest von Österreich fehlen, werden die entsprechenden Daten von Niederösterreich übernommen.

Wörgetter und Moser verwenden statistische Daten über Holzverbrauch und Informationen von Kesselherstellern über Verkaufszahlen um eine Einschätzung der Installation bzw. Demontage von Heizkesseln zu erhalten. Als Ergebnis wird über eine Periode von 10 Jahren ein Anteil von 30% als neue Anlagen ausgewiesen, also eine etwa 2,7%ige jährliche Zunahme des Anteils moderner Heizungen am Bestand. Diese Entwicklung wird etwas stärker durch den Zuwachs der Holzfeuerungen als durch die Stilllegung alter Anlagen beeinflusst.

Diese Zahlen und die daraus resultierenden Emissionsrechnungen beinhalten folgende implizite Annahmen:

- Installierte Heizungen werden ab Installation je nach Witterungserfordernissen (Gradtagszahl) verwendet.
- Die statistischen Datengrundlagen über Biomasseverwendung sind ausreichend exakt (diese Annahme ist für Pellets und Hackschnitzel sicher gegeben, Probleme kann es am ehesten bei Scheitholzfeuerungen infolge falscher Einschätzung des Eigeneinschlages geben, der tendenziell eher nicht im Bereich der neuen Anlagen eingesetzt werden).

- Das Emissionsverhalten kann durch Auftrennung des Bestandes in einen Cluster „Altbestand“ und einen zweiten Cluster „Neuanlagen seit 1995“ ausreichend genau beschrieben werden. Dabei wird der gesamte Biomasseeinsatz willkürlich zwischen "alt" und "neu" so aufgeteilt, dass im Jahr 2005 30% des Einsatzes in neuen Anlagen erfolgt, und dass seit 1995 ein über alle "alten" Anlagen konstanter Anteil außer Betrieb genommen wird. Dieser Anteil ergibt sich aus dem Gesamteinsatz zu 12% Abnahme in 5 Jahren oder etwa 2,5% jährlicher Stilllegungsrate (nach Energieeinsatz gerechnet, nicht nach Anzahl der Öfen).

Tabelle 2: Einsatz biogener Brennstoffe (in GJ) nach Heizungsarten. Die Summen aus "alt" und "neu" entsprechen den Einträgen der OLI

Brennstoff	Heizungsart	1990	1995	2000	2005
Hackschnitzel/Pellets	ZH alt	843590	930440	818787	720533
Scheitholz	ZH alt	3630709	2591706	2280701	2007017
Hackschnitzel/Pellets	EH alt	932283	1781278	1567525	1379422
Scheitholz	EH alt	43082980	48182617	42400703	37312619
Hackschnitzel/Pellets	EO alt	172931	217754	191623	168629
Scheitholz	EO alt	18041338	16928587	14897157	13109498
Hackschnitzel/Pellets	ZH neu	0	0	1745086	3529958
Scheitholz	ZH neu	0	0	0	0
Hackschnitzel/Pellets	EH neu	0	0	4214862	7711549
Scheitholz	EH neu	0	0	1024334	10692085
Hackschnitzel/Pellets	EO neu	0	0	122761	315742
Scheitholz	EO neu	0	0	0	1366216

ZH ... Zentralheizung, EH ... Etagenheizung, EO ... Einzelöfen

4.2.2 Emissionsfaktoren

Die Emissionsfaktoren für Gas, Öl können unproblematisch weiter verwendet werden, denn diese Brennstoffe tragen sehr wenig zur Gesamtemission bei. Kritisch sind die Emissionsfaktoren für Holzfeuerungen. Hier hat sich (siehe oben) in den letzten Jahren einiges verändert.

Seit 1995 besteht eine Pflicht für Prüfstandsmessungen (in Wieselburg durchgeführt), die zu einem Wettrennen der Kesselerzeuger in Richtung Effizienz geführt hat. Dies führt zu einer Optimierung der Verbrennung, und in Verbindung mit verringerten Möglichkeiten einer Fehlbedienung insbesondere bei Hackschnitzel- und Pelletsfeuerungen, bei automatischer Zufuhr der Festbrennstoffe in die Feuerung, zu niedrigen CO und PM Emissionen. Nicht mehr möglich wird auch die Verfeuerung von Brennstoffen minderer Qualität (Müll).

Gleichzeitig sind nach wie vor Feuerungen in Betrieb, die ganz offensichtlich anderen Verbrennungsbedingungen unterliegen und hohe Emissionen verursachen. Auch wenn einzelne derartige Anlagen, die etwa aufgrund einer schwarzen Abluffahne identifiziert werden können, beträchtliche Mengen zu den Emissionen beitragen können, ist ihre Quantifizierung so gut wie unmöglich. Sie werden auch nicht mit den Emissionsfaktoren der "alten" Anlagen abgedeckt.

Ganz im Gegensatz dazu stehen die modernen Feuerungen. Gemäß den Erfahrungen der Experten des ABC in Graz und Wieselburg (Lasselsberger, pers. Mitteilung; Brunner, pers. Mitteilung) sind solche Feuerungen im Stadne, auch im Feld die Prüfstandbedingungen zu erfüllen. Diese neuen Feuerungen treten aber nicht anstelle der schlechtesten alten Feuerungen. Falls überhaupt alte Feuerungen ersetzt werden, handelt es sich vermutlich um solche mittlerer Qualität. Wir gehen

davon aus, dass die Verbrennung von Biomasse gemeinsam mit Restsubstanzen weiterhin an der Tagesordnung bleibt, und dass schlecht funktionierende Öfen weiter existieren, können aber keine Quantifizierung ermöglichen.

Eine sehr detaillierte Zusammenstellung von Emissionsfaktoren aus der Holzfeuerung ist im Atmospheric Emission Inventory Guidebook (AEIGB: EEA, 2006) verfügbar. Hier fällt – neben der insgesamt großen Bandbreite der berichteten Ergebnisse – auf, dass die absolut niedrigsten berichteten Emissionsfaktoren (unter 10 mg/MJ) aus österreichischen Prüfstandsmessungen stammen. Dies bestätigt die Angaben der durchführenden Institutionen (ABC und BLT), dass sich in Österreich ein besonderer Wettbewerb zur Optimierung der Bedingungen entwickelt hat. Dennoch können wir nicht immer davon ausgehen, dass diese Optimierung vollständig auf den Einsatz in der Praxis umzulegen ist. In unserer Abschätzung des realistischen Emissionsfaktors moderner Heizsysteme ziehen wir daher auch die Berichte der anderen zitierten internationalen Studien heran (Bereich: 10-40 mg/MJ). So zeigen etwa schwedische Studien (Boman et al., 2005), dass auch die Emissionsfaktoren von Pelletsheizungen abhängig von den Lastzuständen sein können und bei niedriger Last Emissionsfaktoren am oberen Ende des genannten Bereiches aufweisen.

Empfohlene Emissionsfaktoren für Österreich (Brunner, 2007) liegen im Bereich von 20 mg/MJ für Pellets und Stückholz, etwas höher für Hackgut (abhängig vom K-Gehalt des Brennstoffes – die Emissionen bestehen hauptsächlich aus mineralischen Komponenten – 20-50 mg/MJ). Storch (2007) verwendet sehr ähnliche Faktoren (21mg/MJ für Pellets, 32 für Stückholz, 31 bzw. 55 für Hackgut mit bzw. ohne λ -Sonde).

Aufgrund des weiterhin hohen Anteils alter Feuerungen (älter als 1995, siehe oben) sind deren Emissionen weiterhin bestimmend für die Emissionen aus der Verbrennung von festen Brennstoffen, unabhängig von der erfolgreichen Weiterentwicklung von Biomasse-Feuerungsanlagen.

Das Jahr 1995 als bestimmend für die Änderung im Emissionsverhalten mag für Österreich zutreffen. Die Situation in anderen EU-Mitgliedsstaaten, etwa konkret in Deutschland, stimmt damit nicht überein, da keine europäische Normung als Basis der Entwicklung existiert.

Die alten Heizanlagen entsprechen somit dem Anlagenstand, der von Spitzer et al. (1998) beschrieben wurde. Daher können die dort abgeleiteten Emissionsfaktoren weiter verwendet werden. Für neue Anlagen wurde generell ein Wert von 30 mg/MJ eingesetzt. Dieser Wert ist hoch im Vergleich mit manchen Prüfstandsmessungen und wird dem Potential etwa von Pelletsheizungen nicht gerecht. Andererseits könnten Hackgut- und auch Scheitholzfeuerungen in Einzelöfen (etwa den populären offenen Kaminen oder Schwedenöfen als "Stimmungsmacher") deutlich höhere Emissionen haben, allerdings bei niedrigem Brennstoffeinsatz. Für die vorliegende Berechnung von PM Emissionen bleiben die modernen Systeme gegenüber alten Systemen eher unbedeutend, daher wird bis zum Vorliegen echter Feldmessungen und dazu passender Statistiken über Brennstoffeinsatz nach Kesseltyp mit diesen Faktoren operiert. Der konkret verwendete Wert hat aber nur geringen Einfluss auf die Gesamtemissionen. Neuere Daten über Emissionsfaktoren von Festbrennstoffen sind im Zusammenhang mit einer Studie des Austrian Bio Energy Centre Ende 2007 zu erwarten (Luisser, pers. Mitteilung).

Tabelle 3: Emissionsfaktoren aus Holzfeuerungen für alle Jahre

Heizungsart	Emissionsfaktor TSP
ZH alt	55
EH alt	90
EO alt	148
Alle neuen Systeme	30

ZH ... Zentralheizung, EH ... Etagenheizung, EO ... Einzelofen

Die hier vorgestellten Emissionsfaktoren ordnen Emissionen den Klassen emissionsverursachender Heizungssysteme zu. Im Zeitverlauf ändern sich die Aktivitäten (Energieeinsatz) der Klassen und somit die Emissionen. Dagegen verwendet OLI derzeit zeitlich veränderbare Emissionsfaktoren, ohne die grundsätzlich verschiedenen Heizungssysteme als solche getrennt auszuweisen. Dennoch ist es möglich, die Verbesserungen der Feuerungstechnologie zu berücksichtigen. Im Ergebnis sind die mit unterschiedlichen Methoden erstellten Emissionsabschätzungen sehr ähnlich. Die verbesserte Methodik erlaubt jedoch auch Prognosen, sobald Annahmen über den zukünftigen Brennstoffeinsatz in den unterschiedlichen Heizungssystemen getroffen werden.

Zur Größenverteilung wird weiterhin von einem Anteil von 90% PM10 und 80% PM2.5 ausgegangen (siehe Winiwarter et al., 2001).

4.2.3 Sonderbereiche: Verbrennungsemissionen kleiner Einzelquellen

Erzeugung von Holzkohle

Da keine statistischen Daten vorhanden bzw. zugänglich sind, wurde eine Abschätzung der Größenordnung vorgenommen. In NÖ sind noch 5 Köhler tätig (Kiessling, 2004), umgelegt auf Österreich ergibt dies ca 20 Köhler. Nimmt man eine Dauer von 3 Wochen je Charge an ergeben sich etwa 10 Chargen pro Jahr. Rechnet man mit einer Meilergröße von etwa 50 m³ und einem Ertrag von 200 kg Kohle aus 1000 kg Holz ergibt sich eine Menge Kohle von 10 m³ je Charge und 100 m³ je Meiler (Bühlmann, 2003). Insgesamt führt dies bei einer Dichte von 350 kg/m³ zu einer Aktivität von etwa 700 bis **1000 t/a** Holzkohle, die in Österreich hergestellt werden.

Für die Emissionsabschätzung wurde von Angaben nach Klimont et al. 2002 (Werte von Meier und Bischoff, 1996 für Braunkohle Rostfeuerung) für die Verbrennung von Braunkohle ausgegangen. Der Emissionsfaktor beträgt danach 2,2 kg TSP/GJ. Legt man eine Aktivität von 1000 t hergestellter Holzkohle zugrunde ergibt sich mit einem Heizwert von 31 GJ/t (Bühlmann, 2003) eine **Aktivität von 31 TJ** und eine Emission von **70 t/a an TSP**. Bei dem angenommenen Emissionsfaktor ist der Wert in der zugrunde liegenden Quelle gleich für TSP, PM10 und PM2.5, d.h. die Emissionen finden vollständig im Bereich der feinsten Korngrößenfraktion statt.

Wegen der unzureichenden Beschreibung der Emissionssituation durch den gewählten Faktor dürfte die Emission in der Praxis höher liegen, der Wert scheint zur Abschätzung der Bedeutung für Österreich aber ausreichend.

Für die Fortschreibung der Emission kann in Ermangelung von publizierten Werten für die Holzkohleherstellung keine jährlich zu ermittelnde Aktivität angegeben werden. Es wird daher vorgeschlagen, die Werte der Aktivität konstant zu halten.

Grillen

Als Aktivität für die Grilltätigkeit an offenen Grillstellen wird der Inlandsverbrauch von Holzkohle verwendet, der sich aus der Produktion plus dem Außenhandelsaldo für 2005 zu 11.000 t/a errechnet (Import 11.900 t, Export 1.900 t, Herstellung 1000 t) Mit einem angenommenen Heizwert der Kohle von 31 GJ/t führt dies zu einer **Aktivität von 341 TJ**.

Für die Abschätzung der Emission der Holzkohle an den Grillstellen wird wieder der Emissionsfaktor 2,2 kg/GJ aus Klimont et al., 2002 (Meier und Bischoff, 1996) verwendet. Er erscheint für den Grillprozess wegen des Rostes und des ähnlichen Heizwertes der Kohle geeigneter, allerdings sind dabei die durch das Verbrennen des Fetts entstehenden Aerosole nicht enthalten, so dass auch die Emissionswerte in der Praxis höher liegen werden.

Aus der obigen Aktivität und dem Emissionsfaktor ergibt sich eine Emission von **765 t/a TSP**. Die Plausibilität dieses Werts wurde mit einem Pro-Kopf Faktor für Grillstellen geprüft, ebenfalls nach Klimont et al. (2002) (EF = 0,075 kg/cap: Tab 3.116). Bei einer Bevölkerung von 8 Mio Einwohnern würde sich eine TSP Emission von **600 t/a** ergeben, was tendenziell gut mit der obigen Abschätzung übereinstimmt. Die Anwendung des ebenfalls von Klimont et al. (2002) angegebenen, aber aus CEPMEIP stammenden Emissionsfaktor von 2,4 kg/t Holzkohle (Klimont et al. 2002, Tab 3.115) ergäbe eine deutlich niedrigere Emission von 24 t/a, die demgegenüber weniger plausibel erscheint.

Bei allen in Klimont et al. (2002) gefundenen Emissionsfaktoren für Grillstellen ist der Faktor gleich für TSP, PM10 und PM2.5.

Zeitreihe: Eine Fortschreibung der Emission wäre mit den Werten der Außenhandelsstatistik möglich. Die Werte des Außenhandels scheinen die Veränderungen in den Konsumgewohnheiten besser abzubilden als die Veränderungen der Bevölkerungszahl.

Brauchtumsfeuer

Die Brauchtumsfeuer sind bis jetzt nicht in der Inventur als Emissionsquellen enthalten. Hier wurden die zeitlich begrenzten Aktivitäten der Sonnwendfeuer und der Adventfeuer abgeschätzt. Bei beiden Fällen ist sowohl die Abschätzung der Aktivität als auch der zugrunde gelegte Emissionsfaktor von großen Unsicherheiten geprägt.

Bei Sonnwendfeuern wurde für die Ermittlung der Aktivität von einem einmaligen Betrieb einer Feuerstelle je 5000 EW im ländlichen Raum gerechnet (eig. Annahme aufgrund der Zahl der Feuer in NÖ). Dies führt bei 5 Mio Einwohnern im ländlichen Raum zu etwa **1000 Sonnwendfeuern**. Für die Größe wurde von einer Kugel mit Durchmesser 5 m und einer Höhe von $H=3$ m ausgegangen (30 srm, 10 fm), mit einem Heizwert von etwa 10 MJ/kg führt dies zu etwa 100 GJ pro Feuer, insgesamt zu etwa **100 TJ als Aktivität**.

Als Emissionsfaktor der Sonnwendfeuer wurden zwei Annahmen verglichen:

1000 g/GJ (aus Klimont et al., 2002, Wert für open fireplace)

11 – 26 g/kg (aus Klimont et al., 2002, Wert für biomass burning in Tab.4), dies würde zu einem Mittelwert von 20 kg/fm und mit einem Heizwert von 10 GJ/fm zu etwa 2 kg/GJ führen.

Mit obigen Emissionsfaktoren ergibt sich eine Emission von **100 bis 200 t/a**. Für die Übernahme in die Inventur wird der **Mittelwert von 150 t/a TSP** mit einem **Emissionsfaktor von 1,5 kg/GJ** vorgeschlagen. Bei dem angenommenen Emissionsfaktor ist der Wert in der zugrunde liegenden Quelle gleich für TSP, PM10 und PM2.5.

Noch unsicherer erscheint die Aktivität bei den **Adventfeuern**, sowohl hinsichtlich deren Zahl und der Menge an Holz. Angenommen wurde zur Abschätzung eine Feuerstelle je 2500 EW, allerdings bezogen auf die Gesamtbevölkerung (auch in Städten), und 20 Tage Feuer mit einem Verbrauch von 20 kg (0,025 fm) Holz. Bei einem angenommenen Heizwert von 12 GJ/fm führt dies zu einer **Aktivität von 20 TJ/a**.

Für die Errechnung der Emission dieser Aktivität wurde ein Emissionsfaktor von 800 g/GJ (open fireplace, EPA 1998 nach Klimont et al., 2002) verwendet, es ergibt sich die Emission zu **16 t/a TSP**. Diese Abschätzung zeigt die nur untergeordnete Bedeutung dieser Quelle auf nationaler Ebene. Analog zu den Sonnwendfeuern wurde auch hier davon ausgegangen, dass die Emissionen praktisch ausschließlich aus Feinstaub bestehen (TSP = PM10 = PM2.5).

Feuerwerke

Für die Abschätzung der Aktivität liegen zwar Angaben in der Außenhandelsstatistik zu Feuerwerkskörpern vor, es konnte aber kein aktivitätsbezogener Emissionsfaktor gefunden werden.

Es wurde daher mit einem Pro-Kopf Wert von 0,035 kg/cap (Klimont et al., 2002) gerechnet. Damit ergibt sich für Österreich eine Emission von **280 t/a TSP**, auch hier sind die Werte wieder gleich für PM10 und PM2.5.

Zigaretten

PM Emissionen von Zigaretten wurden im Bereich von 2 – 20 mg/Zigarette bestimmt (Charles et al., 2007), davon fast 90% im Nebenstromrauch, d.h. werden direkt freigesetzt und nicht vom Raucher eingeatmet. Bei angenommenen 10 mg/Zigarette, einem Anteil an Rauchern an der Bevölkerung von 25%, die je 20 Zigaretten täglich rauchen, ergibt das **18 g pro Kopf Bevölkerung**, konsistent mit 16,5 g nach Kupiainen und Klimont (2004). Bei 8 Mio Einwohner erhält man für Österreich **145 t/a TSP**, die auch vollständig in den feineren Größenfraktionen (PM10, PM2.5) vorliegen. Zigarren- und Pfeifenrauch werden aufgrund der deutlich geringeren Verwendung vernachlässigt.

Gemäß eines Vorschlages von CITEPA (Datei New_Snap2007_items_and_NFR.xls, siehe http://tfeip-secretariat.org/Dessau/New_Snap2007_items_and_NFR.xls) sind die beiden obigen Positionen (Feuerwerke, Tabak) unter "product use" (SNAP 06) einzuordnen. Das macht sachlich wenig Sinn, da es sich um jeweils um Verbrennung handelt. Dennoch werden die Ergebnisse unter SNAP 06 berichtet.

4.3 SNAP 3: Industrie - pyrogene Emissionen

In diesem Sektor werden die Verbrennungsvorgänge im Industriebereich betrachtet, soweit es sich nicht um Prozesse handelt. Dieser SNAP betrifft daher Energieumwandlungsanlagen zur Bereitstellung von Wärme und Strom in den einzelnen Industriebereichen, die Faktoren beruhen in den wesentlichen Bereichen auf Detailstudien. Für die gewerblichen Anlagen betreffen die wesentlichen Änderungen Veränderungen im Energie-Mix, die sich in den Aktivitäten niederschlagen, die Emissionsfaktoren wurden im Wesentlichen beibehalten.

Zukünftig wären bei den Energieträgereinsätzen im Industriebereich die Mengen in unternehmenseigene Umwandlungsanlagen (UEA) zu berücksichtigen und diese vor allem bei biogenen Brennstoffen mit den Emissionsfaktoren der Biomasseheizwerke zu rechnen.

In SNAP 03 sind auch wesentliche Bereiche mit Prozessöfen enthalten. Diese Emission steht in Brennofen aber in Wechselwirkung mit dem Brenngut, aus dieser Wechselwirkung entsteht letztlich die Prozessemission des Brennofens. Da kein Bezug zum Emissionsfaktor des Brennstoffs besteht.

Ist die Angabe einer getrennten pyrogenen Emission technisch nicht korrekt. Somit werden diese Emissionen nun in 040614 angegeben. Dies betrifft 030311 Zement, nun in 040612a angegeben, die Kalköfen 030312 Lime sind in 040614 enthalten.

4.4 SNAP 4: Industrie - Prozessemissionen

Snap 04 beinhaltet die industriellen Prozessemissionen, sowohl in gefasster als auch in diffuser Form. Erstere sind vor allem Prozessöfen aus der Herstellung mineralischer und metallischer Produkte, letztere kommen überwiegend aus dem Bergbau und dem Schüttgutumschlag, bei dem auch das Bauwesen eine bedeutende Rolle spielt. Die maßgeblichen Bereiche sind hier bisher die Steinbrüche des Kalkabbaus (10 % des TSP), das Bauwesen (7 % des TSP), die Förderung von Sand und Kies (5 % des TSP) und die Stahlherstellung.

Der Bereich der Prozessemissionen weist bei Messungen generell nahezu nur TSP-Erfassung auf. Die Messungen sind darüber hinaus nur in den wesentlichen Bereichen der gefassten Emissionen (bei Kalköfen, Zementöfen, Stahlindustrie,..) verfügbar. Die wesentlichen Bereiche der diffusen Emissionen wurden mit Berechnungsmethoden für den Schüttgutumschlag (VDI Richtlinie 3790; VDI, 1999) entsprechend der Methodik der letzten Staubinventur (Winiwarter et al., 2001) abgeschätzt. Die in einigen Bereichen wesentlichen Emissionen des Transports abseits von Straßen sind in der aktuellen Systematik als Off-Road Verkehr in SNAP 8 enthalten.

Für die Emissionsminderung kommen alle in Kapitel 3 genannten Minderungstechnologien zur Anwendung, wobei eine große Variabilität der Methoden und Verfahren je nach den Rahmenbedingungen des speziellen Falles vorliegt. Während bei den gefassten Emissionen die Minderung in hohem Ausmaß erfolgt und zukünftig noch Umstellungen auf die neusten Technologien in einzelnen Bereichen notwendig sind, so liegt bei den diffusen Emissionen noch großer Handlungsbedarf sowohl hinsichtlich des Quantifizierens der Situation als auch der Minderungsmöglichkeiten vor.

4.4.1 Eisen Stahl

Die Eisen- und Stahlherstellung ist hinsichtlich der Emissionssituation von den Standorten der VOEST in Linz und Donawitz geprägt. Da diese Großemittenten die Emissionen direkt an das Umweltbundesamt melden, wird hier nur ein Vergleich der Werte in der Österreichischen Staubinventur mit einer Erhebung des Umweltbundesamtes (Umweltbundesamt, 2004) für Linz und Donawitz durchgeführt.

In der Inventur beträgt die Emission in 040202 „blast furnace charging“ für 2000 4.174 t, für die nur die beiden Voest-Standorte relevant sind. Laut Umweltbundesamt (2004) liegt die Staubemission in Linz bei 2.339 t und in Donawitz bei 1.654 t, woraus sich eine Summe von 3.993 gesamt für 2001 ergibt, die gut mit den Inventurwerten übereinstimmt. Seither nimmt die Aktivität in diesem Bereich stark zu, der Emissionsfaktor bis 2005 aber stark ab. Insgesamt geht in der Inventur die Emission von 2000 auf 2005 damit auf 54 % zurück.

In den obigen Werten ist auch die Stahlproduktion (eigentlich 040206) enthalten. Für die Fortschreibung der Emissionsdaten in den nächsten Jahren ist die rege Investitionstätigkeit der Voest, die auch zu einer starken Steigerung der Aktivität führen wird, zu berücksichtigen. Ihre Auswirkung auf die Emissionsfaktoren könnte auch in Zukunft über die publizierten Umweltberichte (www.voest.co.at) oder in direktem Kontakt mit den Verantwortlichen ermittelt werden.

Die Elektrostahlproduktion wird unter 040207 betrachtet. Hier liegen maßgebliche Aktivitäten vor, der Emissionsfaktor ist seit 2000 aber so stark zurückgegangen, dass in der Inventur keine nennenswerte Emission mehr vorliegt.

4.4.2 Düngemittel

Für die Herstellung von Düngemittel liegt die maßgebliche Aktivität am Standort Linz (AMI) vor. Auch hier wurden die Werte des Umweltbundesamtes (2004) mit jenen der Inventur verglichen.

In der Inventur sind nur für NPK Dünger (040407) und in geringem Ausmaß für Ammonnitrat (040405) Emissionswerte angegeben. Die angegebene Aktivität passt mit Werten von AMI für 2001 etwa zusammen, als Emission werden für den Standort der AMI in Linz aber nur 96 t für 2002 angegeben (Umweltbundesamt, 2004). Demgegenüber liegt die Emission für den Bereich NPK-Dünger etwa bei 450 t/a für die Jahre 2000 und 2005.

Die Differenz lässt sich durch die Emissionen des Schüttgutumschlages der Produkte erklären. In den der Inventur zugrunde liegenden Erhebungen von Winiwarter et al. (2001) wurde der gesamte Umschlag von Düngemittel diesem Sektor zugeordnet und betrifft daher die gesamte Produktverteilung. Da die einzelnen Manipulationsvorgänge eingehaust und in Verbindung mit Siloanlagen stattfinden, wobei die entstehenden Abluftmengen entstaubt werden, dürfte der angegebene Wert eine Überschätzung darstellen.

Die Anteile der Feinstaubfraktionen PM10 und PM2.5 am gesamten Schwebstaub (TSP) wurden über die gesamte Zeitreihe den aktuellsten Daten angepasst, das sind 58,6% PM10 und 30,9% PM2.5 im TSP.

4.4.3 Zement

Die nachfolgend angegebenen Werte basieren auf der Emissionserhebung der österreichischen Zementindustrie. Darin sind alle Zementwerke mit Ofenbetrieb enthalten. Der Großteil der Werke wird nach dem Zyklon-Wärmetausch Verfahren betrieben, für den hier untersuchten Zeitraum verwenden nur mehr 2 Werke das Lepol-Verfahren. Mit Dezember 2006 wurde überdies eines der beiden österreichischen Lepolwerke (Standort Wietersdorf) in ein Werk mit Zyklon-Wärmetauscher umgerüstet.

