



---

# 1 Einleitung

Die Themen CO<sub>2</sub>-Emissionen und Versorgungssicherheit bestimmen die aktuellen Debatten der Energiepolitik. Um CO<sub>2</sub>-Minderungsziele zu erreichen, bemühen sich die europäischen Staaten in den unterschiedlichen Sektoren des Energieeinsatzes Anreize für den Einsatz CO<sub>2</sub>-armer Umwandlungstechnologien oder Primärenergieträger zu setzen. Neben dem Verkehr und der Elektrizitätserzeugung trägt die Wärmeerzeugung für Raumwärme und Warmwasser in der Bundesrepublik Deutschland zu ca. 31 % zum Endenergieverbrauch bei, der nach wie vor zum überwiegenden Teil durch fossile Energieträger bereitgestellt wird [80]. Innerhalb der vergangenen 10 Jahre stieg der Anteil regenerativer, nahezu CO<sub>2</sub>-freier Energieträger in diesem Sektor um den Faktor 8 auf zuletzt ca. 144 PJ/a an [80].

Stand der Technik bei der dezentralen Wärmebereitstellung mit regenerativen Energieträgern sind automatisch beschickte und geregelte Pellet-Kleinfeuerungsanlagen in der Leistungsklasse bis etwa 50 kW. In diesen Anlagen werden hauptsächlich standardisierte und genormte so genannte *DINplus* Holzpellets eingesetzt. Durch eine Novelle der 1. BImSchV, die Anfang des Jahres 2010 in Kraft getreten ist, wurde das Brennstoffband um halmgutartige Stroh- und Getreidekörner erweitert. Ziel dieser Erweiterung ist nicht nur die Vergrößerung des nutzbaren Brennstoffvorrats erneuerbarer Energieträger sondern auch die Unabhängigkeit von Energieimporten und die Stärkung des ländlichen Raums durch die regionale Bereitstellungsinfrastruktur.

Die „neuen“ Brennstoffe der 1. BImSchV erzeugen höhere Schadstoffkonzentrationen als die standardisierten *DINplus* Holzpellets, was an ihren Feuerungseigenschaften (z. B. Kohlenmonoxid) oder der Brennstoffzusammensetzung (z. B. Stickstoffoxide) liegt, die für die halmgutartigen und Körnerbrennstoffe in einem weiten Bereich variieren. Mit moderner Anlagentechnik und Feuerungsführung können die Grenzwerte für die meisten Bren- und Schadstoffe sicher unterschritten werden. Lediglich die Grenzwerte für die Gesamtstaubemissionen werden z. T. massiv überschritten.

Prinzipiell gibt es drei Möglichkeiten zur Emissionsminderung. Schon durch Selektion bzw. Konditionierung des Brennstoffes können schadstoffproduzierende Bestandteile aus dem Prozess entfernt werden, wie es u. a. bei den *DINplus* Holzpellets geschieht, für deren Produktion ausschließlich Stammholz verwendet wird. Während der Verbrennung kann der Schadstoffumsatz durch Primärmaßnahmen wie z. B. Luftstufung oder Rauchgaszirkulation eingedämmt werden. Nach der Verbrennung können Sekundärmaßnahmen wie u. a. Filter oder Wäscher eingesetzt werden, um die Schadstoffe aus dem Rauchgas zu entfernen.

Über die speziellen Eigenschaften der Feinstaubpartikel, aus denen die Gesamtstaubemissionen von Biomasse-Kleinfeuerungsanlagen hauptsächlich bestehen, ist bislang noch zu wenig bekannt, um Emissionsminderungsmaßnahmen gezielt



