

STAND DER TECHNIK BEI KALORISCHEN KRAFTWERKEN UND REFERENZANLAGEN IN ÖSTERREICH

Siegmond BÖHMER
Ilse SCHINDLER
Ilona SZEDNYJ
Brigitte WINTER

MONOGRAPHIEN
Band 162
M-162

Wien, 2003

AutorInnen und Projekt Management

Siegmond Böhmer
Ilse Schindler
Ilona Szednyj
Brigitte Winter

Übersetzung

Brigitte Read

Satz/Layout

Manuela Kaitna

Titelphoto/-bild

Verbund-Wärmeleistungwerk Voitsberg (*Verbund, 1999*)

Das Umweltbundesamt möchte sich bei der Verbund-Austrian Thermal Power AG, bei der Energie AG, bei der Wienstrom GmbH, bei der Linz AG und bei den Salzburger Stadtwerken für die Bereitstellung von Daten und für die hervorragende Zusammenarbeit herzlich bedanken.

The Federal Environment Agency – Austria would like to thank Verbund-Austrian Thermal Power AG, Energie AG, Wienstrom GmbH, Linz AG and Salzburger Stadtwerke for their excellent co-operation and for the transmission of data.

Weitere Informationen zu Publikationen des Umweltbundesamtes finden Sie unter: <http://www.ubavie.gv.at>

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt GmbH (Federal Environment Agency Ltd)
Spittelauer Lände 5, A-1090 Wien (Vienna), Austria

Druck: Manz Crossmedia GmbH & Co KG, A-1051 Wien

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2003
Alle Rechte vorbehalten (all rights reserved)
ISBN 3-85457-682-X

INHALT

ZUSAMMENFASSUNG	13
Überblick über in Österreich betriebene Großkraftwerke	13
Stand der Technik	14
Mitverbrennung in kalorischen Kraftwerken	22
SUMMARY	29
Survey of Large Combustion Plants Operated in Austria	29
State of the Art	30
Co-incineration in Calorific Power Plants	38
1 EINLEITUNG	45
1.1 Aufgabenstellung und Zielsetzung	45
1.2 Bezug zur IPPC-Richtlinie	46
2 GROSSFEUERUNGSANLAGEN IN ÖSTERREICH	47
2.1 Kraftwerkstypen	47
2.2 Kurzbeschreibung der Großkraftwerke	48
2.2.1 Kalorische Kraftwerke	48
2.2.2 Wärmekraftwerke	49
2.3 Standorte der Kraftwerke	50
2.4 Stoff- und Energieflüsse	51
2.5 Beschreibung ausgesuchter Kraftwerke	52
2.5.1 Kohlekraftwerke	53
2.5.1.1 KW Voitsberg 3	53
2.5.1.2 KW St. Andrä 2	58
2.5.1.3 KW Zeltweg	62
2.5.1.4 KW Dürnrohr 1	65
2.5.1.5 Kraftwerk Riedersbach 1 und 2	68
2.5.1.6 Fernheizkraftwerk Mellach	73
2.5.2 Ölgefeuerte Kraftwerke	76
2.5.2.1 Fernheizkraftwerk Neudorf/Werndorf	76
2.5.2.2 Fernheizkraftwerk Linz Mitte	81
2.5.2.3 Kraftwerk Simmering III	84
2.5.2.4 Fernheizkraftwerk Salzburg Nord	87
2.6 Brennstoff Kohle	90
2.6.1 Allgemeine Parameter	90
2.6.2 Chlorid- und Fluoridgehalt	92
2.6.3 Schwermetalle	93
2.7 Brennstoff Heizöl schwer	93

2.8	Feuerungstechnik	94
2.8.1	Kohlefeuerung	94
2.8.2	Ölfeuerung.....	95
3	TECHNOLOGIEN ZUR EMISSIONSMINDERUNG	96
3.1	Staubabscheidung	96
3.1.1	Staubabscheidung in Kohlekraftwerken	96
3.1.2	Staubabscheidung in Ölkraftwerken	96
3.1.3	Filternde Abscheider	97
3.1.4	Elektrische Abscheider.....	98
3.1.4.1	Trockene Elektrofilter	98
3.1.4.2	Nasse Elektrofilter	98
3.1.5	Abscheidung durch Zweistoffdüsen-Wäscher	99
3.1.6	Staubabscheidung über Schlauchfilter am Beispiel des Kraftwerkes St. Andrä 2.....	99
3.1.7	Staubabscheidung über Elektrofilter am Beispiel des Kraftwerkes Dürnrohr 1	99
3.1.8	Staubabscheidung der Kraftwerke im Überblick	100
3.2	Rauchgasentschwefelung	101
3.2.1	Nassverfahren	101
3.2.2	Trockenadditivverfahren (TAV).....	105
3.2.2.1	Zugabe des Additivs in den Feuerraum	105
3.2.2.2	Zugabe des Additivs in den Rauchgasstrom.....	105
3.2.3	Halbtrockene Verfahren	106
3.2.4	Vergleich verschiedener Entschwefelungstechnologien.....	108
3.2.5	Reduktion von Schwefeldioxid in ausgewählten Anlagen.....	109
3.2.5.1	Rauchgasentschwefelung KW St. Andrä 2	109
3.2.5.2	Rauchgasentschwefelung KW Dürnrohr 1	111
3.2.5.3	Rauchgasentschwefelung KW Voitsberg 3	112
3.2.5.4	Rauchgasentschwefelung KW Zeltweg.....	113
3.2.6	Schwefelabscheidung der Kraftwerke im Überblick	115
3.3	Stickoxidreduktion	115
3.3.1	Primäre Maßnahmen	116
3.3.2	Sekundärmaßnahmen.....	119
3.3.3	Vergleich verschiedener Entstickungstechnologien	125
3.3.4	Reduktion von Stickoxiden in ausgewählten Kraftwerken.....	125
3.3.4.1	Stickoxidreduktion KW Voitsberg 3	125
3.3.4.2	Stickoxidreduktion KW St. Andrä 2	130
3.3.4.3	Stickoxidreduktion KW Dürnrohr 1	131
3.3.4.4	Stickoxidreduktion KW Zeltweg.....	132
3.3.5	Rauchgasentstickung ausgewählter Kraftwerke im Überblick.....	133
3.4	Wirkungsgrad	135
3.4.1	Allgemein	135
3.4.2	Optimierung der Brennstoffauswahl und Brennstoffausnutzung.....	138
3.4.3	Einflüsse auf den Wirkungsgrad.....	139
3.4.4	Beispiele für gesetzte Maßnahmen bei Kraftwerken.....	140
3.4.5	Fernwärmeauskoppelung	141

4	EMISSIONEN AUS GROSSFEUERUNGSANLAGEN	143
4.1	Emissionen in die Luft	144
4.1.1	Gesetzliche Grundlagen	144
4.1.2	Emissionen von Staub, SO ₂ und NO _x ausgesuchter Kraftwerke	147
4.1.3	Emissionen weiterer Schadstoffe	149
4.1.3.1	N ₂ O	149
4.1.3.2	NH ₃	149
4.1.3.3	Organische Halogenverbindungen	150
4.1.3.4	Anorganische Halogenverbindungen	150
4.1.3.5	Polyaromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)	151
4.1.3.6	Schwermetalle	152
4.1.3.7	CO ₂	154
4.1.3.8	CO	155
4.2	Emissionen ins Wasser	155
4.2.1	Rechtliche Grundlagen für die Begrenzung der Emissionen ins Wasser	157
4.2.1.1	Verordnung über die allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen BGBl. Nr. 186/1996	157
4.2.1.2	Verordnung über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus der Reinigung von Verbrennungsgas BGBl. Nr. 886/1995	157
4.2.1.3	Verordnung über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus der Wasseraufbereitung BGBl. Nr. 892/1995	158
4.2.1.4	Verordnung über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus Kühlsystemen und Dampferzeugern BGBl. Nr. 1072/1994	159
4.2.2	Emissionen in das Wasser	160
4.2.2.1	Abwässer aus Kühlsystemen – Wärmeeintrag	160
4.2.2.2	Abwässer aus der Entaschung und Entschlackung	161
4.2.2.3	Abwässer aus der Speisewasserkonditionierung	161
4.2.2.4	Abwässer aus der Rauchgasreinigung	162
4.2.2.5	Abwässer aus der Konservierung	165
4.2.2.6	Abwässer aus der Beizung	165
4.2.2.7	Abwässer aus der verbrennungsgasseitigen Reinigung (Feuerraumwaschen, Luvowaschen)	165
4.3	Feste Abfälle bzw. Rückstände	165
4.3.1	Zusammensetzung der Abfälle bzw. Rückstände	166
4.3.1.1	REA-Gips	168
4.3.1.2	Flugasche	169
4.3.1.3	Grobasche	170
4.3.1.4	Filterkuchen	171
4.3.1.5	Sonstige Rückstände	172
4.3.2	Mengen, Verwertungs- und Entsorgungswege der Abfälle bzw. Rückstände	172
4.3.3	Beispiele für die Verwendung von Abfällen aus Kohlekraftwerken	177
4.3.3.1	Flugasche als Zusatzstoff in Beton	177
4.3.3.2	Flugasche in Zement	177
4.3.3.3	Flugasche als zementstabilisierte Aschemischung zur Verfüllung von Hohlräumen	178
4.3.3.4	Asche als Versatzstoff im Bergbau	178
4.3.3.5	REA-Gips in der Baustoffindustrie	178
4.3.3.6	Sprühabsorptionsprodukt als Deponiebasisabdichtung	180
4.3.3.7	Grobasche aus der Kohlefeuerung	180
4.3.3.8	Flugasche aus der Öffeuerung	180
4.4	Betriebliche Abfallwirtschaft	181
4.5	Lärmemissionen	181
4.6	Umweltüberwachungssysteme am Beispiel ausgesuchter Kraftwerke	182
4.7	Störfallvorsorge	183

5	ÖKONOMISCHE BETRACHTUNG VON UMWELTSCHUTZMASSNAHMEN BEI KOHLEKRAFTWERKEN	184
5.1	Allgemeine Aspekte	184
5.2	Betriebskosten bei ausgewählten Kraftwerken	186
5.2.1	Staubabscheidung	186
5.2.2	SO ₂ -Abscheidung: Kalkadditivverfahren	186
5.2.3	SO ₂ -Abscheidung: Sprühabsorptionsverfahren	186
5.2.4	SO ₂ -Abscheidung: Nasse Rauchgasentschwefelung	187
5.2.5	NO _x -Minderung: Feuerungstechnische Primärmaßnahmen	188
5.2.6	NO _x -Minderung: Selektive katalytische Reduktion.....	188
5.2.7	NO _x -Minderung: Selektive nicht katalytische Reduktion	189
5.2.8	Abwasserreinigungsanlage.....	189
5.3	Investitionskosten bei ausgewählten Kraftwerken	190
6	MITVERBRENNUNG VON BIOMASSE UND ABFÄLLEN	191
6.1	Gesetzliche Grundlagen	192
6.1.1	Luftreinhaltegesetz bzw. Luftreinhalteverordnung für Kesselanlagen.....	192
6.1.2	Verordnungen über die Verbrennung gefährlicher Abfälle	193
6.1.3	EU-Richtlinie über die Verbrennung von Abfällen.....	193
6.1.4	Abfallverbrennungsverordnung (BGBl. II Nr. 389/2002).....	195
6.1.5	Definition von Mitverbrennungsanlagen	197
6.1.5.1	Mischungsregel	197
6.1.6	Elektrizitätswirtschafts- und Organisationsgesetz (ELWOG; BGBl. I Nr. 143/1998 idF BGBl. I Nr. 100/2000).....	198
6.2	In österreichischen Kraftwerken eingesetzte Abfälle und Biomasse	199
6.3	Mitverbrennung von Biomasse in Kohlekraftwerken	200
6.3.1	Biomasserost KW St. Andrä 2	201
6.3.2	Biomassevergasung KW Zeltweg	202
6.4	Mitverbrennung von Klärschlämmen in kohlebefeuerter Kraftwerken	206
6.4.1	Allgemeine Betrachtungen.....	206
6.4.2	Logistik.....	207
6.4.3	Lagerung.....	208
6.4.4	Klärschlammaufbereitung	208
6.4.5	Prozessführung	209
6.4.6	Zusammensetzung und Masse der Abfälle bzw. Rückstände	211
6.5	Versuche zur Mitverbrennung im Kraftwerk St. Andrä	213
6.5.1	Mitverbrennung von Klärschlamm	213
6.5.2	Mitverbrennung von Abfällen.....	216
6.6	Mitverbrennung von Tiermehl und Tierfett	221
6.7	Auswirkungen der Mitverbrennung	222
6.7.1	Korrosionsrisiko bei der Mitverbrennung von Abfällen und Biomasse	223
6.7.2	Schadstoffemissionen bei der Mitverbrennung von Abfällen und Biomasse.....	226

7	STAND DER TECHNIK	228
7.1	Auswahl des Standortes	228
7.2	Auswahl des Brennstoffes	228
7.2.1	Kohle.....	228
7.2.2	Heizöl.....	228
7.2.3	Gas.....	229
7.3	Effiziente Nutzung der Energie	229
7.4	Emissionen in die Luft	229
7.4.1	Monitoring.....	229
7.4.2	Emissionen von Luftschadstoffen.....	230
7.4.2.1	Staub.....	230
7.4.2.2	SO ₂ , HCl und HF.....	231
7.4.2.3	NO _x	232
7.4.2.4	NH ₃	233
7.4.2.5	CO.....	233
7.4.2.6	CO ₂	233
7.4.2.7	Schwermetalle.....	233
7.5	Emissionen in das Wasser	234
7.5.1	Kühlwasser.....	234
7.5.2	Speiswasseraufbereitung.....	235
7.5.3	Speiswasserkonditionierung.....	235
7.5.4	Abwasser aus der Rauchgasreinigung.....	235
7.6	Lärm	236
7.7	Abfälle bzw. Rückstände	236
8	GLOSSAR	237
9	ABKÜRZUNGEN	239
10	REFERENZEN- UND LITERATURANGABEN	241
	ANHANG: Grenzwerte für Emissionen in die Hydrosphäre	246