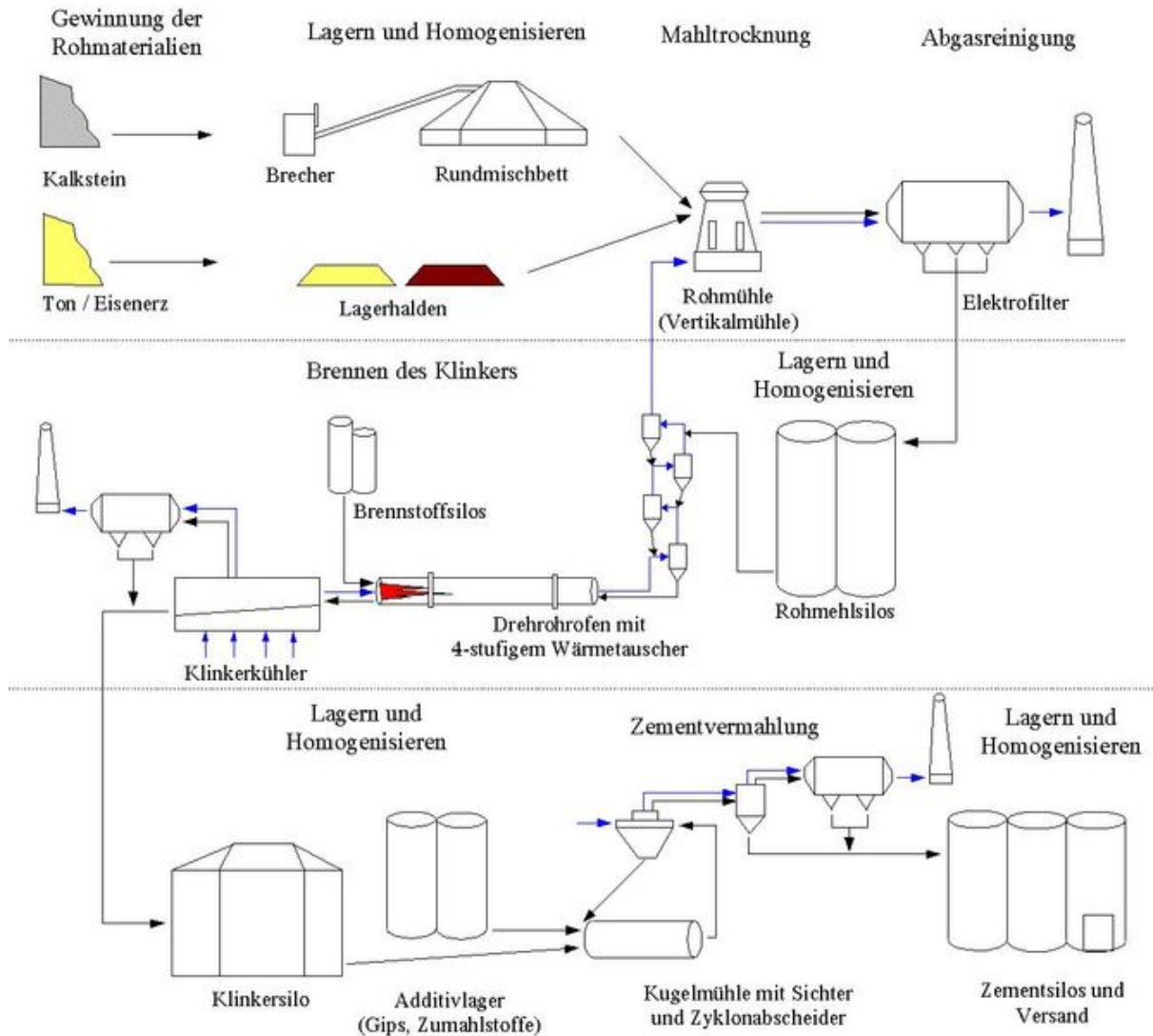


Abbildung 3: Schema der Zementherstellung nach dem Zyklon-WT Verfahren (Qu: Wikipedia)

Die Rohstoffe (in der Regel Kalkstein, Mergel, Ton, Sand und ggf. Eisenerz) werden bergmännisch abgebaut, in Brechern vorzerkleinert und in das Zementwerk befördert. In der Rohmühle werden alle Rohmaterialien gemeinsam vermahlen und gleichzeitig getrocknet. Das so entstandene Rohmehl wird über die vorletzte Zyklonstufe dem Schwebgaswärmetauscher aufgegeben, in welchem es durch den im Gegenstrom verlaufenden heißen Abgasstrom vorgewärmt und im vorkalzinierten Zustand dem Drehrohrofen zugeführt wird, wo es bei Temperaturen von ca. 1450 °C zu Zementklinker gebrannt wird, welcher dann mittels Luft in einem Kühler auf eine Temperatur von unter 200 °C abgekühlt wird. Die entstehenden Granalien werden anschließend in der Zementmühle zusammen mit Zusatzstoffen (wie Gips, Anhydrit, Hochofenschlacke etc.) zu unterschiedlichen Zementqualitäten vermahlen.

Staubquellen in der Zementfabrik sind vor allem der Drehrohrofen mit vorgeschaltetem Zyklon- oder rostvorwärmer, die Rohmühle, diverse Fördervorgänge, der Klinkerkühler, die Zementmühle, die Beschickung und Entleerung der Silos. Die Abluft bzw. Abgase der meisten dieser Staubquellen (teilweise mit Ausnahme der Fördereinrichtungen, die nur eingehaust sind) werden heute gereinigt. Zur Reinigung werden neben Elektroentstaubern auch filternde Abscheider (bspw. als Siloaufsatzfilter) verwendet. Zur Entstaubung der Ofenabgase, die mitunter gemeinsam mit der

Klinkerkühlerabluft erfolgt, werden anstelle der Elektroentstauber im zunehmenden Ausmaß filternde Abscheider (Abreinigungsfilter) eingesetzt.

Emission

Nachfolgend sind die gefassten Emissionen der nachfolgenden Werke, sowohl verbrennungsbedingte als auch Prozessemissionen, für das Jahr 2005 angegeben:

Leube, Gartenau	Zyklon WT	Vorkalzinator
Gmundner, Gmunden	Zyklon WT	
Kirchdorfer, Kirchdorf	Zyklon WT	
Lafarge, Mannersdorf	Zyklon WT	Vorkalzinator
W&P, Peggau	Lepol	
W&P, Wietersdorf	Lepol (bis 2006)	
Lafarge, Retznei	Zyklon WT	
Schretter, Vils	Zyklon WT	
Wopfinger, Wopfing	Zyklon WT	Vorkalzinator

Emission: TSP 64 t/a, PM10 (>90 %) 58 t/a, PM2.5 (80%) 51 t/a

In der letzten Inventur findet sich der Zementbereich getrennt in folgenden SNAPs:

- In 030311 sind die pyrogenen Emissionen der einzelnen Energieträger angegeben, Summe 71 t für 2005
- In 040611 ist die Prozessemission mit 326 t für 2005 angegeben.

Technisch gesehen macht diese Trennung wenig Sinn, da die Emission der einzelnen Energieträger wegen ihrer Wechselwirkung mit dem Brenngut nicht als solche im Ofenabgas auftritt.

Nicht erfasst in obigen Werten sind im Unterschied zu den Daten der letzten Inventur Kalksteinbrüche (der Beitrag an Kalkstein macht etwa 3,2 Mio t aus (WKO, FV Steine&Erden, persönl. Mitteilung)), diese sind im Bergbau enthalten. Weiters fehlen auch Lehmgruben und der Mergelabbau, der Transport zum und im Werk mit S-LKW, interner Transport mit Stetigförderern und Mahlwerke zur Zementvermahlung.

Nachfolgend wird die Emission der Mahlwerke (Eiberg, Lorüns, Kirchbichl) mit Faktoren aus früheren Berichten der Zementindustrie abgeschätzt:

In den Mahlwerken werden 5 Kugelmöhlen betrieben, deren Abluft mit filternden Abscheidern gereinigt wird.

Aus Datenschutzgründen werden die Emissionen der Mahlwerke für Zement und Kalk (siehe unten) gemeinsam behandelt. Die Mahlleistung beträgt gesamt etwa 2.450.000 t. Unter Verwendung von getrennten Emissionsfaktoren für Kalk und Zement (übernommen aus diversen Berichten der Kalk- bzw. Zementindustrie) erhält man eine Emission von etwa **20 t/a TSP** aus den Mahlwerken.

Emission der Mahlwerke: 20 t/a an TSP, 18 t/a an PM10, 16 t/a PM2.5

Weitere Maßnahmen

Wesentlich wäre in Zukunft für den Bereich Zementherstellung, aber auch generell in der Mineralrohstoffindustrie die Emission an PM10 zu erfassen, Derzeit liegen überwiegend TSP-

Messungen vor. Bei PM10 wird mit einem Anteil von 90 % gerechnet, der aus dem technologischen Hintergrund plausibel erscheint.

Von den nachgeschalteten Umweltschutzmaßnahmen wäre die laufende Substitution von Elektroentstaubern gegen filternde Entstauber zu forcieren. Durch diese Entwicklung ist mit einem weiteren Rückgang der TSP-Emissionen zu rechnen. Da diese Reduktion Auswirkungen auf Grobstaub stärker betrifft als Feinstaub, ist bei insgesamt rückläufiger Staubfreisetzung in allen Größenfraktionen eine Erhöhung des Anteils an Feinstaub in den Gesamtstaubfrachten zu erwarten.

Zeitreihe

Für die Fortschreibung der Emissionen der Zementindustrie bis zur nächsten Aktualisierung der Branchen-Emissionserhebung bietet sich die Verwendung der Klinkermenge und der aus obigen Werten errechnete Emissionsfaktor an.

4.4.4 Kalk

Bei der Verarbeitung von Kalk muss zwischen dem Abbau des Kalksteins im Steinbruch und dem Transport zur Weiterverarbeitung oder zum Einsatz in den Brennöfen der Kalkwerke unterschieden werden. Nachfolgend wird nur der Brennprozess in den Kalköfen betrachtet. Der Abbau des Kalksteins ist unter Bergbau enthalten.

Kalköfen

Die Kalkproduktion der Kalkwerke dient u.a. der Herstellung von Industriekalken, von Kalkhydrat und hydraulischem Kalk, Baustoffen und Verputzen sowie von Düngemitteln.

Ausgangsmaterial für die Kalköfen ist Kalkstein von unterschiedlichem Reinheitsgrad, der in Schachtofenanlagen zu Branntkalk verarbeitet wird. Die Öfen werden überwiegend mit Erdgas und kleineren Mengen Heizöl schwer befeuert. Die Abgase werden über Abreinigungsfilter (Schlauchfilteranlagen) oder Elektroentstauber entstaubt. Der ofenfallende Kalk wird einerseits direkt zu Kalkprodukten mit unterschiedlicher Körnung weiterverarbeitet oder auf einer Löschanlage unter Zugabe von Wasser zu Kalkhydrat umgewandelt. Kalkhydrat ist sowohl ein fertiges Verkaufsprodukt, das in gesackter und loser Form angeboten wird, als auch ein Bindemittel für andere Baustoffe.

Während sich die Zementherstellung durch den Einsatz von Drehrohröfen auszeichnet, liegt bei den Ofentypen der Kalkindustrie und damit auch beim Emissionsverhalten eine deutlich größere Variabilität vor.

Emission: Die Kalkindustrie führt derzeit eine Emissionserhebung durch, an der alle kalkbrennenden Unternehmen teilnehmen, die 2008 veröffentlicht werden wird (Mauschitz, TU-Wien, pers. Mitteilung):

Baumit Bad Ischl, Ernstbrunner Ernstbrunn, Schretter Vils, Tagger Golling, Voest Steyrling, Wopfinger Wopfing, W&P Peggau

Die vorläufigen Ergebnisse wurden von Vertretern der Kalkindustrie vorab zur Verfügung gestellt. Sie betragen für das Jahr 2006:

- 27,3 t TSP aus der Ofenlinie – zugerechnet zu 040614
- 66 t TSP aus allen sonstigen gefassten Quellen (inkl. Kalklöschanlagen) – zu 040617

- Damit insgesamt 93,3 t/a an TSP, die zur einfacheren Fortschreibung mit der Aktivität der Kalköfen unter 040614 ausgewiesen werden.

Laut Aussagen des Autors (Mauschitz, persönl. Mitteilung) liegt der Anteil von PM10 im Reingas filternder Abscheider mit gut gewarteten textilen Abreinigungsfiltermedien bei 90 – 95 %, jener von PM 2,5 bei 60 – 70%. Diffuse Stäube wurden in der bisherigen Emissionsinventur in Ermangelung brauchbarer Erfassungsmethoden nicht berücksichtigt.

In der aktuellen Inventur wird in 030312 eine pyrogene Emission von 21 t angegeben, sie ist vor allem durch Heizöl S bedingt. Diese Emission steht im Brennofen aber in Wechselwirkung mit dem Brenngut, aus dieser Wechselwirkung entsteht letztlich die Prozessemission, die in 040614 angegeben wird. Die Angabe eines getrennten pyrogenen Anteils für Staubemissionen ist technisch gesehen wenig sinnvoll, da kein Bezug zum Emissionsfaktor besteht.

Ein mengenmäßig relevanter Teil des Kalksteins geht in **Mahlwerke**. Die Tätigkeit entspricht weitgehend jener der Zement Mahlwerke. Wegen des höheren Anteils von Nassmahlung ist allerdings ein etwas niedrigerer Emissionsfaktor zu wählen. Aus Datenschutzgründen ist das Ergebnis mit dem der Mahlwerke Zement zusammengelegt.

Weitere Verbesserungen: Die obigen Werte scheinen die aktuelle Situation gut abzubilden. Durch überwiegenden Einsatz von Erdgas als Energieträger und Entstaubung der erfassten Abgasströme sind die Emissionen gering. Sinnvoll erscheint die nähere Betrachtung etwaiger noch nicht einbezogener diffuser Quellen.

Zeitreihe: Die jährliche Aktualisierung erscheint über den Aktivitätsparameter „ofenfallender Kalk (CaO)“ am sinnvollsten.

4.4.5 Bergbau

Der Bergbau weist durch seine Tätigkeit und die großen bewegten Mengen große Bedeutung für die Staubemission auf. Nachfolgend ist die Verteilung der Aktivitäten auf die wesentlichen, in der Inventur erfassten Bereiche dargestellt.

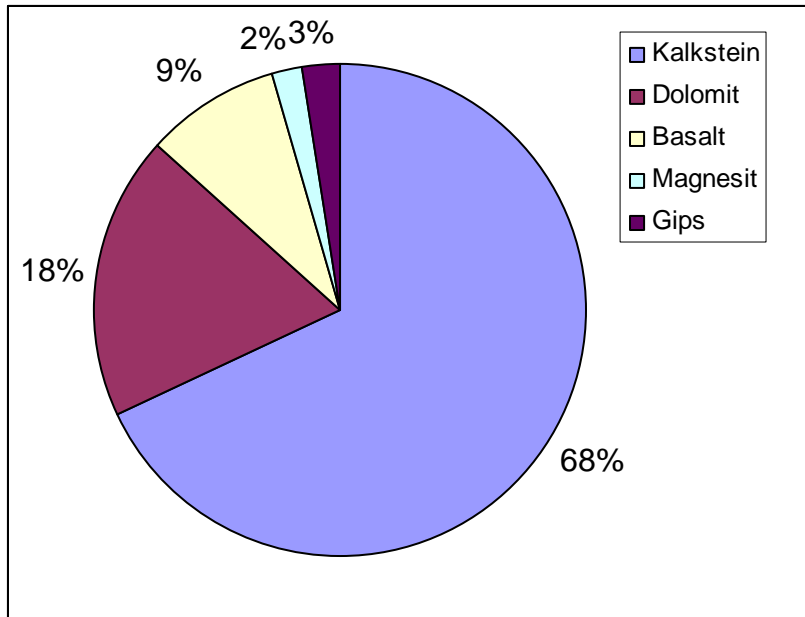


Abbildung 4: Verteilung der Aktivitäten im Bergbau, Qu: Montanhandbuch 2006, eig. Darstellung

Im Bergbau ist für die Staubemissionen neben der Sprengung der Schüttgutumschlag relevant. Die Emission der einzelnen Vorgänge wurde nach den Berechnungsformeln für die Emission des Schüttgutumschlags nach der VDI 3790 errechnet. Die der Berechnung zugrunde liegenden Vorgänge werden bei den einzelnen Materialien angegeben.

Die Aufteilung des Gesamtstaubes auf die einzelnen Fraktionen wurde aus Klimont et al., 2002 (Tab. 2.1, Schüttgut Industrielle Produkte), mit folgenden Anteilen verwendet:

46,51 % PM10 bzw. 4,65 % PM2.5

Für die Sprengung werden 14.000 bis 28.000 m³ Haufwerk je Sprengung angenommen, was zu einer Emission von 150 kg TSP je Sprengung führt (Schopper, 2005).

Kalkstein Abbau

Der bergmännische Abbau von Kalkstein stellt die mengenmäßig größte Aktivität im Bergbau dar. Aus Steinbrüchen kamen 2005 insgesamt ca. 25 Mio t, in die Kalköfen gehen nur etwa 1,5 Mio t, dann für Zement nochmals etwa 3,2 Mio.t, 2,5 Mio t werden gemahlen ca 2 Mio t gehen in Putze. Der Großteil von über 50 % wird als Stein und Split im Straßen und Landschaftsbau verwendet (Böschungsbefestigung, Wasserbau,...) (BMWA, 2006).

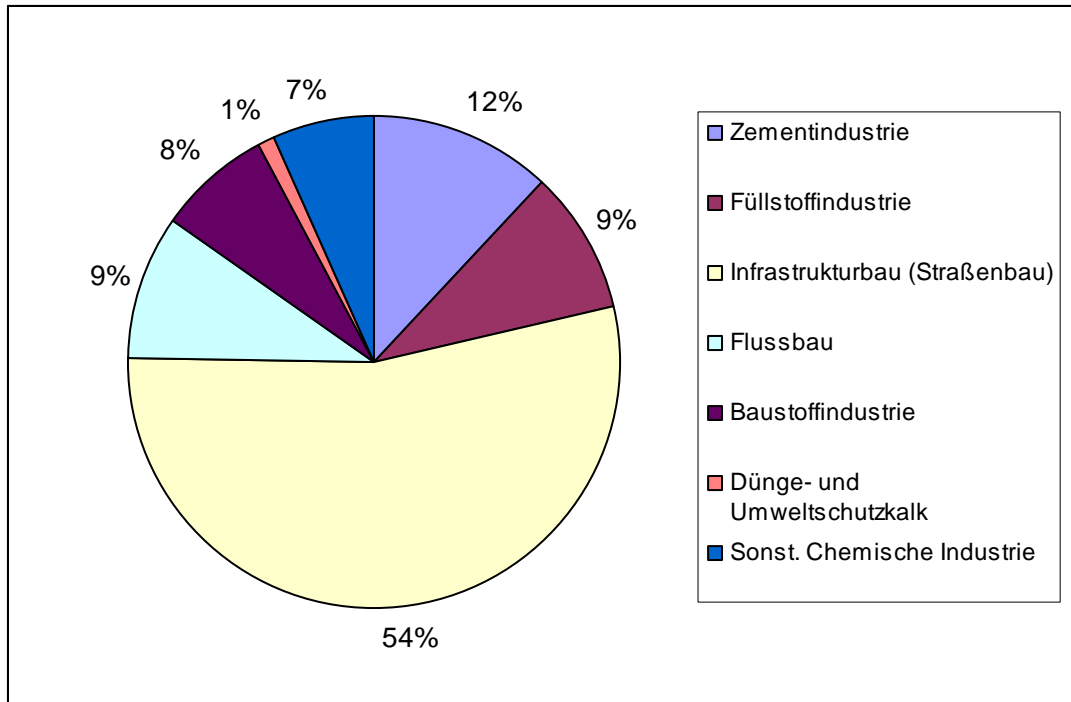


Abbildung 5: Anteile der Kalkanwendungen, Qu: BMWA 2006, eig. Darstellung

Technologie: Der Kalkstein wird im horizontalen bzw. vertikalen Etagenbergbau gewonnen. Je nach Intensität wird ein bis mehrmals pro Woche gesprengt. Der gebrochene Kalkstein wird auf Radlader verladen und zu Brecheranlagen gebracht, die eine weitere Zerkleinerung für den jeweiligen Einsatzbereich vornehmen. In einigen Brüchen wird das gewonnene Haufwerk teilweise oberirdisch vorgebrochen und über untertägige Schachtanlagen im Freifall zu Tal transportiert, wodurch weniger Staubemission auftritt (W&P, 2003; www.wopfinger.at). Anschließend erfolgt eine weitere Zerkleinerung und eine Ablagerung auf Halde, von der das Material dann mit Muldenkippern zur weiteren Verwendung transportiert wird.

Emission: Im Bergbau entstehen diffuse Staubemissionen beim Sprengen und beim Abschieben des gesprengten Materials von den Etagen. Großsprengungen werden, so dies das Wetter und die Befahrbarkeit der Straßen zulassen, im Winter durchgeführt. Hauptgrund dafür ist die geringe Thermik in der kalten Jahreszeit und die damit verbundene wesentliche geringere Ausbreitung des aufgewirbelten Staubes. Das Abschieben erfolgt unter Berücksichtigung meteorologischer Bedingungen, das heißt vorwiegend bei feuchter und windstiller Witterung (W&P, 2003).

Ein Teil des Kalks wird noch im vertikalen strossenartigen Verhieb abgebaut, bei dem das abgesprengte Material weite Strecken stürzt, was zu kurzzeitiger beträchtlicher Staubentwicklung führen kann. Diese Abbaumethode konnte in der Emissionsbilanz nicht speziell berücksichtigt werden. In Zukunft ist mit dem Rückgang dieser Abbaumethode zu rechnen.

Entsprechend der überwiegenden Verwendung des Kalksteins im Straßenbau (Körnung bis 32 mm) werden für den Kalksteinbruch die hierfür typischen Prozessschritte zugrunde gelegt (WKO, FV Steine&Erden, persönl. Mitteilung).

- Sprengung
- Aufnahme von Haufwerk mit Radlader

- Abladen von Mulde in Brechertrichter/Schacht
- mit Förderband auf Zwischenhalde
- Untenabzug mit Förderband zu Brecher
- Siebfraktionen mit Förderband auf Halden
- Aufnahme von Halde mit Radlader
- Beladen LKW, Fallhöhe 1 – 1,5 m
- Abladen bei Werk/Verwendung

Nach Auskunft der WKO, FV Steine&Erden sind die Zwischen- und Endhalden im Freien üblich, die Beschickung erfolgt mit Förderband bei einer Fallhöhe von etwa 2 m.

Die Emission der Vorgänge wurde nach den Berechnungen für Schüttgutumschlag nach der VDI 3790 errechnet. Für die Art des Schüttgutes wird „Kalkstein stückig“ (mittlere Staubintensität) angenommen, daraus ergibt sich für die obigen Vorgänge ein Emissionsfaktor von **460 – 540 g/t**. Der derzeit in der Inventur verwendete EF liegt bei 400 g/t.

Für jede Sprengung werden (siehe oben, nach Schopper, 2005) Emissionen von 150 kg TSP angenommen.

Bei der derzeit in der Inventur angegebenen Aktivität für den Kalksteinabbau von 24 Mio t (vgl. Montanhandbuch 2006) ergibt sich damit eine

Gesamtemission (Schüttgutumschlag + Sprengung) von **11.150 bis 13.205 t/a**.

Derzeit liegt die Emission in der Inventur für 2005 bei 9000 t für 040617-Kalkstein und bei 500 in 040618

Die Aktivitäten unter "Verwendung von Kalk" (040618) sind nicht getrennt ausgewiesen, da sie in 040617 enthalten sind und nicht herausgerechnet werden konnten.

Weiterer Handlungsbedarf: Der Grund der hohen Staubintensität und die zu betrachtenden Umschlagvorgänge sollten geklärt werden. Aufgrund der Höhe der Werte und der Variabilität der Vorgänge bei den einzelnen Kalkbrüchen wird hier eine tiefergehende Betrachtung gemeinsam mit Vertretern der Kalkindustrie (WKO, FV Steine&Erden) vorgeschlagen, um die Werte zu präzisieren.

Zeitreihe: Die jährliche Aktualisierung erscheint über den Aktivitätsparameter „geförderter mineralischer Rohstoff Kalkstein“ am sinnvollsten.

Basalt Abbau

Basaltisches Gestein wird für die Gewinnung von Hartsteinen und Splitten verwendet.

Emission: Diffuse Staubemissionen entstehen durch Schüttgutumschlag, sowie Bohrgeräte und Sprengungen:

- Bohrgeräte mit Entstaubungsanlage, max TSP 0,034 kg/h (Schopper, 2005)
- Sprengungen: Gewinnungssprengungen (Tiefbohrloch bis 20m) bis 5000 m³ Haufwerk, Emission 150 kg TSP pro Sprengung (US-EPA AP42), Anteil PM10 20% (Schopper, 2005)

Für die Berechnung der Emission des Schüttgutumschlags nach der VDI 3790 wurden folgende Vorgänge betrachtet:

- Aufnahme von Halde mit Radlader
- Beladen Mulde, Fallhöhe 1 m
- Abladen von Mulde in Brechertrichter
- Nach Brecher mit Förderband auf Halde
- Aufnahme in Radlader
- Mit Radlader auf LKW
- Abladen bei Werk/Verwendung

Für die Art des Schüttgutes wird basaltisches Ergussgestein verwendet. Wegen der hohen Härte wird mit schwach staubend gerechnet. Dies führt zu einem Emissionsfaktor des Schüttgutumschlags von **165 g/t**.

Bei einer Aktivität von 3,1 Mio t für 2005 (Montanhandbuch 2006) ergeben sich für die Sprengung jeweils 33 t (mit 14.000 t Haufwerk) und die

Gesamtemission zu 545 t/a an TSP, dies führt zu einem **Gesamtemissionsfaktor von 172 g/t**.

Der so erhaltene Wert stimmt gut mit dem derzeitigen Inventurwert von 560 t für 2005 überein.

Zeitreihe: Die jährliche Aktualisierung der Emissionen erscheint über den Aktivitätsparameter „abgebaute basaltische Gesteine“ am sinnvollsten.

Magnesit - Abbau

Magnesit wird in Österreich in 4 Werken zu Feuerfest Produkten verarbeitet.

Emission: Diffuse Staubemissionen entstehen durch die Sprengung und den nachfolgenden Schüttgutumschlag. Für die Berechnung der Emission des Schüttgutumschlags nach der VDI 3790 wird die Anlieferung ins Werk direkt nach Sprengung angenommen, wo dann die Brechung erfolgt und die Zwischenlagerung. Daraus ergeben sich folgende Vorgänge:

- Aufnahme von Halde mit Radlader
- Beladen Mulde, Fallhöhe 1 m
- Abladen von Mulde in Brechertrichter
- Nach Brecher mit Förderband auf Zwischenlager (Halde)

Ab dem Zwischenlager werden die innerbetrieblichen Transporte mit geschlossenen Bändern und Becherwerken angenommen.

Als Art des Schüttgutes wurde Magnesit verwendet, der in VDI 3790 als "schwach staubend" angesehen wird. Obige Vorgänge führen zu einem

Emissionsfaktor von **EF = 195 g/t TSP** (mit Förderband auf Zwischenlager ist prägend)

Die Aktivität wird für 2005 mit 700.000 t/a angegeben, was mit der Inventur übereinstimmt. Mit dieser Aktivität ergibt sich für die Sprengung eine Emission von unter 10 t/a und insgesamt eine

Gesamtemission von 150 t/a TSP, dies führt zu einem **Gesamtemissionsfaktor von 216,2 g/t**

Dieser Wert liegt deutlich über den bisherigen 51 t TSP in der Inventur.

Zeitreihe:

Die jährliche Aktualisierung der Emissionen erscheint über den Aktivitätsparameter „abgebauter Magnesit“ am sinnvollsten.

Dolomit

Der Dolomit ist in seinen Eigenschaften dem Kalkstein ähnlich, weist allerdings durch seine deutlich höhere Mineralhärte eine wesentlich größere Gesteinsfestigkeit auf.

Emission: Diffuse Staubemissionen entstehen durch die Sprengung und den nachfolgenden Schüttgutumschlag. Für die Berechnung der Emission des Schüttgutumschlags nach der VDI 3790 scheinen folgende Vorgänge relevant:

- Aufnahme von Halde mit Radlader
- Beladen Mulde, Fallhöhe 1 m
- Abladen von Mulde in Brechertrichter
- Nach Brecher mit Förderband auf Halde
- Aufnahme von Halde mit Radlader
- Abkippen auf LKW
- Abkippen Verbraucher

Nach VDI 3790 weist Dolomit trotz seiner größeren Härte gegenüber Kalkstein die höchste Staubintensität auf. Dies würde bei den oben angegebenen Vorgängen zu einem Emissionsfaktor führen, der um mehr als eine Potenz höher liegt.

Für die nachfolgenden Emissionswerte wurde daher eine vereinfachte Ablaufkette nur mit den nachfolgenden Vorgängen verwendet:

- Aufnahme von Halde mit Radlader
- Beladen Mulde, Fallhöhe 1 m
- Abkippen Verbraucher

Auch diese reduzierte Zahl von Umschlägen führt aber bereits zu einem **Emissionsfaktor von 400 g/t** inklusive Sprengung. Bei der Aktivität von 6,3 Mio t ergibt sich eine

Gesamtemission von etwa 2500 t/a an TSP (die Sprengung macht davon nur weniger als 100 t aus). Die Aktivitäten unter "Verwendung" 040618 sind nicht getrennt ausgewiesen, da sie in 040617 enthalten sind und nicht herausgerechnet werden konnten.

Dies liegt deutlich über den bisherigen Emissionen von etwa 1100 t/a.

Zeitreihe: Die jährliche Aktualisierung der Emissionen erscheint über den Aktivitätsparameter „abgebaute magnesitische Gesteine“ am sinnvollsten.

Gips

In Österreich wird Gips fast nur im Tagbau abgebaut. Für die Emission aus dem Schüttgutumschlag werden die folgenden Schritte betrachtet:

- Aufnahme mit Radlader
- Abladen auf Mulde
- Abladen in Brecher
- Förderband auf Halde
- Förderband oder Radlader auf LKW
- Abladen in Fabrik

Für die Emissionsberechnung wird bei Gips von einer Staubintensität „nicht wahrnehmbar staubend“ ausgegangen. Damit ergibt sich ein Emissionsfaktor von 77 – 92 g/t (85,6 gewählt) an TSP in Abhängigkeit der Beladung der LKW mit Förderband oder Bagger. Unter zugrunde Legung der Aktivität von 911.000 t/a (ohne Anhydrit) führt dies zu einer

Gesamtemission von 70 – 84 t/a TSP

Dies liegt geringfügig unter den derzeitigen Werten in der Inventur von 102 t.

Zeitreihe: Die jährliche Aktualisierung der Emissionen erscheint über den Aktivitätsparameter „abgebauter Gips“ am sinnvollsten.

4.4.6 Sand und Kies

Die Förderung von Kiesen und Sanden ist eine der größten Aktivitäten bei der Förderung mineralischer Rohstoffe. Hier wird mit Baggerung im Tagbau mit oder ohne Sprengung, abgebaut. An den Abbau schließt vor Ort direkt eine Trennung in unterschiedliche Korngrößen-Fractionen an.

Emission: Für die Errechnung der Emissionen aus dem Schüttgutumschlag nach der VDI 3790 folgende Schritte betrachtet:

- Abbau mit Radlader
- Aufgabe auf Förderband zu Sieb
- Förderband auf Halde
- Aufnahme Radlader von Halde
- Radlader auf LKW
- Abkippen beim Endverbraucher

Wegen der unterschiedlichen Staubintensität wurden Sand und Kies getrennt betrachtet.