## 1 EINLEITUNG

---

zu entwickeln und einzusetzen. Da insbesondere Sekundärmaßnahmen den ökonomischen Einsatz von Biomassebrennstoffen zur dezentralen Wärmeerzeugung gefährden, sind gezielte, kostengünstige Methoden zur Partikelemissionsminderung notwendig. Ziel dieser Arbeit ist es, die Größenverteilung der Partikelemissionen sowie ihre chemische Zusammensetzung zu charakterisieren und damit eine Grundlage für gezielte Emissionsminderungsmaßnahmen zu schaffen. Anhand von vier verschiedenen Brennstoffen, Holzpellets, Roggenstrohpellets, Weizen- und Gerstenkörnern, werden brennstoffspezifische Charakteristika untersucht. Um vergleichbare Randbedingungen zu schaffen, werden alle Brennstoffe in derselben Feuerungsanlage eingesetzt und der feuerungsseitige Einfluss auf die Partikelemissionen wird untersucht.



---

## 2 Partikelbildung

### 2.1 Auswirkungen und Kontrolle von Partikelemissionen

#### 2.1.1 Einfluss von Partikelimmissionen auf die Umwelt

Partikelimmissionen, die in der Umwelt gemessen werden, stammen aus einer Vielzahl unterschiedlicher Quellen. Dabei wird zwischen Primärpartikeln, die aus Partikelemissionen stammen, und Sekundärpartikeln, die in der Atmosphäre durch gasförmige Vorläufersubstanzen gebildet werden, unterschieden. Obwohl im Vergleich zu Primärpartikeln im Jahr 2000 in Europa etwa die zehnfache Masse an Vorläufergasen für Sekundärpartikel, Stickoxide, Schwefeldioxid und Ammoniak emittiert wurde, summierte sich die immittierte Sekundärpartikelmasse zu etwa 20 % der immittierten Primärpartikelmasse. [5]

Primärpartikel der Größenklasse  $PM_{2,5}$  wurden im Jahr 2000 in Europa zu 35 % von mobilen Quellen, zu 25 % von nicht-gewerblichen Kleinf Feuerungsanlagen, zu 20 % aus industriellen Quellen, zu 5 % von Energieerzeugungsanlagen, zu 4 % aus landwirtschaftlichen Quellen und zu 2 % aus Industriefeuerungen emittiert [5]. Verursacht durch die Absenkung von Emissionsgrenzwerten für mobile und industrielle Quellen, wird eine Verschiebung dieser Emissionsverteilung bis zum Jahre 2020 hin zu den nicht-gewerblichen Kleinf Feuerungsanlagen prognostiziert, die dann zur größten Partikelquelle werden und bis zu 38 % der Primärpartikel in Europa emittieren werden [5]. Schon im Jahr 2003 überstiegen die  $PM_{10}$  Emissionen nicht-gewerblicher Kleinf Feuerungsanlagen in Deutschland die Emissionen aus dem Straßenverkehr (nur Partikel aus Verbrennungsprozessen) [49].

Abhängig von der Größe der Partikel sind Verweildauer und potentielle Transportdistanz in der Atmosphäre. So genannte ultrafeine Partikel mit aerodynamischen Durchmessern<sup>1</sup> kleiner als  $0,1 \mu m$  haben eine mittlere Verweildauer in der Suspensionsphase in der Größenordnung von Stunden und werden über Strecken von bis zu einigen Kilometern bewegt. Diese Partikel werden mit Niederschlägen ausgewaschen oder wachsen durch Agglomeration oder Kondensation zu Partikeln der Akkumulationsmode heran, die Partikel im Größenbereich zwischen  $0,1$  und  $1 \mu m$  umfasst. Partikel dieser Größenklasse haben einen Mobilitätsradius in der Atmosphäre in der Größenordnung von  $1000 km$  und können einige Wochen in Suspension verbleiben. Sie dienen vielfach als Kondensationskeime für Wolkenbildung und werden durch Regen niedergeschlagen. Größere Partikel sedimentieren nach einigen Stunden bis Tagen, können aber auch durch Niederschlag aus der Atmosphäre entfernt werden. Ihre Transportdistanz kann einige hundert km betragen. [5]

---

<sup>1</sup>Aerodynamischer Durchmesser: Durchmesser des kugelförmigen, homogenen Vergleichskörpers der Dichte  $1 g/cm^3$ , der die gleiche Sinkgeschwindigkeit hat.