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Großfeuerungsanlagen in Österreich mit einer thermischen Leistung > 50 MW	50
Abb. 2: Energie- und Massenströme eines kalorischen Kraftwerkes	51
Abb. 3: Kraftwerk Voitsberg 3	54
Abb. 4: Kraftwerk St. Andrä 2	58
Abb. 5: Prinzip der Kalksteinwäsche	102
Abb. 6: Entwicklung der Entschwefelung KW St. Andrä 2 [SCHRÖFELBAUER et al., 1996].....	109
Abb. 7: Sprühabsorptionsverfahren KW Dürnrrohr 1.....	111
Abb. 8: Häufigkeitsverteilung der SO ₂ -Emissionskonzentrationen [VERBUNDKRAFT & EVN, 1996]	112
Abb. 9: Rauchgasentschwefelung – Trockenadditivverfahren [VERBUNDGESELLSCHAFT, 2001]	112
Abb. 10: Rauchgasentschwefelung – Naßentschwefelung [VERBUNDGESELLSCHAFT, 2001]	113
Abb. 11: Rauchgasentschwefelung KW Zeltweg [VERBUNDGESELLSCHAFT, 2001]	114
Abb. 12: Temperaturabhängigkeit der NO _x -Bildung.....	116
Abb. 13: Rauchgasrezirkulation [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1996].....	118
Abb. 14: Unverbranntes und NO _x -Emission in Abhängigkeit von der Luftzahl am Brenner [ALBRECHT, 1992]	119
Abb. 15: Ausnutzung des Ammoniak [ZELLINGER & GRUBER].....	120
Abb. 16: Schema des SCR-Verfahrens [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1996]	121
Abb. 17: Anordnung der Oberluft KW Voitsberg 3 [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1996]	126
Abb. 18: Ammoniakwasserversorgung der SCR-Anlage Voitsberg 3 [SCHÖNGRUNDNER et al.].....	129
Abb. 19: Brenneranordnung im Kessel St. Andrä 2 [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1996].....	130
Abb. 20: Kombinierte Luftstufung [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1997]	131
Abb. 21: Häufigkeitsverteilung der NO _x -Emissionskonzentrationen [VERBUNDKRAFT & EVN, 1996]	132
Abb. 22: Energieumwandlung im Wärmekraftwerk [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1997].....	136
Abb. 23: Wasserkreislauf des Kraftwerkes Voitsberg 3 [UMWELTERKLÄRUNG, 2000]	156
Abb. 24: Verwendung von Flugasche in der Europäischen Union, 1997	176
Abb. 25: Biomasserost St. Andrä 2 [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1999b]	202
Abb. 26: Biomassevergaser KW Zeltweg [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1999b].....	203

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Kalorische Kraftwerke in Österreich mit einer Brennstoffwärmeleistung > 50 MW.	48
Tab. 2: Fernheizkraftwerke in Österreich mit einer thermischen Leistung > 50 MW	49
Tab. 3: Kenndaten KW Voitsberg 3 [VERBUNDGESELLSCHAFT, 2001].....	55
Tab. 4: Kenndaten KW St. Andrä 2 [VERBUNDGESELLSCHAFT, 2001].....	59
Tab. 5: Kenndaten KW Zeltweg [VERBUNDGESELLSCHAFT, 2001]	62

Tab. 6:	Kenndaten KW Dürnrrohr 1 [VERBUNDGESELLSCHAFT, 2001].....	65
Tab. 7:	Kenndaten der Kraftwerke Riedersbach 1 und 2 [PFEFFER, 2001].....	68
Tab. 8:	Kenndaten des FHKW Mellach [GAISBERGER, 2001].....	73
Tab. 9:	Kenndaten des Kraftwerk Neudorf/Werndorf [KAISER, 2001].....	76
Tab. 10:	Kenndaten des FHKW Linz Mitte [WÖSS, 2001].....	81
Tab. 11:	Kenndaten des Kraftwerk Simmering 3 [MEIER, 2001].....	84
Tab. 12:	Kenndaten des HKW Nord [ROIDER, 2001].....	87
Tab. 13:	Braunkohle KW Voitsberg 3 [DRAUKRAFT, 1996c; UMWELTERKLÄRUNG 2000].....	90
Tab. 14:	Heizölverbrauch KW Voitsberg 3 [DRAUKRAFT, 1996c; UMWELTERKLÄRUNG 2000].....	90
Tab. 15:	Spezifikation der Kohle KW Dürnrrohr [VERBUNDGESELLSCHAFT, 2001].....	91
Tab. 16:	Spezifikation der Kohle KW St. Andrä 2 [VERBUNDGESELLSCHAFT, 2001].....	91
Tab. 17:	Kenndaten der eingesetzten Kohlen [PFEFFER, 2001].....	92
Tab. 18:	Kenndaten der im FHKW Mellach eingesetzten Steinkohle [GAISBERGER, 2001].....	92
Tab. 19:	Chlorid- und Fluoridgehalt der verfeuerten Kohlen [Angaben der Betreiber].....	92
Tab. 20:	Schwermetallgehalte von Braunkohle und Steinkohle wasserfrei [MAIER, 1989; SCHÖNGRUNDNER, 2000; PFEFFER, 2001; GAISBERGER, 2001; in mg/kg TS].....	93
Tab. 21:	Stichprobe von Heizöl schwer für das FHKW Neudorf/Werndorf [KAISER, 2002].....	94
Tab. 22:	Aschegehalt verschiedener Kohlen (Betreiberangaben).....	96
Tab. 23:	Staubabscheidung bei ausgewählten Kraftwerken (Angaben der Kraftwerksbetreiber).....	100
Tab. 24:	Schwefelgehalte verschiedener Brennstoffe (Angaben der Kraftwerksbetreiber).....	101
Tab. 25:	Vergleich von Entschwefelungsverfahren [HOLSCHUMACHER & RENTZ, 1995].....	108
Tab. 26:	Schwefelabscheidung bei ausgewählten Kraftwerken (Angaben der Kraftwerksbetreiber).....	115
Tab. 27:	Feuerungstechnische Maßnahmen zur Reduktion von NO _x	117
Tab. 28:	Vergleich von Entstickungsverfahren [HOLSCHUMACHER & RENTZ, 1995].....	125
Tab. 29:	Auslegungs- Garantiedaten der SCR-Anlage Voitsberg 3 [SCHÖNGRUNDNER et al.].....	128
Tab. 30:	Rauchgasentstickung bei ausgewählten Kraftwerken.....	133
Tab. 31:	Wirkungsgrade in % (Angaben der Kraftwerksbetreiber).....	137
Tab. 32:	Auswirkungen des Luftüberschusses [VGB-KRAFTWERKSTECHNIK, 1995].....	138
Tab. 33:	Richtwerte für das Luftverhältnis und den Luftüberschuss.....	138
Tab. 34:	Maßnahmen zur Steigerung der Effizienz in Kraftwerken [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1997].....	140
Tab. 35:	Gesamtbilanz KW Voitsberg 3 [UMWELTERKLÄRUNG 2000].....	143
Tab. 36:	Gesamtbilanz KW Simmering III [MEIER, 2001].....	144
Tab. 37:	Bestehende Grenzwerte für Emissionen aus Großfeuerungsanlagen > 50 MW.....	146
Tab. 38:	Emissionskennzahlen ausgewählter Kraftwerke für Staub (bezogen auf 3 % oder 6 % O ₂ ; Angaben der Betreiber).....	147
Tab. 39:	Emissionskennzahlen ausgewählter Kraftwerke für SO ₂ (bezogen auf 3 % oder 6 % O ₂ ; Angaben der Betreiber).....	147
Tab. 40:	Emissionskennzahlen ausgewählter Kraftwerke für NO _x (bezogen auf 3 % oder 6 % O ₂ ; Angaben der Betreiber).....	148

Tab. 41: Emissionsdaten KW St. Andrä (Angaben des Betreibers, Oktober 1997 bis März 2000)	148
Tab. 42: NH ₃ -Emissionen ausgewählter Kraftwerke (Angaben der Betreiber).....	149
Tab. 43: HCl und HF Emissionen des Kraftwerk Riedersbach [PFEFFER, 2001]	150
Tab. 44: HCl Emissionen ausgewählter Kraftwerke 1999 (Angaben der Kraftwerksbetreiber).....	151
Tab. 45: HF Emissionen ausgewählter Kraftwerke 1999 (Angaben der Kraftwerksbetreiber).....	151
Tab. 46: Schwermetallbilanzierung im Kraftwerk Voitsberg vor der REA [MAIER et al., 1989]	153
Tab. 47: Bilanzierung der Schwermetalle über das gesamte Kraftwerk Voitsberg [MAIER, 1989].....	153
Tab. 48: Schwermetallfrachten 1999.....	154
Tab. 49: Spezifische CO ₂ -Emissionen ausgewählter Kraftwerke (Angaben der Betreiber)	154
Tab. 50: CO-Emissionen ausgewählter Kraftwerke (Angaben der Betreiber).....	155
Tab. 51: Kühlwasserkenndaten einzelner Kraftwerke [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1998]	160
Tab. 52: Emissionen ins Wasser aus der Wasseraufbereitung [Angaben der Kraftwerksbetreiber]	162
Tab. 53: Emissionen ins Wasser aus der Rauchgasreinigung von kalorischen Kraftwerken [Angaben der Kraftwerksbetreiber]	163
Tab. 54: Abwasser aus ARA 1 FHKW Neudorf/Werndorf Jän–Dez 2000 [KAISER, 2002]	164
Tab. 55: Abfallarten	166
Tab. 56: Chemische Zusammensetzung von Grob- und Flugasche und Rückstand aus der Entschwefelung in % TS [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1995]	167
Tab. 57: Schwermetall- und Schadstoffgehalte im Gips aus der Entschwefelung (Angaben der Kraftwerksbetreiber)	168
Tab. 58: Schwermetall- und Schadstoffgehalte in der Flugasche (Angaben der Kraftwerksbetreiber).....	169
Tab. 59: Schwermetall- und Schadstoffgehalte in der Grobasche (Angaben der Kraftwerksbetreiber)	170
Tab. 60: Schwermetall- und Schadstoffgehalte im Filterkuchen aus der Abwasserreinigung (Angaben der Kraftwerksbetreiber)	171
Tab. 61: Zusammensetzung des Pressfilterkuchens des Kraftwerkes Neudorf/Werndorf (Wassergehalt: 54 %) [KAISER, 2001]	172
Tab. 62: Aufkommen und Verwertungs- und Entsorgungswege von festen Abfällen bei ausgesuchten Kraftwerken (Angaben der Betreiber)	173
Tab. 63: Jährliche Schwankungen der produzierten Abfälle bei den Kohlekraftwerken des Verbund [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1995 und VERBUNDGSESELLSCHAFT, 1998].....	174
Tab. 64: Spezifische Abfallmengen einiger Kraftwerke [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1995].....	174
Tab. 65: Verwendungsmöglichkeiten für Kraftwerksabfälle	175
Tab. 66: Verwendung von Flugaschen in der Europäischen Union, 1997	176
Tab. 67: Kontrollanalysen des REA-Gipses der Kraftwerke Mellach und Neudorf/Werndorf [KAISER, 2002; ORTNER, 2002]	179
Tab. 68: Abfallanfall der Verbund-Kraftwerke in kg/a nach ÖNORM S 2100 [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1998].....	181
Tab. 69: Abhängigkeit der Investitionen von der thermischen Leistung [HOLSCHUMACHER & RENTZ, 1995].....	185
Tab. 70: Investitionsanteile einzelner Komponenten an der Gesamtinvestition in % [HOLSCHUMACHER & RENTZ, 1995].....	185