Sand: Bei Sand wurde für die Emissionsberechnung hohe Staubintensität angenommen. Dies führt bei den obigen Vorgängen zu einem Emissionsfaktor von **450 – 600 g/t an TSP**. Daher wurde der Mittelwert (525 kg/t) als beste Abschätzung ausgewählt.

Bei einer Aktivität von 4,1 Mio t/a Sand ergibt sich eine **Gesamtemission von 1.800 – 2.500 t/ an TSP**.

Kies: Bei Kies wurde für die Emissionsberechnung von mittlerer Staubintensität ausgegangen. Dies führt bei den obigen Vorgängen zu einem Emissionsfaktor von **110 – 160 g/t (135 gewählt) an TSP**.

Bei der zugehörigen Aktivität von 24,7 Mio t Kies führt dies zu einer **Gesamtemission von 2.800 – 3.900 t/a an TSP**.

Insgesamt ergibt sich damit eine Emission zwischen **4.600 – 6.400 t/a TSP**, dies liegt etwas über dem derzeitigen Inventurwert von 4.500 t.

Zeitreihe: Für die Fortschreibung im Rahmen der jährlichen Aktualisierung erscheint die getrennte Betrachtung der beiden Bereiche sinnvoll, als Parameter der Aktivität bieten sich die geförderten Mengen an Sand bzw. Kies an.

4.4.7 Silikate (Quarzsand)

Für die Tätigkeit „Silikate“ konnte keine gleichlautende Aktivität im Bergbau in Österreich gefunden werden. Daher wurde nach Absprache mit der WKO, FV Stein&Erden, die Produktgruppe „Quarzsande und Industriesande“ verwendet.

Für die Emissionsberechnung aus dem Schüttgutumschlag wurden die analogen Schritte wie bei Sand und Kies angenommen.

- Abbau mit Radlader
- Aufgabe auf Förderband zu Sieb
- Förderband auf Halde
- Aufnahme Radlader von Halde
- Radlader auf LKW
- Abkippen beim Endverbraucher

Für die Staubintensität wurde mit „schwach staubend“ gerechnet, da ähnlich Kies weniger Feinanteil als bei Sand vermutet wird. Dies führt zu einem Emissionsfaktor von **191 g/t an TSP**, er liegt damit zwischen jenen von Kies und Sand.

Als Aktivität wird in der Inventur derzeit ein Wert von 1,7 Mio t verwendet. Nach Statistik Austria und den Angaben der WKO finden sich für Quarzsand aber 2,6 Mio t für 2005. Daraus ergibt sich eine **Gesamtemission von 500 t/a TSP**, dieser Wert liegt etwas unter der derzeitigen Inventurangabe von derzeit 673 t.

4.4.8 Ziegelindustrie

Die österreichische Ziegelindustrie umfasst etwa 40 maßgebliche Betriebe, die meisten stellen Mauerziegel her, der Wienerberger Konzern weist dabei einen Anteil von etwa ein Drittel auf. Die Herstellung von Dachziegel erfolgt in 3 Betrieben, der Anteil an der Gesamtproduktion beträgt etwa 15 %. Nur ein Betrieb stellt Klinker in nur geringer Menge her.

Technologie

Im Ziegel-Herstellprozess wird der natürliche Rohstoff Ton aufbereitet, geformt, gepresst, getrocknet und gebrannt. Entsprechend den geforderten Produkteigenschaften werden noch vor dem Pressen Porosierungsstoffe (wie etwa Sägespäne) beigemischt.

Durch die Feuchte des Lehms und die weitgehende Staubfreiheit des Produktes Ziegel treten Emissionen vorwiegend beim Verarbeitungsprozess auf, hier vor allem beim Brennprozess.

Emission

Für die Emission der Ziegelindustrie wurde in der Inventur bisher von den eingesetzten Brennstoffen ausgegangen, dies führt zur Dominanz des Einsatzes von Heizöl schwer bei der Emission. Die Emissionen gingen allerdings seit 1990 von etwa 50 t/a durch den Umstieg auf andere Energieträger auf unter die Hälfte zurück.

Da es sich bei der Ziegelherstellung um einen Brennvorgang handelt ist für die Emission aber nicht nur der Brennstoff sondern auch die Wechselwirkung mit dem Brenngut von Bedeutung. Wegen der Wechselwirkung zwischen Brennstoff und Brenngut und dem Brennofen als Emissionsquelle ist die Emission eigentlich als Prozessemission zu sehen (sollte unter 040617 angeführt werden).

Um die tatsächliche Situation möglichst korrekt zu beschreiben wurde in der vorliegenden Arbeit von Prüfberichten über die Abluft aus den Brennöfen bzw. der thermischen Abluftreinigung nach der ÖNORM 5861-1 ausgegangen, die im Zuge der ZiegelVO durchgeführt werden. Die Betriebe der Wienerberger Ziegelindustrie GmbH stellte eine Zusammenstellung der Messwerte der externen Prüfberichte für ihre Anlagen in anonymisierter Form zur Verfügung, von denen auf den Gesamtbereich hochgerechnet wurde (Wienerberger, persönl. Mitteilung).

Die Angaben von Staubkonzentration, Gasstrom und Produktion für die einzelnen Werke führen zu einem Bereich des Emissionsfaktors von 2 bis 11 g/t. Daraus wurde der **Emissionsfaktor als Mittelwert zu 6,4 g/t** errechnet, beim Klinkerwerk lag der Wert nur halb so hoch. Mit der Aktivität der Mauerziegelherstellung von 2.070.000 t im Jahr 2005 errechnet sich die Emission für Mauerziegel zu 13,2 t, inklusive der Klinker zu **13,3 t/a an TSP**.

Insgesamt ergibt sich damit inklusive der Dachziegel eine **Gesamt-Emission von maximal 20 t/a**.

Weitere Verbesserungen

Durch die nur geringe Emission scheint nach einer Umstellung auf Erdgas nur mehr wenig Potenzial für weitere Verbesserungen vorzuliegen. Auch beim Schüttgutumschlag ist wegen der Materialfeuchte des Rohstoffs Lehm sowie auch der anderen Zuschlagstoffe (Porosierungsmittel) nicht mit maßgeblichen Emissionen zu rechnen.

Zeitreihe

Für die jährliche Aktualisierung erscheint der Aktivitätsparameter „produzierte Ziegelmenge in t“ am sinnvollsten.

4.4.9 Bauwesen

Technologie:

Unter das Bauwesen fallen alle Aktivitäten im Rahmen des Hoch- und Tiefbaus. Beim Hochbau werden in Wohnungs- & Siedlungsbau sowie Sonstiger Hochbau unterschieden, beim Tiefbau in Straßenbau, Brückenbau sowie Sonstiger Tiefbau differenziert. Auf den Baustellen fallen verschiedenste Arbeitsgänge an, darunter zählen ua alle Arten der Materialmanipulation wie Abmischen von Baustoffen, Schneiden, Bohren, Zerkleinern. Aufgrund der Vielfalt der Tätigkeiten liegen derzeit keine spezifischen Emissionsfaktoren für die unterschiedlichen Bautätigkeiten vor, sondern die Emissionsfaktoren beziehen sich auf die verbaute Grundfläche. Zukünftig wäre eine Emissionsabschätzung der einzelnen Arbeitsvorgänge nach dem im Baupreisindex gewichteten Warenkorb für Hochbau und Straßenbau sinnvoll. Als Basis könnten die im Baupreisindex enthaltenen Leistungsgruppen (Hochbau: 26 & Straßenbau: 8) und Einzelleistungen (Hochbau: 67 & Straßenbau: 19) dienen (Standard-Dokumentation – Metainformation zu Baupreise und Baukosten, Statistik Austria, Juli 2007).

Bei der Betrachtung des Bauwesens ist insbesondere auf die Abgrenzung zur Schüttgutmanipulation und zu den Baustellenfahrzeugen zu achten, wobei deren Emissionen jeweils in den entsprechenden SNAPs erfasst sein sollten.

Aktivitäten:

Da in Österreich keine statistischen Daten über die jährlich neu verbaute Grundfläche vorlagen, wurde bisher in der Inventur eine Abschätzung der verbauten Grundfläche über die Finanzvolumen der Bauproduktion vorgenommen (Svojse 1998). Bei einer durchschnittlichen Stockwerkshöhe von 2,9 m, einer durchschnittlichen Anzahl von 4 Stockwerken und einen Baukostenpreis von 3.000 ATS/m³ wurde für das Jahr 1999 mit einer technischen Gesamtproduktion von 134.225 Mio.ATS (9.755 Mio €) (Konjunkturstatistik im Produzierenden Bereich 1998, 1999: Band 3, Statistik Austria, Wien 2001), eine Nutzfläche von 15,43 Mio m² errechnet und somit eine verbaute Grundfläche von 3,86 Mio m² abgeschätzt.

Im Jahr 2004 publizierte die Statistik Austria für den Wohnbau erstmals Daten über die verbauten Grundflächen in den Jahren 2001 und 2002 (Wohnbautätigkeit – Bewilligung & Fertigstellung 2002, Wohnbaukosten 2001, Statistik Austria, Wien 2004). Die verbaute Grundfläche beträgt im Jahr 2001 für den Wohnbau demnach 3,22 Mio m² (2002: 2,9 Mio m²). Dieser Wert liegt etwas unter dem in der bisherigen Inventur angenommenen Wert für die gesamte verbaute Grundfläche in Österreich. Die erfassten Wohngebäude weisen laut Definition zumindest eine Wohnung im Gebäude auf und werden bei den Gemeinden als Baubehörde erster Instanz von der Statistik Austria erhoben.

Aufgrund der errichteten Wohnbauten von 20.027 im Jahr 2001 (2002: 17.957 Wohnbauten) ergibt sich eine durchschnittliche verbaute Grundfläche von 161 m² pro Wohngebäude. Die Anzahl der fertig gestellten Wohnungen beträgt 45.850 im Jahr 2001 (2002: 41.914 Wohnungen), wobei etwa 80% der Wohnungen durch Neubau und etwa 20% der fertig gestellten Wohnungen durch Um- und Zubauten entstehen. Die durchschnittliche Nutzfläche pro Wohnung liegt bei 101 m² im Jahr 2001 (2002: 103 m³). Dadurch ergibt sich für den Wohnbau eine Nutzfläche im Jahr 2001 von 4,63 Mio m² (2002: 4,32 Mio m² Nutzfläche), bei einer durchschnittlichen Stockwerkshöhe von etwa 1,5 Ebenen pro Gebäude. Eine durchgehende Zeitreihe der Daten existiert nicht und wird auch nicht erstellt

werden. Frühstens im Jahr 2008 wird eventuell ein Wert der verbauten Grundfläche im Wohnbau für das Jahr 2007 vorliegen (Auskunft: Hr. Vollmann, Statistik Austria).

Aufgrund dieser Datenlage erfolgt eine Abschätzung der verbauten Grundflächen des sonstigen Hochbaus und des Tiefbaus nach deren Anteile an der abgesetzten Produktion im gesamten Bauwesen (ÖNACE-Code 45). Die Gewichtung der Bausparten im Hochbau (Wohnungs- & Siedlungsbau, Sonstiger Hochbau) und im Tiefbau (Straßenbau, Brückenbau, Sonstiger Tiefbau) basiert auf den Werten der abgesetzten Produktion 2005 (Konjunkturstatistik im Produzierenden Bereich 2005, Statistik Austria, Wien 2006), welche für die Bausparten publiziert sind (Standard-Dokumentation – Metainformation zu Baupreise und Baukosten, Statistik Austria, Juli 2007). Die Gewichtungsanteile im Jahr 2005 liegen für Wohnungs- & Siedlungsbau bei 28,4% und für den Sonstigen Hochbau bei 26,4% sowie für den Straßenbau bei 21,4%, dem Brückenbau bei 2,8% und dem Sonstigen Tiefbau bei 21%, wobei der Tiefbau insgesamt einen Anteil von 45,2% aufweist und gemeinsam betrachtet wird.

Für das Jahr 2001 ergeben sich neben den 3,22 Mio m² für den Wohn- & Siedlungsbau dadurch Abschätzungen für die verbauten Grundflächen von 2,99 Mio m² für den Sonstigen Hochbau und 5,13 Mio m² für den Tiefbau. Dies bedeutet für das Jahr 2001 eine verbaute Grundfläche von insgesamt 11,35 Mio m² in Österreich.

Zur Überprüfung dieses Wertes wurde eine umfangreiche Kontrolle der verbauten Grundflächen und der damit verbundenen Nutzflächen v.a. im nicht-Wohngebäudebereich durchgeführt. Hierfür wurden einerseits die Baukosten der nicht-landwirtschaftlichen Gebäude (2001: 15.630 Wohngebäude), die etwa 80% der Wohnbauten ausmachen, mit 1.420 €/m² Nutzfläche (150.000 € pro Wohnung) (Wohnbautätigkeit – Bewilligung & Fertigstellung 2002, Wohnbaukosten 2001, Statistik Austria, Wien 2004) herangezogen und auch die Baukosten der Nicht-Wohnbauten und im Tiefbau berücksichtigt. Andererseits erfolgte über eine Erhebung der Einzelpositionen (ÖCPA-6-Steller bzw. ÖPRODCOM-8-Steller) der abgesetzten Produktion im Jahr 2001 (Konjunkturstatistik im Produzierenden Bereich 2001: Band 2, Statistik Austria, Wien 2002) eine Auswertung deren Anteile an den Bausparten. Hierbei wurden insbesondere bei den Nicht-Wohnbauten die Industrie- und Lagergebäude, die Geschäftsgebäude und die Sonstigen Hochbauten (Kraftwerke & Freizeitanlagen) getrennt betrachtet, da diese unterschiedliche Ebenen aufweisen. Die auf Basis der Baukosten und der angenommenen Nutzflächen berechneten verbauten Grundflächen betragen ebenfalls etwa 11 Mio m² und bestätigen den für das Jahr 2001 berechneten Wert von 11,35 Mio m² (Hochbau: 6,22 Mio m² und Tiefbau: 5,13 Mio m²).

Aus der verbauten Grundfläche mit 11,35 Mio m² ergeben sich im Bauwesen mit der abgesetzten Produktion von 17,19 Mio € (Konjunkturstatistik im Produzierenden Bereich 2001: Band 2, Statistik Austria, Wien 2002) im Jahr 2001 Baukosten von 1.515 €/m² verbaute Grundfläche.

Zeitreihe

Die abgesetzten Produktionen im Bauwesen (ÖNACE 45) sind den jeweiligen Publikationen der Konjunkturerhebung im Produzierenden Bereich entnommen (2001: 17,19 Mio €). Die Daten ab dem Jahr 1996 sind jeweils in der „Konjunkturstatistik im Produzierenden Bereich“ veröffentlicht (Konjunkturstatistik im Produzierenden Bereich 1996 und 1997: Band 3, Statistik Austria, Wien 1999 und ff.). Im Zeitraum 1990 bis 1995 liegen allerdings nur Angaben über die Technische Gesamtproduktion vor (Baustatistik 1991, 1. Teil, Statistik Austria, Wien 1992 und ff.), wodurch die abgesetzte Produktion dieser Jahre aus der Entwicklung der technischen Gesamtproduktion gegenüber der abgesetzten Produktion aus dem Jahr 1996 berechnet wurde.

Im Jahr 2004 publizierte die Statistik Austria für den Wohnbau auch Daten über die Baukosten von den Jahren 1992 bis 2002 (Wohnbautätigkeit – Bewilligung & Fertigstellung 2002, Wohnbaukosten 2001, Statistik Austria, Wien 2004). Diese Kosten sind getrennt nach Gebäude mit 1-2 Wohnungen bzw. mit 3 und mehr Wohnungen angegeben. Im Jahr 2001 lagen die Baukosten der Nicht-

Landwirtschaftlichen Gebäude insgesamt bei 5,14 Mio € (1.420 €/m² Nutzfläche). Hierbei entfielen auf Gebäude mit 1-2 Wohnungen 32% der Baukosten mit 3,47 Mio € (1.580 €/m² Nutzfläche) und auf den mehrgeschossigen Wohnbau 68% der Baukosten mit 1,67 Mio € (1.390 €/m² Nutzfläche). Auf Basis der angegebenen Zeitreihe wurde ein Index für die Baukosten pro Nutzfläche von 1992 bis 2001 (Basis 2001: 100%) ermittelt und die fehlenden Jahre linear interpoliert. Mit diesem Index ergibt sich eine durchgehende Zeitreihe der Baukosten pro verbauter Grundflächen (2001: 1.515 €/m²).

Die verbauten Grundflächen der Jahre 1990 bis 2005 (1990: 10,14 Mio m², 2001: 11,35 Mio m², 2005: 12,64 Mio m²), die als Aktivitätszahlen zur Berechnung der Emissionen herangezogen werden, ergeben sich somit aus den Werten der abgesetzten Produktion und den ermittelten Baukosten pro Grundfläche.

Emissionsfaktoren:

In der bisherigen Inventur wurde der Emissionsfaktor für allgemeine Bautätigkeiten der EPA (MRI, 1993) herangezogen. Dieser Wert beträgt für TSP EF = 2,69 t/(ha.Monat) bzw. 269 g/(m².Monat). Dieser Emissionsfaktor differenziert nicht nach der Art der Bautätigkeit und beschreibt die Menge an Staub, die in einem Monat pro Flächeneinheit emittiert wird (AP-42 Section 13.2.3 Heavy Construction Operations).

Unter der Annahme einer durchschnittlichen Bauzeit von 6 Monaten wurde hiermit in der bisherigen Inventur mit einem EF für TSP von 1.614 g/m² Grundfläche gerechnet. Der Zeitraum von 6 Monaten wird aufgrund der Angaben der EPA über die darin enthaltenen Aktivitäten nicht beibehalten, da insbesondere auch Emissionen der Schüttgutmanipulation und der off-road Emissionen der Baufahrzeuge enthalten sind, deren Anteile am Emissionsfaktor allerdings nicht angegeben sind.

Laut CEPMEIP 2002 betragen die Emissionsfaktoren im Hochbau für TSP EF = 215,2 g/m² und im Tiefbau 122,7 g/m² (CEPMEIP, 2002).

Auf Basis dieser Emissionsfaktoren wird im RAINS Modell (Klimont et al., 2002) ein Emissionsfaktor für den gesamten Baubereich angeführt, der die CEPMEIP-Faktoren im Verhältnis Hochbau zu Tiefbau mit 65% zu 35% berücksichtigt und bei TSP EF = 182,8 g/m² liegt.

Aufgrund der österreichspezifischen Daten der verbauten Grundflächen aus dem Jahr 2001 werden die CEPMEIP-Faktoren im Verhältnis Hochbau zu Tiefbau mit 55% zu 45% verwendet, was zu einem TSP EF = 173,39 g/m² verbaute Grundfläche führt.

Die Anteile von PM10 von 50% am TSP und von PM2.5 von 5% am TSP (10% am PM10) werden von CEPMEIP 2002 übernommen. Dadurch ergeben sich für PM10 EF = 86,7 g/m² und für PM2.5 EF = 8,67 g/m².

Die nun verwendeten Emissionsfaktoren entsprechen auch den Ergebnissen von Muleski (Particulate Emissions from Construction Activities, J. Air & Waste Management Association, 55: 772-783). Darin werden die Emissionen von Feldtests bei Bautätigkeiten publiziert, wobei diese die große Bedeutung der Emissionsanteile von Schüttgutmanipulation (Auf- und Abladen) sowie der Baustellenfahrzeuge auf unbefestigten Straßen aufzeigen. Weiters wurden das Verhältnis PM10 zu PM2.5 und die Emissionsausbreitung untersucht.

Emission:

Die Zeitreihe der Emissionen errechnet sich aus den ermittelten verbauten Grundflächen (1990: 10,14 Mio m², 2001: 11,35 Mio m², 2005: 12,64 Mio m²) und dem TSP EF = 173,39 g/m² (PM10 EF = 86,7 g/m², PM2.5 EF = 8,67 g/m²). Die Emissionen des Bauwesens bewegen sich dadurch zwischen 1.759 t TSP (879 t PM10, 88 t PM2.5) im Jahr 1990 und 2.191 t TSP (1.095 t PM10, 110 t PM2.5) im Jahr 2005.

weitere Maßnahmen:

Maßnahmen zur Vermeidung und Verringerung der Staubemissionen auf Baustellen finden sich bspw. im Baustellenleitfaden für die Steiermark (Baustellenleitfaden, Amt der Steiermärkischen Landesregierung). Abgeleitet vom Schweizer Vorbild gelten Grenzwerte für „Große Bautätigkeiten“ abhängig von der Lage (ländlich oder Ballungsraum) und von der emittierenden Fläche bzw. der Kubatur. Die Maßnahmen sind nach Prozessen bzw. Emittenten auf Baustellen unterschieden und werden in einem Maßnahmenkatalog in Form von sieben Checklisten detailliert. Diese umfassen die Materialaufbereitung und –manipulation, Materiallagerung, Verkehrsflächen auf Bauarealen, thermische, chemische bzw. mechanische Arbeitsprozesse, Geräte und Maschinen, Fassaden- und Gebäudeabbruch sowie sonstige Bautätigkeiten.

Auch in Wien wurden im Rahmen der „Urbanen Luft Initiative“ (ULI) Maßnahmen zur Staubminderung erarbeitet (Vorschläge für Maßnahmen zur Luftgüteverbesserung, ULI-Projektgruppe Bauen, Wien 2005). Hierbei werden Partikelfilter für Offroad-Dieselmotoren, EURO III – Pflicht für Baustellenverkehr, die Befestigung von Baustellenstrassen, die Staubbindung bei Abbrucharbeiten und die Staubminderung bei Erd-, Rohbauarbeiten sowie bei Lagerung und bei Arbeitsgeräten vorgeschlagen.

4.4.10 Hackschnitzel Umschlag

In diesem Kapitel wird die Bereitstellung und der Umschlag von Hackschnitzel und Sägenebenprodukten SNP für den Einsatz im Industriebereich und in Feuerungsanlagen betrachtet.

Industrie

Hierbei handelt es sich um den Umschlag beim Einsatz von Hackgut und SNP in der Platten- und Papierindustrie. Dabei kann

- das Hackgut aus Rund – und Durchforstungsholz selbst hergestellt
- oder als Hackgut bzw. SNP zugekauft werden

Eigene Hackanlage

Für die Abschätzung der Emission des ersten Weges wird die Hackanlage im Betrieb angenommen und die Anlieferung des Holzes direkt zum Betrieb. Der Lagerung von Holz werden keine Emissionen zugerechnet. Nach dem Häcksler wird vom Transport des Hackguts mit Förderband auf Haufen ausgegangen, von wo mit Bodenabzug und Förderband in einen Einwurfrichter (niedrige Fallhöhe, nicht abgesaugt) zur Verarbeitung oder in einen Silo (höhere Wurfhöhe aber mit Absaugung und Abluftreinigung) gefördert wird. Ab diesem Schritt sind die weiteren Emissionen dann als Prozessemissionen bei den einzelnen Produktionsbereichen erfasst.

Emission: Für die Emissionsberechnung wurden damit die nachfolgenden Vorgänge betrachtet:

- Förderband von Hackanlage auf Halde
- Untenabzug auf Fördereinrichtung mit Einwurf in Trichter oder Silo

Als Staubneigung der Hackschnitzel wurde „schwach staubend“ übernommen (vgl. Trenker und Höflinger, 1999). Dies führt für die obigen Umschlagvorgänge zu einem **Emissionsfaktor von 28 – 32 g/t (30 verwendet)** Hackschnitzel.

Als Aktivität wäre hier der Einsatz von Rund- und Durchforstungsholz zu sehen, er beträgt für 2001 7 Mio fm (etwa je 50 % für Papier- und Plattenindustrie) entsprechend etwa 5,6 Mio t (AgrarPlus, 2003).

Die Emissionen aus der **Verarbeitung von Rundholz zu Hackschnitzeln** und deren Transport in den Prozess errechnet sich damit zu **156 bis 180 t/a an TSP**.

Zukauf von SNP und Hackgut

Einen Teil der Rohstoffe stellen Sägenebenprodukte SNP aus der Holzverarbeitung dar. Diese werden angeliefert und nach Zwischenlagerung der Verarbeitung zugeführt. Für diesen Prozessweg wird eine Ablagerung von LKW und der direkte Transport mit Radlader oder Förderband über Einfülltrichter in den Prozess angenommen.

Emission: Obige Vorgänge führen zu einem **Emissionsfaktor von 20 g/t SNP**.

Aktivitätsangaben für den Hackgut- und SNP-Einsatz in der Industrie liegen für 2001 vor, 6 Mio fm SNP entsprechend **4,8 Mio t SNP** werden von der Papier und der Plattenindustrie eingesetzt (AgrarPlus 2003). Dies führt zu einer Emission von etwa **100 t/a an TSP**.

Insgesamt ergibt sich für die Manipulation von Hackgut und SNP in der Industrie eine **Gesamtemission von 256 bis 280 t/a TSP**.

Energie, Heizwerke

Für die Umschlagvorgänge bei der Bereitstellung von Hackschnitzel und Rinde für Biomasse-Feuerungsanlagen werden die folgenden Vorgänge angenommen:

- Häckseln in mobilen Anlagen, Aufwurf auf Halden
- Mit Radlader auf LKW
- Abladen vom LKW in Boxen
- Von Boxen mit Radladern auf Förderband

Emission: Die obigen Vorgänge führen bei Annahme von nur „schwach staubend“ als Staubintensität (vgl. Trenker und Höflinger 1999) zu einem Emissionsfaktor von **25 - 35 g/t Hackgut**, je nach den verwendeten Vorgängen. Bei Rinde könnte der Emissionsfaktor höher liegen, dafür sind weniger Umschlagvorgänge anzunehmen, wodurch mit einem **Mittelwert von 35 g/t** gerechnet wird.

Als Aktivität wird der Einsatz von Hackgut und Rinde für Feuerungsanlagen gerechnet. Nach AgrarPlus 2003 ergibt das für 2001 2,5 Mio fm (0,75 Mio fm HS + 1,7 Mio fm Rinde). Dies ergibt eine Aktivität von etwa **2 Mio t** und eine **Gesamtemission von 70 t/a an TSP**.

Zeitreihe

Generell erscheint der Einsatz von Hackgut, Rinde und Sägenebenprodukten als adäquater Parameter für diesen Emissionsbereich.

Die Aktivitätsangaben wurden aus einer Studie über Potenziale biogener Rohstoffe für die energetische Nutzung entnommen (AgrarPlus, 2003), die den Einsatz von Holz und SNP nach Industriebereichen und für die energetische Verwertung dokumentiert. Die Errechnung der Werte für 1990, 1995 und 2005 würden die analogen Angaben erfordern. Bei Fehlen dieser Angaben kann bis zu deren Verfügbarkeit mit den angegebenen Faktoren und Aktivitäten auch auf die anderen Jahre angewendet.

4.4.11 Holzindustrie

Sägeindustrie und Holzverarbeitung

Die Emissionen der Holzverarbeitung sind in den bisherigen Inventuren noch nicht in funktionaler Form über Emissionsfaktor und zugehörige Aktivität abgebildet. Derzeit ist ein Wert von 350 t/a angegeben, der als Richtwert verwendet und über die Jahre konstant gehalten wurde. Der Bereich Spanplatten (chipboard) ist derzeit nicht getrennt ausgewiesen.

Emission: In der vorliegenden Aktualisierung wurde versucht, die Holzverarbeitung in analoger Form wie die anderen Bereiche abzubilden. Dabei wurde auf eine Arbeit aus der Schweiz zurückgegriffen (EMPA, 2004). Die Arbeit behandelt die Holz-Feinstaubemissionen dieser Branche. Die Arbeit basierte auf einer Datenerhebung bei den einzelnen Produktionsbereichen. Erfragt wurden Angaben zu den Produktionsverhältnissen, zur Technologie und zu Ablufttechnik mit den Reinigungsanlagen. Der Rücklauf der Umfrage lag bei etwa 30 %, was als gute Basis der Ergebnisse gesehen wird.

Die Auswertung der Daten erfolgt unter dem Aspekt der PM10 Emissionen anhand zweier Extrapolationen, erstens auf Basis der verarbeiteten Holzmengen und zweitens über die Volumenströme der Absaugsysteme. Die ursprüngliche Berechnung dürfte sich jedoch auf TSP beziehen.

Für die gegenständliche Arbeit werden die Emissionsfaktoren für die einzelnen Produktionsbereiche aus der Schweizer Studie herangezogen und auf die Aktivitäten in Österreich angewendet. Die Gliederung der Produktionsbereiche ist in der Studie aber sehr detailliert und entspricht nicht der Struktur in Österreich. Daher wird für die **Emissionsfaktoren** nur in zwei Bereiche unterschieden:

- Sägewerke **EF 1 bis 3 g PM10/fm Einschnitt** (berechnet aus einem Emissionsfaktor für TSP von 7 g/fm, bei 15%-40% PM10 Anteil) – hier wird frisches Holz eingeschnitten, die PM10-Emissionen dürften damit sehr gering sein, sie fallen allenfalls bei der Bearbeitung von trockenen Hölzern an
- Weiterverarbeiter **EF 18 bis 47 g PM10/fm verarb. Holz** (berechnet aus einem Emissionsfaktor für TSP von 117 g/fm, bei 15%-40% PM10 Anteil) – hier lagen deutlich höhere Werte vor allem bei Schreinereien und der industriellen Möbelverarbeitung vor.

Für die Ermittlung der zugehörigen Aktivität wurde von der Annahme ausgegangen, dass das Holz aus dem Forst primär in die Sägeindustrie geht und sich danach der Inlandsverbleib auf die einzelnen Weiterverarbeitungsbereiche aufteilt.