Je nach Herkunft oder Entstehung der Partikelimmissionen können die Partikel unterschiedliche physikalische und chemische Eigenschaften mit sich bringen. In der Beschreibung und Quantifizierung der Auswirkungen von Partikelimmissionen wird allerdings zumeist nicht nach Emissionsquellen unterschieden, da Partikel unterschiedlicher Herkunft nach ausreichender Verweilzeit durch Agglomerationsprozesse neue Mischpartikel bilden, welche die unterschiedlichen Eigenschaften vereinen. In einzelnen Untersuchungen konnte jedoch die Herkunft genau rekonstruiert werden (z. B. [68]).

Partikelimmissionen führen zu gesundheitlichen Beeinträchtigungen von Menschen. Sie führen u. a. zu einer Beeinträchtigung der Lungenfunktionen, erhöhtem Risiko für Atemwegs- und Herzerkrankungen, asthmatischen Beschwerden und Lungenkrebs [12]. Wichtige Parameter sind Häufigkeit und Dauer der Exposition sowie die Größenverteilung und chemische Zusammensetzung der Partikel. Im Mittel wird die durchschnittliche Abnahme der Lebenserwartung in Europa (EU-25) von der Weltgesundheitsorganisation (WHO) auf 8,6 Monate durch die Langzeitexposition gegenüber Feinstaubpartikel geschätzt [5]. Während gröbere Partikel durch Schleimhäute und bewimperte Oberflächen des Atemtrakts zurückgehalten werden können, kommt der Partikelfraktion mit Durchmessern kleiner als  $2,5 \mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{2,5}$ ) besondere Bedeutung zu, da sie durch die natürlichen Lungenfunktionen nur sehr langsam abgereinigt werden können. Insbesondere ultrafeine Partikel mit aerodynamischen Durchmessern von unter  $0,1 \mu\text{m}$  können sehr tief in die Lunge eindringen und zu Entzündungen der Alveolengefäße führen [12]. Da sie außerdem eine große spezifische Oberfläche besitzen, sind diese Partikel besonders gesundheitsgefährdend und wirken reizend, toxisch oder mutagen, vor allem, wenn sie Schwermetalle oder organische Substanzen, wie z. B. Dioxine, transportieren [46].

Zu weiteren Umweltbeeinflussungen zählen korrosive Eigenschaften, die Funktion als Kondensationskeime für Wolkenbildung sowie die Beeinflussung der Sonneneinstrahlung durch die Aerosole selber oder durch die verursachten Wolken. Auf diese Weise hat die Partikelkonzentration in der Atmosphäre einen Einfluss auf den Klimahaushalt der Erde [46].

### 2.1.2 Grenzwerte und Regularien für Partikelkonzentration

In etwa analog zum Potential der Gesundheitsgefährdung durch Partikel unterschiedlicher Größe werden Grenzwerte für Partikelklassen festgelegt, die sich über den maximalen aerodynamischen Durchmesser eines Partikelgrößenbereichs definieren. Die Größenklasse  $\text{PM}_{10}$  bezeichnet dabei alle Partikel (particulate matter) mit einem aerodynamischen Durchmesser bis zu  $10 \mu\text{m}$ , die Größenklasse  $\text{PM}_{2,5}$  alle Partikel bis zu  $2,5 \mu\text{m}$  Durchmesser, usw.



„Zum Schutz der menschlichen Gesundheit“ werden in der Europäischen Richtlinie „2008/50/EG über die Luftqualität und saubere Luft in Europa“ [1] Immissionsgrenzwerte für PM<sub>10</sub> definiert. Diese Richtlinie wird durch die 39. BImSchV in deutsches Recht umgesetzt. Als Maßnahme zur Erreichung der Immissionsgrenzwerte werden die Emissionsgrenzwerte, die für Kleinfeuerungsanlagen in der 1. BImSchV geregelt sind, entsprechend angepasst.