Tab. 71: Investitionen und Betriebskosten von Emissionsminderungstechniken [HOLSCHUMACHER & RENTZ, 1995].....	185
Tab. 72: Spezifische Investitionen für Feuerungstechnische NOx-Emissionsminderungsmaßnahmen [GRUBER, 1991].....	188
Tab. 73: Investitionskosten für Rauchgasreinigungstechnologien (Angaben der Betreiber).....	190
Tab. 74: Grenzwerte für Dampfkesselanlagen zur Müllverbrennung und für die Verbrennung von Holzbrennstoffen, bezogen auf 11 % bzw. 13 % Sauerstoff im Verbrennungsabgas (gemäß LRV-K).....	192
Tab. 75: Grenzwerte für die Verbrennung gefährlicher Abfälle (als HMW unter Standardbedingungen, bezogen auf 11 % O ₂).....	193
Tab. 76: Grenzwerte für Luftschadstoffe bei der Mitverbrennung von Abfällen in Kraftwerken gemäß Richtlinie 2000/76/EG.....	194
Tab. 77: Grenzwerte für Emissionen ins Wasser bei der Mitverbrennung von Abfällen in Kraftwerken gemäß Richtlinie 2000/76/EG.....	194
Tab. 78: Emissionsgrenzwerte der Abfallverbrennungsverordnung (BGBl. II Nr. 389/2002).....	196
Tab. 79: Gegenüberstellung von Mitverbrennung und Alleinverbrennung.....	198
Tab. 80: Kennzahlen der Abfälle und der Biomasse für die Biomassevergasung KW Zeltweg [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1999b].....	204
Tab. 81: Analyseergebnisse mitverbrannter Abfälle und Biomasse – wasserfrei (jeweils Mittelwert aus zwei Proben) [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1999b].....	204
Tab. 82: Konzentrationen von Nebenbestandteilen und Schwermetallen in Rinde [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1999b].....	205
Tab. 83: Kennzahlen: KW Zeltweg inkl. Biomassevergasung [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1999b].....	206
Tab. 84: Vergleich: Kohle – Klärschlamm.....	210
Tab. 85: Vergleich von Braunkohle- und Klärschlammaschen [BORN, 1999].....	212
Tab. 86: Eingesetzte Brennstoff-, Klärschlamm- und Abfallmengen im KW St. Andrä [VERBUNDGESELLSCHAFT, 2001 B].....	213
Tab. 87: Vergleich der im KW St. Andrä eingesetzten Klärschlämme mit Braun- und Steinkohle [VERBUNDGESELLSCHAFT, 2001 B].....	214
Tab. 88: Gesamt- und Eluatgehalte von Grobasche und dem Gemisch aus Flugasche und Feststoff aus der Entschwefelung [VERBUNDGESELLSCHAFT, 2001 B].....	215
Tab. 89: Eingesetzte Brennstoffe und Abfälle im Kraftwerk St. Andrä (Bezugszeitraum: 24.03.2000–31.03.2001) [VERBUNDGESELLSCHAFT, 2001 B].....	216
Tab. 90: Zusammensetzung von Brennstoffen und Abfällen [VERBUNDGESELLSCHAFT, 2001 B].....	218
Tab. 91: Emissionsmessungen bei der Mitverbrennung von Abfällen im Kraftwerk St. Andrä [VERBUNDGESELLSCHAFT, 2001 B].....	220
Tab. 92: Korrosionskennzahlen der im Kraftwerk St. Andrä eingesetzten Abfälle und Brennstoffe [VERBUND, 2001 B].....	225
Tab. 93: Transferkoeffizienten für verschiedene Elemente anhand eines vereinfachten Ansatzes für qualitative Erstab-schätzungen [VERBUND, 2001].....	226

ZUSAMMENFASSUNG

Ziel der Studie ist es, den Stand der Technik für kalorische Großkraftwerke im Hinblick auf die Richtlinie zur integrierten Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (Integrated Pollution Prevention and Control – IPPC-Richtlinie 96/61/EG) zu ermitteln.

Aus der Gesamtheit der in Österreich betriebenen Kraftwerke und Fernheizkraftwerke mit einer Brennstoffwärmeleistung > 50 MW wurden 10 Standorte, an denen einer oder mehrere Kraftwerksblöcke betrieben werden, ausgesucht und detailliert beschrieben. Aufgrund der vergleichsweise höheren Emissionen wurden nur kohle- oder ölgefeuerte Kraftwerke für die Studie berücksichtigt. Grosse Feuerungsanlagen der Industrie, in welchen zum Teil Sonderbrennstoffe eingesetzt werden (z. B. Feuerungsanlagen der Raffinerie oder der Zellstoff- und Papierindustrie), sowie Müll- und Abfallverbrennungsanlagen werden in der Studie nicht behandelt.

Die Beschreibung der Kraftwerksanlagen umfasst den gesamten Betrieb, d. h. die Art und Zusammensetzung der verwendeten Brennstoffe, deren Aufbereitung und Einbringung in den Kessel, die Feuerungstechnologie, die eingesetzten Maßnahmen zur Emissionsminderung und die Behandlung der bei der Verbrennung anfallenden Abfälle bzw. Rückstände. Auf Möglichkeiten der Effizienzsteigerung und auf ökonomische Aspekte wird in eigenen Kapiteln eingegangen. Die gesetzlichen Rahmenbedingungen werden in den jeweiligen Kapiteln kurz erläutert.

Ein aktuelles Thema ist die Mitverbrennung von Biomasse und Abfällen in Kraftwerken. Es werden die in österreichischen Kraftwerken durchgeführten Versuche zur Mitverbrennung zusammengefasst und es wird versucht, die Auswirkungen der Mitverbrennung auf den Kraftwerksbetrieb, auf die Emissionen in Luft und Wasser und auf die Qualität der dabei anfallenden Abfälle bzw. Rückstände darzustellen.

In einem abschließenden Kapitel wird der Stand der Technik unter Einbeziehung oben genannter Schwerpunkte zusammengefasst.

Überblick über in Österreich betriebene Großkraftwerke

In Österreich werden an 36 Standorten kalorische Großfeuerungsanlagen als Kraft- und Fernheizwerke mit einer Brennstoffwärmeleistung über 50 MW betrieben, wobei an 19 Standorten die Auskoppelung thermischer Energie im Vordergrund steht.

Die Leistung der einzelnen Blöcke liegt im Bereich von 50 bis 1.006 MW thermisch, die meisten Kraftwerke (vor allem Kohlekraftwerke) werden zur Abdeckung von Bedarfsspitzen eingesetzt und haben dementsprechend jährliche Betriebszeiten von ungefähr 1.000 bis 5.000 Stunden.

Das modernste Kohlekraftwerk Österreichs wurde 1987 in Dürnrohr in Betrieb genommen. In diesem Kraftwerk wird zu einem erheblichen Teil auch Erdgas verfeuert. Bei allen anderen mit festen Brennstoffen betriebenen Kraftwerken wurden seit dem Bau umfangreiche Sanierungsmaßnahmen gesetzt. Dementsprechend verfügen alle Kohlekraftwerke über Technologien zur Staub- und Schwefelabscheidung und zumindest über primäre Technologien zur NO_x-Minderung. Vier Kraftwerksblöcke (von insgesamt 12 mit Kohle befeuerten) sind mit SCR und ebenso viele mit SNCR ausgestattet.

In jüngster Zeit errichtete kalorische Kraftwerke werden auf der Basis flüssiger oder gasförmiger Brennstoffe betrieben.

Stand der Technik

Auswahl des Standortes

Durch geeignete Auswahl des Standortes kann einerseits der Aufwand für die Infrastruktur minimiert werden, andererseits kann dadurch die Abwärme einer Großfeuerungsanlage optimal genutzt werden.

Bei der Standortauswahl sind u. a. folgende Faktoren zu berücksichtigen:

- Geographische Nähe zum eingesetzten Energieträger (z. B. in Nachbarschaft zum Kohleabbau) oder gute Verkehrsanbindung (z. B. in der Nähe von Pipelines; Bahnanbindung).
- Gesicherte Nutzung des aus dem Turbinenprozess ausgekoppelten Heißdampfes und/oder der Restwärme der Rauchgase (Absatz von Fernwärme, Nutzung als Prozessdampf).
- Minimierung der Wärmeabfuhr über Fließgewässer mit hohem Wasserdurchsatz.
- Meteorologische Situation und Vorbelastung des Standortes.
- Einbindung in das elektrische Netz.

Auswahl des Brennstoffes

Die Auswahl der Brennstoffe bestimmt den Brennstoffnutzungsgrad und die erforderliche Abscheideleistung der Rauchgas- und Abwasserreinigungsanlagen.

Kohle

Stand der Technik ist der Einsatz von hochwertigen Kohlen, welche u. a. folgenden Anforderungen entsprechen sollen:

- Hoher Heizwert
- Geringer Wassergehalt
- Geringer Schwefelgehalt zur Entlastung der REA.
- Geringer Aschegehalt (Schwermetallgehalt).
- Geringer Gehalt an Chlorid und Fluorid.

Stand der Technik ist die weitestgehende Zerkleinerung und Homogenisierung der Kohle.

Heizöl

Die Verfeuerung von Heizölen mit relativ niedrigem S-Gehalt (1 % S) führt zu einer Reduktion der Rohgaskonzentration und damit zu einer Entlastung der Rauchgasentschwefelungsanlage, bzw. zu einer Volumensreduktion der Rückstände.

Zur Verhinderung der Verkokung der Brennerdüsen und von Ablagerungen im Brennerraum sollten der Gehalt von Asphalteneen, der Gehalt an Sedimenten, der Aschegehalt und im speziellen die Konzentration von V, Ni und Hg niedrig sein.

Gas

Reine Gaskraftwerke werden in dieser Studie nicht beschrieben. Bei vielen österreichischen Öl- und Kohlekraftwerken wird allerdings Gas zugefeuert.

Effiziente Nutzung der Energie

Folgende Maßnahmen sind Stand der Technik:

- Verbrennung: Minimierung der Wärmeverluste durch unverbrannte Gase (H_2 , CO) und durch unverbrannte Bestandteile in den Rückständen (Glühverlust) bei gleichzeitiger Verhinderung der Kondensation der Abgase an den Heizungsflächen (Korrosion).
- Möglichst hohe Drücke und Temperaturen des Arbeitsmediums Dampf. Mehrfache Zwischenüberhitzung des Dampfes zur Erhöhung des elektischen Nettowirkungsgrades.
- Möglichst hohes Druckgefälle im Niederdruckteil der Dampfturbine durch möglichst niedrige Temperatur des Kühlwassers (Frischwasserkühlung).
- Minimierung der Wärmeverluste über das Abgas (Nutzung der Restwärme als Fernwärme).
- Minimierung der Wärmeverluste über die Schlacke.
- Minimierung der Wärmeverluste durch Ableitung und Strahlung durch Isolierung.
- Minimierung des Eigenbedarfes durch geeignete Maßnahmen (z. B. Beizen des Verdampfers, höherer Wirkungsgrad der Speisewasserpumpe, dampfbetriebene Speisewasserpumpen,...).
- Vorwärmung des Kesselspeisewassers mit Dampf.
- Fernwärmeauskoppelung.
- Optimierte Schaufelgeometrie der Turbinen.

Durch eine geeignete Kombination dieser Maßnahmen kann ein Kesselwirkungsgrad von 90–94 % erreicht werden. Die Brennstoffnutzung kann durch die (nachträgliche) Auskoppelung von Fernwärme erheblich gesteigert werden.

Mittels Kraft-Wärme-Kopplung können Brennstoffnutzungsgrade zwischen 80 und 87 % erzielt werden.

Emissionen in die Luft

Monitoring

Die kontinuierliche Messung folgender Emissionen bzw. Betriebsparameter im Rauchgas von Großfeuerungsanlagen ist Stand der Technik: Sauerstoffgehalt, Geschwindigkeit, Wassergehalt, Druck, Temperatur, Volumen, Staub, SO_2 , NO_x , CO_2 , und CO.

Die Emissionen der Schadstoffe HCl, HF, N_2O , NH_3 und TOC können ebenfalls kontinuierlich gemessen werden.

Kontinuierlich gemessene Emissionen werden als Halbstundenmittelwerte angegeben.

Diskontinuierlich gemessene Emissionen werden unter Angabe des Messzeitraumes als Konzentration angegeben.

Um einen optimalen Betrieb des Kessels und der Rauchgasreinigungseinrichtungen zu gewährleisten, sind zusätzliche Messungen ausgewählter Betriebsparameter und Schadstoffkonzentrationen an verschiedenen Stellen der Rauchgaskanäle notwendig.

Die Emissionen werden üblicherweise folgendermaßen angegeben:

- Als Massenkonzentration der luftverunreinigenden Stoffe in den Einheiten Milligramm je Kubikmeter (mg/m^3) oder Nanogramm je Kubikmeter (ng/m^3), bezogen auf das Abgasvolumen im Normzustand (273 K, 1013 hPa) nach Abzug des Feuchtegehaltes an Wasserdampf sowie auf einen bestimmten Sauerstoffgehalt (z. B.: 3, 6 bzw. 11 % O_2).

- Als Massenströme der luftverunreinigenden Stoffe in den Einheiten Kilogramm je Stunde (kg/h), Gramm je Stunde (g/h) oder Milligramm je Stunde (mg/h).
- Als Massenverhältnis der Massenströme der emittierten Stoffe zu der Masse des eingesetzten Brennstoffes (Emissionsfaktor) in den Einheiten Kilogramm je Tonne (kg/t), Gramm je Tonne (g/t) oder Milligramm je Tonne (mg/t).

Die Errichtung von Immissionsmessstationen zur automatischen Erfassung der Konzentrationen für SO₂, Staub, Ozon, Stickoxide, der Betriebswerte des Kraftwerkes (Emission und Leistung) sowie von meteorologischen Werten ist z. B.: in den österreichischen Kraftwerken Dürnrohr, Neudorf/Werndorf oder Mellach realisiert. Falls sich die Gehalte an Schadstoffen in der Luft den behördlich festgelegten Immissionsgrenzwerten nähern, müssen innerhalb des Kraftwerkes geeignete Maßnahmen (Leistungsrücknahme, Umstellung der Feuerung auf Gas, u. a.) gesetzt werden.

Emissionen von Luftschadstoffen

Die Emissionen in die Luft werden in der Folge als Halbstundenmittelwerte (HMW) unter Standardbedingungen (0°C, 1013 mbar, trocken) angegeben. Die Werte sind für feste Brennstoffe auf 6 % und für flüssige Brennstoffe auf 3 % Volumenkonzentration Sauerstoff im Rauchgas bezogen und beziehen sich auf den Volllastbetrieb.

Staub

Stand der Technik zur Reduktion der Staubemissionen ist der Einsatz von Elektrofiltern oder Schlauchfiltern. Diese sind unabhängig vom Rauchgasvolumenstrom und vom Brennstoff bei neuen und bei alten Anlagen anwendbar.

Eine Abscheidung von Staub und schwerflüchtigen Schwermetallen erfolgt auch in der nassen Wäsche zur Rauchgasentschwefelung. Hier können zusätzlich zu den Filteranlagen bis zu 90 % des Reststaubgehaltes ausgewaschen werden

Unabhängig vom Brennstoff können Staubemissionen < 5 mg/Nm³ (bei 3 bzw 6 % O₂) als Halbstundenmittelwert eingehalten werden. Dies entspricht einer Abscheideleistung von > 99,8 %.