Als Aktivität wurde mit einem Einschnitt der Sägeindustrie von 16,8 Mio fm für 2005 gerechnet (Holzindustrie 2006), der zu 11 Mio fm Schnittholz führt. Bei Export von 7 Mio fm verbleiben für die **Weiterverarbeitung im Inland ca. 4 Mio fm**.

Mit den obigen Werten ergeben sich folgende Emissionswerte an TSP:

Sägeindustrie:	118 t
Holz-Weiterverarbeiter:	468 t
Insgesamt :	586 t

Gesamtemission ca. 600 t TSP

Zeitreihe: Für die Fortschreibung der Emission bietet sich als Aktivität die eingesetzte Holzmenge für Einschnitt und der Weiterverarbeitung an. Wir schlagen einen vereinfachten Weg der Fortschreibung unter Umgehung der getrennten Berechnung vor, was wegen der relativ geringen Mängen an Emissionen gerechtfertigt scheint. Dabei wird nur die Weiterverarbeitung betrachtet, und die in der Prozesskette vorgelagerten Emissionen der Sägeindustrie ebenso der Weiterverarbeitung zugeordnet.

Aus der Gesamtemission und der zugehörigen Aktivität der Weiterverarbeitung ergibt sich dafür ein **Emissionsfaktor von 150 g TSP/fm Weiterverarbeitung**. Unter Berücksichtigung der höheren Verarbeitungstiefe in der Weiterverarbeitung, die bei der Emission dominiert (EMPA, 2004), wird der höhere Wert des PM10 Anteils von 40 % vorgeschlagen, für PM2.5 ergäben sich dann 16 %.

Plattenindustrie

Die Emission der Plattenindustrie ist bei der Holzindustrie nicht erfasst, da keine Weiterverarbeitung von Schnittholz stattfindet.

Emission: Aus der Schweizer Studie ergibt sich für die Plattenindustrie eine Abluftmenge von 0,15 m³/h je verarbeitetem Festmeter Holz (EMPA, 2004, s. dort Tab.12). Wendet man diesen Wert auf die verarbeitete Holzmenge in der österreichischen Plattenindustrie von 3,47 Mio fm im Jahr 2001 an (AgrarPlus, 2003) ergibt sich eine Abluftmenge von 520.000 m³/h.

Nach einer österreichischen Studie für die Plattenherstellung liegen nach Bescheidwerten die Emissionen der Anlagen in Österreich großteils < 10 mg/m³ (Kutschera und Winter, 2006). Damit ergibt sich abschätzend für die obige Luftmenge eine Emission von maximal **45 t TSP für das Jahr 2001**.

Nimmt man aus Vergleichsgründen die Emissionswerte für den Plattenbereich aus der Schweizer Studie und berücksichtigt die den Einsatz von Abluftreinigungsverfahren ergibt sich ein **Emissionsfaktor von 5 g PM10/fm**. Legt man die Aktivität des Holzeinsatzes von gesamt 3,47 Mio fm für 2001 zu Grunde (AgrarPlus, 2003) führt dies zu einer Emission von **17,4 t/a PM10**. Bei einem Anteil PM10 von 40 % ergibt sich eine Emission von **43,5 t TSP für 2001** (bei 15 % PM10 ergäben sich 116 t/a TSP).

Die beiden Werte zeigen sehr gute Übereinstimmung, für die Inventur wurden die **Werte der Emission von 45 t/a TSP, 17,4 t/a PM10 (40%) und 7 t/a PM2.5 (16%)** gewählt.

Zeitreihe: Aufgrund der Aktivitätsangaben konnte die Emission für 2001 errechnet werden. Nach den Angaben von Kutschera und Winter (2006) lag zwischen 2001 und 2003 ein Anstieg im Produktionsvolumen der Plattenherstellung von 5 % vor. Führt man diese Entwicklung bis 2005 weiter, so ist mit einer Steigerung von 10 % zu rechnen. Dies führt zur Emission für 2005 von etwa 60 t TSP für 2005, bzw. 24 t PM10.

Als Aktivität für die Fortschreibung der Emission für die Inventur bietet sich die eingesetzte Holzmenge an. Sollten die Werte nicht ausreichend detailliert verfügbar sein kann eine Fortschreibung auch mit der Produktionsaktivität in Kubikmeter erfolgen.

Maßnahmen zur Minderung staubförmiger Emissionen

Nachfolgende Maßnahmen sind in der Holzindustrie möglich und wurden in unterschiedlichem Umfang bereits gesetzt (Kutschera und Winter, 2006):

Massenkraftabscheider: Zyklone werden als Materialabscheider in Umluftanlagen oder als Vorabscheider eingesetzt und erreichen Reststaubgehalte von bestenfalls 100 mg/m³. Der Einsatz beschränkt sich z. B. auf Materialabscheider in geschlossenen Systemen oder als Vorabscheiderstufe für filternde Abscheider.

Filternde Abscheider: Mit leistungsfähigen Filtern lassen sich höchste Abscheidegrade erreichen, die die Einhaltung niedriger Reingaskonzentrationen (< 5 mg/m³ Staub) garantieren. Zur Entlastung des Filtermaterials werden Zyklone als Vorabscheider eingesetzt (siehe hierzu auch die Anmerkungen im Kapitel „Minderungstechnologien“). Hinter indirekt beheizten Spänetrocknern werden Gewebefilter eingesetzt. Hinter direkt beheizten Spänetrockner werden hauptsächlich Wäscher und Nass-Elektrofilter eingesetzt. Eine Sonderbauart der filternden Abscheider sind Schüttschichtfilter, bei denen auf einer durchlässigen Unterlage eine Schüttung Kies oder Sand aufgebracht wird.

Elektrische Abscheider: Mit den elektrischen Abscheidern können Gesamtstaub-Reingaskonzentrationen < 10 mg/m³ im Dauerbetrieb eingehalten werden. Bei Spänetrocknern ist eine sorgfältige Vorabscheidung erforderlich. Eine Sonderform der filternden Abscheider ist der Kiesbett-Elektrofilter (EFB-Filter). Von der Bauart her ähnelt er einem Schüttschichtfilter. Die Staubpartikel werden bei diesem Filter mit einem Corona-Ionisierer elektrisch aufgeladen. Beim Durchtritt der Abluft durch einen Kiesbettfilter werden die elektrisch aufgeladenen Staubpartikel an den entgegengesetzt geladenen Kiesel niedergeschlagen. Die Kiesel werden kontinuierlich aus dem Filter abgeführt, vom Staub befreit und wieder dem Abscheider zugeführt. Mit diesem Filter werden Gesamtstaub-Reingaskonzentrationen unter 10 mg/m³ eingehalten.

Nass arbeitende Abscheider: Bei Wäschern werden die abzuscheidenden Staubteilchen an Wassertröpfchen angelagert und mit diesen abgeschieden. Mit Hockdruckventuriwäschern sind Staubwerte bis 20 mg/m³ tr. erreichbar.

Abscheidekombinationen: Eine Abscheidekombination besteht aus einer Abgaswäsche mit einem nachgeschalteten Nass-Elektrofilter. Die Reingaskonzentrationen können bei solchen Systemen unter 5 mg/m³ Gesamtstaub liegen. Die bei der Wäsche anfallenden Schlämme können nach einer Entwässerung in geeigneten Feuerungsanlagen mitverbrannt werden. Bei diesem Waschverfahren werden teilweise auch gasförmige Stoffe mit dem Waschmedium ausgetragen.

4.5 SNAP 5: Gewinnung fossiler Brennstoffe

Im Bereich der Extraktion und Verteilung fossiler Brennstoffe entstehen kaum Emissionen von Schwebstaub. Bereits in der OLI beinhaltet und somit gut abgedeckt sind die Emissionen von Kohlehalden. Diese Emissionen werden unverändert belassen, auch die Aufteilung auf Größenfraktionen entspricht mit Anteilen von 47% PM₁₀ und 15% PM_{2.5} am gesamten TSP einem typischen Muster diffuser Emissionen.

4.6 SNAP 6: Lösemittel

Hier sind lediglich Lösungsmittel und andere Substanzen, die direkt verwendet und als solche in die Atmosphäre gelangen, anzugeben. Dennoch hat bereits CEPMEIP (Pulles, 2001) den Sektor dazu verwendet, sonst schwer zuzuordnende Quellen anzugeben. Dies wird nun auch von CITEPA (siehe http://tfeip-secretariat.org/Dessau/New_Snap2007_items_and_NFR.xls) fortgeführt. Wegen der inhaltlich hier nicht passenden Behandlung von Verbrennungsemissionen wurden die Quellen "Feuerwerke" und "Tabakkonsum" in SNAP 2 behandelt, zur Schaffung von Konsistenzen und internationaler Vergleichbarkeit werden die Emissionen aber doch hier angegeben.

4.7 SNAP 7: Straßenverkehr

4.7.1 Aktivitäten: Fahrleistung

Die Fahrleistungen im Straßenverkehr für Österreich stammen aus dem Modell der TU Graz (Hausberger, 2006) das auch die Grundlage sämtlicher anderer Emissionsabschätzungen darstellt. Damit können sowohl Emissionen verschiedener Komponenten gut miteinander verglichen werden, als auch eine Betrachtung des Tanktourismus ermöglicht werden, der auch im Modell dargestellt wird (Tanktourismus: Fahrleistungen, die außerhalb Österreichs erbracht werden, aber mit Treibstoff der in Österreich verkauft wurde – unabhängig vom Zulassungsland des jeweiligen Fahrzeuges. Da derzeit Treibstoffe in Österreich billiger sind als in den Nachbarländern, ist der gegenteilige Effekt – Tanken im Ausland, Fahren im Inland – weitgehend vernachlässigbar).

Da in dieser Studie Emissionen von PM aus den Abgasen bereits berücksichtigt ist, die TU Graz an den entsprechenden internationalen Konsortien zur Ermittlung von Emissionsfaktoren beteiligt ist und diese Daten in die OLI einfließen, ist es nicht erforderlich hier ergänzende Informationen zu erheben.

4.7.2 Emissionsfaktoren der diffusen Emissionen

Derzeit verwendet werden Faktoren nach Gehrig und Lohmeyer (für PKW ca. 150 mg/km TSP bzw. 50 mg/km PM10: siehe Gehrig et al., 2004, bzw. Lohmeyer et al., 2004). Neueste europäische Messdaten (Ketzler et al., 2007) sprechen von 22-90 mg PM10/km (je nach Straßenart) – daraus ergibt sich kein Grund zur Änderung. Auch die dort zitierten österreichischen Messdaten aus Klagenfurt (105, aber für den Flottenmix also inkl. LKW), entsprechen einer städtischen Situation.

Deutliche Unterschiede sind aber in den neuesten Daten für Lastkraftwagen (mit den zehnfachen Faktoren der PKW, im Mittel also etwa 200 (außerorts) und 500 (innerorts) mg/km für PM 10 gegenüber den derzeit implementierten 100 mg/km) erkennbar. Hier ist wohl die Auflösung der ursprünglichen Gehrig-Daten zu gering gewesen, um eine Unterscheidung der LKW zu erlauben. Es wird daher eine Verdopplung (auf 200 mg/km, da LKW wohl den Hauptteil der Fahrleistung im Außerortsverkehr erbringen) vorgeschlagen. Dies betrifft aber nur die „schweren Nutzfahrzeuge“, nicht die Lieferwagen, denen die Faktoren der PKW zugeordnet werden.

Diese Emissionsfaktoren betrachten nicht den Einfluss von Streumaterialien im Winter (Sand, Salz) auf die Freisetzung von PM. Ketzler et al. (2007) empfehlen, diese Art von Emissionen in Skandinavien gesondert zu berücksichtigen, die österreichischen Bedingungen scheinen eine solche Unterscheidung noch nicht erforderlich zu machen. Dennoch kann man aus den publizierten Daten herauslesen, dass im Winter die PM10 Emissionen etwa doppelt so hoch liegen wie im Sommer (der angegebene Sommerwert liegt etwa 30 mg/km unter dem Jahresdurchschnitt, daher extrapolieren wir auf eine Differenz von 60 mg/km zwischen Sommer und Winter. Da wir nicht von einer sicher gut gestreuten Haupteinfallsstraße einer Landeshauptstadt im Alpengebiet auf die durchschnittliche Situation in Österreich schließen können, beziehen wir diesen Teil der Emissionen vorläufig nicht in

unsere Überlegungen ein, sondern betrachten sie als "potentielle Emissionen", die im Winterhalbjahr die Emissionen verdoppeln können, d.h. bezogen auf das ganze Jahr die Emissionsfaktoren um jeweils 50% erhöhen.

Aussagen über eine genaue zeitliche Aufteilung (aufgrund der Verwendung von Streumittel) bzw. der Bedeutung von alternativen/feuchten Streumitteln (CMA=Calcium-Magnesium-Acetat) können derzeit nicht quantitativ getroffen werden.

(PM10 wird als ein Drittel des TSP angenommen, d.h. die TSP Faktoren sind jeweils dreimal so hoch; PM2.5 ist ein Zehntel der TSP-Emissionen)

4.8 SNAP 8: Sonstiger Verkehr

4.8.1 Aktivitäten: Betriebsstunden

Auch für den Verkehr abseits der Straßen können Daten der TU Graz (Hausberger und Pischinger, 2000) als Grundlage des Umfanges der Tätigkeit dienen. Aus Erhebungen ist bekannt, in welchem Maße welche Art von Maschine wie lang im Einsatz ist. Ähnlich wie beim Straßenverkehr verfügt auch hier die TU Graz über Emissionsfaktoren der Abgasemissionen mit sehr hoher Zuverlässigkeit.

4.8.2 Emissionsfaktoren der diffusen Emissionen

Vermutlich weiterhin die beste verfügbare Quelle – auch wenn nur durch Mangel an anderen Messungen – ist AP-42 der U.S. EPA. Es besteht jedoch der Verdacht, dass ähnlich wie bei den landwirtschaftlichen Aktivitäten (siehe: SNAP 10) und der Aufwirbelung des Straßenverkehrs die besonders trockenen Bedingungen eines kalifornischen Sommers in die Berechnungsergebnisse einfließen, was für Österreich eine Überschätzung bedeutet. Die ursprünglichen Emissionsfaktoren der EPA werden hier nur noch als "potentielle Emissionen" – Obergrenze, die nur unter bestimmten Umständen großer Trockenheit erreichbar ist – weiter mitgeführt.

Aus diesem Grund wurden die mit Hilfe der EPA Formel ermittelte Abschätzung der TSP Emissionen für off-road Verkehr, die in der Ermittlung der Schüttgutemissionen von Winiwarter et al (2001) verwendet wurden, auf ein Zehntel herabgesetzt. Das sind (statt 60) 6 g/km Fahrleistung, oder (bei 5 km/h und 10 Tonnen – laut Trenker – und 18 l/h – laut Hausberger – für schwere Baugeräte 30 g pro Stunde) oder 1,67 g pro Liter Treibstoff, die wir (bei Annahme, dass schwerere Geräte äquivalent mehr Treibstoff benötigen) allgemein verwenden.

Bei einer Dichte von 0.82 und einem Energiegehalt von 35.1 MJ/l von Diesel (Benzin sehr ähnlich) ergibt sich ein Emissionsfaktor von 47.5 g/GJ zusätzlich zu den Abgasemissionen (etwas weniger als die Hälfte der Abgasemissionen).

Im Bereich Landwirtschaft ist ein Großteil der off-road Emissionen über die Feldbearbeitung abgeschätzt. Laut Hausberger sind 12% des Energieaufwandes außerhalb der Felder zu sehen, der Emissionsfaktor wird daher mit 5,70 g/GJ nur auf diesen Anteil bezogen, aber vom Gesamtenergieeinsatz berechnet. Gemäß EPA (1999) sind davon 45% PM10 und 12% PM2.5.

Anders als die Emissionen auf „unbefestigten Wegen“ müssen die diffusen Emissionen des Eisenbahnverkehrs betrachtet werden. Zunächst erfolgt der Mechanismus des Aufwirbelns anders – zwar ist vorstellbar, dass Staub vom Schienenbett durch die Luftbewegung aufgewirbelt wird, ausgelöst von einem schnell fahrenden Zug – aber zusätzlich sind eine Reihe von Abriebprozessen zu berücksichtigen (Rad-Schiene; Stromabnehmer – Oberleitung; Bremsen und Bremsand, der zur

Verbesserung der Haftung zwischen Schiene und Rad eingebracht werden kann). Überdies werden Züge vorwiegend elektrisch betrieben, daher ist ein Bezug auf den Energieträger (wie bei den anderen Fahrzeugen des Off-Road-Verkehrs) nicht so sinnvoll.

Messdaten über die Emissionen von Schienenfahrzeugen wurden in mehreren neuen Schweizer Studien zusammengestellt (Gehrig et al., 2007; Bukowiecki et al., 2007; Lorenzo et al., 2006). Aus diesen Studien zeigt sich, dass die wesentliche Belastung Eisen (also: Schienenabrieb) ist, dass aber ein Inkrement des Schienenabriebs über einer PM Hintergrundbelastung schwer identifizierbar ist, und dass die Größenordnung der Emissionen jener der früheren Schweizer Schätzungen entspricht (BUWAL, 2001). Diese früheren Daten werden bereits bisher in der OLI verwendet (Winiwarter et al., 2001) und dabei zu einem Emissionsfaktor von 3 g PM10 oder 9 g TSP/km Fahrleistung aufaggregiert (in der Größenordnung vergleichbar mit jenen, die für den Off-Road Verkehr errechnet wurden). Die 520 t PM10, die sich unter Verwendung von 170 Mio km Fahrleistung des Jahres 2005 (ÖBB, 2006: www.oebb.at) ergeben, liegen zwar niedriger als die entsprechenden Angaben der Schweiz (800-1200 t PM10), die ähnliche Fahrleistungen aufweist. In der Größenordnung sind die Ergebnisse aber ähnlich, und wegen der nicht allzu großen Bedeutung für die Gesamtbelastung musste dieser Quelle keine hohe Priorität eingeräumt werden.

Für Österreich erfolgte jüngst eine detaillierte Untersuchung der Potentiale von PM Emissionen, indem ausgehend von der Menge abgeriebenen Materials deren Freisetzung in die Atmosphäre abgeschätzt wurde (Hiebner, 2007). In dieser Arbeit wird insbesondere auf die Verwendung von Bremsständen hingewiesen, deren Einsatzmenge beträchtlich höher ist als die Gesamtmenge der hier angegebenen Emissionen, nämlich 8000 t, deren "PM10 Bildungs-Potential" der Autor mit etwa 50% annimmt. Selbst wenn die gesamte Menge luftgetragen, also TSP wäre, ist das ein hoher Beitrag verglichen mit den Angaben des EPA, die für Aufwirbelung von einem Anteil von einem Drittel PM10 ausgehen. Darüber hinaus schreibt BUWAL (2001):

" Die Beobachtungen zeigen, dass nur ein Teil des Bremsstaubes in die Luft gelangt. Ein wesentlicher Teil findet sich lose oder als Anbackungen (Sinterbildung) im unteren Teil des Prüfstands. Für die Beurteilung der PM10-Emission interessiert primär der luftgetragene Teil."

Aus diesem Grund werden die angegebenen Mengen zwar als "potentielle Emissionen" berücksichtigt, aber bis zum Nachweis ihrer tatsächlichen Freisetzung in die Atmosphäre – analog zu den ähnlichen hier behandelten Fällen – nicht zur Emissionsberechnung herangezogen. Gerade eine solche Freisetzung konnte von Gehrig et al. (2007) und ähnlichen Studien nicht nachgewiesen werden.

In Analogie werden die Emissionen durch Bremsstände bei Wiener Straßenbahnen (ebenso bei Hiebner, 2007, quantifiziert) hier ebenso als potentielle Emissionen betrachtet. Dafür werden die bei Hiebner berichteten 25 Mio km Fahrleistung herangezogen. Zur Emissionsberechnung selbst werden diese Daten allerdings nicht verwendet, da sie bei Verwendung eines niedrigeren Emissionsfaktors vernachlässigbar scheinen.

4.9 SNAP 9: Abfallbehandlung

Für die Deponierung wurde nach der Methodik der VDI 3790 die Emission des Abkippens auf Deponie über die Berechnungsmethodik des Schüttgutumschlages errechnet. Als Material wurde entsprechend dem Ablagerungsmaterial Bauschutt die Staubintensität von Geröll (schwache Staubintensität) verwendet.

Als Emissionsfaktor ergibt sich für das Abkippen auf Deponie ein Emissionsfaktor von **18 g/t** (dzt 20,8). Daraus errechnet sich die Emission mit den in der Inventur angegebenen Abfallmengen auf Deponie.

Die Tätigkeiten der Müllbehandlungsanlagen (MBA) und der Kompostierung werden zum einen wegen des zunehmenden nur geringen Ausmaßes und andererseits wegen der Unterschiede zum Schüttgutumschlag durch den hohen Feuchtegehalt und der bei MBA Anlagen vorliegenden Abluftreinigung nicht betrachtet.

4.10 SNAP 10: Land- und Forstwirtschaft

4.10.1 Feldbearbeitung

Die Bearbeitung von landwirtschaftlichen Flächen erfolgt in mehreren Schritten unter maschineller Unterstützung. Diese Schritte involvieren nicht nur die Bewegung eines Fahrzeuges, sondern darüber hinaus weiteren Kontakt zwischen beweglichen Geräten und dem Boden bzw. pflanzlichem Material. Solche direkten Kontakte bewirken Aufwirbelung von Bodenmaterial, die auch als Staubfahnen hinter Traktoren sichtbar werden. Ein Teil dieses aufgewirbelten Materials kann so fein sein, dass Teilchen als Schwebstaub in der Luft verbleiben.

Die von Hinz und van der Hoek angeführten Faktoren (Oktober 2006) für Emissionen aus der Feldbearbeitung (Aufwirbelung von Ackerböden; die Umfüllprozesse, etwa von Getreide bzw. Mehl, sind dagegen so gut wie vernachlässigbar) entsprechen weitgehend jenen, die in den U.S.A. festgestellt wurden (ca. 5 kg/ha). Allerdings weist T. Hinz darauf hin, dass nur ein Teil dieser in 2 m Höhe über Grund gemessenen Partikelmengen tatsächlich in die freie Atmosphäre ausgetragen wird. Die tatsächliche Menge an weiträumig verfrachtetem Material, das auch Einfluss auf die atmosphärische Konzentration hat, könnte bei 50% oder sogar nur 10% dieser Mengen liegen, wie sich aus europäischen Messungen ergibt. Oettl und Funk (2007) zeigen sehr gut, wie für das gleiche Testgebiet bei der gleichen Art von Feldbearbeitung Unterschiede in den Emissionen von einer Größenordnung auftreten können. Unter besonders trockenen Bedingungen dürfte sich demnach das verfrachtete Material tatsächlich in der Atmosphäre halten. Unter diesen Bedingungen (die auch Grund für die hohen in den U.S.A. gemessenen und berichteten Werten sein können) lassen sich also auch in Europa ähnliche luftgetragene Konzentrationen nachweisen.

Es könnte daher sinnvoll sein, eine Klassierung von Emissionsfaktoren nach Trockenheitsgrad des Bodens während der Feldbearbeitung vorzunehmen. Die Emissionsfaktoren können dann durchaus eine Größenordnung und mehr zwischen „trockenen“ und „feuchten“ Boden bei sonst identischen Bedingungen schwanken.

Daher wird folgende Vorgangsweise festgelegt: Eine „Grundbelastung“, d.h. Emissionen bei feuchten Bedingungen, wird mit den niedrigen Werten (10% der aufgewirbelten Substanz bleibt luftgetragen) bestimmt. Zusätzlich ermöglichen wir, die Emissionen in „trockenen“ Jahre über einen zusätzlichen Parameter (je nach Anteil der Feldoperationen, die unter „trockenen“ Bedingungen stattfinden) bis auf das Zehnfache anwachsen zu lassen (als "potentielle Emission").

Im Gegensatz zu Hinz und van der Hoek (2006) legen Oettl und Funk (2007) detaillierte Daten über diverse Feldbearbeitungsschritte vor – die im Normalfall deutlich höher sind als die Angaben von Hinz, und im einen getesteten Extremfall sogar noch eine Größenordnung höher liegen. Wir verwenden daher für die Feldoperationen einen Emissionsfaktor von 5 kg/ha PM10 nach Öttl, geben weitere 5 kg/ha für den Erntevorgang dazu (hier verfügt nur Hinz über Messungen) und folgen den Annahmen von Hinz dass davon nur ein Teil (wir verwenden 10%) unter feuchten Bedingungen in der Atmosphäre verbleibt.

Zusätzlich erlauben wir einen Faktor zur Beschreibung der meteorologischen Situation, der über den Anteil der Feldoperationen unter trockenen Bedingungen Auskunft gibt. In Ermangelung entsprechender Hinweise setzen wir diesen Faktor zunächst auf 0,1. Unter trockenen Bedingungen sind die Emissionen zehn Mal so hoch wie ursprünglich, also wenn diese (wie nun angenommen) ein Zehntel der Emissionen treffen, ergibt sich unter dieser Position eine Verdopplung der Emissionen.

Diese Faktoren werden auf alle maschinell bearbeiteten landwirtschaftlichen Flächen angewendet, also auf Ackerland genauso wie auf Grünland. Wie beschrieben ist für Ackerland die Datenbasis sehr schlecht, nur wenige Messungen sind vorhanden und es ist unklar, ob diese sich auf alle Feldfrüchte übertragen lassen. Noch deutlicher wird der Unterschied zu Grünflächen, die keiner vorbereitenden Bearbeitung unterliegen, dafür mehrmals jährlich gemäht werden und auch in der Trocknungsphase des abgeernteten Heus maschinell befahren werden („Heuwenden“). Ohne entsprechende Basisinformationen scheint es nicht möglich, dafür eigene Parametrisierungen zu entwickeln. Wir sind daher nicht in der Lage, unterschiedliche Emissionsstärken in Grünland und Ackerland auszuweisen.

Die PM₁₀ Emissionen (hier berechnet) entsprechen dabei 45% der TSP Emissionen, somit ergibt sich ein Emissionsfaktor (unter Berücksichtigung des Anteils trockener Bedingungen) von 4,44 kg TSP/ha. Gemäß den in Klimont et al. (2002) zusammengefassten Daten wird der Anteil PM_{2.5} auf 10% (Bereich 5%-15%) des TSP geschätzt.

4.10.2 Viehzucht, Ställe

Weiterhin widersprüchlich sind Angaben über die Emissionen aus der Viehzucht. Im AEIGB (EEA, 2006) wird eine Abschätzung auf Basis der Bestandsstatistik der Tierhaltung ermöglicht, wobei von einem Beitrag von bis etwa 5% der gesamten PM₁₀ Emissionen eines Landes ausgegangen wird. Dies wäre eine bedeutende Quelle. Die Methode wird aber selbst im AEIGB vorsichtig als „first estimate“ bezeichnet. Tatsächlich sollte man auch hier eher von einem Emissionspotential sprechen – die verwendeten Messdaten (Takai et al., 1998) sind Innenluftmessungen, der Schwerpunkt der Untersuchungen lag auf Arbeitsplatzkonzentrationen von „inhalable dust“ und „respirable dust“ (letzterer wurde mit Vorabscheider für Grobpartikel mit einem Cutoff von etwa 5 µm gemessen, ist also Feinstaub). Emissionen wurden rechnerisch aus Messdaten in der Nähe der jeweiligen Abluftöffnung unter Verwendung von gleichzeitig bestimmten Luftwechselzahlen berechnet. Mögliche Verluste beim Transfer in die Außenluft wurden vernachlässigt. Darüber hinaus ist die Angabe der Übertragung der gemessenen Größenverteilungen auf PM₁₀ und PM_{2.5} offensichtlich problematisch, da einige der Angaben für PM_{2.5} höhere Emissionsfaktoren vorschlagen als den „respirable dust“ Messungen entsprechen (eigentlich: PM₅, sollte also das gesamte PM_{2.5} beinhalten). Wichtig für die weitere Argumentation ist die Herkunft des staubenden Materials, die hauptsächlich in der Aufwirbelung von Futtermittel vermutet wird (z.T. auch von trockenen Exkrementen und von Einstreu). Daraus lassen sich einerseits mögliche Maßnahmen ableiten (so neigt etwa Getreidestaub bei Luftfeuchtigkeiten über 70% zur Agglomeration; auch Versprühen von Pflanzenöl in der Innenluft wurde diskutiert (Takai et al., 1998), um die Aufwirbelung von Partikel mindern zu können. Darüber hinaus ergibt sich daraus, dass feuchte Vegetation oder auch mineralische Bodenpartikel, die bei Freilandhaltung von Tieren in die Atmosphäre gelangen könnten, keine bedeutende Rolle spielen. Die Einschränkung der Emissionen auf Tierhaltung in Ställen ist somit begründet.

Die Anwendung dieser Methode für Österreich in OLI führt auch hier dazu, dass der Tierhaltung (Emissionen diffuser Emissionen in Ställen) ein Anteil von fast 8% der PM₁₀ Emissionen zugeordnet wird.