Für die PM<sub>10</sub>-Fraktion ist in der 39. BImSchV ein Immissionsgrenzwert von 50 µg/m<sup>3</sup> festgelegt, der an einem Ort an höchstens 35 Tagen im Jahr überschritten werden darf. Im jährlichen Mittel darf die zulässige PM<sub>10</sub>-Partikelkonzentration 40 µg/m<sup>3</sup> nicht überschreiten. Für die PM<sub>2,5</sub>-Klasse liegt der Grenzwert bei 25 µg/m<sup>3</sup>. [3]

Grenzwerte für die Emissionen aus Kleinfeuerungsanlagen sind seit 1988 in der 1. BImSchV geregelt [16]. Vor dem Hintergrund eines erweiterten Brennstoffbandes aus erneuerbaren Energien sowie veralteten Grenzwerten wurde die Verordnung zwischen 2005 und 2009 novelliert. Mit Inkrafttreten der novellierten Fassung Anfang 2010 wurden als Erweiterung zur Fassung von 1997 zusätzlich zu Stroh- und Getreidebrennstoffen auch Getreidekörner und ähnliche Brennstoffe mit in das Brennstoffband aufgenommen. Außerdem werden in einem zweistufigen Zeitplan die Grenzwerte für Kleinfeuerungsanlagen abgesenkt (siehe Tabelle 2.1).

**Tabelle 2.1:** Emissionsgrenzwerte der 1. BImSchV für die Brennstoffe Holzpellets sowie Stroh und Getreidekörner für Feuerungsleistungen > 4 kW und < 500 kW; bez. a. 13 % O<sub>2</sub> (i.N.tr.) [17]

|                              | Holz (Nr. 5a)              |                         | Stroh und Getreide (Nr. 8) <sup>1</sup> |                         |   |
|------------------------------|----------------------------|-------------------------|---|-------------------------|---|
|                              | Staub<br>mg/m <sup>3</sup> | CO<br>mg/m <sup>3</sup> | Staub<br>mg/m <sup>3</sup>              | CO<br>mg/m <sup>3</sup> | NO <sub>x</sub> <sup>2</sup><br>mg/m <sup>3</sup> |
| 1. BImSchV 1988 <sup>3</sup> | 150                        | 4000                    | (150)                                   | (4000)                  | ( - )   |
| 1. Stufe <sup>4</sup>        | 60                         | 800                     | 100                                     | 1000                    | 600   |
| 2. Stufe <sup>5</sup>        | 20                         | 400                     | 20                                      | 400                     | 500   |

<sup>1</sup> Getreide erst mit Inkrafttreten der novellierten Fassung der 1. BImSchV

<sup>2</sup> Bei der Typenprüfung

<sup>3</sup> Die Fassung von 2002 sah keine Typenzulassung für Anlagen für den Einsatz von Stroh- und Getreidebrennstoffen vor

<sup>4</sup> Anlagen, die nach Inkrafttreten der novellierten Fassung der 1. BImSchV errichtet werden

<sup>5</sup> Anlagen, die nach dem 31.12.2014 errichtet werden

Die erste Stufe gilt für Anlagen, die nach Inkrafttreten der Novelle errichtet werden; die zweite Stufe gilt für Anlagen, die nach dem 31.12.2014 errichtet werden. Für den Anlagenbestand werden Übergangsfristen abhängig vom Alter



der Anlage festgelegt, sodass bspw. Anlagen, die vor dem Inkrafttreten der neuen Fassung der 1. BImSchV errichtet wurden, bis einschließlich 2024 nach den alten Grenzwertregelungen betrieben werden können.