Referenzanlagen:

- *KW Riedersbach 1 und 2*: Kombination aus Elektrofilter und nasser Entschwefelung
- *KW Mellach*: Kombination aus Schlauchfilter und nasser Entschwefelung
- *HKW Salzburg Nord*: Kombination aus Schlauchfilter und Sprühabsorptionsverfahren.

Bei ölgefeuerten Kraftwerken können mittels nassem Elektrofilter Staub und Aerosole (SO₃) aus dem Rauchgas abgeschieden werden. Stand der Technik zur Abtrennung der Aerosole aus dem Rauchgas ölgefeuerter Kraftwerke sind nasse Elektrofilter. Damit kann die SO₃ Konzentration im Reingas unter 5 mg/Nm³ (bei 3 % O₂, HMW) gesenkt werden, wodurch das Auftreten des sogenannten „Blauen Rauches“ vermieden wird. Der Reststaub wird gemeinsam mit SO₂ durch die Nasswäsche abgeschieden (Referenzanlage: FHKW Neudorf/Werndorf 1 und 2).

SO₂, HCl und HF

Stand der Technik zur Minderung der **HCl und HF** Emissionen ist der Einsatz von chlorid- und fluoridarmen Kohlen und die Installation von Einrichtungen zur effektiven Abscheidung von Staub und SO_x. Damit können bei Steinkohlekraftwerken HCl und HF Emissionen von jeweils unter 3 mg/Nm³ eingehalten werden (Referenzanlagen: KW St. Andrä, KW Riedersbach).

Bei Braunkohle mit hohem Fluoridgehalt können für HF Werte < 10 mg/Nm³ erreicht werden.

Stand der Technik für die **Rauchgasentschwefelung** ist das Kalkwaschverfahren. Dabei wird SO_2 in einer Suspension aus Kalksteinmehl absorbiert und nach der Oxidation als Gips ausgefällt.

Das Kalkwaschverfahren ist das einzige Verfahren zur Rauchgasentschwefelung, welches ein verwertbares Endprodukt (Gips) liefert. Dieser kann entweder in der Zementindustrie als Erstarrungsregler oder in der Baustoffindustrie zur Erzeugung von Gipskartonplatten (bei hoher Qualität) oder zur Erzeugung von Gipsputzen (bei niedriger Qualität) verwendet werden. Durch die Verwertung des Gipses sind die Betriebskosten im Vergleich zu anderen Verfahren geringer.

Das Kalkwaschverfahren kann sowohl bei neuen als auch bei alten Anlagen angewendet werden. Die in Österreich installierten nassen Wäscher zur Entschwefelung sind für einen Rauchgasvolumenstrom von 140.000 bis 1.250.000 m^3/h ausgelegt.

Der größte Teil der Flugasche muss vor der nassen Wäsche mit Elektro- oder Gewebefiltern abgeschieden werden (Richtwert für Staub: $< 35 \text{ mg}/\text{Nm}^3$), um die erforderliche Qualität des Gipses zu gewährleisten.

Bei ölgefeuerten Kraftwerken kann der nassen Entschwefelung statt des Filters auch ein Rauchgaswäscher vorgeschaltet sein. In diesem Fall entsteht eine wässrige Suspension aus Gips, Ruß und Schwermetallhydroxiden, welche in einer entsprechend ausgelegten Abwasserreinigungsanlage behandelt werden muss.

Die nasse Entschwefelung kann bei geringem Chloridgehalt der Kohle abwasserfrei betrieben werden. In anderen Fällen entsteht Abwasser, welches in einer entsprechend ausgelegten Abwasserreinigungsanlage behandelt werden muss.

Stand der Technik ist ein Entschwefelungsgrad $> 95\text{--}97\%$ bzw. eine SO_2 Emission von 40–130 mg/Nm^3 (bezogen auf 3 % bzw. 6 % O_2 im Rauchgas; Referenzanlagen: KW Simmering III, KW Riedersbach 1 und 2, FHKW Mellach, FHKW Neudorf/Werndorf).

Mit Ausnahme der flüchtigen Verbindungen Quecksilber und Selen werden im Wäscher auch Schwermetalle effektiv abgeschieden.

Die im folgenden angeführten Beispiele für Rauchgasreinigungssysteme führen ebenfalls zu einer effektiven Verminderung der SO_2 -Emissionen.

Allerdings entstehen dabei Abfälle, welche in den meisten Fällen deponiert werden müssen. Im Vergleich zum Kalkwaschverfahren erzielen diese Systeme höhere Abscheideleistungen für HCl und HF.

- **Kalkadditivverfahren mit Nachreaktion in Kombination mit einer zirkulierenden Wirbelschicht**
Bei einer Rohgaskonzentration $> 2.000 \text{ mg}/\text{Nm}^3$ sind Emissionen von 100–170 mg/Nm^3 (6 % O_2 , HMW) erreichbar (Abscheideleistung: 90–94 %). Gleichzeitig werden HCl und HF zu 98 % abgeschieden. Als Rückstand fällt eine Mischung von Kalziumsulfid und Kalziumsulfat an, welcher deponiert wird bzw. in Einzelfällen unter definierten Rahmenbedingungen zum Bau von Lärmschutzwällen oder Deponieabdichtungen verwendet werden kann (Referenzanlagen: KW St. Andrä, KW Zeltweg).
- **Sprühabsorptionsverfahren**
Dieses abwasserfreie Verfahren ermöglicht bei einer Rohgaskonzentration von 1.100–1.700 mg/Nm^3 Emissionen unter 100 mg/Nm^3 (3 % bzw. 6 % O_2 , HMW; Abscheideleistung: $> 92\%$). Die Abscheideleistung wird durch die Kalkzugabe limitiert: Bei höherer Kalkdosierung erhöht sich der Abscheidegrad, der Gehalt an freiem Kalk im Rückstand verringert dessen Qualität und führt zu Problemen beim Betrieb. Der entstehende Abfall (eine Mischung aus Flugasche, Kalziumsulfid, -sulfat, -carbonat, -chlorid, und Kalk) muss deponiert werden (Referenzanlagen: KW Dürnrohr; HKW Salzburg Nord).

NO_x

Stand der Technik zur Reduktion der Emissionen von NO_x ist die Anwendung des SCR-Verfahrens (Selective Catalytic Reduction) in Kombination mit zusätzlichen feuerungstechnischen Maßnahmen.

Feuerungstechnische Maßnahmen sind u. a. die Installation von NO_x-armen Brennern, das Einblasen eines Teiles der Gesamtluftmenge oberhalb der Brennerebene (Oberluft) und die Rezirkulation des Rauchgases. Die Implementierung von feuerungstechnischen Maßnahmen ohne sekundäre Verfahren führt zu einer NO_x-Minderung von ungefähr 40-50 % (bei Braunkohlekraftwerken von bis zu 75 %), verschlechtert aber den Ausbrand und erhöht den Glühverlust in den Rückständen.

Mit einer Kombination von feuerungstechnischen Maßnahmen und SCR können NO_x Emissionen unter 100 mg/Nm³ (3 % bzw. 6 % O₂, HMW; Abscheideleistung: bis zu 90 %) eingehalten werden. Der Ammoniakschlupf liegt bei < 5 ppm (< 4 mg/Nm³), die Emission von N₂O unter 1 mg/Nm³ (Referenzanlagen: KW Simmering III; HKW Salzburg Nord).

Der Katalysator ist auch in bestehende Anlagen integrierbar.

Das SCR-Verfahren arbeitet mit einem Katalysator (zumeist TiO₂), an welchem die Stickoxide im Rohgas mit Hilfe des zugefügten Reduktionsmittel zu elementarem Stickstoff und Wasser umgewandelt werden. Als Reduktionsmittel wird in den meisten Fällen eine wässrige Lösung von Ammoniak (25 %) verwendet. Aufgrund des hohen Wassergefährdungspotentials sind besondere Vorkehrungen bei Lagerung und Transport zu treffen.

Das Verhältnis zwischen eingedüstem Ammoniak und den Stickoxiden muss optimal eingestellt werden, um den Ammoniakschlupf möglichst gering zu halten und trotzdem eine effektive Stickoxidreduktion zu gewährleisten.

SO₂ im Rohgas wird am Katalysator zu SO₃ oxidiert, welches mit Ammoniak zu Ammoniumsulfatverbindungen reagiert. Diese können sich bei niederen Temperaturen an der Katalysatoroberfläche ablagern. Die optimale Temperatur des Katalysators liegt in Abhängigkeit vom SO₃ Gehalt zwischen 320°C und 370°C.

Bei der SCR-Technologie wird je nach Anordnung zwischen der Rohgasschaltung (High-Dust) und der Reingasschaltung (Low-Dust) unterschieden. In österreichischen Kohle- und Ölkraftwerken werden **Rohgasschaltungen** eingesetzt.

In Abhängigkeit von der Anordnung der SCR-Anlage und des Aschegehaltes der Kohle muss der Katalysator gereinigt werden (typisches Intervall: 5.000 Betriebstunden). Bei Kohlekraftwerken beträgt die Lebensdauer einer Katalysatorebene bei optimalem Betrieb zwischen 40.000 und 80.000 Stunden. Nach dieser Zeit muss der Katalysator entweder gewechselt oder gewaschen werden.

Bei Ölkraftwerken kommt es durch die Einlagerung von Vanadium zu einer Erhöhung der Katalysatoraktivität. Der Reinigungsintervall beträgt zwischen 17.000 und 35.000 Betriebsstunden, die Gesamtlebensdauer über 70.000 Betriebsstunden.

NH₃

Bei optimalem Betrieb der SCR-Anlage kann der Ammoniakschlupf unter 5 mg/Nm³ (bei 3 bzw 6 % O₂) gehalten werden (Referenzanlagen: KW Zeltweg, KW Riedersbach 2, KW Mel-lach, KW Neudorf/Werndorf, FHKW Linz Mitte, KW Simmering III; HKW Salzburg Nord).

CO

Stand der Technik bei kalorischen Kraftwerken sind CO Emissionen unter 30 mg/Nm³ (auf 3 % bzw. 6 % O₂, HMW). Maßgebliche Parameter sind der Luftüberschuss (abhängig von der Art

des Brennstoffes, der Feuerung und der Kesselleistung) und die gute Durchmischung von Brennstoff und Luft (Referenzanlagen: KW Zeltweg; KW Dürnrohr 1; KW Riedersbach 1, KW Mellach, HKW Salzburg Nord).

CO₂

Eine Senkung der CO₂-Emissionen wird durch die Steigerung des Wirkungsgrades erreicht. Entsprechende Maßnahmen werden unter dem Kapitel Effiziente Nutzung der Energie beschrieben.

Schwermetalle

Ein großer Teil der Schwermetalle kondensiert bei der Abkühlung der Rauchgase unter eine Temperatur von 300°C und wird mit dem Flugstaub am Elektro- oder Gewebefilter abgetrennt.

Eine effektive Abscheidung der Schwermetalle erfolgt auch in der nassen Entschwefelung. Hier können zusätzlich zu den Staubfilteranlagen bis zu 90 % des Reststaubes abgetrennt werden. Eine Ausnahme bilden die flüchtigen Schwermetalle Hg⁰ und Se, welche zum Teil auch im Reingas zu finden sind.

Folgende Emissionskonzentrationen können eingehalten werden (als 0,5–8 Stunden Wert; auf 6 % O₂; Referenzanlagen: KW St. Andrä, KW Voitsberg)

- Cd + Tl: < 0,006 mg/m³
- Hg: 0,0015–0,02 mg/m³
- Sb, As, Pb, Cr, Cu, Co, Mn, Ni, V, Sn: in Summe 0,1–0,12 mg/m³.

Emissionen in das Wasser

Der Stand der Technik für die Reduktion der Emissionen ins Wasser wird für die wichtigsten Abwasserströme wie folgt beschrieben:

Kühlwasser

Folgende Maßnahmen sind Stand der Technik:

- Getrennte Führung von Kühl- und Prozesswasser.
- Verzicht auf den Einsatz von Grund- und Trinkwasser für Durchlaufkühlsysteme.
- Minimierung der Wärmeabgabe an Fließgewässer. Einsatz der Durchlaufkühlsysteme nur bei entsprechender Lage an einem Fließgewässer mit hohem Wasserdurchsatz.
- Schutz vor Korrosion und vor Ablagerungen durch konstruktive Maßnahmen und nicht durch chemische Zusätze (Verzicht auf den Einsatz von Chromaten, Nitriten, Mercaptobenzthiazol, Imidazolverbindungen und Zinkverbindungen als Korrosionsschutzmittel).
- Verhinderung von mikrobiellem Wachstum durch konstruktive Maßnahmen (Ausschalten von Toträumen, Verzicht auf den Einsatz von organischen Polymer-Werkstoffen mit hohem Monomeranteil). Bei erforderlichen Einsatz von Bioziden: Anwendung intermittierender Verfahren, Verzicht auf die Abgabe von Abflutwasser während der Stoßbehandlung, Verzicht auf den kontinuierlichen Einsatz von Bioziden mit Ausnahme von Wasserstoffperoxid, Ozon oder UV. Genereller Verzicht auf den Einsatz von Organoquecksilber-, Organozinn- oder sonstigen metallorganischen Verbindungen, weitgehender Verzicht auf den Einsatz von quarternären Ammoniumverbindungen.