Aus NRC (2003) geht dagegen hervor, dass die Abluft aus Ställen zwar als Beeinträchtigung für die lokale Luftsituation gesehen werden kann, aber für die regionale Luftbelastung unbedeutend ist. Tatsächlich deuten Zellulose-Messungen von Puxbaum und Kunit-Tenze (2002) und die auf derartigen Messungen basierenden Emissionsabschätzungen von „primary biological aerosol particles“, sogenannten PBAPs (Winiwarter et al., 2007) nicht darauf hin, dass sich in der Atmosphäre größere Mengen von zellulosehaltigem Material, also Reste pflanzlichen Materials, befinden. Es muss also davon ausgegangen werden, dass die gängigen Verfahren die Emissionen aus Ställen überschätzen, und lediglich potentielle Emissionen wiedergeben.

In der folgenden Emissionsabschätzung verwenden wir daher weiterhin Daten des RAINS Modells (Lükewille et al., 2001), auch wenn diese nicht mehr aktuell sind. Die Messungen von Costa et al. (2004), ebenfalls in der Innenluft von Ställen durchgeführt, deuten jedoch auf das Vorkommen niedriger Konzentrationen bzw. Emissionen als jene von Takai et al., (1998) hin, während auf die große Variabilität in der Literatur hingewiesen wird. Die folgende Tabelle 4 zeigt die Berechnung der TSP – Emissionen. Analog zu Klimont et al. (2002) wird auch hier von einem Anteil PM10 von 45% und PM2.5 von 10% ausgegangen.

Tabelle 4: Ermittlung der Emissionen aus der Tierhaltung

Nutztierkategorie nach SNAP	Bestandszahlen (Stück)				Emissionsfaktor (kg/Stück)
	1990	1995	2000	2005	
Dairy cows	904.617	706.494	621.002	534.417	0,235
Other cattle	1.679.297	1.619.331	1.534.445	1.476.263	0,235
Fattening pigs	1.308.525	1.312.334	1.211.988	1.224.053	0,108
Sows	382.335	401.490	334.278	315.731	0,108
Ovines	309.912	365.250	339.238	325.728	0,235
Horses	49.200	72.491	81.566	87.072	0,153
Laying hens	13.139.151	13.157.078	11.077.343	12.354.358	0,016
Broilers	IE	IE	IE	IE	0,016
Other poultry (ducks,gooses,etc.)	681.810	802.238	709.327	672.787	0,016
Goats	37.343	54.228	56.105	55.100	0,153
Other	37.100	40.323	38.475	41.190	0,016
Emissionen in t (Summe der Produkte aus Bestandszahlen mal Emissionsfaktor)	1098	1061	964	946	

4.11 SNAP 11: Andere Quellen und Senken ("Natur")

In der Bilanz dieses Projektes nicht inkludiert, aber in einer Gesamtbetrachtung von Bedeutung sind die Emissionen aus natürlichen Quellen. Da sie aus nationalen Berichtspflichten ausgenommen sind, und da die Grundlagen dafür (natürlich!) keinen wirtschaftlichen Interessen unterliegen und sie so daher nicht in Statistiken erfasst werden, sind die Emissionen natürlicher Quellen auch schwerer zu erfassen als jene der anthropogenen Emissionsquellen.

In diesem Bericht werden keine eigenen Ergebnisse zusammengestellt, sondern nur auf die Ergebnisse des EU Projektes NatAir verwiesen, das genau diese natürlichen Quellen untersuchen sollte. Unter den dabei erwähnten Quellen sind zwei in Österreich nicht relevant (Meersalz und Vulkane), die beiden anderen (Winderosion und primäre biogene Teilchen PBAPs) sollen jedoch betrachtet werden.

Primäre biogene Teilchen entstehen aus Abrieb von tierischen und pflanzlichen Substanzen sowie aus zellulärem Material. Insbesondere Pilzsporen stellen einen beträchtlichen Anteil dar. Pollen dagegen sind relativ groß und daher nicht Anteil von PM10 (was auch die atmosphärische Lebenszeit deutlich reduziert), sie können aber in zerkleinerter Form (als Pflanzenabrieb) auftreten. Zwar sind Emissionsflüsse unbekannt, aber aufgrund von Konzentrationsmessungen, die einige Prozent der gesamten gemessenen PM Konzentration auf PBAPs zurückführen, lassen sich

Emissionen abschätzen. Für Österreich (Winiwarter et al., 2007) ergeben sich aus einer solchen Schätzung 1860 t PM₁₀.

Eher auf Basis des Freisetzungsprozesses erfolgt die Bestimmung der Emissionen aufgrund von Winderosion. Dass Wind in der Lage ist auch große Mengen von Staub in die Atmosphäre zu verfrachten, kann als bekannt vorausgesetzt werden. Hohe Emissionen sind jedoch mit hohen Windgeschwindigkeiten, großer Trockenheit und hohem Gehalt von Feinstteilchen im Boden (Ton) verbunden. Solche Situationen, die den Staubstürmen der Sahara entsprechen, sind die Grundlage der verfügbaren Modelle (Alfaro and Gomes, 2001). Auch die für die U.S. Situation entwickelten Verfahren (Marticorena et al. 1997) entsprechen auf grundsätzliche Weise nicht der österreichischen Situation. Auch wenn Korrekturen für höhere Bodenfeuchten durchgeführt werden, sind die Ergebnisse dennoch nicht übermäßig zuverlässig.

Da die Resultate für ganz Europa insgesamt jenen aller anthropogenen Quellen entspricht (Korc et al., 2007; Denier van der Gon, 2006), mussten weitere Anpassungen in NatAir durchgeführt werden. Unter Verwendung eines Atmosphären-Transportmodelles erfolgte eine Korrektur der durch auf Winderosion zurückgeführten Emissionen um den Faktor 10. Möglicherweise sind ähnliche Verhältnisse zu berücksichtigen, wie bei den landwirtschaftlichen Aktivitäten, nämlich dass Partikel zwar den Boden verlassen, aber nicht jene Atmosphärenschicht erreichen die für den weiteren Transport erforderlich ist, sondern statt dessen rasch deponieren. Dies ist jedenfalls wieder ein Zeichen für den Unterschied zwischen potentiellen Emissionen und realen Emissionen. Nach dieser Anpassung ergibt sich für Österreich ein Wert von 6000 t PM₁₀.

Mangels anderer Informationen, aber in Übereinstimmung mit anderen diffusen Emissionen gehen wir für PBAPs und Winderosion davon aus, dass PM₁₀ einem Drittel des gesamten Schwebstaubs (TSP) entspricht, und dass 30% des PM₁₀ (oder 10% des TSP) als PM_{2.5} auftreten. Die natürlichen Emissionen werden jedoch nicht in die Ergebnisse eingerechnet.

5 Ergebnisse

5.1 Emissionen Österreichs gemäß der vorliegenden Studie

Während die Detailergebnisse (in der jeweils größten verfügbaren Feinheit) im Anhang Platz finden, werden hier zur Vorstellung der Ergebnisse und zum Vergleich die Resultate nach den SNAP Kategorien aufgeteilt. Getrennt betrachtet werden TSP und die beiden Feinfraktionen, PM₁₀ und PM_{2.5}.

Abbildung 6 zeigt die Emissionen von TSP für die untersuchten Stützjahre (1990 – 2005, in Intervallen von 5 Jahren). Zunächst wird ein Anwachsen der Emissionen auf fast 80.000 Tonnen pro Jahr sichtbar. Hauptbeiträge stammen aus der Industrie, dem Straßenverkehr (bei zunehmenden Trend), dem Hausbrand (bei abnehmendem Trend) sowie dem Verkehr abseits der Straßen. Dieses Ergebnis wird im Detail auch in Tabelle 5 aufgeschlüsselt.

Bereits anhand der Abbildung werden Trends deutlich sichtbar. Die Zunahme im Sektor Verkehr (hier lediglich Inlandsverkehr, der so genannte "Tanktourismus" wird erst in Abschnitt 5.3.3 behandelt) bewirkt trotz teilweiser Kompensation durch technischer Maßnahmen (Partikelfilter) einen stetigen Anstieg. Dagegen scheinen die technischen Verbesserungen im Sektor Kleinverbraucher (Raumwärmeerzeugung) erfolgreicher zu sein: hier findet eine kontinuierliche Abnahme der Emissionen statt. Allerdings ist, wie in Kapitel 4.2 gezeigt, die Durchsetzung neuer Technologien gerade in diesem Bereich sehr langsam. Eine leichte Reduktion der Emissionen ist auch im Sektor Sonstiger Verkehr zu verzeichnen. Die geringeren, aber ebenfalls deutlichen Zunahmen bei den industriellen Prozessen sind primär auf zunehmende Umfüllvorgänge staubender Güter, konkret von Kalkstein und Dolomit, zurückzuführen, was eine Folge erhöhter Bautätigkeit sein könnte. Für das

Jahr 2005 zeigt sich aber in diesem Bereich eine Abnahme. Diese Abnahme schlägt auch auf die Gesamtemissionen durch, sodass die Emissionen von TSP in Österreich bis 2000 ansteigen, und 2005 niedriger liegen als 2000.

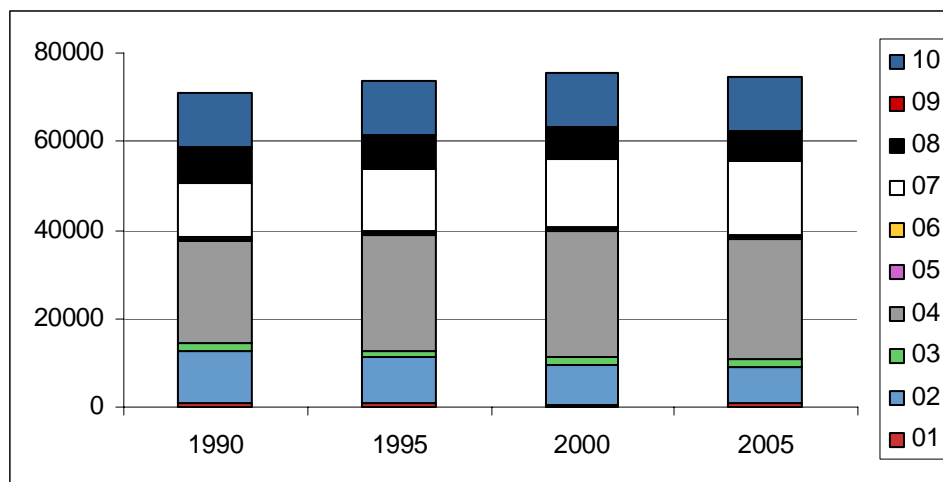


Abbildung 6: Emissionen von TSP in Österreich, nach SNAP Kategorien in Tonnen (zur Erläuterung der Kategorien siehe Tabelle 5)

Tabelle 5: Ergebnisse der Erhebung von TSP Emissionen in Österreich nach SNAP Kategorien (in Tonnen)

	1990	1995	2000	2005
01: Wärme- und Heizkraftwerke	985	832	673	968
02: Kleinverbraucher	11522	10656	8954	8247
03: Industrie - pyrogene Emissionen	1950	1323	1614	1676
04: Industrie - Prozessemissionen	23027	25844	28363	27016
05: Gewinnung fossiler Brennstoffe	647	545	556	614
06: Lösemittel	407	421	425	436
07: Straßenverkehr *	12028	14145	15354	16635
08: Sonstiger Verkehr	7898	7695	7369	6737
09: Abfallbehandlung	145	159	97	159
10: Land- und Forstwirtschaft	12452	12273	12100	12141
Summe	71061	73893	75504	74629

*) Tanktourismus-Emissionen außerhalb Österreichs sind nicht inkludiert

Besonders interessant und aufschlussreich ist der Vergleich der TSP Emissionen mit jenen der feineren Fraktionen, PM10 und PM2.5, die in Abbildung 7 dargestellt werden. Auffällig ist zunächst, dass die Zunahme über den Beobachtungszeitraum nur bei TSP zu finden ist, PM10 bleibt etwa konstant, während die Emissionen von PM2.5 zurückgehen. Es sind gerade die diffusen Emissionen von Grobstaub, die insgesamt einen steigenden Trend aufweisen.

Darüber hinaus zeigen sich auch starke Unterschiede in den Beiträgen. Besonders industrielle Prozesse und Landwirtschaft sind Sektoren, die im Gesamtstaub, aber nur wenig im Feinstaub zur Summe beitragen. Auch der Verkehr (sowohl Straßen- wie sonstiger Verkehr) hat deutlich höhere TSP Emissionen als solche von Feinstaub. Diese großen Beiträge diffuser Emissionen führen dazu, dass unter den Emittenten von PM2.5 die Kleinverbraucher bereits der bedeutendste Sektor ist, gefolgt vom Straßenverkehr der insbesondere für 2005 bereits sehr nahe gekommen ist und in dieser Teilchenfraktion den Sonstigen Verkehr überholt hat.

Tabelle 6: Ergebnisse der Erhebung von PM10 Emissionen in Österreich nach SNAP Kategorien (in Tonnen)

	1990	1995	2000	2005
01: Wärme- und Heizkraftwerke	928	771	623	897
02: Kleinverbraucher	10469	9690	8158	7522
03: Industrie - pyrogene Emissionen	1755	1191	1453	1508
04: Industrie - Prozessemissionen	12695	13466	14483	13360
05: Gewinnung fossiler Brennstoffe	305	257	263	290
06: Lösemittel	407	421	425	436
07: Straßenverkehr *	6246	7529	7946	8664
08: Sonstiger Verkehr	6228	6033	5692	4983
09: Abfallbehandlung	70	75	46	75
10: Land- und Forstwirtschaft	5604	5523	5445	5463
Summe	44708	44957	44532	43200

*) Tanktourismus-Emissionen außerhalb Österreichs sind nicht inkludiert

Tabelle 7: Ergebnisse der Erhebung von PM2.5 Emissionen in Österreich nach SNAP Kategorien (in Tonnen)

	1990	1995	2000	2005
01: Wärme- und Heizkraftwerke	781	654	524	756
02: Kleinverbraucher	9412	8723	7362	6798
03: Industrie - pyrogene Emissionen	1452	988	1207	1253
04: Industrie - Prozessemissionen	3478	2945	2823	2324
05: Gewinnung fossiler Brennstoffe	96	81	82	91
06: Lösemittel	407	421	425	436
07: Straßenverkehr *	4222	5213	5353	5874
08: Sonstiger Verkehr	5486	5295	4945	4191
09: Abfallbehandlung	23	24	14	24
10: Land- und Forstwirtschaft	1245	1227	1210	1214
Summe	26602	25571	23946	22960

*) Tanktourismus-Emissionen außerhalb Österreichs sind nicht inkludiert

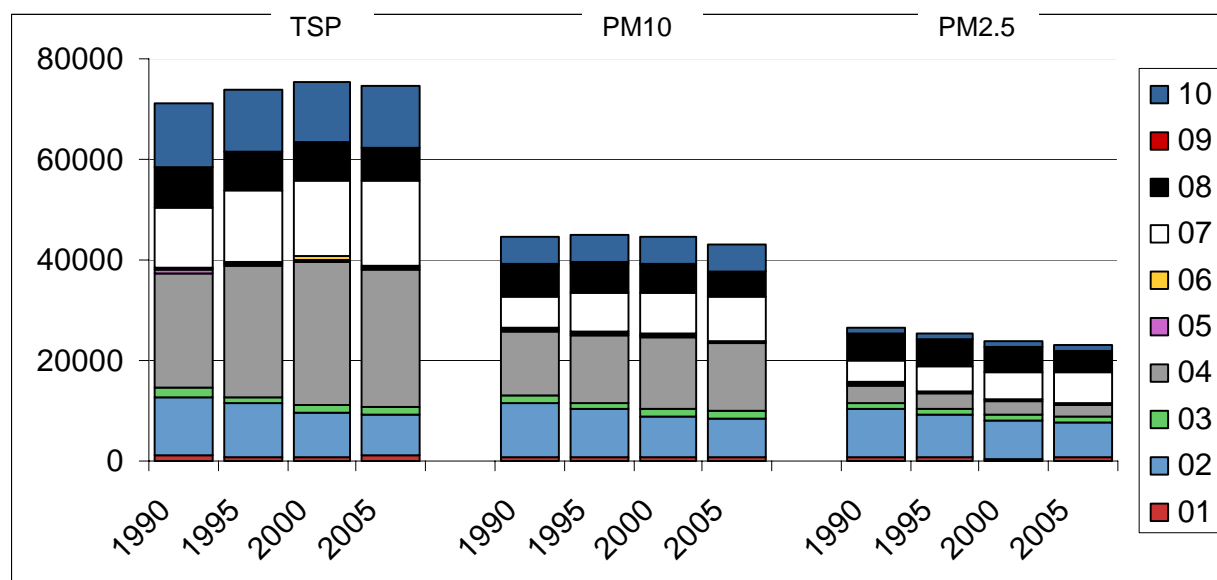


Abbildung 7: Emissionen von Schwebstaub aus unterschiedlichen Größenfraktionen, nach SNAP Kategorien in Tonnen (zur Erläuterung der Kategorien siehe Tabelle 5)

Wie bereits in der Methodenbeschreibung dieser Arbeit skizziert (Kapitel 2.2), haben wir versucht, Emissionsangaben, die sich an der Obergrenze der möglichen Freisetzung von Partikel orientieren, als "potentielle Emissionen" gesondert zu erfassen. Diese Methode sollte die bereits bei Winiwarter et al. (2001) sichtbaren Probleme bei der Abschätzung von Schwebstaubemissionen, dass nämlich einzelne Beobachtungen zu deutlichen Überschätzungen führen können, mindern helfen, ohne auf die zusätzliche und potentiell wertvolle Information eines Maximalwertes verzichten zu müssen.

Tabelle 8 zeigt (für TSP, da hier besonders relevant), welchen Umfang die potentiellen Emissionen einnehmen können. Besonders im Bereich der Landwirtschaft, noch mehr (relativ) aber im Bereich des sonstigen Verkehrs, existieren extrem hohe Emissionsabschätzungen, die die gesamten TSP Emissionen Österreichs auf das doppelte ansteigen lassen können. Auch im Bereich des Straßenverkehrs (potentielle Auswirkungen des Winterstreudiens, mit erhöhtem Splittrieb) sind systematisch höhere Emissionen denkbar.

Zwar darf die potentielle Emission nicht als Bandbreite möglicher Ergebnisse gesehen werden, sie gibt aber dennoch Aufschluss auf die Verlässlichkeit von Ergebnissen. Wie bereits bei den Aufwirbelungsemissionen des Straßenverkehrs gezeigt werden konnte, und mit Hilfe von Plausibilitätsüberlegungen in Hinblick auf die chemische Zusammensetzung und Größenverteilung (betrifft im wesentlichen Partikel größer als PM₁₀) handelt es sich um Obergrenzen die eventuell bei einem Einzelsektor erreicht werden können, nicht aber insgesamt bei allen Sektoren gleichzeitig. Allerdings ist die Aufstellung nicht ganz vollständig, insbesondere im Bereich des Bauwesens wären noch weitere potentielle Emissionen zu berücksichtigen.

Im Gegensatz dazu ist es derzeit nicht möglich, realistische Gegenproben zu den Angaben der Emissionen aus dem mineralischen Schüttgutumschlags zu erhalten. Die Berechnung dürfte am oberen Limit liegen. Dies betrifft vor allem den SNAP 040617, und zwar Steinbrüche & Schottergruben (Magnesit, Kies, Sand, Silikate, Dolomit, Kalkstein, Basalt, Gips). Die Berechnungsmethode nach VDI 3790 addiert die Emissionen verschiedene standardisierter Arbeitsvorgänge, allerdings gibt es keine Überprüfung hinsichtlich der Immissionseffekte außerhalb des Bearbeitungsareals. Hierfür existieren keine Abschätzungen, wie sie etwa für den Sektor Landwirtschaft hier diskutiert werden. Die Vorgangsweise der Emissionserhebung entspricht somit jener, die wir sonst nur für "potentielle Emissionen" verwendet haben. Die tatsächlichen Emissionen wären demgegenüber um einen noch unbekanntem Anteil niedriger anzusetzen.

Tabelle 8: Auswirkung der "potentiellen Emissionen", in der Literatur diskutierten Maximalwerten einzelner Sektoren, auf die Gesamtemissionen an TSP (in Tonnen)

	<i>Emissionen 2000</i>	<i>Potentielle Emissionen 2000</i>
01: Wärme- und Heizkraftwerke	673	673
02: Kleinverbraucher	8954	8954
03: Industrie - pyrogene Emissionen	1614	1614
04: Industrie - Prozessemissionen	28363	28363
05: Gewinnung fossiler Brennstoffe	556	556
06: Lösemittel	425	425
07: Straßenverkehr *	15354	22176
08: Sonstiger Verkehr	7369	33227
09: Abfallbehandlung	97	97
10: Land- und Forstwirtschaft	12100	59627
Summe	75504	155713

*) Tanktourismus-Emissionen außerhalb Österreichs sind nicht inkludiert

Unterschiede ausgewiesen (und daher fett dargestellt) wurden Emissionen nur in bestimmten Sektoren. Dabei sind immer die diffusen Emissionen betroffen. Im Straßenverkehr handelt es sich dabei um mögliche Zusatzemissionen bei Berücksichtigung von Straßensplitt im Winter. Beim sonstigen Verkehr werden äußerst trockene Wetterbedingungen berücksichtigt, wie sie in aridem Klima auftreten können und so dort auch experimentell gefunden wurden. Die gleiche Erklärung trifft für die Emissionen aus der Land- und Forstwirtschaft zu (insbes. infolge landwirtschaftlicher Bewirtschaftung), aber eben nicht für ein feuchtes Klima Mitteleuropas.

Dass die Emissionssumme der potentiellen Emissionen doppelt so hoch liegt wie jene der besten Abschätzung, weist auf die weiterhin vorhandene hohe Unsicherheit hin, insbesondere bei schwach emittierenden Quellen, die aber über eine große Fläche verteilt sind (diffuse Emissionen) – siehe dazu auch Kapitel 1.

5.2 Ergebnisse im Vergleich zu früheren Erhebungen und anderen Abschätzungen der Emissionen von Schwebstaub in Österreich

Die Arbeiten der letzten Jahre erlauben es bereits, einen Vergleich verschiedener Abschätzungen von PM Emissionen durchzuführen. Hier wurden speziell die aktuelle österreichische Inventur OLI, die vorige Version dieser Arbeit (Winiwarter et al., 2001), und Ergebnisse des GAINS Modells (IIASA, 2007) herangezogen.

Wie Abbildung 8 zeigt, stimmen die Ergebnisse, insbesondere in ihrer Summe, recht gut überein. Bei TSP weicht nur OLI ein wenig ab. Die verschiedenen Arbeiten (deren Annahmen natürlich nicht unabhängig voneinander sind, sondern aufeinander basieren bzw. unter Austausch der jeweiligen

Informationen weiterentwickelt wurden) präsentieren alle Ergebnisse, die recht weit von den oben diskutierten "potentiellen Emissionen" entfernt sind.

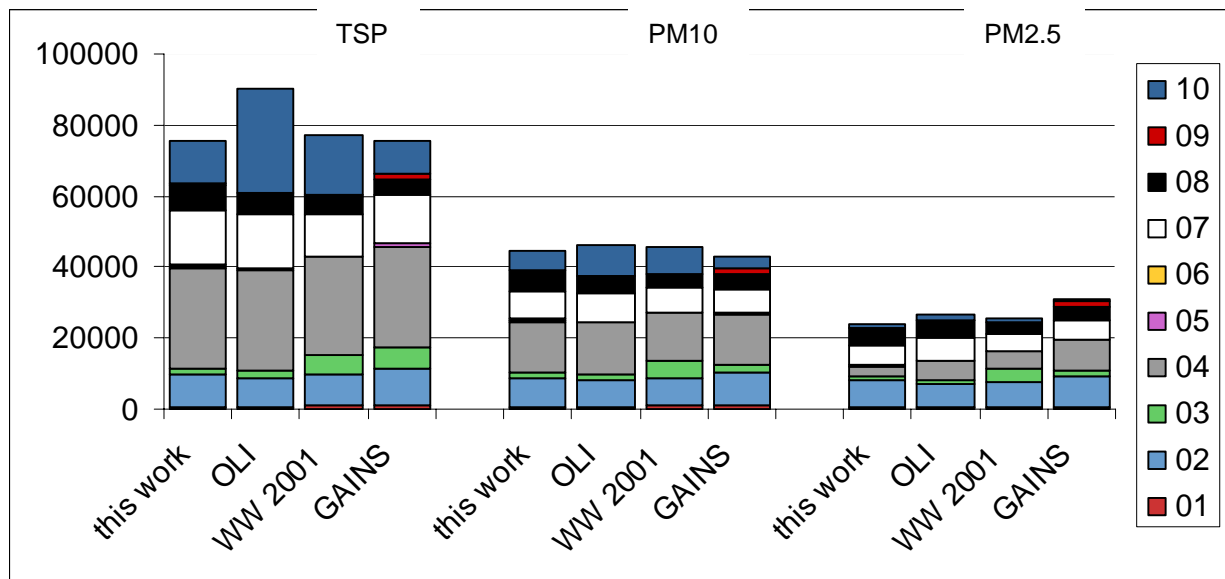


Abbildung 8: Vergleich unterschiedlicher Abschätzungen von Schwebstaub-Emissionen. OLI ist die Inventur des Umweltbundesamtes, WW sind die Daten nach Winiwarter et al., 2001, und GAINS bezieht sich auf Modellergebnisse des IIASA. Basisjahr ist hier 2000, bzw. 1999 (für WW), Angaben sind in Tonnen

Wesentliche Unterschiede dieser Arbeit im Vergleich zur OLI liegen in einer deutlich niedrigeren Bewertung des Beitrages der Landwirtschaft (insbesondere bei TSP). Obwohl der "off-road" Verkehr aus dem industriellen Sektor übertragen wurde (und die Zunahme des SNAP 08 erklärt) zeigt sich dort keine Verringerung. Wie bereits skizziert, mag der Anteil industrieller Prozesse hier eher den oberen Rand der möglichen Bandbreite beschreiben.

Insgesamt zeigt die Variationsbreite auch, welche Bereiche mit besseren Daten – insbesondere Messdaten – weiter abgestützt werden müssten (betrifft vor allem Landwirtschaft, SNAP 10, und Industrieprozesse, SNAP 04 bzw. 03) und in welchen Bereichen die Übereinstimmung bereits jetzt sehr hoch ist (alle Verbrennungsprozesse).

Besonders interessant sind die Differenzen zu den GAINS Ergebnissen. Hier gibt es zum einen Unterschiede in der Zuordnung der Industrieemissionen (ein wesentlich größerer Teil wird bei GAINS in der industriellen Verbrennung geführt), andererseits fällt auf dass GAINS einen höheren Anteil bei den PM2.5 Emissionen hat. Dies hat zur Folge, dass GAINS zwar die niedrigsten Emissionen bei TSP und PM10 aufweist, aber die höchsten bei PM2.5. Auch hier ist der wesentliche Unterschied beider Industrie zu finden, und zwar zum Teil in der internen Zuordnung der GAINS Quellgruppen zu den hier verwendeten SNAP Sektoren. Da bei GAINS der Beitrag der industriellen Verbrennung von TSP zu PM2.5 abnimmt, muss es sich um diffuse Emissionen handeln, die üblicherweise eher dem SNAP 4 zugerechnet werden. Andererseits inkludiert GAINS in seinem Sektor "04" auch einen Anteil Verbrennungsemissionen, die als PM2.5 emittiert werden und so zu den im Vergleich zu den anderen Abschätzungen erhöhten Werten für PM2.5 insgesamt beitragen.

5.3 Detailergebnisse besonders relevanter Sektoren

Alle Ergebnisse dieser Arbeit sind im Detail im Anhang wiedergegeben. In diesem Abschnitt sollen einige wesentliche Teilaspekte daraus herausgegriffen werden, die für die Interpretation von besonderer Bedeutung sind.

5.3.1 SNAP 02 – Kleinverbraucher

Einen guten Eindruck über die relevanten Bedingungen für Emissionen der Kleinf Feuerungen gibt

Abbildung 9. Dominante Verursacher der Emissionen sind die älteren Anlagen, die Holz als Brennstoff einsetzen. Wichtig zur Abschätzung der Emissionen ist daher die Kenntnis des Anteils an Energie (Brennstoff), der in solchen alten Feuerungen eingesetzt wird. Auch der Emissionsfaktor ist nur für diese Anlagen wirklich relevant. Wesentliche technische Verbesserungen bei den neuen Anlagen, oder eine Überschätzung des dort verwendeten Emissionsfaktors, hätten nur geringfügige Auswirkungen auf das Gesamtergebnis.

Alle anderen Brennstoffe, die in Österreich insgesamt einen Großteil der Wärmeproduktion ausmachen, haben ebenso wie die modernen Holzfeuerungen nur einen geringen Anteil an den Emissionen. Demgemäß wird deutlich, in welchem Bereich wirksame Maßnahmen nur ansetzen können: in einer verringerten Verwendung solcher alten Feuerungsanlagen.

Nicht vernachlässigbar sind auch die hier neu erfassten "sonstigen Quellen". Der wesentliche Anteil dieser Klasse kommt aus den Emissionen, die beim Grillen mit Holzkohle entstehen (immerhin über 760 t). Gemäß dem verwendeten Emissionsfaktor ist diese Quelle, die gewöhnlich als vernachlässigbar empfunden wird, durchaus von Interesse. Die Emissionen aus dem Grillen treten jedoch vorwiegend im Sommer auf, also in Perioden zu denen die Luftbelastung mit Partikel von nicht so hoher Bedeutung ist.