Bei einer Typenprüfung müssen Anlagen, die für Stroh- und Getreidebrennstoffe (§3 Nr. 8) zugelassen werden sollen, die Grenzwerte  $250 \text{ mg/m}^3$  (i.N.tr.), bez. a.  $13 \% \text{ O}_2$ , für CO,  $600 \text{ mg/m}^3$  für  $\text{NO}_x$  (2. Stufe:  $500 \text{ mg/m}^3$ ) und  $0,1 \text{ ng/m}^3$  für Dioxine und Furane einhalten.

### 2.1.3 Abscheidung von Partikeln aus Rauchgasen

Sekundärmaßnahmen zur Minderung von Partikelemissionen sind vor allem aus der Großkraftwerkstechnik bekannt, wo seit einigen Jahrzehnten Emissionsgrenzwerte existieren, die mit Primärmaßnahmen für einige Brennstoffe nicht eingehalten werden können. Diese der Verbrennungsanlage nachgeschalteten Vorrichtungen lassen sich ihrem Abscheidemechanismus nach klassifizieren.

Massenkraftabscheider machen sich die Massenträgheit der im Rauchgas mitgeführten Partikel zu Nutze. Sie prägen dem Rauchgasstrom eine Richtungsänderung auf und beschleunigen ihn dadurch in radialer Richtung. Abhängig von ihrer Masse können die Partikel dem Gasstrom folgen oder werden auf tangentialer Flugbahn abgeschieden. Charakteristische Kennzahl für Massenkraftabscheider ist die Trennkorngröße  $d_{p50}$  der Partikel, die zu 50 % im Fein- und im Grobgut des Klassierers enthalten sind. Die einfachste Form des Massenkraftabscheiders ist der so genannte Schikanenfilter, der die Richtung des Rauchgasstroms mehrfach umlenkt. Weit verbreitet und weitaus effektiver ist der Zyklon, in den das Rauchgas in tangentialer Richtung eintritt. Das Rauchgas wird zunächst auf tangentialer Bahn beschleunigt und tritt dann radial durch das Tauchrohr aus dem Zyklon aus, während Partikel mit aerodynamischem Durchmesser größer als der charakteristische Trennkorndurchmesser an der Wand des konisch zulaufenden Zylinders in einen Sammelbehälter abgeschieden werden. Der Einsatzbereich von Gaszyklonen erstreckt sich über einen weiten Bereich von wenigen mbar und Umgebungstemperatur bis hin zu 100 bar und  $1000^\circ\text{C}$ . Sie sind robust und haben eine lange Lebensdauer. Der Eigenenergiebedarf ergibt sich aus dem Druckverlust des Bauteils, der im Bereich zwischen 5 und 30 mbar liegt. [28, 78]

Eine Aufteilung des Rauchgasstroms auf mehrere Zyklone, einen so genannten Multizyklon, ermöglicht die Entkopplung von Rauchgasvolumenstrom und Trennkorndurchmesser. Auf diese Weise können Partikel bis zu einer Größe von  $d_{p50} \approx 5 \mu\text{m}$  abgeschieden werden. [55, 71]

Bei filternden Abscheidern erfolgt die Abscheidung der Partikel aus dem Gasstrom auf und an dem Filterkuchen, der sich auf dem Filtermaterial des Abscheiders bildet. Als Filtermaterial können flexible Fasern oder Membrane aber auch starre faserige oder körnige keramische Werkstoffe in Form von Kerzenfiltern, Fil-



tereinsätzen oder Schüttungen eingesetzt werden. Mit wachsendem Filterkuchen steigt die Abscheideleistung und gleichzeitig der Druckverlust über den Abscheider, der daher periodisch mechanisch oder hydraulisch abgereinigt werden muss. Filternde Abscheider erreichen in der Regel sehr hohe Abreinigungsleistungen, weshalb sie als Endreiniger eingesetzt werden können. Um Abreinigungsfilter vor Kondensatausfall zu schützen, müssen sie bei Temperaturen über 130 °C betrieben werden. Zudem muss abhängig vom Filtermaterial eine Temperaturobergrenze eingehalten werden. Der energetische Eigenbedarf filternder Abscheider setzt sich zusammen aus dem Druckverlust, der üblicherweise im Bereich von 10 bis 15 mbar liegt, und dem Energiebedarf der Reinigungseinrichtung. [28, 30, 78]