- Weiterverwendung von Abwasser zur Reduktion des Frischwasserverbrauches. Ausgeschleustes Wasser aus dem Kühlkreislauf kann für die Nassentschlackung, für die Rauchgasreinigung oder als Anfeuchtwasser für die anfallenden Aschen verwendet werden.
- Umfassende energetische Nutzung der Abwärme im Abwasser (Fernwärme, Kraft-Wärmekupplung, Niedertemperaturheizung, ...).
- Bevorzugte Anwendung von Kreislaufkühlsystemen mit optimierter Austauschrate für das Abflutwasser bzw. größtmöglicher Eindickungszahl.
- Bei erforderlichem Einsatz von Dispergiermitteln: Bevorzugter Einsatz nicht toxischer Substanzen, deren Gesamtabbaubarkeit durch aerobe Mikroorganismen gegeben ist (größer als 80 % nach einer Testdauer von 14 Tagen). Genereller Verzicht auf den Einsatz von Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA) und Diethylentriaminpentaessigsäure (DTPA), ihren Homologen und deren Salzen, weitgehender Verzicht auf den Einsatz von sonstigen Aminopolycarbonsäuren, ihren Homologen und deren Salzen.
- Bedarfsabhängige Dosierung aller Kühlwasseradditive durch maschinelle Dosiereinrichtungen mit begleitender analytischer Überwachung der Einsatzkonzentration im Kühlkreislauf.
- Die kontinuierliche Reinigung der Rohre des Kondensators mit Hilfe des Taprogge-Systems ist Stand der Technik. Dabei werden mit Schleifmitteln beschichtete Kunststoffbälle durch die Kondensatorrohre geschickt, im Ablauf wieder entfernt und in den Kreislauf zurückgebracht.

Speisewasseraufbereitung

Folgende Maßnahmen sind Stand der Technik:

- Minimierung der abzuleitenden Salzfrachten durch bevorzugten Einsatz von Membranverfahren (z. B. Mikrofiltration, Umkehrosmose, ...). Dieses Verfahren wird bei den Heizkraftwerken der OMV-Raffinerie in Schwechat angewendet.
- Gesonderte Erfassung und Reinigung der Konzentrate von Ionentausch- oder Umkehrosmoseanlagen.
- Bevorzugter Einsatz jener Aufbereitungstechnologien, bei denen möglichst geringe Mengen an Aufbereitungsrückständen oder bei denen wieder- oder weiterverwendbare Aufbereitungsrückstände (z. B. Eisenschlämme) anfallen.
- Bevorzugter Einsatz nicht toxischer Aufbereitungschemikalien, deren Gesamtabbaubarkeit durch aerobe Mikroorganismen gegeben ist (größer als 80 % nach einer Testdauer von 14 Tagen). Einsatz mineralölarmer oder mineralölfreier Flockungshilfsmittel. Einsatz von Aufbereitungs- oder Regenerationschemikalien mit möglichst geringem Anteil an halogenorganischen Verbindungen. Verzicht auf den Einsatz von Ethylendiamintetraessigsäure, ihren Homologen und deren Salzen; Aminopolycarbonsäure, ihren Homologen und deren Salzen; metallorganischen Verbindungen; Chromaten; Nitriten und organischen Polyelektrolyten mit einem Monomerenanteil von größer als 0,1 Massenprozent.
- Einsatz von Misch- oder Pufferbecken zwecks Mengen- und Konzentrationsausgleich.
- Einsatz physikalischer, physikalisch-chemischer oder chemischer (Siebung, Sedimentation, Filtration, Flotation, Fällung/Flockung), bei Direkteinleitern auch biologische Abwasserreinigungsverfahren.
- Einsatz physikalischer oder chemischer Verfahren zur Konditionierung und Entwässerung der festen Rückstände aus der Wasseraufbereitung und Abwasserreinigung.

Speisewasserkonditionierung

Die Behandlung der Abwässer aus der Kondensatreinigung (Regeneration der Ionentauscher) nach der Neutralisation in einer Abwasserreinigungsanlage ist Stand der Technik.

In einem Kohlekraftwerk wird Ammoniak und Sauerstoff in Kombination eingesetzt. Durch Zugabe von Ammoniak wird ein alkalisches Milieu eingestellt und eine geringe Menge Sauerstoff zugesetzt. Dadurch wird einerseits die Zugabe des als cancerogen eingestuften Hydrazin vermieden und der Ammoniakverbrauch gesenkt. Des Weiteren bildet sich auf der Innenseite der Rohre eine Schutzschicht aus Magnetit und Hämatit, welche eine deutlich geringere Rauigkeit aufweist als die Schutzschicht aus Magnetit, welche bei der alkalischen Fahrweise gebildet wird. Damit wird der Druckverlust und der Energiebedarf der Speisewasserpumpe gesenkt.

Abwasser aus der Rauchgasreinigung

Folgende Maßnahmen sind Stand der Technik:

- Bevorzugter Einsatz jener Rauchgas- und Abwasserreinigungsverfahren, welche Gips als verwertbaren Reststoff liefern.
- Weitestgehende Kreislaufführung des Waschwassers und der eingesetzten Waschchemikalien. Bei der nassen Rauchgasreinigung kann die Gips suspension eingedickt und bis auf eine Restfeuchte von 15 % entwässert werden. Das Klarwasser aus dem Entwässerer wird erneut mit Kalksteinmehl versetzt und in den Wäscher zurückgeführt.
- Gegebenenfalls kann niedrigbelastetes Abwasser aus anderen Herkunftsbereichen (z. B. Kühlwasser, Wasser aus der Nassentschlackung, ...) als Rohwasser für die nasse Rauchgasreinigung verwendet werden.
- Genereller Verzicht auf die Verwendung von Grund- und Trinkwasser als Rohwasser für die Rauchgaswäsche.
- Einsatz von der Gaswäsche vorgeschalteten Filtern zur Abscheidung fester Stoffe.
- Verminderung von NO_x und Ammoniak Emissionen vor dem Wäscher.
- Einsatz physikalischer, chemischer oder physikalisch-chemischer Abwasserreinigungsverfahren zur Neutralisation, zur Reduktion der Gipsübersättigung, zur Strippung von Ammoniak, zur Fällung von Schwermetallen und Fluorid und zur Feststoffabtrennung.
- Vom Abwasser getrennte Entsorgung der bei der Abwasserreinigung anfallenden Abfälle.

Lärm

Stand der Technik ist die Implementierung folgender Maßnahmen:

- Einsatz lärmarmen Maschinen und Aggregate.
- Schalldämpfung an einzelnen Maschinen und Aggregaten.
- Betriebliche Maßnahmen (Vermeidung des Radladerbetriebes während der Nacht).
- Einhausung bestimmter Maschinen und Aggregate.

Abfälle bzw. Rückstände

Stand der Technik ist der Betrieb und die Konzeption der Feuerung und der Rauchgasreinigungsanlagen in der Art, dass die Zusammensetzung der Aschen und des REA-Gipses den Qualitätsanforderungen für den Einsatz in der Zement- und Baustoffindustrie entspricht.

Unter der Voraussetzung, dass sich die Eigenschaften des Zements bzw. der Baustoffe (wichtige Parameter sind u. a. der Glühverlust, der Gehalt an Chloriden und der Gehalt an freiem

CaO) durch die Zugabe von Kraftwerksrückständen verbessern (z. B. Erhöhung der Langzeitfestigkeit) oder zumindest nicht ändern und keine Anreicherung an Schadstoffen (Schwermetalle) im Endprodukt stattfindet, bestehen folgende Wiederverwendungsmöglichkeiten:

- Einsatz von Gips (Entschwefelungsprodukt aus der nassen Rauchgaswäsche) nach der Trocknung und Entwässerung in der Zement- und Baustoffindustrie
- Einsatz von Grobasche in der Ziegelindustrie
- Einsatz von Flugasche als Betonzusatzstoff, sowie als Rohmehlbestandteil und/oder Zuzugmahlstoff in der Zementindustrie

Der Filterkuchen aus der Abwasserreinigungsanlage ist wegen der hohen Schadstoffbelastung im Regelfall entsprechend dem Stand der Technik zu deponieren.

Abfälle, welche aufgrund ihrer Zusammensetzung keiner weiteren Verwendung zugeführt werden können, sind nach dem Stand der Technik zu deponieren.

Mitverbrennung in kalorischen Kraftwerken

Einleitung

Die Idee, Abfälle und Biomasse in Kraftwerken mitzuverbrennen wird hauptsächlich aus wirtschaftlichen und abfallwirtschaftlichen Gründen verfolgt: Aufgrund der Marktliberalisierung und des vergleichsweise hohen Kohlepreises suchen Betreiber von Kohlekraftwerken nach Möglichkeiten zur Reduktion der Betriebskosten. Die Mitverbrennung von Abfällen führt einerseits zu Einsparungen auf der Input-Seite (in Abhängigkeit von den verrechneten Übernahmepreisen), andererseits kann unter Umständen ein gewisser Prozentsatz der Biomasse und Abfälle den erneuerbaren Energieträgern zugeordnet werden, wodurch höhere Erlöse aus dem Stromverkauf erzielt werden können.

In den österreichischen Kraftwerken wurden bis jetzt Abfälle und Biomasse nur versuchsweise mitverbrannt. Somit ist eine Beschreibung des Standes der Technik nicht ohne weiteres möglich. Allerdings kann für die Mitverbrennung von Klärschlamm auf Erfahrungen aus Deutschland zurückgegriffen werden, für andere Abfälle können aus den bisherigen Versuchsergebnissen allgemeine Vorgangsweisen empfohlen werden.

Bei den Abfällen Tiermehl und Tierfett, welche derzeit in einigen Kraftwerken mitverbrannt werden, wird davon ausgegangen, dass diese Art der Entsorgung nur über einen beschränkten Zeitraum verfolgt werden wird. Erste Ergebnisse wurden in einem eigenen Bericht [GRECH et al., 2001] veröffentlicht.

Die Definition von Biomasse wird in dieser Studie aus der geltenden Großfeuerungsanlagen-Richtlinie (GFA-RL; 2001/80/EG) übernommen, d. h. Biomasse sind die Produkte land- und forstwirtschaftlichen Ursprungs aus pflanzlichem Material oder Teilen davon, die zur energetischen Rückgewinnung verwendet werden können. Im Zusammenhang mit der Mitverbrennung in Kraftwerken ist wichtig, dass nur unbehandelte Holzabfälle unter dem Begriff Biomasse zusammengefasst werden.

Eine Unterscheidung zwischen gefährlichen und nicht gefährlichen Abfällen wird in Analogie zur EU-Richtlinie über die Verbrennung von Abfällen (2000/76/EG) nicht getroffen, da sich diese Unterscheidung hauptsächlich auf die Eigenschaften der Abfälle vor der Verbrennung oder Mitverbrennung und nicht auf emissionsrelevante Unterschiede bezieht. In der EU Richtlinie über die Verbrennung von Abfällen sind jedoch unterschiedliche Verfahren und Bedingungen für die Verbrennung oder Mitverbrennung von gefährlichen und nicht gefährlichen Abfällen und unterschiedliche Überwachungsmaßnahmen für die Annahme der Abfälle vorgesehen.

Auswirkungen der Mitverbrennung

Die Mitverbrennung von Abfällen und Biomasse wirkt sich auf den gesamten Kraftwerksbetrieb aus, wobei folgende Einflüsse bzw. Neuerrichtungen und notwendige Adaptierungen von Anlagenteilen besonders hervorgehoben werden können:

- In Einzelfällen (z. B. Klärschlamm): Notwendigkeit des ganzjährigen Betriebes.
- Errichtung/Adaptierung von Systemen zur innerbetrieblichen Lagerung und Förderung.
- Errichtung/Adaptierung von Systemen zum Eintrag von Biomasse und Abfällen in den Kessel.
- Einfluss auf den Kesselbetrieb (z. B. erhöhte Korrosionsgefahr, Qualität des Ausbrandes).
- Einfluss auf die Emissionen in die Luft (z. B. Hg, PCDD/F) und ins Wasser (z. B. Schwermetalle).
- Einfluss auf die Abfälle aus der Verbrennung und der Rauchgasreinigung sowie die Möglichkeiten zu deren Verwertung und Entsorgung.
- Notwendigkeit der Installation weiterer Systeme zum Monitoring.

Vor- und Nachteile der Mitverbrennung

Die thermische Verwertung/Entsorgung von Abfällen und Biomasse in Kohlekraftwerken kann aus folgenden Gründen vorteilhaft sein:

- Es kann auf die bestehende Infrastruktur zurückgegriffen werden.
- Die installierten Rauchgasreinigungssysteme für SO₂, Staub und (in vielen Fällen) NO_x entsprechen dem Stand der Technik für die Verbrennung von Stein- bzw. Braunkohle. Eine Erweiterung der Systeme zur Abscheidung von z. B. Quecksilber und organischen Schadstoffen wurde in einigen deutschen Kraftwerken durchgeführt und ist bei allen österreichischen Kraftwerken prinzipiell möglich.
- Biomasse und einige Abfälle (z. B. Klärschlamm) sind Rückstände aus einem kurzzeitigen Kreislauf, weshalb das bei der Mitverbrennung entstehende CO₂ zum größten Teil als klimaneutral betrachtet werden kann.
- Es bestehen im Ausland (Deutschland) umfangreiche Erfahrungen zur Mitverbrennung von Klärschlamm. In Österreich wurde Klärschlamm versuchsweise mitverbrannt, erste Ergebnisse liegen vor.
- Die Mitverbrennung von Abfällen und Biomasse kann eine energetische Verwertung sein.
- Die Mitverbrennung von Abfällen und Biomasse in bestehenden Kraftwerken ist gegenüber der Monoverbrennung in neu zu errichtenden Anlagen kostengünstiger.

Bei der Mitverbrennung von Abfällen und Biomasse in Kraftwerken ist jedoch auf folgende Punkte Bedacht zu nehmen:

- Erhöhung des Brennstoffvolumenstromes aufgrund des vergleichsweise niedrigen Heizwertes.
- Erhöhung des Abgasvolumenstromes (Änderung des Wärmeüberganges).
- Verweilzeiten der Partikel im Kessel.
- Erniedrigung des Ascheerweichungspunktes kann zu Anbackungen im Kessel führen.
- Erhöhte Erosion der Heizflächen durch den erhöhten Aschegehalt und durch erhöhte Strömungsgeschwindigkeiten.
- Hochtemperaturkorrosion durch erhöhte Chlorgehalte einiger Abfälle (z. B. Klärschlamm).
- Auswirkungen auf die Rauchgasreinigungseinrichtungen durch Änderung der Rauchgaszusammensetzung (z. B. Deaktivierung der DeNO_x Anlage durch As, P, F oder Alkalimetalle; erhöhte Flugascheabscheidung am Elektrofilter; Beeinträchtigung der REA).