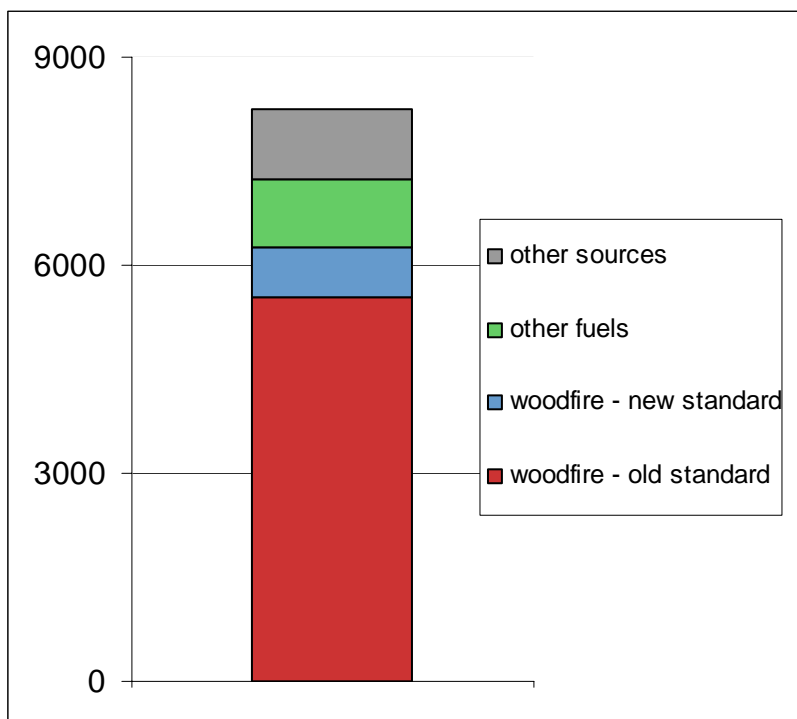


Abbildung 9: Teilbeiträge der Emissionen von Kleinf Feuerungen in Tonnen (hier beispielhaft dargestellt für TSP, 2005, da für andere Jahre und Größenklassen weitgehend identisch)

5.3.2 SNAP 04 – industrielle Prozesse

Die Aufteilung der Emissionen der Quellgruppe "industrielle Prozesse" ist in Abbildung 10 dargestellt. Deutlich sichtbar wird die Bedeutung, die dem bergmännischen Abbau und dem mechanischen Bewegen mineralischer Materialien zukommt. Etwas mehr als die Hälfte dieses Blocks bezieht sich allein auf Gewinnung, Umfüllung und Transport von Kalkstein. Alle anderen Beiträge zu dieser Quellgruppe, einschließlich dem der Baustellen, sind relativ unbedeutend. Interessant ist lediglich der höhere Anteil der eigentlichen "Produktion" im Bereich der Feinstaubemissionen (hier gezeigt: PM2.5). In Anlagen, die zur Produktion von Gütern gedacht sind (Zement, Kalk, Eisen- und Stahl) liegen gewöhnlich emissionsreduzierende Anlagen vor, die gröbere Partikel effizient abtrennen können, aber Feinstaub weniger gut zurückhalten. Damit werden zwar die Emissionen beider Größenfraktionen reduziert, aber der Anteil an emittiertem Feinstaub nimmt zu.

Wie in Abschnitt 4.4 beschrieben, werden die Emissionen aus den einzelnen Prozessschritten hochgerechnet. Die dafür verwendeten VDI-Formeln basieren zwar auf Messungen, sind aber nicht abgeglichen mit Messwerten von Immissionskonzentrationen. Vom Charakter entsprechen diese Daten daher einem oberen Grenzwert, einer "potentiellen Emission". Wegen der Bedeutung dieser diffusen Emissionen wären daher Projekte zur Verifizierung mithilfe von Immissionmessungen und einer daraus entwickelten Verbesserung der Berechnungsmethoden unbedingt anzuraten

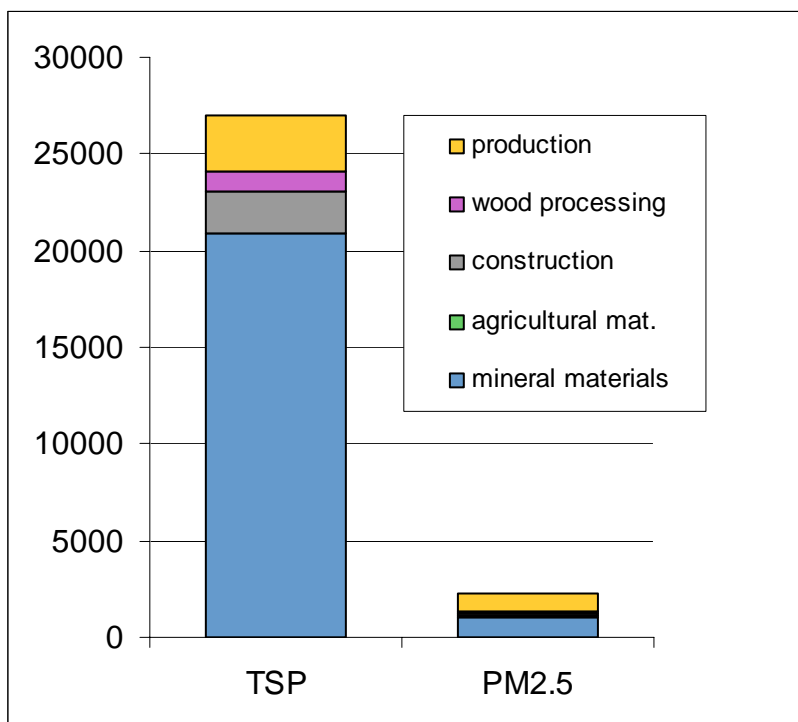


Abbildung 10: Teilbeiträge der Emissionen von industriellen Prozessen in Tonnen (TSP und PM2.5 für das Jahr 2005)

5.3.3 SNAP 07 – Straßenverkehr

Die in Abbildung 11 gezeigte Einteilung unterscheidet zwischen den Abgasemissionen einerseits (getrennt für PKW und Lieferwagen bzw. LKW und Autobussen) und den Emissionen aus der Aufwirbelung. Bei den Abgasemissionen ist der Beitrag der leichten und schweren Fahrzeuge ähnlich hoch, die Emissionen bestehen im Wesentlichen aus sehr kleinen Partikeln. Im Gegensatz dazu findet man nur einen kleinen Anteil der aufgewirbelten Teilchen in der Größenklasse der PM2.5

Partikel, d.h. diese Quelle transportiert vorwiegend größere Teilchen in die Atmosphäre. Als Konsequenz daraus stammen die TSP Emissionen des Straßenverkehrs vorwiegend aus der Aufwirbelung, die PM2.5 Emissionen dagegen aus dem Abgas.

Hier schraffiert dargestellt sind Emissionen, die sich aufgrund von in Österreich vom Endverbraucher gekauftem Treibstoff ergeben, der im Ausland verwendet wird. Dieser so genannte "Tanktourismus", der sich aufgrund unterschiedlicher Treibstoffpreise in Österreich und den benachbarten Ländern ergibt, macht im Jahr 2005 etwa 20% des gesamten Treibstoffverbrauches aus (Hausberger, 2006). Die daraus resultierenden Emissionen finden nicht in Österreich statt und werden deshalb nicht in die Summe eingerechnet. Dennoch ist es interessant, ihre Größe zu kennen. Beim Tanktourismus ist es in den letzten 15 Jahren zu einer Umkehrung gekommen. Während bis 1995 noch mehr im Ausland bezogener Treibstoff in Österreich verwendet wurde als umgekehrt, ist derzeit die nationale Energiebilanz verfälscht.

Die dem Tanktourismus zuzurechnenden Emissionen, die außerhalb Österreichs in die Atmosphäre gelangen, sind in Tabelle 9 detailliert angeführt. Dabei sind die Abgasemissionen nicht im Anhang enthalten – sie wurden direkt von Hausberger (2006) übernommen.

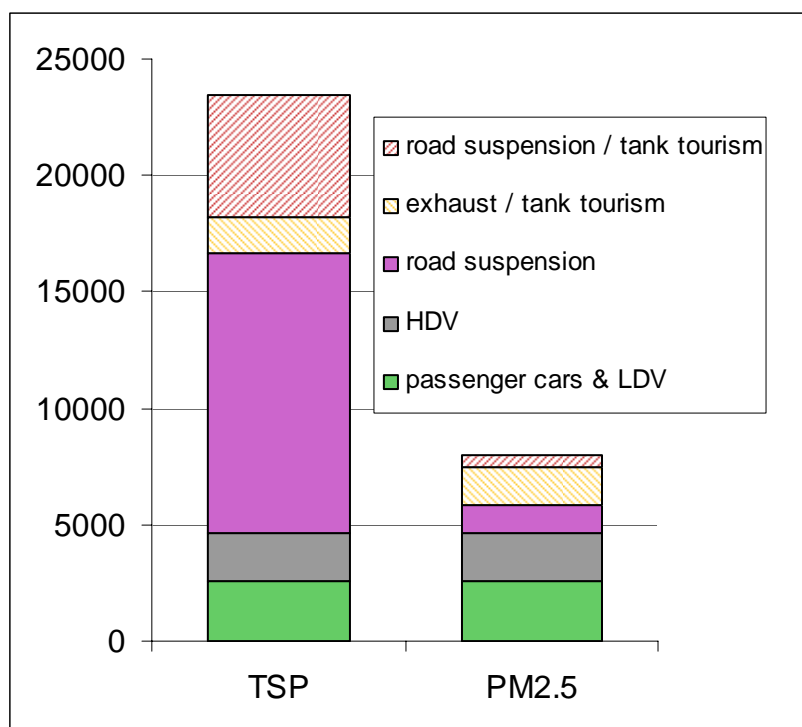


Abbildung 11: Teilbeiträge der Emissionen des Straßenverkehrs in Tonnen (TSP und PM2.5 für das Jahr 2005). Die schraffierten Emissionen treten außerhalb Österreichs auf, sie sind in der nationalen Summe nicht enthalten.

Tabelle 9: Dem "Tanktourismus" zuzurechnende Emissionen (in Tonnen). Negative Emissionen bedeuten die Verwendung ausländischen Kraftstoffes in Österreich

	1990	1995	2000	2005
PKW – Abgas	10	-41	-43	387
LKW – Abgas	-379	164	829	1221
PKW – Aufwirbelung TSP	119	-191	-241	1686
PM10	40	-64	-80	562
PM2.5	12	-19	-24	169
PKW – Aufwirbelung TSP	-517	201	1974	3501
PM10	-172	67	658	1167
PM2.5	-52	20	197	350

Abgasemissionen treten als PM2.5 auf

5.3.4 SNAP 08 – sonstiger Verkehr

Die wichtigen Quellen im Sektor Sonstiger Verkehr sind in Abbildung 12 dargestellt. Land- und Forstwirtschaft haben den höchsten Beitrag, gefolgt von der Industrie und den Eisenbahnen. Da die Emissionen der Eisenbahn im wesentlichen aus Abrieb bestehen und vor allem aus größeren Partikeln bestehen, sind Emissionen anderer Quellen dieses Sektors vorwiegend Verbrennungsemissionen und daher genauso bei TSP wie bei PM2.5 zu finden. Eisenbahnen machen dagegen für PM10 und noch deutlicher für PM2.5 wenig aus.

Die hier angeführten Emissionen im Bereich Industrie beinhalten jene Emissionen, die bisher den Produktionsprozessen zugeordnet waren, etwa den Transport in Schottergruben und Steinbrüchen.

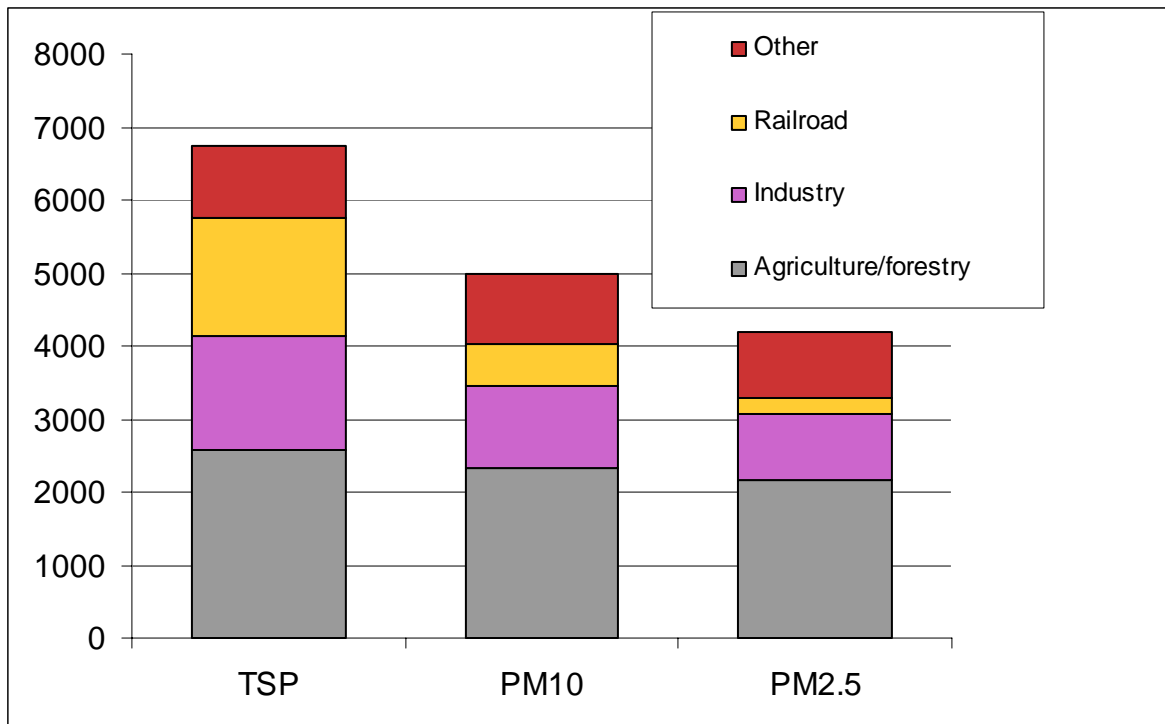


Abbildung 12: Teilbeiträge der Emissionen des Sonstigen Verkehrs in Tonnen (TSP, PM10 und PM2.5 für das Jahr 2005).

5.3.5 SNAP 10 – Landwirtschaft

Die Anteile der Einzelquellen an den Emissionen der Landwirtschaft sind in Abbildung 13 dargestellt. Deutlich wird einerseits der Unterschied zwischen den beiden Quellen, aber auch der nur sehr kleine Anteil der PM2.5 Teilchenfraktion an der emittierten Menge. Diese diffusen Emissionen sind kaum exakt zu bestimmen, daher mit großer Unsicherheit versehen. Neue Arbeiten (Hinz, pers. Mitteilung) helfen mit, die Emissionen aus der Feldbearbeitung besser zu verstehen, eine zur Modellierung erforderliche Parametrisierung der Bodenfeuchte konnte jedoch noch nicht entwickelt werden. Solche Arbeiten sind aufgrund des hohen Beitrages dieser Quelle an den Gesamtemissionen dringend erforderlich.

Für Ställe (Nutztiere) fehlen erforderliche Daten weitgehend. Die Arbeiten von Takai et al. (1998), die zur Ermittlung dieser Emissionen herangezogen werden, hatten ein anderes Messziel (Innenluft in Ställen, nicht Außenluft). Deren Verwendung täuscht ein Verständnis der entsprechenden Prozesse vor, tatsächlich wären weitere Messungen notwendig. Die hier verwendeten Schweizer Daten in der Interpretation von Lükewille et al. (2001) sind möglicherweise nicht viel verlässlicher, aber scheinen von der Größenordnung plausibler.

Während Landwirtschaft für die Emissionen von TSP in jedem Fall eine Rolle spielt, ist ihr Beitrag zu den PM2.5 Emissionen mit Sicherheit relativ gering.

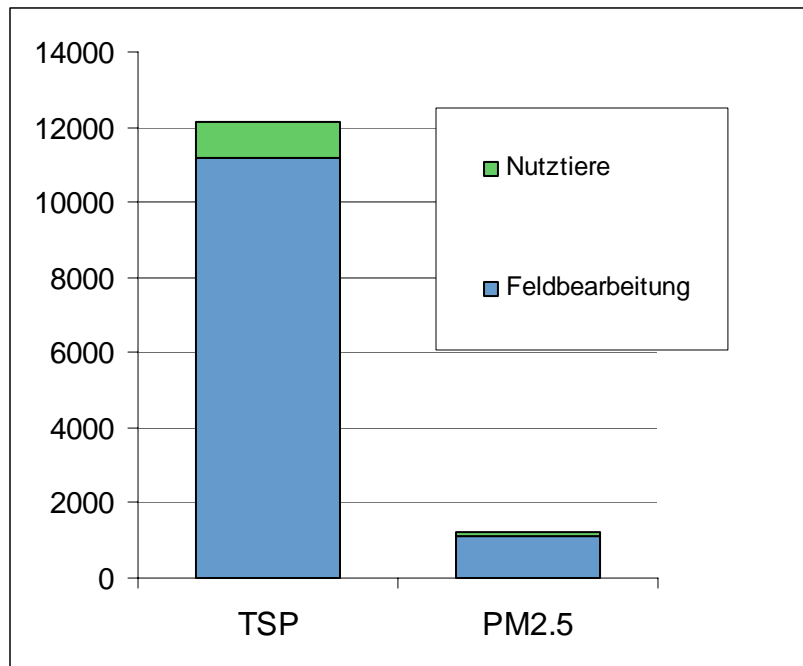


Abbildung 13: Teilbeiträge der Emissionen des sonstigen Verkehrs in Tonnen (TSP, PM10 und PM2.5 für das Jahr 2005).

5.4 Vergleich mit Atmosphärischen Messungen

Emissionsinventuren dienen letztlich immer dazu, Aussagen über die Luftqualität, also die Konzentration bestimmter Komponenten in der Atmosphäre, zu ermöglichen. Dafür ist es notwendig, Konzentrationen und Emissionen in Beziehung setzen zu können. Idealerweise erlaubt eine solche Verbindung, wenn gleichzeitig Informationen über Atmosphärenkonzentrationen aus Messungen verfügbar sind, die Qualität von Emissionsinventuren abzusichern.

In den letzten Jahren wurden Verfahren entwickelt, allein aus Messungen atmosphärischer Konzentrationen mit Hilfe statistischer Methoden auf die Quellen und somit Verursacher von Luftbelastungen rückzuschließen. Dabei wird angenommen, dass einzelne Quellen durch bestimmte Komponenten, oder durch eine Kombination von Komponenten in einem bestimmten Verhältnis (Signatur) charakterisiert werden. Das gesamte Signal einer analytischen Bestimmung setzt sich dann aus den Signaturen aller Einzelquellen zusammen. Einen Überblick über die gängigen Verfahren der Quellenanalyse und deren Verwendung in Europa bieten Viana et al. (2007). Dort werden auch die methodischen Grenzen dieses Verfahrens im Detail beschrieben.

Es gibt eine Reihe von Gründen, warum solche Quellenanalysen und Emissionsinventuren systematisch abweichende Ergebnisse liefern können. Zu den wichtigsten dieser Gründe zählen:

- Räumliche Variabilität von Emissionen
- Zeitliche Variabilität von Emissionen
- Rezeptorpunkt ist nicht repräsentativ
- Ähnlichkeit von Quellprofilen (Signaturen) gänzlich unterschiedlicher Quellen
- Unterschiedliche Definition/Einteilung von Quellsektoren
- Systematisches Fehlen bestimmter Quellen in der Inventur: natürliche Quellen
- Sekundäre (=in der Atmosphäre gebildete) Komponenten, die von einer Emissionsinventur so nicht erfasst werden

Gerade die Gründe, die auf methodischen Schwächen der Emissionsinventur beruhen, weisen auf interessante Einschränkungen der Anwendbarkeit hin. Die Wirksamkeit von Maßnahmen zur Reduktion von Luftbelastungen kann nur in eingeschränkter Form abgeschätzt werden. Probleme, die nur zu bestimmten Zeiten (für PM10: Winter) oder an bestimmten Orten (PM10: Städte) auftreten, sind vorwiegend durch Maßnahmen fassbar, die diesen Zeiten und Orten entsprechen. Räumliche und zeitliche Aufgliederung von Emissionen ist zwar technisch machbar (siehe Orthofer und Winiwarter, 1998) aber weder Gegenstand dieser Arbeit noch in den internationalen Berichtspflichten der Länder in adäquater Weise inkludiert.

Hier weist die Quellenanalyse unter Verwendung atmosphärischer Messungen massive Vorteile auf, da sie retrospektiv für interessante, weil belastete Situationen speziell eingesetzt werden kann (sofern Messungen verfügbar sind). Andererseits liefern ihre Ergebnisse zwar Hinweise auf Quellen, ermöglichen aber keine detaillierte Zuordnung.

Aktuelle Quellenanalysen sind in Österreich aus der Projektserie „Aquila“ verfügbar, die für die Städte Wien, Graz, Linz, Salzburg und einige weitere, kleinere Städte durchgeführt wurde. Im folgenden wurde aus der Studie für die Steiermark (Bauer et al., 2007) ein Vergleich verkehrsbelasteter Standorte in Wien, Salzburg und Graz herangezogen. Die Abbildung 14 vergleicht die Anteile der Beiträge einzelner Quellgruppen an belasteten Standorten, unter den Bedingungen von Episoden, mit der in dieser Arbeit entwickelten Inventur. Dabei wurde versucht, vergleichbare Quellen in gleicher Farbe darzustellen. Dies erfordert Vorwissen über die wichtigsten Entstehungsarten der Emissionen jeder Quellgruppe, und damit über eine angenommene Zusammensetzung.

Bei den Daten dieser Inventur wurde daher davon ausgegangen, dass die PM10 Emissionen der Kleinverbraucher im wesentlichen aus dem Holzrauch stammen, Emissionen des sonstigen Verkehrs hauptsächlich Dieselruß sind, während beim Straßenverkehr je etwa zur Hälfte mineralische Bestandteile (inkl. Salz aus dem Winterdienst) und Dieselruß emittiert werden. Mineralische Stäube stellen auch den Hauptteil der Emissionen der Landwirtschaft und der Industrie dar.

Im Vergleich zeigt sich eine gute Übereinstimmung bei Holzrauch und Dieselruß. Der Beitrag der mineralischen Komponente in der Inventur ist dagegen relativ groß. Da die belasteten Messstellen sich in der Nähe von Quellen aus Verbrennungsprozessen (Dieselruß, Holzrauch) befinden, aber entfernt von den diffusen Emissionen aus Industrie und Landwirtschaft, ist eine solche Abweichung nicht unplausibel. Sie kann aber auch einen Hinweis auf die bereits diskutierte Frage geben, ob nicht die verwendete Methodik für Prozessemissionen (Umschüttvorgänge) eher eine obere Grenze als eine bestmögliche Schätzung darstellt. Dies lässt sich aber ohne nähere Untersuchung unter besonderer Berücksichtigung von Steinbrüchen nicht feststellen.

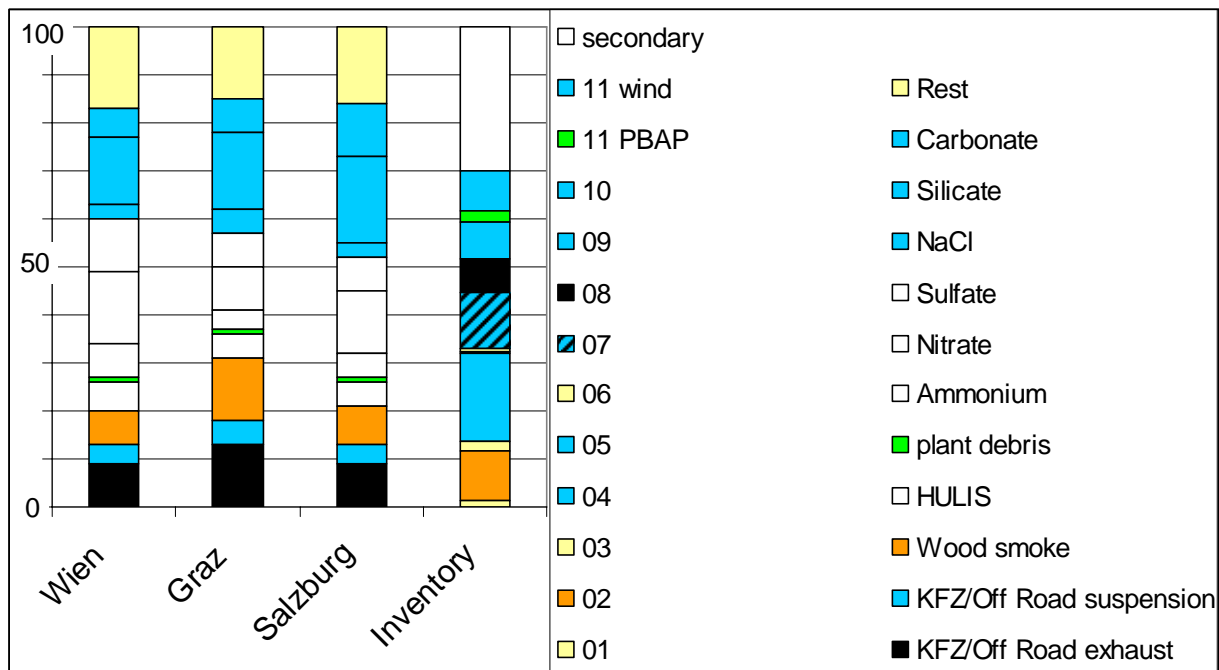


Abbildung 14: Gegenüberstellung der AQUELLA Quellenanalyse (Anteil von PM10 in %) mit dieser Arbeit. Der linke Teil der Legende bezieht sich auf die Gruppen der Inventur (natürliche Quellen, „11“, sind auch angeführt; ebenso wurden 30% als „sekundären“ Aerosole ausgewiesen, entsprechend deren Anteil bei den Quellenanalysen), die Reihenfolgen in der Grafik und der Legende stimmen überein. Die Farbgebung stellt den Versuch einer vergleichbaren Zuordnung dar: Schwarz steht für Dieselruß, Orange für Verbrennungsprodukte aus Holzverbrennung, Blau für mineralische Komponenten, Grün für organisches Material, und Weiß für sekundär gebildetes Material.

Eine detaillierte Auswertung der kompletten Datensätze, insbesondere unter der Berücksichtigung des zunächst nicht zuordenbaren Anteils (Rest), würde den Rahmen dieses Projektes sprengen. Die Möglichkeiten, die sich durch derartige Vergleiche ergeben, wurden u.a. von Winiwarer et al. (2007) für organisches Material gezeigt – die hier präsentierten Daten für natürliche Quellen beinhalten neben Pflanzenabrieb (Material aus Zellulose) auch Pilzsporen, die bei den Quellenanalysen unter „Rest“ aufscheinen.

6 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Die Neuerfassung der PM Emissionen in Österreich zeigt deutlich die Möglichkeiten und Grenzen auf, anhand von im wesentlichen Literaturarbeiten weitere Verbesserungen der Inventur zu erhalten. Aufbauend auf die Arbeiten von Winiwarer et al. (2001) und die Weiterentwicklungen der OLI steht ein Datengerüst zur Verfügung, das in seiner grundlegenden Aussage hier nicht überarbeitet werden musste.

Dennoch war eine Reihe von wichtigen Verbesserungen möglich. Basierend auf neueren Messergebnissen wurde ein für europäische Bedingungen realistisches Bild der Emissionen aus Aufwirbelung und Abrieb des Straßenverkehrs gezeichnet. Alle Prozesse, die mit Abladen, Abfüllen und Umschütten verbunden sind, wurden mit einer einheitlichen Methodik ermittelt. Die Emissionen des Sonstigen Verkehrs wurden in diesem Sektor, und nicht als Anteil anderer Sektoren, behandelt. Die Eigenschaften moderner Holzfeuerungen, Verbrennungsprozesse effizient und daher unter weitgehender Vermeidung von Emissionen stattfinden zu lassen, wurden explizit mit Hilfe geeigneter

Emissionsfaktoren berücksichtigt. Literatur über die Emissionen von PM aus der Landwirtschaft wurde kritisch auf Plausibilität durchleuchtet.

Als theoretische Weiterentwicklung wurde das Konzept der potentiellen Emissionen eingeführt. Potentielle Emissionen beschreiben eine mögliche Obergrenze eines emittierenden Prozesses, die mit Hilfe von Surrogatdaten (bei Mangel an effektiven Emissionsmessungen) eingesetzt wird. Jene Sektoren, deren Bewertung nur auf Basis solcher Potentieller Emissionen erfolgen kann, müssen anders beurteilt werden als solche Sektoren, deren Emissionen etwa auf Messungen der Freisetzung von Substanzen in die Atmosphäre selbst basieren. Zudem wird eine Fokussierung zukünftiger Aktivitäten zur Verbesserung von Inventuren möglich.

Die Frage der Potentiellen Emissionen spielt im Bereich der industriellen Prozessemissionen eine wichtige Rolle, die zwar nun mit einem einheitlichen System erfasst werden, welches genau die Charakteristika einer solchen Methodik zur Erfassung möglicher Obergrenzen von Emissionen trägt. Da der größte Teil solcher Emissionen in Kalksteinbrüchen geschätzt wird, können Messungen vor Ort wertvolle Hinweise auf die Anwendbarkeit und Verbesserung der verwendeten Methode zur Emissionsschätzung geben. Wegen der Bedeutung der diffusen Emissionen dieses Bereichs wäre eine Verifizierung und gegebenenfalls Verbesserung der Berechnungsmethoden unter Berücksichtigung der österreichischen Verhältnisse dringend erforderlich.