Eine Kombination aus Zyklon und filterndem Abscheider stellt der Drehpartikelabscheider dar, der einen rotierenden Gewebefilter in den Reingasstrom des Zyklons integriert und auf diese Weise deutlich höhere Abscheideleistungen erreicht. Der energetische Eigenbedarf setzt sich aus der Summe der Druckverluste über den Zyklon und den Filter, der Antriebsleistung des Motors für die Rotation des Filters und die Abreinigung zusammen. [15]

In elektrischen Abscheidern, auch Elektrofilter genannt, wird das hindurchströmende Gas durch eine Hochspannung zwischen 10 und 80 kV, die zwischen Sprüh- und Niederschlagselektrode anliegt, ionisiert. Die rauchgasgetragenen Partikel werden von den negativ geladenen Gasmolekülen aufgeladen und an der Niederschlagselektrode abgeschieden. Es bildet sich eine Staubschicht, die durch elektrostatische Kräfte und Van-der-Waals-Kräfte aufrechterhalten wird. Die Staubschicht wird nass oder trocken mechanisch abgereinigt, wenn der elektrische Widerstand über die Staubschicht zu groß wird. Elektrofilter werden als Rohr- oder Plattenabscheider ausgeführt. Die einfachste Ausführung eines Elektrofilters, die als Sekundärmaßnahme an Kleinf Feuerungsanlagen eingesetzt wird, ist eine Sprüh- elektrode, die zentriert axial im Rauchgaskanal angeordnet ist und die Wand des Kanals als Niederschlagselektrode nutzt. Elektrische Abscheider müssen bei Temperaturen über 130 °C betrieben werden, um die Kondensation von Wasser im Abscheider zu vermeiden. Der energetische Eigenbedarf setzt sich aus dem elektrischen Leistungsbedarf der Hochspannungsversorgung und der Abreinigungsverfahren von etwa 0,05 bis 2 kWh/1000 m<sup>3</sup>(i.N.f.) sowie dem geringen Druckverlust von 0,3 bis 4 mbar zusammen. [28, 30, 54, 78]

Nassabscheider oder Wäscher binden Partikel in einer Flüssigkeit, zumeist Wasser, oder an deren Oberfläche. Das Rauchgas wird anschließend in Massenkraftabscheidern von der Flüssigkeit getrennt. Um eine große Kontaktfläche zwischen Rauchgas und Flüssigkeit zu schaffen, wird entweder das Rauchgas fein verteilt durch ein Flüssigkeitsbett geblasen, die Flüssigkeit im Rauchgas zu Tröpfchen dispergiert oder es werden feste Einbauten, durch die der Gasstrom geführt wird, mit der Flüssigkeit berieselt. Durch eine hohe Relativgeschwindigkeit zwischen flüssiger und gasförmiger Phase kann der Stoffübergang verbessert werden.



Die Abscheidung der Partikel wird ebenfalls durch die Kondensation von Rauchgasbestandteilen beim Kontakt mit der kälteren Flüssigkeit begünstigt [54].

Häufig eingesetzte Nassabscheider sind die so genannten Venturiwäscher, in denen die Waschflüssigkeit bei sehr hohen Gasgeschwindigkeiten am engsten Querschnitt des Venturirohrs eingedüst wird. Der große Geschwindigkeitsunterschied zwischen den Phasen führt zu einer feinen Zerstäubung der Flüssigkeit, einer hochturbulenten Strömung und somit zu einer hohen Abscheideleistung. [28, 54, 78]