- Emissionen von Schwermetallen in die Luft (die Emissionen flüchtiger Schwermetalle wie Hg können sich bei der Mitverbrennung erhöhen).
- Mehrbelastung der Abwasserreinigung durch Entwässerung und Trocknung des Klärschlammes.
- Einfluss auf die Qualität der bei der Verbrennung und Rauchgasreinigung anfallenden Abfälle bzw. Reststoffe, insbesondere durch deren Gehalt an Alkali- und Erdalkalioxiden, Eisen- und Aluminiumoxid, P_2O_5 , Sulfaten, Chloriden, Silikaten, unverbranntem Kohlenstoff und Schwermetallen .
- Die bestehenden Verwertungs- und Entsorgungswege der Flugasche, Grobasche und des Feststoffes aus der Rauchgasentschwefelung müssen neu überprüft werden.
- Zusätzlicher Aufwand durch Transport, Lagerung und Aufbereitung.

Vergleich von Verbrennung und Mitverbrennung

Unter dem Aspekt des vorsorgenden Umweltschutzes ist die Mitverbrennung von Abfällen und Biomasse in Kohlekraftwerken – sieht man von anderen Behandlungsmethoden ab – immer im Vergleich zu Abfallverbrennungsanlagen zu betrachten. Dabei müssen bestehende technologische Unterschiede berücksichtigt werden.

1. Kohlekraftwerke verfügen im Unterschied zu Abfallverbrennungsanlagen nicht über folgende gesonderte Massnahmen zur Schwermetall und Dioxinabscheidung (PCDD/F):
 - Spezielle Kesselkonstruktionen zur Vermeidung der Bildung von PCDD/F.
 - Einrichtungen zur Adsorption von Quecksilber und von PCDD/F.
 - Mehrstufige Wäscher zur Abscheidung von HCl, HF und flüchtigen Schwermetallen.
 - Katalytische Anlagen zur Minderung von PCDD/F.

Die Mitverbrennung von Abfällen mit deutlich höheren Schwermetall- und/oder Halogengehalten als Kohle würde daher zu einer Erhöhung der Emissionen dieser Schadstoffe führen und/oder die Qualität der festen Rückstände aus der Mitverbrennung beeinträchtigen. Diese Schadstoffe könnten aber grundsätzlich inputseitig begrenzt werden.

2. Die Auslegung der Abgas- und Abwasserreinigungsanlagen von Abfallverbrennungsanlagen erfolgt nach dem Prinzip des vorbeugenden Umweltschutzes, d. h. deren Emissionsminderungseinrichtungen sind auf die höchsten zu erwartenden Belastungen ausgelegt. Für den durchschnittlichen Betrieb sind diese Anlagen daher überdimensioniert, sodass deren tatsächlichen Emissionen in der Regel weit unter den Grenzwerten liegen.

Ältere kalorische Kraftwerke und Kraftwerke, welche als Ausfallsreserven errichtet wurden, sind nur teilweise mit Emissionsminderungsmaßnahmen (vor allem für NO_x) nach dem Stand der Technik ausgestattet. Diese Kraftwerke müssten jedenfalls an den Stand der Technik angepaßt werden.

3. Bei Abfallverbrennungsanlagen werden Schadstoffe in definierten Senken ausgeschleust (z. B. im Filterkuchen aus der Abwasserreinigung). Die Abfälle und Rückstände aus Kraftwerken werden aber aus Gründen der Weiterverwendung z. B. in der Zement- und Baustoffindustrie nicht als Senken betrieben.

Verdünnung von Schadstoffen

Das Zusammenspiel von erhöhtem Eintrag mancher Schadstoffe bei der Mitverbrennung von Abfällen, fehlenden oder vergleichsweise ineffizienten Abscheidevorrichtungen für diese Schadstoffe und der großen Unterschiede zwischen den Volumens- und Massenströmen bei Verbrennung von konventionellen Brennstoffen und Mitverbrennung von Abfällen kann zu folgenden Verdünnungseffekten führen:

- Die Vorbehandlung und Homogenisierung der Abfälle zur Sicherstellung der Einsatzfähigkeit kann auch zur Einhaltung von eingangsseitigen und ausgangseitigen Schadstoffobergrenzen durchgeführt werden.
- Niedrige Schadstoffgehalte in konventionellen Brennstoffen verursachen geringe Emissionen und schaffen „Emissionsfreiräume“, welche durch die Mitverbrennung von Abfällen aufgefüllt werden können.
- Durch Ersetzen von heizwertreicher Kohle durch heizwertarme Abfälle erhöht sich der Rauchgasvolumenstrom. Dadurch können sich – auch unter Einhaltung von Emissionsgrenzwerten – die emittierten Schadstofffrachten erhöhen.

Durch die genannten Verdünnungseffekte kann es auch unter Einhaltung von Emissionsgrenzwerten und Produktnormen gegenüber der Behandlung in Abfallverbrennungsanlagen zu einer Erhöhung der Schadstoffmengen in Luft, Wasser und Produkten der Zement- und Baustoffindustrie kommen.

Anforderungen an die Anlieferung, Lagerung und Vorbereitung von Biomasse und Abfällen

Für die Anlieferung, Lagerung und Vorbereitung von Biomasse und Abfällen kann auf praktische Erfahrungen aus Abfallbehandlungsanlagen (z. B. Müllverbrennungsanlagen, mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlagen) zurückgegriffen werden.

Eine Voraussetzung für die Mitverbrennung von Biomasse und Abfällen in kalorischen Kraftwerken ist die Kenntnis der Herkunft, der physikalischen und der chemischen Zusammensetzung und der gefahrenrelevanten Eigenschaften der mitverbrannten Abfälle.

Die Zusammensetzung und die Eigenschaften von Abfällen und Biomasse muss durch eine eingehende Prüfung (hier kann z. B. auf die ÖNORMEN S 2110 und S 2111 zurückgegriffen werden) bei jeder Erstlieferung ermittelt werden, und soll u. a. folgende Parameter umfassen: Name und Adresse des Anlieferers, Masse des Abfalles, Abfallbesitzer und Herkunft des Abfalles, Wasser- und Aschegehalt, Heizwert, Gehalt an Chloriden, Fluoriden, Schwefel und Schwermetallen. Durch regelmäßige Kontrollen der Abfälle sollte die Einhaltung der gleichbleibenden Qualität in Bezug auf oben erwähnte Parameter überprüft werden. Für Biomasse können entsprechende Erleichterungen bei den Folgekontrollen gewährt werden. Es ist aber auf jeden Fall sicher zu stellen, dass nur unbehandelte Holzabfälle mitverbrannt werden.

Durch logistische Planung der Anlieferung von Abfällen und Biomasse soll das Anlegen von großen Zwischenlagern vermieden werden. Unterschiedliche Abfallarten sollen getrennt gelagert und gekennzeichnet werden, Rückstellproben sollen aufbewahrt werden. Durch chargenweise Lagerung wird auch die Zuordnung von Fraktionen zum Anlieferer im Fall von Vertragsverletzungen ermöglicht.

Einrichtungen zur Lagerung und Vorbehandlung sind gegen das Grundwasser abzudichten, auftretende Abwässer sollen einer Abwasserbehandlung zugeführt werden. Bodenkontaminationen sowie Lärm-, Staub- und Geruchsbelästigungen sollen vermieden werden. Je nach Aggregatzustand und chemischer Eigenschaft der Abfälle müssen die Lagerungseinrichtungen eingehaust und die abgesaugte Abluft im Kohlekessel verbrannt, bzw. mittels geeigneter Fil-

ter (z. B. A-Koksfilter) gereinigt werden. Bei Stillstand des Kohlekessels ist die Abluft durch geeignete dem Stand der Technik entsprechende Maßnahmen zu behandeln.

Für eine störungsfreie Beschickung des Kohlekessels müssen Abfälle und Biomasse entsprechend vorbehandelt und homogenisiert werden. Die Vorbehandlung und Homogenisierung soll die Einsatzfähigkeit der Abfälle sicherstellen, nicht aber zu einer gezielten Verdünnung von Schadstoffen führen.

Zusätzliche Anforderungen für Klärschlamm

Bei der Mitverbrennung von Klärschlamm soll das Lagervolumen und die Lagerzeit durch eine ausgereifte Logistik möglichst gering gehalten werden. Stand der Technik ist die Überwachung der CH_4 Konzentration in der Abluft der Vorratsbehälter und gegebenenfalls deren Inertisierung durch Rauchgasrückführung oder mittels Stickstoff, oder durch regelmäßigen Luftaustausch zur Verhinderung einer Methangasexplosion. Die Abluft aus der Lagerung und aus dem Transport soll im Kohlekessel verbrannt werden oder mittels Aktivkohlefilter gereinigt werden.

Durch die Übernahme von ausreichend entwässertem ($\text{TS} > 25\%$) oder getrocknetem Klärschlamm durch die Kraftwerksbetreiber soll der Transport von grossen Wasservolumina über weite Strecken vermieden werden. Die Mitverbrennung von Klärschlamm in Kohlekraftwerken ist auf eine möglichst effiziente Energiegewinnung auszurichten. Diese Forderung beinhaltet entweder den Einsatz von Klärschlamm mit hohem Trockengehalt und/oder die Trocknung der Klärschlämme ohne Einsatz von Primärenergie (d. h. mittels Abwärme der Rauchgase oder durch den Einsatz erneuerbarer Energieträger, z. B. durch solare Trocknung).

Abwasser und Kondensate aus der Lagerung, gegebenenfalls der Entwässerung bzw. der Trocknung sind in einer – nach dem Stand der Technik ausgelegten und betriebenen – Abwasserreinigungsanlage zu behandeln. Die beim Trocknen des Klärschlammes anfallenden Brüden sowie die Systemabluft sollen zur Verbrennung in den Kohlekessel geleitet werden.

Durch die Aufgabe des Klärschlammes über die Kohlemühlen erfolgt eine Aufmahlung, Trocknung und vollkommene Durchmischung mit der Kohle.

Anforderungen an den Betrieb der Feuerung

Die Feuerung soll derart geführt werden, dass der Brennstoff und die mitverbrannten Abfälle und Biomasse vollständig verbrannt werden, d. h. der Glühverlust in der Schlacke und in der Asche muss möglichst gering gehalten werden.

Die Temperatur des Rauchgases muss kontinuierlich gemessen werden, die Verweilzeit der Rauchgase im Temperaturbereich von $> 850^\circ\text{C}$ (bzw. von 1.100°C , falls Abfälle mit einem Gehalt von mehr als 1 Gewichtsprozent an halogenierten Stoffen mitverbrannt werden) muss unter allen Betriebsbedingungen über zwei Sekunden betragen. Falls diese Mindesttemperatur unterschritten wird, ist die Beschickung des Kessels mit Abfällen und Biomasse automatisch einzustellen.

Emissionen in die Luft

Aus der Sicht eines vorsorgenden Umweltschutzes sollen Abfälle in Kraftwerken mitverbrannt werden, welche dem Stand der Technik entsprechen und bei denen eine Anpassung an die zusätzlichen Anforderungen der Mitverbrennung erfolgen kann. Die Schadstoffkonzentration in dem, durch die Mitverbrennung verursachten, Abgasvolumenstrom muss zumindest durch die Grenzwerte für Abfallverbrennungsanlagen limitiert werden.

Die Schadstoffe SO₂, NO_x und Staub werden in Kraftwerken, sofern sie dem Stand der Technik entsprechend ausgestattet und betrieben werden, effektiv vermindert. Ein erhöhter Eintrag dieser Schadstoffe kann in gewissen Grenzen durch eine Adaptierung der Rauchgasreinigungsanlagen ausgeglichen werden und führt im allgemeinen zu keinen höheren Emissionen. Diesem Umstand wird auch vom Gesetzgeber Rechnung getragen, indem für diese Schadstoffe im Fall der Mitverbrennung Grenzwerte anhand einer Mischungsregel berechnet werden (z. B. EU-Richtlinie 2000/76/EG oder österreichische AbfallverbrennungsVO).

Die Minderung der Schadstoffe HCl und HF steht bei kalorischen Kraftwerken in engem Zusammenhang mit der SO₂-Abscheidung. Auch in diesem Fall sind bei der Mitverbrennung Grenzwerte anhand der Mischungsregel zu berechnen (österreichische AbfallverbrennungsVO). Zum Schutz des Kessels und der Heizflächen vor Chlorid-Korrosion erfolgt zusätzlich auch eine Begrenzung des Eintrages von Chlorverbindungen.

Bei geringem Abfalleinsatz oder falls die tatsächlichen Emissionen aus der Feuerung von konventionellen Brennstoffen weit geringer als die hierfür vorgeschriebenen Grenzwerte sind, ist die Mischungsregel jedoch nicht geeignet, gleiche Anforderungen an Abfall- und Mitverbrennungsanlagen zu stellen. Dies deshalb, da in diesen Fällen der freie Emissionsspielraum (das ist der Unterschied zwischen dem tatsächlichen Emissionswert und dem Grenzwert) durch erhöhte Schadstoffkonzentration im Teilstrom des Rauchgases, welcher aus der Abfallmitverbrennung resultiert, ausgeglichen werden kann.