Im Rahmen der Erhebung selbst ist hier nochmals auf fehlende Datengrundlagen für Raumwärme aus Festbrennstoffeuerungen hinzuweisen. Einerseits sind die Abschätzungen des Anteils moderner Heizsysteme am gesamten Brennstoffeinsatz nicht geklärt – hier wären noch Spezialauswertungen der Statistik Austria abzuwarten, wie sie ohnehin vorgesehen sind. Andererseits muss der Emissionsfaktor für solche modernen Heizungen auch im Feldeinsatz verifiziert werden. Dafür sind größere Messkampagnen erforderlich, wie sie zuletzt Mitte der 90er Jahre erfolgreich durchgeführt wurden (Spitzer et al., 1998). Für die Emissionsbilanz spielt dies derzeit noch keine große Rolle, solange die Emissionen dieses Sektors durch Altanlagen dominiert werden – was jedoch durch Neubau und z.T. auch Ersatz alter Anlagen immer weniger der Fall ist. Ein Thema, das ebenso interessant wie schwierig zu quantifizieren ist, ist auch der Beitrag einzelner, sehr schlecht funktionierender (oder mit sehr schlechten Brennstoffen befeuerter) Heizungsanlagen auf die Gesamtemissionen dieses Bereiches.

Darüber hinaus ist ein Vergleich mit externen Daten immer von besonderem Interesse. Nur auf diese Weise ist es möglich, Validierungen der Ergebnisse durchzuführen und objektivierbare Weiterentwicklungen von Emissionsinventuren zu erreichen. Aber auch ein derartiger Vergleich – insbesondere mit Messdaten – ist im Rahmen der jeweils gegebenen Voraussetzungen zu sehen. Insbesondere treten die zeitlichen und räumlichen Variationen von Emissionen sowie ihre Ausbreitung in der Atmosphäre in Zusammenhang mit den jeweils gegebenen meteorologischen Bedingungen. Konzentrationsmessungen, die unter ganz bestimmten atmosphärischen Bedingungen erfolgen (etwa: hohe beobachtete Partikelkonzentrationen bei winterlichen Inversionswetterlagen) reflektieren daher nur ganz bestimmte Emissionssituationen, und müssen nicht den gemittelten Verhältnissen entsprechen. Darüber hinaus haben sowohl der Ferntransport von Luftinhaltsstoffen aus Gegenden außerhalb des hier behandelten Bereiches, also die grenzüberschreitende Luftverschmutzung, als auch die Konversion von gasförmigen Luftinhaltsstoffen zu sekundären Partikel beträchtlichen Einfluss auf Messwerte, und nur eine Aufschlüsselung der chemischen Zusammensetzung sowie quellenspezifische Analysen können helfen, eine Zuordnung zu den Emissionen selbst zu treffen.

Die Ergebnisse dieser Arbeiten deuten darauf hin, dass die Emissionen von PM in Österreich generell zurückgehen – nicht nur für die feinste Teilchenfraktion, PM_{2.5}, sondern in letzter Zeit leicht auch die groben Partikel. Eine Untersuchung des Potentials weiterer Reduktionen würde den Umfang dieser Arbeit sprengen. Beachtenswert sind aufgrund der vorliegenden Ergebnisse jedoch der Beitrag der industriellen Prozesse (Steinbrüche etc.) auf die Emissionen von TSP, sowie des Sonstigen Verkehrs auf die PM_{2.5} Emissionen. In beiden Fällen scheinen nämlich Lösungen offensichtlich – durch Einhausungen, Reduktion von Fallhöhen, oder Befeuchten des betroffenen

Materials bei der Industriequelle von TSP, sowie durch Erneuerung der Verbrennungsmotoren des Sonstigen Verkehrs auf den jetzigen Stand der Technik. Letzteres – Modernisierung des Bestandes bei Abschalten von Altanlagen – trifft auch für die Raumwärmeerzeugung durch Holzverbrennung zu.

Nicht für die Inventur, aber für die Luftqualität selbst wäre eine besondere Berücksichtigung der räumlichen und zeitlichen Muster der emittierenden Prozesse erstrebenswert. Maßnahmen wie Verzicht auf Holz als Brennstoff in städtischen Altanlagen, bei gleichzeitiger Forcierung moderner Anlagen im weniger belasteten ländlichen Bereich, oder eine Einschränkung der Aktivitäten von Steinbrüchen in bestimmten Zeiträumen (für die Landwirtschaft scheint dies ohnehin dem typischen jährlichen Muster zu entsprechen) können aus Sicht dieser Arbeit beitragen, hohe Belastung der Luft und somit der Bevölkerung zu vermeiden. Bei dieser Diskussion wird davon ausgegangen, dass die Reduktion der Emissionen durch Dieselruß (Partikelfilter) weiter vorangetrieben wird und sich auch in den Emissionszahlen auswirken wird, sowie dass den Abriebs- und Aufwirbelungsemissionen des Straßenverkehrs durch geeignete Maßnahmen ebenso Rechnung getragen wird.

7 Danksagung

Die Autoren danken Herrn Ass.Prof. Dr. Gerd Mauschitz für die Unterstützung und Beratung im Bereich der Emission staubender industrieller Prozesse, insbesondere der Zementherstellung.

8 Literatur

AgrarPlus (2003)

J. Streißeberger; Potenziale für biogene Rohstoffe zur energetischen Nutzung, EWLOG-Teilstudie, St. Pölten

Alfaro S.C. and L. Gomes (2001)

Modeling mineral aerosol production by wind erosion :Emission intensities and aerosol distributions in source areas, J. Geophys. Res, 106, n° D16, 18075-18084

Bauer, H., I. Marr, A. Kasper-Giebl, A. Limbeck, A. Caseiro, M. Handler, N. Jankowski, B. Klatzer, P. Kotianova, P. Pouresmaeil, Ch. Schmidl, M. Sageder, H. Puxbaum (2007)

"AQUELLA" Steiermark – Bestimmung von Immissionsbeiträgen in Feinstaubproben. Bericht-Nr. Lu-08/07, TU Wien
<http://umwelt.steiermark.at/>

Baumbach, G. (1993)

Luftreinhaltung, Entstehung, Ausbreitung und Wirkung von Luftverunreinigungen - Meßtechnik, Emissionsminderung und Vorschriften. 461, Springer Verlag, Berlin

Bergbau und Sicherheit (2000)

Sicherheit im Bergbau, Tagung Juni 2000, Kirchbichl/Tirol, BMWA, Abt IV/8

Bergbau und Sicherheit (2002)

Bergbau und Sicherheit, Jahrestagung 2002, Schloss Gamlitz, BMWA, Abt IV/8

BMWA 2006

Bergbaustatistik, Auszug Kalkstatistik, übermittelt vom FV Steine und Erden, WKO 2007, Wien

Boman C., A. Nordin, M. Öhman, D. Boström (2005)

"Emissions from small-scale combustion of biomass fuels - extensive quantification and characterization"; Energy Technology and Thermal Process Chemistry Umeå University, STEM-BHM (P12648-1 and P21906-1), Umeå, February 2005

Brunner, T. (2007)

Feinstaub aus Biomassefeuerungen. Workshop „Emissionen aus Biomasse-Kleinf Feuerungen“, Wieselburg, Nov. 21, 2007

Bühlmann, P. (2003)

Waldtage 2003, 11.-14. Sept. 03. Herstellung von Holzkohle, Forstamt beider Basel, Liestal, CH.
<http://www.foersterverband.ch/waldtage/downloads.html>

Bukowiecki, N., R. Gehrig, M. Hill, P. Lienemann, C.N. Zwicky, B. Buchmann, E. Weingartner, U. Baltensperger (2007).

Iron, manganese and copper emitted by cargo and passenger trains in Zürich (Switzerland): Size-segregated mass concentrations in ambient air. Atmospheric Environment 41, 878–889.

BUWAL (2001).

Maßnahmen zur Reduktion von PM10 Emissionen, Schlußbericht von Electrowatt Engineering. Vorabdruck.

Charles, S.M., S.A. Batterman, C. Jia (2007)

Composition and emissions of VOCs in main- and side-stream smoke of research cigarettes. Atmospheric Environment 41 5371–5384

Costa, A., M.Guarino, J.Decock, M.A. Meda, P. Navarotto, D. Berckmans (2004)

On-Line Monitoring Of PM10 Emission In A Swine Intensive Breeding. In: P. Dilara, M. Muntean and E. Angelino (ed.) Proceedings of the PM Emission Inventories Scientific Workshop: 174ff. European Commission, Joint Research Centre, Ispra.

Denier van der Gon, H. (2006)

PM from wind blown dust. Paper presented at the 7th Joint Task Force & EIONET Meeting on emission Inventories and Projections, Thessaloniki, Oct. 30 – Nov. 2, 2006.

EEA (2006)

UNECE – EMEP Emission Inventory Guidebook – 2006, Technical report No 11/2006, European Environment Agency, Copenhagen. http://reports.eea.europa.eu/EMEP_CORINAIR4/en/page002.html

Ellinger R., M.F. Kalina (2004)

Messbericht "Immissionsmessungen Wopfing", Zivilingenieur für Technische Chemie, 1180 Wien

EMPA 2004

A. Fischer, L. Emmenegger, T. Künninger; PM10-Emissionen bei Anlagen der Holzbearbeitung in der Schweiz, Forschungsbericht 115/53, Schweizerische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (EMPA), Dübendorf

EPA (1999)

AP-42. Compilation of Air Pollutant Emission Factors, 5th edition. Chapter 13.2 fugitive dust sources. U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC. <http://www.epa.gov/otaq/ap42.htm>

Gehrig, R., M. Hill, B. Buchmann, D. Imhof, E. Weingartner, U. Baltensperger (2004)

PM10 Emissions of Road Traffic from Abrasion and Resuspension Processes. In: P. Dilara, M. Muntean and E. Angelino (ed.) Proceedings of the PM Emission Inventories Scientific Workshop. European Commission, Joint Research Centre, Ispra

Gehrig, R., M. Hill, P. Lienemann, C.N. Zwicky, N. Bukowiecki, E. Weingartner, U. Baltensperger, B. Buchmann (2007)

Contribution of railway traffic to local PM10 concentrations in Switzerland. Atmospheric Environment 41, 923–933

Hackl A., G. Mauschitz (2007)

Emissionen aus Anlagen der österreichischen Zementindustrie (Berichtszeitraum 2003 bis 2005), TU Wien, Jan. 2007

Hauck, H., A. Berner, B. Gomiscek, S. Stopper, H. Puxbaum, M. Kundi, and O. Preining (2004)

On the equivalence of gravimetric PM data with TEOM and beta-attenuation measurements. J Aerosol Science 35, 1135-1149.

Hausberger, S. (2006)

Straßenverkehrsemissionen und Emissionen sonstiger mobiler Quellen Österreichs für die Jahre 1990 bis 2005. Bericht Nr. FVT-88/06/ Haus Em 16/06-6790, Forschungsgesellschaft für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik mbH, Graz.

Hausberger S., R. Pischinger (2000)

Emissionen des Off-Road-Verkehrs im Bundesgebiet Österreich für die Bezugsjahre 1990 bis 1999. Bericht Nr. Pi-67/2000 Haus-10/679 Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik, Technische Universität Graz.

Hinz, T., K. van der Hoek (2006)

PM Emissions from Arable Agriculture. Paper presented at the Agriculture and Nature expert Panel, 7th Joint Task Force & EIONET Meeting on emission Inventories and Projections, Thessaloniki, Oct. 30 – Nov. 2, 2006.

Hiebner, X. (2007)

Feinstaub PM10 aus dem Schienenverkehr. Diplomarbeit. Fakultät für Maschinenwesen und Betriebswissenschaften, TU Wien

Holzindustrie (2006)

Die österreichische Holzindustrie, Branchenbericht 2006/2007; Fachverband der Holzindustrie Österreichs, Wien

IIASA (2007)

GAINS Modellergebnisse, Szenario NEC_NAT_CLEV4. Internationales Institut für Angewandte Systemanalyse, Laxenburg. www.iiasa.ac.at/apd/rains

Ketzel, M., G. Omstedt, C. Johansson, I. Düring, M. Pohjola, D. Öttl, L. Gidhagen, P. Wåhlin, A. Lohmeyer, M. Haakanaf, R. Berkowicz (2007)

Estimation and validation of PM2.5/PM10 exhaust and non-exhaust emission factors for practical street pollution modelling. Atmos. Environ. 41, 9370-9385.

Klimont, Z., J. Cofala, I. Bertok, M. Amann, C. Heyes and F. Gyarmas (2002)

Modelling Particulate Emissions in Europe. A Framework to Estimate Reduction Potential and Control Costs, Interim Report IR-02-076, IIASA, Laxenburg

Kiessling, J.W. (2004)

Museen und Ausstellungen mit forsthistorischem Bezug. News of Forest History Nr. 1/(33/34), 86-96, BMLFUW Wien

Korc M., J. Fudała, C. Kliś (2007)

Wind Blown Dust Emissions. Submitted to Atmos. Environ.

Kupiainen K., Z. Klimont (2004)

Primary Emissions of Submicron and Carbonaceous Particles in Europe and the Potential for their Control. Interim Report IR-04-079, IIASA, Laxenburg.

Kutschera, U., B. Winter (2006)

Stand der Technik der Span- und Faserplattenherstellung, Beschreibung von Anlagen in Österreich und Luxemburg, Report Rep-0070, Umweltbundesamt GmbH, Wien

Lohmeyer, A., W. Baechlin, I. Duering (2004)

Modelling of vehicle induced non-exhaust PM10 emissions. In: P. Dilara, M. Muntean and E. Angelino (ed.) Proceedings of the PM Emission Inventories Scientific Workshop. European Commission, Joint Research Centre, Ispra.

Lorenzo, R., R. Kaegi, R. Gehrig, B. Grobéty (2006)

Particle emissions of a railway line determined by detailed single particle analysis. Atmospheric Environment 40 7831–7841

Lükewille A., I. Bertok, M. Amann, J. Cofala, F. Gyarmas, C. Heyes, N. Karvosenoja, Z. Klimont, W. Schoepp (2001)

A Framework to Estimate the Potential and Costs for the Control of Fine Particulate Emissions in Europe. Interim Report IR-01-023, IIASA, Laxenburg

Marticorena, B., G. Bergametti, D. Gillette, J. Belnap (1997)

Factors Controlling Threshold Friction Velocity in Semiarid and Arid Areas of the United States. J.Geophys. Res., 102: 23277

Mikropul und Gore

Moderne Entstaubungstechnik mit Oberflächenfiltern, Eine gemeinschaftliche Information der Firmen MikroPul GmbH & Co. KG, D-51149 Köln und W. L. Gore & Associates GmbH, D-85640 Putzbrunn.

http://www.mikropul.de/downloads/Literatur_entstaubungstechnik.pdf

NRC (2003)

Air Emissions from Animal Feeding Operations: Current Knowledge, Future Needs. Perry R. Hagenstein, Robert G. Flocchini (Eds.). The National Academies Press, Washington, 286 pp.

Obernberger, I., Brunner T., Eds (2005)

Aerosols in Biomass Combustion, Series Thermal Biomass Utilization, Institute for Resource Efficient and Sustainable Systems, Graz University of Technology, Graz

Orthofer R., W. Winiwarter (1998)

Spatial and Temporal Disaggregation of Emission Inventories. In: H.Power and J.M. Baldasano (eds.): Air Pollution Emissions Inventory [J.W.S. Longhurst, H. Power, Series Eds., Advances in Air Pollution, Vol.3] pp. 51-70, Computational Mechanics Publications, Southampton, UK (1998).

Oettl, D., R. Funk (2007)

PM emission factors for farming activities by means of dispersion modeling. Paper presented at the International Conference "Particulate Matter in and from Agriculture" 2007, Braunschweig

Pulles, T. (2001)

Daten der CEPMEIP internet page: http://spiritas.host.sk/tno/cepmeip/emissions_results.php?

Schopper, A. (2005)

Umweltverträglichkeitsprüfung zur „Erweiterung Basaltsteinbruch Klösch“, Teilgutachten Luft, im Rahmen des UVP-Vorhabens der Klöcher Basaltwerke; Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Abt 13A, Graz

Spitzer J., P. Enzinger, G. Fankhauser, W. Fritz, F. Golja, R. Stiglbrunner (1998).

Emissionsfaktoren für feste Brennstoffe. Bericht Nr.: IEF-B-07/98, Joanneum Research, Graz.

Statistik Austria (2007)

Energiestatistik: Mikrozensus Energieeinsatz der Haushalte 2004

Storch A. (2007)

Emissionsentwicklung der Kleinf Feuerungen bei festen biogenen Brennstoffen in Österreich. Workshop „Emissionen aus Biomasse-Kleinf Feuerungen“, Wieselburg, Nov. 21, 2007

Takai, H., S. Pedersen, J.O. Johnsen, J.H.M. Metz, P.W.G. Groot Koerkamp, G.H. Uenk, V.R. Phillips, M.R. Holden, R.W. Sneath, J.L. Short, R.P. White, J. Hartung, J. Seedorf, M. Schroder, K.H. Linkert, C.M. Wathes (1998)

Concentrations and Emissions of Airborne Dust in Livestock Buildings in Northern Europe. J. agric. Engng Res. 70, 59-77

Trenker, C., W. Höflinger (1999)

Diffuse Staubemissionen: Vergleich verschiedener Berechnungsverfahren und Laboruntersuchungen von staubenden Gütern. TU-Wien 1999

Umweltbundesamt (2002)

Stand der Technik bei kalorischen Kraftwerken in Österreich, UBA Monographie 162, Umweltbundesamt Wien, Juli 2002

Umweltbundesamt (2004)

Medienübergreifende Umweltkontrolle in ausgewählten Gebieten, Monographie M-168, Umweltbundesamt GmbH, Wien 2004

Umweltbundesamt (2006)

Schwebstaub in Österreich, Bericht BE 277, Umweltbundesamt GmbH, Wien

Umweltbundesamt (2007a)

Austria's Informative Inventory Report 2007. Rep-0082, Umweltbundesamt GmbH, Wien

Umweltbundesamt (2007b)

Aktualisierung von Emissionsfaktoren als Grundlage für den Anhang des Energieberichts, Bericht an das BM für Wirtschaft und Arbeit und an das BM für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Rep-0075, Umweltbundesamt GmbH, Wien

VDI (1999)

VDI Richtlinie 3790 „Umweltmeteorologie: Emissionen von Gasen, Gerüchen und Stäuben aus diffusen Quellen: Lagerung, Umschlag und Transport von Schüttgütern“, Blatt 3, Verein Deutscher Ingenieure, Düsseldorf

Venkatram, A. (2000)

A Critique of Empirical Emission Factor Models: a Case Study of the AP-42 Model for Estimating PM-10 Emissions from Paved Roads, Atmospheric Environment 34, 1-11

Viana, M., T.A.J. Kuhlbusch, X. Querol, A. Alastuey, R.M. Harrison, P.K. Hopke, W. Winiwarter, M. Vallius, S. Szidat, A.S.H. Prévôt, C. Hueglin, H. Bloemen, P. Wählin, R. Vecchi, A.I. Miranda, A. Kasper-Giebl, W. Maenhaut, R. Hitzenberger (2007)

Source apportionment of PM in Europe: methods and results. Paper submitted to J Aerosol Sci

W&P (2003)

Umwelterklärung W&P, Werk Peggau, Wietersdorfer&Peggauer Zementwerke GmbH, Leoben

Winiwarter, W., C. Trenker, W. Höflinger (2001)

Unsicherheit der Emissionsinventur für Treibhausgase in Österreich, Seibersdorf Research Report, OEFZS--S-0072, Wien, 2000

Winiwarter, W., H. Bauer, A. Caseiro, H. Puxbaum (2007)

Quantifying emissions of Primary Biological Aerosol Particle mass in Europe. Accepted for publication in Atmos. Environ

Wörgetter, M., W. Moser (2006)

Emissionsbilanz von Holzfeuerungen kleiner Leistung in Niederösterreich. Austrian Bioenergy Centre GmbH, Graz/Wieselburg

ANHANG

Emissionen von TSP, PM10 und PM2.5 im Detail

Index	SOURCE.SNAP	SOURC ES. SPLIT	Fuel	Unit	TSP (tons)				PM10 (tons)				PM2.5 (tons)			
					1990	1995	2000	2005	1990	1995	2000	2005	1990	1995	2000	2005
010100XXX	Public power			GJ	612	290	217	387	581	276	206	368	489	232	174	310
010101LPS116A	Combustion plants >= 300 MW (boilers)	LPS	116A	GJ	0	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	2
010102LPS116A	Combustion plants >= 50 and < 300 MW (boilers)	LPS	116A	GJ	0	0	0	4	0	0	0	4	0	0	0	3
010103XXX102A	Combustion plants < 50 MW (boilers)		102A	GJ	17	21	41	1	15	19	37	1	13	15	31	0
010103XXX105A	Combustion plants < 50 MW (boilers)		105A	GJ	0	23	4	0	0	21	3	0	0	18	3	0
010103XXX106A	Combustion plants < 50 MW (boilers)		106A	GJ	7	0	18	0	6	0	16	0	5	0	13	0
010103XXX116A	Combustion plants < 50 MW (boilers)		116A	GJ	0	0	4	151	0	0	3	136	0	0	3	113
010103XXX203B	Combustion plants < 50 MW (boilers)		203B	GJ	2	2	2	1	2	2	2	1	1	2	1	1
010103XXX203D	Combustion plants < 50 MW (boilers)		203D	GJ	9	116	39	67	8	104	35	61	7	93	31	54
010103XXX204A	Combustion plants < 50 MW (boilers)		204A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
010103XXX301A	Combustion plants < 50 MW (boilers)		301A	GJ	0	4	9	4	0	3	8	4	0	3	7	3
010103XXX303A	Combustion plants < 50 MW (boilers)		303A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
010103XXX309A	Combustion plants < 50 MW (boilers)		309A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
010103XXX309B	Combustion plants < 50 MW (boilers)		309B	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Index	SOURCE.SNAP	SOURC ES. SPLIT	Fuel	Unit	TSP (tons)				PM10 (tons)				PM2.5 (tons)			
					1990	1995	2000	2005	1990	1995	2000	2005	1990	1995	2000	2005
010103XXX310A	Combustion plants < 50 MW (boilers)		310A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
010105XXX2050	Stationary engines		2050	GJ	0	12	0	0	0	12	0	0	0	12	0	0
010200XXX	District heating plants			GJ	80	40	20	17	76	38	19	16	64	32	16	14
010201LPS116A	Combustion plants >= 300 MW (boilers)	LPS	116A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
010202LPS116A	Combustion plants >= 50 and < 300 MW (boilers)	LPS	116A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
010202XXX106A	Combustion plants >= 50 and < 300 MW (boilers)		106A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
010203XXX105A	Combustion plants < 50 MW (boilers)		105A	GJ	0	4	0	0	0	4	0	0	0	3	0	0
010203XXX106A	Combustion plants < 50 MW (boilers)		106A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
010203XXX111A	Combustion plants < 50 MW (boilers)		111A	GJ	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1
010203XXX114B	Combustion plants < 50 MW (boilers)		114B	GJ	0	0	1	3	0	0	1	3	0	0	0	2
010203XXX115A	Combustion plants < 50 MW (boilers)		115A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
010203XXX116A	Combustion plants < 50 MW (boilers)		116A	GJ	76	198	181	210	69	178	163	189	57	149	136	158
010203XXX203B	Combustion plants < 50 MW (boilers)		203B	GJ	24	20	22	0	22	18	20	0	18	15	16	0
010203XXX203C	Combustion plants < 50 MW (boilers)		203C	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
010203XXX203D	Combustion plants < 50 MW (boilers)		203D	GJ	0	0	0	4	0	0	0	4	0	0	0	3

Index	SOURCE.SNAP	SOURC ES. SPLIT	Fuel	Unit	TSP (tons)				PM10 (tons)				PM2.5 (tons)			
					1990	1995	2000	2005	1990	1995	2000	2005	1990	1995	2000	2005
010203XXX204A	Combustion plants < 50 MW (boilers)		204A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
010203XXX2050	Combustion plants < 50 MW (boilers)		2050	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
010203XXX301A	Combustion plants < 50 MW (boilers)		301A	GJ	3	0	1	1	2	0	1	1	2	0	0	1
010203XXX303A	Combustion plants < 50 MW (boilers)		303A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
010203XXX309B	Combustion plants < 50 MW (boilers)		309B	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
010205XXX2050	Stationary engines		2050	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
010301XXX308A	Combustion plants ≥ 300 MW (boilers)		308A	GJ	151	96	109	105	143	91	103	100	120	77	87	84
010503X10301A	Combustion plants < 50 MW (boilers)	Oil/Gas- Extr.	301A	GJ	3	3	2	2	2	3	2	2	2	2	1	2
010503X12203D	Combustion plants < 50 MW (boilers)	Gaswork s	203D	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
010503X12224A	Combustion plants < 50 MW (boilers)	Gaswork s	224A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
010503X12301A	Combustion plants < 50 MW (boilers)	Gaswork s	301A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
010504XXX301A	Gas turbines		301A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
010506XXX301A	Pipeline compressors		301A	GJ	2	2	5	5	2	2	4	4	2	2	4	4
020103X2A111A	Combustion plants < 50 MW (boilers)	boiler - old system	111A	GJ	73	64	57	50	66	58	51	45	59	51	45	40
020103X2A116A	Combustion plants < 50 MW (boilers)	boiler - old system	116A	GJ	46	51	45	40	42	46	41	36	37	41	36	32

Index	SOURCE.SNAP	SOURC ES. SPLIT	Fuel	Unit	TSP (tons)				PM10 (tons)				PM2.5 (tons)			
					1990	1995	2000	2005	1990	1995	2000	2005	1990	1995	2000	2005
020103X2B111A	Combustion plants < 50 MW (boilers)	boiler - new system	111A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
020103X2B116A	Combustion plants < 50 MW (boilers)	boiler - new system	116A	GJ	0	0	52	106	0	0	47	95	0	0	42	85
020103XXX102A	Combustion plants < 50 MW (boilers)		102A	GJ	14	10	12	11	13	9	11	10	11	8	10	9
020103XXX104A	Combustion plants < 50 MW (boilers)		104A	GJ	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0
020103XXX105A	Combustion plants < 50 MW (boilers)		105A	GJ	5	3	2	1	4	2	2	1	4	2	2	1
020103XXX106A	Combustion plants < 50 MW (boilers)		106A	GJ	8	6	12	2	7	6	11	2	6	5	10	2
020103XXX107A	Combustion plants < 50 MW (boilers)		107A	GJ	17	11	6	7	15	10	5	6	14	9	5	5
020103XXX115A	Combustion plants < 50 MW (boilers)		115A	GJ	126	78	76	38	114	70	69	34	101	62	61	30
020103XXX203B	Combustion plants < 50 MW (boilers)		203B	GJ	27	23	8	12	24	21	8	10	22	19	7	9
020103XXX203C	Combustion plants < 50 MW (boilers)		203C	GJ	156	81	52	0	141	73	47	0	125	65	41	0
020103XXX203D	Combustion plants < 50 MW (boilers)		203D	GJ	106	30	10	0	96	27	9	0	80	22	8	0
020103XXX204A	Combustion plants < 50 MW (boilers)		204A	GJ	3	12	30	44	3	11	27	39	3	9	24	35
020103XXX2050	Combustion plants < 50 MW (boilers)		2050	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Index	SOURCE.SNAP	SOURC ES. SPLIT	Fuel	Unit	TSP (tons)				PM10 (tons)				PM2.5 (tons)			
					1990	1995	2000	2005	1990	1995	2000	2005	1990	1995	2000	2005
020103XXX206A	Combustion plants < 50 MW (boilers)		206A	GJ	2	1	1	0	2	1	1	0	2	1	1	0
020103XXX224A	Combustion plants < 50 MW (boilers)		224A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
020103XXX301A	Combustion plants < 50 MW (boilers)		301A	GJ	7	15	12	21	6	14	11	19	5	12	10	16
020103XXX303A	Combustion plants < 50 MW (boilers)		303A	GJ	1	2	1	2	1	2	1	2	1	1	1	2
020103XXX309A	Combustion plants < 50 MW (boilers)		309A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
020103XXX309B	Combustion plants < 50 MW (boilers)		309B	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
020103XXX310A	Combustion plants < 50 MW (boilers)		310A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
020106X2H	Comm./instit. - Other stationary equipments	bonfire		GJ	150	150	150	150	150	150	150	150	150	150	150	150
020106X2I	Comm./instit. - Other stationary equipments	open firepits		GJ	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16
020202X21102A	Combustion plants < 50 MW (boilers)	Central Heating	102A	GJ	282	220	106	58	253	198	96	52	225	176	85	46
020202X21104A	Combustion plants < 50 MW (boilers)	Central Heating	104A	GJ	0	0	5	1	0	0	5	1	0	0	4	1
020202X21105A	Combustion plants < 50 MW (boilers)	Central Heating	105A	GJ	129	56	15	3	116	50	14	3	103	45	12	2
020202X21106A	Combustion plants < 50 MW (boilers)	Central Heating	106A	GJ	235	117	34	21	211	105	31	19	188	94	27	17
020202X21107A	Combustion plants < 50 MW (boilers)	Central Heating	107A	GJ	872	636	358	248	784	573	322	224	697	509	286	199