Der Energiebedarf von Nassabscheidern ergibt sich aus dem Druckverlust der Gasströmung, der je nach Zerstäubungs- und Turbulenzgrad zwischen 30 und 200 mbar liegt, und der Pumpenleistung von etwa 1,5 bis 6 kWh/1000 m<sup>3</sup>(i.N.f.), die für den Transport der Flüssigkeit benötigt wird. Die Waschflüssigkeit muss nach der Verwendung entsorgt werden. [28, 71, 78]

Eine Kombination aus Rauchgaswäscher und Wärmerückgewinnung, die den so genannten „Brennwerteffekt“ nutzt, sind Rauchgaskondensationsanlagen, in denen das Rauchgas zumeist durch Direktkühlung mit Wasser unter den Wassertaupunkt abgekühlt wird. Als Wärmesenke für die niederkalorische Energiespanne, die mit Rauchgaskondensationsanlagen ausgenutzt wird, werden Systeme zur Brauchwasservorwärmung und Verbrennungsluftvorwärmung genutzt. Durch die zusätzliche Wärmeauskopplung kann der thermische Wirkungsgrad der Anlage z. T. auf über 98 % bez. a.  $H_u$  angehoben werden [30]. Das Wasser, das direkt in das Rauchgas eingedüst wird, führt einerseits zu einer effizienten Kühlung, andererseits werden dadurch ähnlich wie bei Nassabscheidern Partikel aus dem Rauchgas ausgewaschen, sodass eine Reduktion der Partikelmassenbeladung um 30 bis 50 % möglich wird. Das Kondensat bzw. die Waschflüssigkeit muss nach der Verwendung entsorgt werden [46].

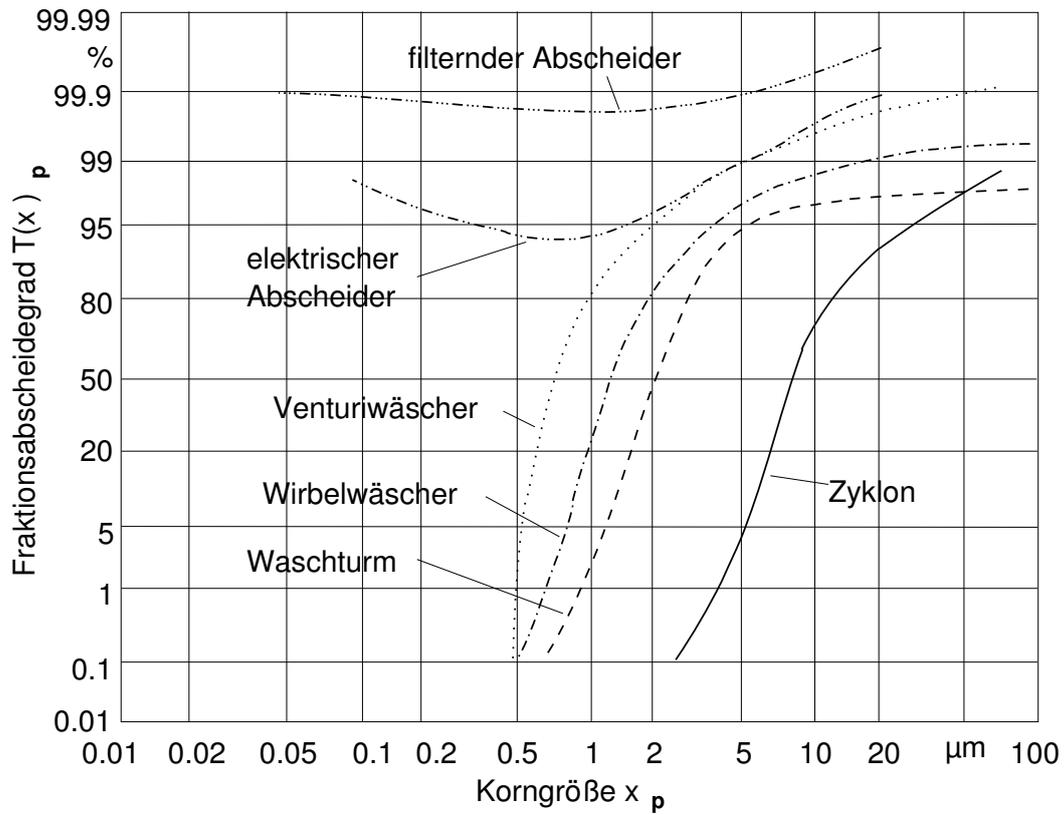
In Tabelle 2.2 sind die maßgeblichen Betriebsparameter der Abscheidetechnologien Zyklon, Abreinigungsfilter, Elektrischer Abscheider und Nassabscheider zusammengefasst und vergleichend gegenübergestellt.