Für flüchtige (Hg) und nicht flüchtige Schwermetalle sowie für Dioxine/Furane werden vom Gesetzgeber (z.B. in der EU-Richtlinie 2000/76/EG; bzw. in der österreichischen AbfallverbrennungsVO) fixe Grenzwerte vorgeschrieben. Für diese Schadstoffe gibt es bei kalorischen Kraftwerken keine gesonderten Maßnahmen zur Abscheidung. Aufgrund der vergleichsweise geringen Emissionen aus der Feuerung konventioneller Brennstoffe und damit einhergehender Verdünnungseffekte ist die Vorschreibung fester Grenzwerte ebenfalls nicht geeignet, eine Gleichstellung von Abfall- und Mitverbrennungsanlagen zu bewirken.

In den beschriebenen Fällen – vor allem aber für die Schadstoffe Hg, Summe der Schwermetalle und Dioxine/Furane – könnte eine Gleichstellung erzielt werden, indem der tatsächliche Emissionswert aus der konventionellen Feuerung für jeden Schadstoff (unter Berücksichtigung von Unschärfen bei der Messung niedriger Konzentrationen) bestimmt und ein Grenzwert anhand einer Mischungsregel (auf Basis dieses tatsächlichen Emissionswertes) berechnet wird.

Eine weitere Möglichkeit, erhöhte Schadstoffemissionen durch Mitverbrennung von Abfällen zu verhindern ist deren inputseitige Begrenzung.

Der höchstzulässige Schadstoffgehalt einer Abfallfraktion (in mg/kg TS) kann anlagenspezifisch wie folgt ermittelt werden:

- Bestimmung des Heizwertes der Trockensubstanz des Abfalles
- Bestimmung des spezifischen Rauchgasvolumens (Nm³/MJ; gegebenenfalls auch durch Berechnung: Das spezifische Rauchgasvolumen bezogen auf den Heizwert der Trockensubstanz ist für alle Abfallarten relativ konstant und bewegt sich um 0,45–0,5 Nm³/MJ bei Bezug auf 11 % O₂)
- Berechnung des spezifischen Rauchgasvolumens, bezogen auf die Trockensubstanz (Nm³/kg TS)
- Ermittlung des spezifischen Abscheideverhaltens (Transferkoeffizienten), bezogen auf den betrachteten Schadstoff und der für die Mitverbrennung in Betracht gezogenen Anlage und deren Abscheideverhalten im Fall der Mitverbrennung.

Mit diesen Daten lässt sich z. B. auf Basis bestehender Emissionsgrenzwerte für Abfallverbrennungsanlagen ein höchstzulässiger Schadstoffgehalt für die jeweilige Abfallfraktion ermitteln.

Mischen von Abfällen mit dem Ziel, inputseitig Obergrenzen für Schadstoffe einzuhalten, führt zu einer Verdünnung von Schadstoffen im Rauchgasstrom und gegenüber der Verbrennung in Abfallverbrennungsanlagen zu höheren emittierten Schadstofffrachten. Dies ist aus der Sicht des Umweltschutzes abzulehnen.

Monitoring

Die Emissionen in die Luft müssen gemäß der Abfallverbrennungsrichtlinie (2000/76/EG) bei der Mitverbrennung von Abfällen wie folgt bestimmt werden:

- SO₂, NO_x, Staub, CO, HCl, gegebenenfalls HF und organische gebundener Gesamtkohlenstoff sind kontinuierlich zu messen und als Halbstundenmittelwerte anzugeben.
- Schwermetalle sind zweimal jährlich in mindestens drei aufeinanderfolgenden unabhängigen Messungen mit einer Probenahmedauer zwischen einer halben Stunde und acht Stunden zu messen.
- PCDD/PCDF sind in analoger Weise mindestens halbjährlich zu bestimmen, wobei der Messzeitraum zwischen 6 und 8 Stunden betragen soll.

In der Abfallverbrennungsrichtlinie nicht vorgesehen, aber zur Beurteilung der Aktivität des Katalysators zur Stickoxidminderung und zur Bestimmung des Ammoniakschlupfes notwendig, ist die Messung von NH₃ im Rauchgas. Diese kann kontinuierlich oder diskontinuierlich erfolgen.

Die österreichische (neue) Abfallverbrennungsverordnung sieht grundsätzlich die kontinuierliche Messung von SO₂, NO_x, Staub, CO, HCl, HF, organisch gebundener Gesamtkohlenstoff und Quecksilber vor. Schwermetalle, Dioxine/Furane, NH₃, HCl und HF (falls eine kontinuierliche Messung entfallen kann) sind mindestens zweimal jährlich zu messen.

Zusätzlich zu den durch Grenzwerte geregelten Schadstoffen sollten auch im Zuge von Sonderprüfungen (vor allem bei der Verbrennung von Klärschlamm) die Konzentrationen von polychlorierten Biphenylen (PCB), polychlorierten Benzolen (PCBz), polychlorierten Phenolen (PCPh) und die Summe von PAK, bzw. von Einzelsubstanzen im Rauchgas bestimmt werden.

Emissionen ins Wasser

Für die Reinigung des Abwassers aus der Rauchgasreinigung sind die gleichen Maßnahmen wie für Kraftwerke ohne Mitverbrennung anwendbar. Gegebenenfalls muß die Abwasserreinigungsanlage auf höhere Schadstofffrachten (z. B.: Cl, F oder Hg) adaptiert werden.

Abfälle bzw. Rückstände

Bei der Mitverbrennung kommt es infolge der Minderung von Luftemissionen nach dem Stand der Technik in Abhängigkeit von der Menge und der Zusammensetzung der eingesetzten Abfälle zu einer stärkeren Belastung des Abwassers aus der Rauchgaswäsche und der Asche aus der trockenen Abscheidung.

Bei der Grob- und Flugasche ist im Vergleich zur reinen Kohlefeuerung mit höheren Gehalten an Cl, P und Schwermetallen zu rechnen.

Aus der Sicht eines vorsorgenden Umweltschutzes, aber auch im Interesse der Kraftwerksbetreiber darf sich die Qualität der Aschen und des REA-Gipses durch die Mitverbrennung nicht verschlechtern, um bestehende Möglichkeiten der Weitergabe an die Zement- und Baustoffindustrie weiterhin nutzen zu können. Durch diese Forderung können in der Regel nur Abfallfraktionen, deren Zusammensetzung (z. B.: hinsichtlich Schwermetalle) ähnlich der von Kohle ist und vergleichbar geringen Schwankungen unterliegt, mitverbrannt werden.

Üblicherweise wird die Zusammensetzung der Abfälle kontrolliert bzw. der Abfalleinsatz auf wenige Prozent beschränkt. Allerdings führt eine rein mengenmäßige Beschränkung des Abfalleinsatzes aufgrund der – im Vergleich zu Abfallverbrennungsanlagen – nicht vorhandenen oder weniger effektiven Senken zu einer Verteilung von Schadstoffen in Luft, Wasser, festen Abfällen und gegebenenfalls Produkte (auch unter Einhaltung von Normen und Emissionsgrenzwerten).

SUMMARY

The aim of this study is to describe the state of the art of large combustion plants with respect to the European Directive on Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC-Directive 96/61/EG).

For this purpose 10 sites where one or more thermal power or district heating plants with a rated thermal input of > 50 MW are operated were selected and described in detail. Only coal and oil fired power plants were chosen because of the larger environmental impacts compared to gas fired combustion units. Large industrial combustion plants, where in addition to regular fuels also special fuels and wastes are combusted (e.g. power plants from refineries and from the pulp and paper industry), and waste incineration plants are not treated in this study.

The depiction of power plants comprises the whole chain of operation, starting from the description of the type and composition of fuels, the pre-treatment and introduction into the boiler, the firing technology, measures for emission reduction (both into air and water) and treatment of solid waste and residues from combustion. Furthermore possibilities to increase energy efficiency and economic aspects are examined in this study. Also legal aspects are shortly described at the beginning of the respective chapters.

An actual topic is co-combustion of biomass and waste in thermal power plants. Results of trial operation in Austrian power plants are summarised and conclusions were drawn with respect to environmental impacts of co-incineration, such as emissions into air and water, quality of solid wastes and residues from co-incineration. Important aspects such as shifting of pollutants and dilution effects are discussed.

The study concludes with the chapter “State of the art for power plants”, which gives a survey of the relevant measures with particular attention to above mentioned crucial points.

Survey of Large Combustion Plants Operated in Austria

In Austria there are 36 sites where large combustion plants with a rated thermal input > 50 MW are in operation either as thermal power plants or as district heating plants.

The capacity of single units lies between 50 and 1,006 MW_{th}, most of the power plants (especially coal fired ones) are operated to cover the peak demand on energy during the winter season. Therefore yearly operating times are between 1,000 and 5,000 hours.

In Austria the most up-to-date coal fired power plant started operation at Dürnrrohr in 1987. There besides coal also natural gas is used as fuel, the flue gas cleaning system consists of an electrostatic precipitator, a spray dry absorber and SCR.

Each of the other coal fired power plants has been retrofitted with flue gas cleaning devices in the last 15 years. Today each coal fired power plant in Austria is equipped with systems for dust and sulphur removal and has at least primary measures for NO_x reduction installed. Four (out of 12 coal fired units) are equipped with SCR and the same number with SNCR.

Thermal power plants built in the last few years are operated on the basis of liquid or gaseous fuels.

State of the Art

Location

By appropriate choice of the location the expenditure for infrastructure can be minimised while optimum utilisation of the residual heat of the large combustion plant can be achieved. The following factors have to be considered:

- Geographic proximity to the source of energy carrier (e.g. neighbourhood to coal mining) or good connection to the traffic system (e.g. adjacent to pipelines; connection to trains).
- Secured utilisation of decoupled steam and/or residual heat of the flue gases (use as district heat or as process heat).
- Minimisation of the thermal loads released to rivers with a high water throughput.
- Meteorological situation and background pollution of the location.
- Connection to the electricity network.

Selection of fuel

Selection of fuels determines the fuel yield and the necessary removal efficiencies of flue gas and water cleaning systems.

Coal

State of the art is the use of high-quality coals, which should meet the following requirements:

- High calorific value
- Low water content
- Low sulphur content to reduce loads to the flue gas desulphurisation system
- Low ash content (heavy metal content)
- Low content of chlorines and fluorides.

Furthermore BAT is the highest possible level of pulverisation and homogenisation of the coal.

Fuel oil

Firing of fuels with relatively low S-content (1 % S) reduces the raw gas concentration of SO₂ and therefore the loads to the flue gas desulphurisation system. This leads to reduced volumes of accumulated solid waste from combustion.

To prevent coking of combustion lances and fouling in the combustion chamber the content of asphaltenes and sediments, the ash content and especially the concentration of V, Ni and Hg of the fuels should be low.

Gas

Pure gas fired power plants are not described in this study. However, in many Austrian oil and coal fired power plants gas is also fired.

Efficient use of energy

The following measures are state of the art:

- Combustion: minimising the heat loss due to unburned gases (H_2 , CO) and unburned elements in the solid wastes and residues from combustion (loss on ignition) and simultaneous prevention of condensation of the off gases on the heating surfaces (corrosion).
- The highest possible pressure and temperature of the working medium steam. Repeated superheating of the steam to increase net electrical efficiency.
- The highest possible pressure drop in the low pressure end of the steam turbines through the lowest possible temperature of cooling water (fresh water cooling).
- Minimising the heat loss through the off gas (utilisation of residual heat for district heating).
- Minimising the heat loss through the slag.
- Minimising the heat loss through conduction and radiation with insulation.
- Minimising the internal energy consumption by taking appropriate measures (e.g. scorification of the evaporator, greater efficiency of the feed water pump, steam driven feed water pumps...).
- Preheating the boiler feed water with steam.
- Remote district heating.
- Improved blade geometry of the turbines.

With an appropriate combination of these measures a boiler efficiency of 90–94 % can be reached. The fuel yield can be notably increased by (decoupling) steam for district heating even in existing power plants.

With combined heat and power generation (CHP) fuel yields of 80 to 87 % can be reached.

Emissions into the air

Monitoring

Continuous emission measurement of the following pollutants in the stack and operating parameters in the flue gas channel is state of the art: oxygen content, velocity, water content, pressure, temperature, volume, dust, SO_2 , NO_x , CO_2 , and CO.

Emissions of the pollutants HCl, HF, N_2O , NH_3 and TOC (total organic carbon) can be measured continuously.

Emissions measured continuously should be given as half hourly mean values. Emissions measured discontinuously should be given as concentrations with respect to the analysis time.

To enable optimum operation of the boiler and the flue gas cleaning system, additional measurements of certain parameters and pollutant concentrations at various sites within the flue gas ducts are necessary.

Emissions have to be given in the following three ways:

- As mass concentrations in milligrammes per cubic metre (mg/m^3) or nanogrammes per cubic metre (ng/m^3) under standard conditions (0°C , 1013 mbar; dry conditions) and with respect to a given oxygen content (3 % for gaseous and liquid fuels, 6 % for solid fuels and 11 % for waste incineration, respectively).
- As mass flows in kilogrammes per hour (kg/h), grammes per hour (g/h) or milligrammes per hour (mg/h).
- As specific emissions in kilogrammes per tonne of fuel input (kg/t), grammes per tonne of fuel input (g/t) or milligrammes per tonne of fuel input (mg/t).

State of the art entails the setting up of air quality measuring stations for the automatic recording of concentrations of SO_2 , dust, ozone, nitrogen oxide as well as meteorological data and operating parameters of the power plant (emission and boiler load). Such stations have been built in the neighbourhood of the power plants Dürnrohr, Neudorf/Werndorf and Mellach. If a pollutant level reaches the prescribed limit value, appropriate measures have to be taken at the plant's site (e.g. reducing of boiler load, firing of gas instead of coal or oil).

Emissions of air pollutants

In the following chapters emissions of pollutants are presented as half hourly mean values (hmv) under standard conditions (0°C , 1013 mbar, dry). For solid fuels the respective oxygen content is 6 % (vol/vol) and for liquid fuels 3 % (vol/vol). All emission data refer to full load operation.