Index	SOURCE.SNAP	SOURC ES. SPLIT	Fuel	Unit	TSP (tons)				PM10 (tons)				PM2.5 (tons)			
					1990	1995	2000	2005	1990	1995	2000	2005	1990	1995	2000	2005
020202X21203B	Combustion plants < 50 MW (boilers)	Central Heating	203B	GJ	58	24	31	20	52	21	28	18	46	19	25	16
020202X21204A	Combustion plants < 50 MW (boilers)	Central Heating	204A	GJ	117	159	147	157	105	143	133	141	93	127	118	125
020202X21224A	Combustion plants < 50 MW (boilers)	Central Heating	224A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
020202X21301A	Combustion plants < 50 MW (boilers)	Central Heating	301A	GJ	4	8	12	14	3	7	10	13	3	6	9	11
020202X21303A	Combustion plants < 50 MW (boilers)	Central Heating	303A	GJ	0	1	1	1	0	1	1	1	0	0	1	1
020202X22102A	Combustion plants < 50 MW (boilers)	Apartme nt Heat.	102A	GJ	44	31	15	8	39	28	14	8	35	25	12	7
020202X22104A	Combustion plants < 50 MW (boilers)	Apartme nt Heat.	104A	GJ	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0
020202X22105A	Combustion plants < 50 MW (boilers)	Apartme nt Heat.	105A	GJ	20	14	6	1	18	13	6	1	16	11	5	1
020202X22106A	Combustion plants < 50 MW (boilers)	Apartme nt Heat.	106A	GJ	36	25	13	8	33	22	12	7	29	20	11	6
020202X22107A	Combustion plants < 50 MW (boilers)	Apartme nt Heat.	107A	GJ	135	75	36	25	121	68	32	22	108	60	29	20
020202X22204A	Combustion plants < 50 MW (boilers)	Apartme nt Heat.	204A	GJ	16	15	10	10	14	14	9	9	12	12	8	8
020202X22301A	Combustion plants < 50 MW (boilers)	Apartme nt Heat.	301A	GJ	6	9	12	15	6	8	11	13	5	7	9	12
020202X2C111A	Combustion plants < 50 MW (boilers)	central heating - old system	111A	GJ	3877	4336	3816	3358	3490	3903	3434	3022	3102	3469	3053	2687

Index	SOURCE.SNAP	SOURC ES. SPLIT	Fuel	Unit	TSP (tons)				PM10 (tons)				PM2.5 (tons)			
					1990	1995	2000	2005	1990	1995	2000	2005	1990	1995	2000	2005
020202X2C116A	Combustion plants < 50 MW (boilers)	central heating - old system	116A	GJ	84	160	141	124	76	144	127	112	67	128	113	99
020202X2D111A	Combustion plants < 50 MW (boilers)	central heating - new system	111A	GJ	0	0	27	333	0	0	24	300	0	0	21	266
020202X2D116A	Combustion plants < 50 MW (boilers)	central heating - new system	116A	GJ	0	0	126	231	0	0	114	208	0	0	101	185
020205X23102A	Other equipments (stoves, fireplaces, cooking,...)	Stove	102A	GJ	227	177	92	50	204	160	82	45	182	142	73	40
020205X23104A	Other equipments (stoves, fireplaces, cooking,...)	Stove	104A	GJ	0	0	4	1	0	0	4	1	0	0	4	1
020205X23105A	Other equipments (stoves, fireplaces, cooking,...)	Stove	105A	GJ	104	52	18	3	94	47	16	3	83	42	15	3
020205X23106A	Other equipments (stoves, fireplaces, cooking,...)	Stove	106A	GJ	189	199	136	82	170	179	122	73	152	159	109	65
020205X23107A	Other equipments (stoves, fireplaces, cooking,...)	Stove	107A	GJ	703	345	131	91	633	310	118	82	562	276	104	72
020205X23113A	Other equipments (stoves, fireplaces, cooking,...)	Stove	113A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
020205X23204A	Other equipments (stoves, fireplaces, cooking,...)	Stove	204A	GJ	23	25	18	19	21	23	16	17	19	20	15	15

Index	SOURCE.SNAP	SOURC ES. SPLIT	Fuel	Unit	TSP (tons)				PM10 (tons)				PM2.5 (tons)			
					1990	1995	2000	2005	1990	1995	2000	2005	1990	1995	2000	2005
020205X23301A	Other equipments (stoves, fireplaces, cooking,...)	Stove	301A	GJ	6	5	1	2	6	4	1	1	5	4	1	1
020205X2E111A	Other equipments (stoves, fireplaces, cooking,...)	stove - old system	111A	GJ	2670	2505	2205	1940	2403	2255	1984	1746	2136	2004	1764	1552
020205X2E116A	Other equipments (stoves, fireplaces, cooking,...)	stove - old system	116A	GJ	26	32	28	25	23	29	26	22	20	26	23	20
020205X2F111A	Other equipments (stoves, fireplaces, cooking,...)	stove - new system	111A	GJ	0	0	0	41	0	0	0	37	0	0	0	33
020205X2F116A	Other equipments (stoves, fireplaces, cooking,...)	stove - new system	116A	GJ	0	0	4	9	0	0	3	9	0	0	3	8
020205X2G	Other equipments (stoves, fireplaces, cooking,...)	barbecue		GJ	763	763	763	763	763	763	763	763	763	763	763	763
020302XXX102A	Combustion plants < 50 MW (boilers)		102A	GJ	3	3	1	0	3	2	1	0	2	2	1	0
020302XXX106A	Combustion plants < 50 MW (boilers)		106A	GJ	15	10	6	3	14	9	5	3	12	8	5	3
020302XXX107A	Combustion plants < 50 MW (boilers)		107A	GJ	33	21	11	6	30	19	10	6	27	17	9	5
020302XXX203B	Combustion plants < 50 MW (boilers)		203B	GJ	16	6	8	5	14	6	7	5	13	5	7	4
020302XXX204A	Combustion plants < 50 MW (boilers)		204A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
020302XXX301A	Combustion plants < 50 MW (boilers)		301A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Index	SOURCE.SNAP	SOURC ES. SPLIT	Fuel	Unit	TSP (tons)				PM10 (tons)				PM2.5 (tons)			
					1990	1995	2000	2005	1990	1995	2000	2005	1990	1995	2000	2005
020302XXX303A	Combustion plants < 50 MW (boilers)		303A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
020305XXX	Agri./forest/aqua. - Other stationary equipments	charcoal producti on		GJ	69	69	69	69	69	69	69	69	69	69	69	69
03010AXXX102A	Iron and Steel (s)		102A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
03010AXXX105A	Iron and Steel (s)		105A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
03010AXXX107A	Iron and Steel (s)		107A	GJ	4	13	4	11	3	12	4	10	3	10	3	8
03010AXXX116A	Iron and Steel (s)		116A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
03010AXXX203B	Iron and Steel (s)		203B	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
03010AXXX203D	Iron and Steel (s)		203D	GJ	52	61	58	38	47	55	53	34	39	46	44	28
03010AXXX204A	Iron and Steel (s)		204A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
03010AXXX206A	Iron and Steel (s)		206A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
03010AXXX301A	Iron and Steel (s)		301A	GJ	1	2	3	2	1	1	3	2	1	1	2	2
03010AXXX303A	Iron and Steel (s)		303A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
03010BXXX102A	Non Ferrous Metals (s)		102A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
03010BXXX107A	Non Ferrous Metals (s)		107A	GJ	9	4	9	6	9	4	8	5	7	3	6	4
03010BXXX203B	Non Ferrous Metals (s)		203B	GJ	0	1	1	0	0	1	1	0	0	1	1	0
03010BXXX203D	Non Ferrous Metals (s)		203D	GJ	2	4	7	5	2	3	6	4	1	3	5	4
03010BXXX204A	Non Ferrous Metals (s)		204A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
03010BXXX206A	Non Ferrous Metals (s)		206A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
03010BXXX301A	Non Ferrous Metals (s)		301A	GJ	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
03010BXXX303A	Non Ferrous Metals (s)		303A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Index	SOURCE.SNAP	SOURC ES. SPLIT	Fuel	Unit	TSP (tons)				PM10 (tons)				PM2.5 (tons)			
					1990	1995	2000	2005	1990	1995	2000	2005	1990	1995	2000	2005
03010CXXX102A	Chemicals (s)		102A	GJ	34	64	99	59	31	58	89	53	26	48	74	44
03010CXXX105A	Chemicals (s)		105A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
03010CXXX106A	Chemicals (s)		106A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
03010CXXX107A	Chemicals (s)		107A	GJ	17	8	21	12	16	7	19	11	13	6	16	9
03010CXXX111A	Chemicals (s)		111A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
03010CXXX115A	Chemicals (s)		115A	GJ	125	134	62	251	112	121	56	226	94	101	47	189
03010CXXX116A	Chemicals (s)		116A	GJ	159	95	215	134	143	85	193	120	120	71	161	100
03010CXXX203B	Chemicals (s)		203B	GJ	2	3	1	1	2	2	1	1	2	2	1	1
03010CXXX203D	Chemicals (s)		203D	GJ	17	15	11	8	15	13	10	7	13	11	8	6
03010CXXX204A	Chemicals (s)		204A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
03010CXXX2050	Chemicals (s)		2050	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
03010CXXX215A	Chemicals (s)		215A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
03010CXXX301A	Chemicals (s)		301A	GJ	5	5	8	6	4	5	7	6	4	4	6	5
03010CXXX303A	Chemicals (s)		303A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
03010CXXX309A	Chemicals (s)		309A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
03010CXXX309B	Chemicals (s)		309B	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
03010DXXX102A	Pulp, Paper and Print (s)		102A	GJ	7	6	15	17	6	5	14	15	5	4	11	12
03010DXXX105A	Pulp, Paper and Print (s)		105A	GJ	16	9	5	3	15	8	4	3	12	7	3	2
03010DXXX106A	Pulp, Paper and Print (s)		106A	GJ	10	1	0	0	9	1	0	0	7	1	0	0
03010DXXX107A	Pulp, Paper and Print (s)		107A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
03010DXXX111A	Pulp, Paper and Print (s)		111A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
03010DXXX115A	Pulp, Paper and Print (s)		115A	GJ	9	2	1	1	8	2	1	1	7	2	1	1

Index	SOURCE.SNAP	SOURC ES. SPLIT	Fuel	Unit	TSP (tons)				PM10 (tons)				PM2.5 (tons)			
					1990	1995	2000	2005	1990	1995	2000	2005	1990	1995	2000	2005
03010DXXX116A	Pulp, Paper and Print (s)		116A	GJ	56	42	22	38	50	38	20	34	41	31	16	28
03010DXXX118A	Pulp, Paper and Print (s)		118A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
03010DXXX203B	Pulp, Paper and Print (s)		203B	GJ	32	13	3	2	29	11	3	2	24	9	2	1
03010DXXX203D	Pulp, Paper and Print (s)		203D	GJ	186	54	20	16	168	48	18	14	138	40	15	12
03010DXXX204A	Pulp, Paper and Print (s)		204A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
03010DXXX2050	Pulp, Paper and Print (s)		2050	GJ	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
03010DXXX206A	Pulp, Paper and Print (s)		206A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
03010DXXX215A	Pulp, Paper and Print (s)		215A	GJ	736	320	270	280	662	288	243	252	544	237	200	207
03010DXXX301A	Pulp, Paper and Print (s)		301A	GJ	3	2	3	3	3	2	3	3	3	2	2	2
03010DXXX303A	Pulp, Paper and Print (s)		303A	GJ	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0
03010DXXX309A	Pulp, Paper and Print (s)		309A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
03010DXXX309B	Pulp, Paper and Print (s)		309B	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
03010DXXX310A	Pulp, Paper and Print (s)		310A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
03010EXXX102A	Food, Beverages and Tobacco (s)		102A	GJ	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1
03010EXXX105A	Food, Beverages and Tobacco (s)		105A	GJ	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
03010EXXX106A	Food, Beverages and Tobacco (s)		106A	GJ	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
03010EXXX107A	Food, Beverages and Tobacco (s)		107A	GJ	6	3	21	5	6	2	19	5	5	2	15	4
03010EXXX111A	Food, Beverages and Tobacco (s)		111A	GJ	7	5	1	1	6	5	1	1	5	4	1	1

Index	SOURCE.SNAP	SOURC ES. SPLIT	Fuel	Unit	TSP (tons)				PM10 (tons)				PM2.5 (tons)				
					1990	1995	2000	2005	1990	1995	2000	2005	1990	1995	2000	2005	
03010EXXX115A	Food, Beverages and Tobacco (s)		115A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
03010EXXX116A	Food, Beverages and Tobacco (s)		116A	GJ	1	0	11	16	0	0	10	14	0	0	8	12	
03010EXXX203B	Food, Beverages and Tobacco (s)		203B	GJ	9	10	3	2	8	9	3	2	6	7	3	2	
03010EXXX203D	Food, Beverages and Tobacco (s)		203D	GJ	92	64	30	20	83	58	27	18	69	48	22	15	
03010EXXX204A	Food, Beverages and Tobacco (s)		204A	GJ	0	0	1	2	0	0	1	1	0	0	1	1	
03010EXXX2050	Food, Beverages and Tobacco (s)		2050	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
03010EXXX206A	Food, Beverages and Tobacco (s)		206A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
03010EXXX301A	Food, Beverages and Tobacco (s)		301A	GJ	5	5	8	6	4	5	7	5	3	4	6	4	
03010EXXX303A	Food, Beverages and Tobacco (s)		303A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
03010EXXX309A	Food, Beverages and Tobacco (s)		309A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
03010EXXX309B	Food, Beverages and Tobacco (s)		309B	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
03010FXXX102A	Other Industry (s)		102A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
03010FXXX105A	Other Industry (s)		105A	GJ	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	
03010FXXX106A	Other Industry (s)		106A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
03010FXXX107A	Other Industry (s)		107A	GJ	38	8	14	0	34	7	13	0	28	6	10	0	
03010FXXX111A	Other Industry (s)		111A	GJ	29	54	51	51	26	49	46	46	22	40	38	38	

Index	SOURCE.SNAP	SOURC ES. SPLIT	Fuel	Unit	TSP (tons)				PM10 (tons)				PM2.5 (tons)			
					1990	1995	2000	2005	1990	1995	2000	2005	1990	1995	2000	2005
03010FXXX115A	Other Industry (s)		115A	GJ	3	37	19	84	2	33	17	75	2	28	15	63
03010FXXX116A	Other Industry (s)		116A	GJ	137	46	418	413	123	41	376	372	103	34	313	310
03010FXXX118A	Other Industry (s)		118A	GJ	0	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	1
03010FXXX203B	Other Industry (s)		203B	GJ	17	17	10	6	15	16	9	6	12	13	7	5
03010FXXX203C	Other Industry (s)		203C	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
03010FXXX203D	Other Industry (s)		203D	GJ	33	151	122	90	30	136	110	81	25	114	91	67
03010FXXX204A	Other Industry (s)		204A	GJ	0	1	3	7	0	0	3	6	0	0	2	5
03010FXXX2050	Other Industry (s)		2050	GJ	0	3	2	0	0	3	2	0	0	3	2	0
03010FXXX206A	Other Industry (s)		206A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
03010FXXX215A	Other Industry (s)		215A	GJ	0	0	3	4	0	0	3	3	0	0	3	3
03010FXXX224A	Other Industry (s)		224A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
03010FXXX301A	Other Industry (s)		301A	GJ	9	14	9	11	8	12	8	10	7	10	6	8
03010FXXX303A	Other Industry (s)		303A	GJ	1	1	1	0	1	1	1	0	1	1	1	0
03010FXXX309A	Other Industry (s)		309A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
03010FXXX309B	Other Industry (s)		309B	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
03010FXXX310A	Other Industry (s)		310A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
030317XXX203B	Other glass (f)		203B	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
030317XXX203D	Other glass (f)		203D	GJ	17	3	3	0	16	2	3	0	13	2	3	0
030317XXX204A	Other glass (f)		204A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
030317XXX2050	Other glass (f)		2050	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
030317XXX301A	Other glass (f)		301A	GJ	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1
030317XXX303A	Other glass (f)		303A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Index	SOURCE.SNAP	SOURC ES. SPLIT	Fuel	Unit	TSP (tons)				PM10 (tons)				PM2.5 (tons)			
					1990	1995	2000	2005	1990	1995	2000	2005	1990	1995	2000	2005
030319XXX105A	Bricks and tiles		105A	GJ	0	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	1
030319XXX107A	Bricks and tiles		107A	GJ	0	0	0	3	0	0	0	3	0	0	0	2
030319XXX110A	Bricks and tiles		110A	GJ	0	0	0	3	0	0	0	3	0	0	0	2
030319XXX115A	Bricks and tiles		115A	GJ	0	0	0	4	0	0	0	4	0	0	0	3
030319XXX116A	Bricks and tiles		116A	GJ	0	0	0	5	0	0	0	4	0	0	0	4
030319XXX203B	Bricks and tiles		203B	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
030319XXX203D	Bricks and tiles		203D	GJ	57	38	38	9	51	34	34	8	42	29	29	7
030319XXX204A	Bricks and tiles		204A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
030319XXX2050	Bricks and tiles		2050	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
030319XXX301A	Bricks and tiles		301A	GJ	1	2	2	2	1	1	1	1	1	1	1	1
030319XXX303A	Bricks and tiles		303A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
030323XXX110A	Magnesium production (dolomite treatment)		110A	GJ	0	0	0	25	0	0	0	23	0	0	0	19
030323XXX116A	Magnesium production (dolomite treatment)		116A	GJ	0	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	1
030323XXX203B	Magnesium production (dolomite treatment)		203B	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
030323XXX2050	Magnesium production (dolomite treatment)		2050	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
030323XXX2080	Magnesium production (dolomite treatment)		2080	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
030323XXX301A	Magnesium production (dolomite treatment)		301A	GJ	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1
030323XXX303A	Magnesium production (dolomite treatment)		303A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Index	SOURCE.SNAP	SOURC ES. SPLIT	Fuel	Unit	TSP (tons)				PM10 (tons)				PM2.5 (tons)			
					1990	1995	2000	2005	1990	1995	2000	2005	1990	1995	2000	2005
040202XXX	Blast furnace charging			Mg PRODU CT	6209	4113	4174	2268	4346	2879	2922	1587	1863	1234	1252	680
040207XXX	Electric furnace steel plant			Mg PRODU CT	226	277	16	19	214	263	15	18	203	249	15	17
040405XXX	Ammonium nitrate			Mg PRODU CT		15	0	0		0	0	0		0	0	0
040407XXX	NPK fertilisers			Mg PRODU CT	945	434	447	456	554	254	262	267	292	134	138	141
040607XXX	Beer			hl PRODU CT	2	2	2	2	1	1	1	1	0	0	0	0
040612X4W		Cement & lime (milling)		Mg PRODU CT			19	19			17	17			15	15
040612XXX	Cement (decarbonizing)			Mg PRODU CT	373	296	114	64	336	266	103	58	298	237	92	51
040614XXX	Lime (decarbonizing)			Mg PRODU CT	14	15	80	93	13	13	72	84	9	10	52	61
040616X4A	Extraction of mineral ores	Eisenerz ,-Glimm		Mg PRODU CT	501	459	403	444	242	222	195	214	70	64	57	62
040616X4B	Extraction of mineral ores	Wolfram erz		Mg PRODU CT	5	10	10	12	2	5	5	6	1	2	2	2
040617X4_1	Other (including asbestos products manufacturing)	wood chips- industry-		Mg PRODU CT			168	168			67	67			27	27

Index	SOURCE.SNAP	SOURC ES. SPLIT	Fuel	Unit	TSP (tons)				PM10 (tons)				PM2.5 (tons)			
					1990	1995	2000	2005	1990	1995	2000	2005	1990	1995	2000	2005
		logs														
040617X4_2	Other (including asbestos products manufacturing)	wood chips-industry-byproducts		Mg PRODU CT			96	96			38	38			15	15
040617X4_3	Other (including asbestos products manufacturing)	wood chips-boilers		Mg PRODU CT			70	70			28	28			11	11
040617X4_4	Other (including asbestos products manufacturing)	wood processing		Mio fm				598				239				96
040617X4_5	Other (including asbestos products manufacturing)	chipboard		Mio fm			43	43			17	17			7	7
040617X4_6	Other (including asbestos products manufacturing)	construction		Mio m ²	1759	1918	2044	2191	879	959	1022	1096	88	96	102	110
040617X4C	Other (including asbestos products manufacturing)	Magnesit-Abbau		Mg PRODU CT	255	169	157	150	120	80	74	70	13	8	8	7
040617X4E	Other (including asbestos products manufacturing)	Silikate		Mg PRODU CT	323	323	323	323	152	152	152	152	16	16	16	16
040617X4F	Other (including asbestos products manufacturing)	Dolomit		Mg PRODU CT	752	3516	2861	2517	353	1652	1345	1183	38	176	143	126
040617X4G	Other (including asbestos products manufacturing)	Kalkstein		Mg PRODU CT	7686	9540	11912	11322	3612	4484	5599	5321	384	477	596	566
040617X4H	Other (including asbestos products manufacturing)	Basalt		Mg PRODU CT	632	723	849	545	297	340	399	256	32	36	42	27

Index	SOURCE.SNAP	SOURC ES. SPLIT	Fuel	Unit	TSP (tons)				PM10 (tons)				PM2.5 (tons)			
					1990	1995	2000	2005	1990	1995	2000	2005	1990	1995	2000	2005
040617X4I	Other (including asbestos products manufacturing)	Gips, Anhydrid		Mg PRODU CT	64	82	81	78	30	39	38	37	3	4	4	4
040617X4J	Other (including asbestos products manufacturing)	Roggen mehl		Mg PRODU CT	3	2	2	3	1	1	1	1	0	0	0	0
040617X4K	Other (including asbestos products manufacturing)	Weizen mehl		Mg PRODU CT	11	13	13	14	5	6	6	7	2	2	2	2
040617X4L	Other (including asbestos products manufacturing)	Rapskuc hen		Mg PRODU CT	0	3	3	3	0	1	1	1	0	0	0	0
040617X4M	Other (including asbestos products manufacturing)	Weizenkl eie		Mg PRODU CT	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
040617X4N	Other (including asbestos products manufacturing)	Roggenk leie		Mg PRODU CT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
040617X4O	Other (including asbestos products manufacturing)	Krafftutte r		Mg PRODU CT	19	22	30	31	9	10	14	15	3	3	4	5
040617X4X	Other (including asbestos products manufacturing)	gravel		Mg PRODU CT	1926	2321	2636	3335	905	1091	1239	1567	96	116	132	167
040617X4Y	Other (including asbestos products manufacturing)	sand		Mg PRODU CT	1322	1593	1809	2153	621	749	850	1012	66	80	90	108
050103XXX	Storage of solid fuel			kt	647	545	556	614	305	257	263	290	96	81	82	91
060601XXX	Use of fireworks	fireworks		INHABIT ANT	269	278	280	288	269	278	280	288	269	278	280	288
060602XXX	Use of tobacco	tobacco		INHABIT ANT	138	143	144	148	138	143	144	148	138	143	144	148

Index	SOURCE.SNAP	SOURC ES. SPLIT	Fuel	Unit	TSP (tons)				PM10 (tons)				PM2.5 (tons)			
					1990	1995	2000	2005	1990	1995	2000	2005	1990	1995	2000	2005
070100XX2050	Passenger cars (r)		2050	GJ	1167	1460	1486	1925	1167	1460	1486	1925	1167	1460	1486	1925
070200XX2050	Light duty vehicles < 3.5 t (r)		2050	GJ	1050	1027	895	690	1050	1027	895	690	1050	1027	895	690
070300X712050	Heavy duty vehicles > 3.5 t and buses (r)	HDV > 3.5 conv.	2050	GJ	868	1486	1689	1934	868	1486	1689	1934	868	1486	1689	1934
070300X732050	Heavy duty vehicles > 3.5 t and buses (r)	Buses convert.	2050	GJ	246	232	163	126	246	232	163	126	246	232	163	126
070300XX2080	Heavy duty vehicles > 3.5 t and buses (r)		2080	GJ	24	16	9	4	24	16	9	4	24	16	9	4
070801X7L	Road abrasion	Road PM:P.Cars & LDV		(km*kVE H.)	6658	7609	8447	9011	2219	2536	2816	3004	666	761	845	901
070801X7M	Road abrasion outside country boundaries (not included in national total)	tank tourism: Road PM:P.Cars & LDV		(km*kVE H.)	119	-191	-241	1686	40	-64	-80	562	12	-19	-24	169
070803X7L	Road abrasion	Road PM:HDV		(km*kVE H.)	2015	2315	2665	2945	672	772	888	982	202	232	266	295
070803X7M	Road abrasion outside country boundaries (not included in national total)	tank tourism: Road PM:HDV		(km*kVE H.)	-517	201	1974	3501	-172	67	658	1167	-52	20	197	350
080100X8B2050	Military	fugitive	2050	GJ	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0
080100XX2050	Military		2050	GJ	4	3	3	2	4	3	3	2	4	3	3	2
080100XX206B	Military		206B	GJ	11	10	15	41	11	10	15	41	11	10	15	41
080200X8A	Railways	Brk. & Resusp.		(km*kVE H.)	1556	1556	1556	1556	519	519	519	519	156	156	156	156
080201XX2050	Shunting locs		2050	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Index	SOURCE.SNAP	SOURC ES. SPLIT	Fuel	Unit	TSP (tons)				PM10 (tons)				PM2.5 (tons)			
					1990	1995	2000	2005	1990	1995	2000	2005	1990	1995	2000	2005
080202XXX2050	Rail-cars		2050	GJ	35	25	20	11	35	25	20	11	35	25	20	11
080203XXX102A	Locomotives		102A	GJ	23	21	9	8	23	21	9	8	23	21	9	8
080203XXX2050	Locomotives		2050	GJ	131	94	76	42	131	94	76	42	131	94	76	42
080303XXX2080	Personal watercraft		2080	GJ	17	17	17	16	17	17	17	16	17	17	17	16
080304XXX2050	Inland goods carrying vessels		2050	GJ	37	30	26	25	37	30	26	25	37	30	26	25
080501XXX206B	Domestic airport traffic (LTO cycles - <1000 m)		206B	GJ	3	5	7	20	3	5	7	20	3	5	7	20
080501XXX207A	Domestic airport traffic (LTO cycles - <1000 m)		207A	GJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
080502XXX206B	International airport traffic (LTO cycles - <1000 m)		206B	GJ	31	53	67	69	31	53	67	69	31	53	67	69
080503XXX206B	Domestic cruise traffic (>1000 m)		206B	GJ	5	13	19	51	5	13	19	51	5	13	19	51
080504XXX206B	International cruise traffic (>1000 m)(i)		206B	GJ	275	403	509	526	275	403	509	526	275	403	509	526
080600X8B2050	Agriculture	fugitive	2050	GJ	61	57	64	66	27	26	29	30	7	7	8	8
080600X8B2080	Agriculture	fugitive	2080	GJ	2	2	2	2	1	1	1	1	0	0	0	0
080600XXX2050	Agriculture		2050	GJ	1516	1389	1453	1169	1516	1389	1453	1169	1516	1389	1453	1169
080600XXX2080	Agriculture		2080	GJ	23	23	23	22	23	23	23	22	23	23	23	22
080700X8B2050	Forestry	fugitive	2050	GJ	333	308	314	373	150	139	141	168	40	37	38	45
080700X8B2080	Forestry	fugitive	2080	GJ	10	9	9	9	5	4	4	4	1	1	1	1
080700XXX2050	Forestry		2050	GJ	1000	903	865	879	1000	903	865	879	1000	903	865	879
080700XXX2080	Forestry		2080	GJ	59	52	47	43	59	52	47	43	59	52	47	43

Index	SOURCE.SNAP	SOURC ES. SPLIT	Fuel	Unit	TSP (tons)				PM10 (tons)				PM2.5 (tons)			
					1990	1995	2000	2005	1990	1995	2000	2005	1990	1995	2000	2005
080800X8B2050	Industry	fugitive	2050	GJ	648	662	680	756	292	298	306	340	78	79	82	91
080800X8B2080	Industry	fugitive	2080	GJ	4	4	4	4	2	2	2	2	0	1	1	1
080800XX2050	Industry		2050	GJ	1762	1710	1280	798	1762	1710	1280	798	1762	1710	1280	798
080800XX2080	Industry		2080	GJ	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
080900X8B2050	Household and gardening	fugitive	2050	GJ	41	42	40	41	18	19	18	18	5	5	5	5
080900X8B2080	Household and gardening	fugitive	2080	GJ	49	50	50	50	22	23	22	22	6	6	6	6
080900XX2050	Household and gardening		2050	GJ	107	99	67	41	107	99	67	41	107	99	67	41
080900XX2080	Household and gardening		2080	GJ	150	153	146	114	150	153	146	114	150	153	146	114
090202XXX	Incineration of industrial wastes (except flaring)			Mg WASTE	2				2				1			
090400X9A	Solid Waste Disposal on Land	PM-emitting		Mg WASTE	143	159	97	159	68	75	46	75	21	24	14	24
100100XA2	Cultures with fertilizers	Anim. Waste		ha	11354	11212	11136	11195	5109	5045	5011	5038	1135	1121	1114	1119
101000XXX	Fugitive PM source (s)	Animal housing		Mg	1098	1061	964	946	494	477	434	426	110	106	96	95

Impressum

Als Manuskript vervielfältigt. Für diesen Bericht
behalten wir uns alle Rechte vor.

ARC-Berichte
ISSN 0253-5270

Herausgeber, Verleger, Redaktion, Hersteller:
Austrian Research Centers GmbH - ARC
1220 Wien, Donau-City-Straße 1

Bereich systems research
T: +43(0)50550-4500, F: +43(0)50550-4599
sys@arcs.ac.at, www.systemsresearch.ac.at