Filternde und elektrische Abscheider haben die höchsten Abscheidegrade aber gleichzeitig auch die höchsten Investitions- und Betriebskosten. Obwohl ihr Einsatz Einschränkungen an die Temperatur und die Geschwindigkeit des Rauchgases stellt, die u. U. mit weiterem Betriebsaufwand verbunden sind, stellen sie die einzige Möglichkeit dar, auch sehr feine Partikel abzuscheiden. Tabelle 2.2 stellt den Einsatzbereich der Abscheidetechnologien gegenüber. In Abbildung 2.1 sind die Fraktionsabscheidegrade der oben beschriebenen Abscheidetechnologien über der Korngröße der Partikel dargestellt. Selbst die Wäscher zeigen im relevanten Durchmesserbereich stark fallende Abscheidegrade und sind bei Partikelgröße  $< 0,5 \mu\text{m}$  nahezu unwirksam. Eine signifikante Partikelabscheidung scheint nur mit elektrischen oder filternden Abscheidern (Oberflächenfiltern) möglich zu sein.



**Tabelle 2.2:** Vergleich unterschiedlicher Abscheidetechnologien anhand typischer Betriebsparameter (+: positiv, O: neutral, -: negativ)

| Parameter                  | Dimension                               | Zyklon       | Abreinigungsfilter   | Elektrischer Abscheider |
|----------------------------|---|--------------|----------------------|-------------------------|
| $d_{p50}$                  | $\mu\text{m}$                           | $\sim 5$     | $\sim 0,1$           | $\sim 0,1$              |
| Spezifischer Energiebedarf | $\text{kWh}/1000\text{m}^3$<br>(i.N.f.) | 0,2 ... 0,5  | 0,1 ... 1,5          | 0,05 ... 2,0            |
| Druckbereich               | bar                                     | 0,01 ... 100 | -                    | 0,3 ... 3               |
| Temperaturbereich          | $^{\circ}\text{C}$                      | $< 1100$     | 130 ... 250<br>(400) | 130 ... 450             |
| Druckverlust               | mbar                                    | 5 ... 30     | 10 ... 15            | 0,3 ... 4               |
| Staubgehalt Rohgas         | $\text{g}/\text{m}^3$ (i.N.tr.)         | -            | $< 100$              | 3 ... 30 (100)          |
| Staubgehalt Reingas        | $\text{mg}/\text{m}^3$ (i.N.tr.)        | $> 150$      | $< 30$               | $> 20$                  |
| Abscheidegrad              | %                                       | 85 ... 95    | $> 99$               | 95 ... 99,9             |
| Gasgeschwindigkeit         | $\text{m}/\text{s}$                     | 10 ... 30    | $< 0,02$ ... 0,2     | 0,5 ... 4               |
| Investitionskosten         | -                                       | +            | -                    | -                       |
| Betriebskosten             | -                                       | +            | O                    | O                       |
| Wartungsaufwand            | -                                       | +            | -                    | -                       |
| Quellen                    |   | [28, 45, 46] | [28, 46, 52, 78]     | [28, 53, 78]            |



**Abbildung 2.1:** Einsatzbereich von Partikelabscheidern nach [46]