Particulate emissions (dust)

State of the art for the reduction of dust emissions is the use of electrostatic precipitators or bag filters. Both can be installed independent of the flue gas volume, of the fuel and of the plant's age.

Further separation of dust and of heavy metals takes place in the wet scrubbers for flue gas desulphurisation. Here, in addition to the filters, up to 90 % of residual dust can be removed from the raw gas.

Dust emissions of $< 5 \text{ mg}/\text{Nm}^3$ (hmv; referred to 3 or 6 % O_2 , respectively) can be attained independent of the fuel. This corresponds to a filtration efficiency of 99.8 %.

Reference plants:

- *Power Plant Riedersbach 1 und 2*: Combination of electrostatic precipitators and wet scrubber for desulphurisation.
- *Power Plant Mellach*: Combination of bag filter and wet scrubber for desulphurisation.
- *Power Plant Salzburg Nord*: Combination of bag filter and spray dry absorber.

Dust and aerosols (SO_3) can be separated from the flue gas of oil fired power plants by means of wet electrostatic precipitators. State of the art is a SO_3 concentration in the clean gas of $< 5 \text{ mg}/\text{Nm}^3$ (3 % O_2 , hmv), which prevents formation of the so-called „blue smoke (plume)”. Remaining dust can be removed in the wet scrubbers (reference plant: Neudorf/Werndorf 1 und 2).

SO_2 , HCl and HF

State of the art for reducing **HCl** and **HF** emissions is the use of coals with low content of chlorines and fluorides and the installation of devices for the effective separation of dust and SO_x . With these measures both HCl and HF emissions can be kept below $3 \text{ mg}/\text{Nm}^3$ (reference plants: St. Andrä, Riedersbach).

Power plants using lignite with high fluoride content as fuel can reach HF emissions $< 10 \text{ mg/Nm}^3$.

State of the art for flue gas desulphurisation (FGD) is the use of wet scrubbers. The additive is a limestone powder, which is brought into contact with the flue gas stream in the form of a suspension. The sulphur dioxide is absorbed into the solution and separated as gypsum.

Wet scrubbers are the only technique for FGD by which a re-usable product (gypsum) is formed. Gypsum can be used by the cement industry to delay setting of the cement or by the construction industry for the production of gypsum boards (high quality gypsum) or as construction gypsum (low quality gypsum). Utilisation of gypsum reduces operating costs of this FGD technique.

Wet scrubbers can be installed both in new and existing plants. Wet scrubbers installed in Austrian power plants are designed for a flue gas volume of 140,000 to 1,250,000 m^3/h .

The major part of the fly ash has to be separated before the wet scrubbers by means of filters (target value: $< 35 \text{ mg/Nm}^3$) to increase quality of accumulated gypsum.

In the case of oil fired plants another wet scrubber can be installed before the wet desulphurisation system. In this pre-scrubber an aqueous suspension of gypsum, soot and hydroxides of heavy metals is formed, which has to be treated in a well designed and operated waste water treatment plant.

If the chlorine content of the coal is low, the wet scrubber for desulphurisation can be operated waste water free. In any other case, a partial stream of waste water has to be continuously removed and treated in a waste water treatment plant.

State of the art is a degree of desulphurisation of $> 95\text{--}97 \%$ corresponding to a SO_2 emission of $40\text{--}130 \text{ mg/Nm}^3$ (with respect to 3 % and 6 % O_2 , respectively; reference plants: Simmering III, Riedersbach 1 and 2, Mellach, Neudorf/Werndorf).

With the exemption of the volatile heavy metals Hg and Se, also heavy metals are effectively removed by wet scrubbers.

In the following text, other systems for flue gas desulphurisation are described, which have been installed in existing plants. However, accumulated waste has to be landfilled in most cases. In comparison to wet scrubbers these systems are more efficient for the separation of HCl and HF.

- *Lime sorbent injection with secondary reaction in combination with the fluidised bed process*
For raw gas concentrations of $> 2,000 \text{ mg/Nm}^3$ it is possible to attain emission values of $100\text{--}170 \text{ mg/Nm}^3$ (6 % O_2 , h.m.v.; efficiency: $> 94 \%$). At the same time HCl and HF are removed to 98 %. The waste accumulates as a mixture of calcium sulphite and calcium sulphate which has to be landfilled or can be used under certain circumstances in the construction of noise protection dams or for the sealing of landfill sites (reference plants: St. Andrä, Zeltweg).
- *Spray absorption process*
For a raw gas concentration of $1,100\text{--}1,700 \text{ mg/Nm}^3$ this waste water free process permits emission levels of under 100 mg/Nm^3 (6 % O_2 , h.m.v.; efficiency: $> 92 \%$). The removal efficiency is limited by the lime feed: the removal efficiency increases with the dosage of lime, the proportion of free lime in the residue from FGD lowers the product quality and leads to operating problems. The resulting waste (a mixture of fly ash, calcium sulphite, -sulphate, -carbonate, -chloride and lime) has to be landfilled (reference plants: Dürnröhr; Salzburg Nord).

NO_x

State of the art for the reduction of NO_x emissions entails the use of the SCR-process (Selective Catalytic Reduction) in combination with primary measures.

Primary measures are amongst others the installation of low-No_x burners, the introduction of combustion air above the burner level (over fire air) and flue gas recirculation. Implementation of primary measures alone reduces NO_x emissions to 40-50 % (in the case of lignite fired power plants up to 75 %), but lowers the quality of combustion and increases the loss on ignition in the solid residues from combustion.

With a combination of primary measures and SCR it is possible to maintain NO_x emissions below 100 mg/Nm³ (3 % or 6 % O₂, respectively; h.m.v.; reduction rate: up to 90 %). The ammonia slip amounts to < 5 ppm (< 4 mg/Nm³) and the emission of N₂O below 1 mg/Nm³ (reference plants: Simmering III, Salzburg Nord).

The catalyst can be installed even in existing plants.

The most important element of the SCR process is the catalyst (mostly TiO₂ catalysts) over which the hot flue gas mixed with the reducing agent (mostly an aqueous solution of ammonia) flows. The nitrogen oxides are converted to elementary nitrogen and water vapour on the catalyst.

The ratio between injected ammonia and NO_x should be well balanced to keep the NH₃ slip as low as possible in order to prevent fouling of the air pre-heater as well as contamination of the fly ash with NH₃ and to reduce NO_x effectively.

An incomplete reaction of the ammonia and the oxidation of the SO₂ to SO₃ on the catalyst (conversion) can result in the formation of ammonium sulphate compounds, which are deposited in the air pre-heater. The temperature at which ammonium sulphate forms gives the minimum working temperature of the catalyst at some 320°C. The optimal temperature lies between 320 and 370°C.

One distinguishes between the high-dust circuit and the low-dust circuit depending on the position of the denitrification unit. At Austrian large combustion plants catalysts are installed in the high-dust position only.

Deposits on the surface of the catalyst make mechanical cleaning necessary after some 5,000 operating hours in the case of coal fired power plants. This interval can vary considerably from plant to plant (ash content of the coal, positioning of the SCR unit). Due to clogging and deactivation one has to reckon with changing or washing the catalyst unit approximately every 40,000 to 80,000 hours of operation (~ 10 years).

At oil fired power plants activity of the catalyst increases with time due to insertion of V into the catalyst. Cleaning should be necessary every 17,000 or 35,000 hours, the total life time should be in the range of 70,000 operating hours.

NH₃

The ammonia slip of a modern SCR-system can be kept well below < 5 mg/Nm³ (3 or 6 % O₂, respectively); reference plants: Zeltweg, Riedersbach 2, Mellach, Neudorf/Werndorf, Linz Mitte, Simmering III; Salzburg Nord).

CO

State of the art technology implies CO emissions below 30 mg/Nm³ (3 or 6 % O₂, respectively; h.m.v). Relevant parameters are excess air (dependent on type of fuel, firing technology and boiler load) and good mixing of fuel and combustion air (reference plants: Zeltweg, Dürnröhr 1, Riedersbach 1, Mellach, Salzburg Nord).

CO₂

Reducing the CO₂ emissions is attained by increasing the efficiency. The relevant measures are described in chapter „efficient use of the energy“.

Heavy metals

During combustion heavy metals become volatile in metallic form as well as in the form of chlorides, oxides, sulphides etc. A large proportion of these heavy metals are condensed at temperatures of up to 300 °C and separated off onto the dust particles. Using electrostatic precipitators or baghouse filters will also remove heavy metals efficiently.

Heavy metals are also removed in the wet scrubber for desulphurisation. Here, in addition to the filters, up to 90 % of residual dust can be separated.

The readily volatile trace elements Hg and Se form an exception and are also found in the clean gas to a certain extent.

The following emission values can be attained (sampling time: 0.5-8 hours, referred to 6 % O₂; reference plants: St. Andrä, Voitsberg):

- Cd + Tl: < 0,006 mg/m³
- Hg: 0,0015–0,02 mg/m³
- Sum of Sb, As, Pb, Cr, Cu, Co, Mn, Ni, V, Sn: 0,1–0,12 mg/m³.

Emissions into the water

State of the art measures for reducing emissions into water are described as follows for the most important waste water flows:

Cooling water

The following measures are considered State of the art:

- Separated channelling of cooling and process water.
- Not using ground water or drinking water for continuous flow cooling systems.
- Minimising heat discharge into running waters. Only using continuous flow cooling when located near a source of running water with a high throughput.
- Protection against corrosion and sediments by constructive measures and not by using chemical admixtures (not using chromates, nitrites, mercaptobenzthiazoles, imidazole compounds and zinc compounds as anti corrosive agents).
- Prevention of microbial growth using constructive measures (prevention of void volumes, not using organic polymer materials with high monomer content). If the use of biocides is necessary: the use of intermittent processes, not discharging the effluent during shock treatment, not continually using biocides with the exception of hydrogen peroxide, ozone or UV. Generally not using organo-mercury, tin or other organometallic compounds, mainly not using quaternary ammonium compounds.
- Recycling of waste water to reduce the consumption of fresh water. Discharged water from the cooling cycle can be used for the wet deslagger, for flue gas recirculation or as moistening agent for ash accumulations.
- Comprehensive energetic exploitation of the waste heat from the waste water (remote district heating, power-heat coupling, low temperature heating, ...).

- Preferential use of cyclic cooling systems with improved exchange rate for discharge water.
- When dispersion agents have to be used: Preferential use of non toxic chemicals with an aerobic biodegradability of at least > 80 % within a period of 14 days; Generally not using ethylenediaminetetraacetate (EDTA) diethylenetriamine pentaacetic acid (DTPA), their homologues or their salts; largely not using other poly-carbon amino acids, their homologues or salts.
- Dosage on a “need only” basis of all cooling water additives by mechanical dosing equipment and supported by analytical monitoring of the resulting concentrations in the cooling circuit.

The continuous cleaning of the condenser tubes using the Taprogge system is considered State of the art. This entails plastic balls coated with abrasive material being sent through the condenser tubes, retrieved at the outlet and returned into the cycle.

Feed water preparation

The following measures are state of the art:

- Minimising the salt load to be discharged by preferential use of membrane processes (e.g. micro-filtration, reverse osmosis,...). Reverse osmosis is used at the power plants of the OMV-refinery in Schwechat.
- Separate recapture and cleaning of the concentrate from ion exchange or reverse osmosis plants.
- Preferential use of treatment technologies which produce the least possible treatment waste or which produce residues that can be recycled or further exploited (e.g. iron slurries).
- Preferential use of non-toxic treatment chemicals that can be totally broken down by aerobic micro-organisms (degradation rate > 80 % within 14 days). The use of flocculants that have little or no mineral oil content. The use of treatment or regeneration chemicals with the lowest possible content of organic halogen compounds. Not using the following chemicals: Ethylenediaminetetraacetate, their homologues or salts; amino poly-carbon acids, their homologues or salts; organometallic compounds; chromates; nitrites and organic polyelectrolytes (based on acrylamide, acrylonitrile, and others.) with a monomer content higher than 0.1 % by mass.
- Use of mixing or buffer basins for the purpose of quantity and concentration compensation.
- Use of physical, physical and chemical or chemical (screening, sedimentation, filtration, flotation, precipitation/flocculation) or even, with direct pass, biological waste water cleaning processes.
- The use of physical or chemical processes for the conditioning and dewatering of solid residues from water treatment and waste water cleaning.

Feed water conditioning

The treatment of the waste water from condensate cleaning (regeneration of ion exchangers) after neutralisation in a waste water treatment plant is State of the art.

In one power plant ammonia is used in combination with oxygen dosage. By adding ammonium an alkaline medium is built up and a small amount of oxygen added. On the one hand this avoids the addition of hydrazine, which is classified as carcinogenic, as well as reduces the consumption of ammonium. Additionally a protective coating of magnetite and hematite forms on the inside of the pipes, which has a considerably lower surface roughness than the protective coat from just magnetite, which is formed during alkaline operation. This lowers the pressure loss and the energy consumption of the feed water pump.

Waste water from flue gas cleaning

The following measures are state of the art:

- Preferential use of flue gas and waste water treatment processes which produce gypsum as by-product.
- Recycling of wash water and of used chemicals as far as possible. In the case of wet flue gas cleaning the gypsum suspension can be reduced and dewatered to a residual moisture content of 15 %. The sewage water from the dewatering unit is remixed with limestone powder and fed back into the scrubber.
- Low polluted waste water from other processes (e.g. cooling water, water from wet deslagging) can be used as input water for wet flue gas cleaning.
- Generally not using ground water or drinking water as input water.
- Use of filters before wet systems for flue gas cleaning to remove particles.
- Reduction of NO_x and ammonia emissions before the scrubber.
- Use of physical, physical and chemical or chemical waste water treatment systems for neutralisation, for stripping of ammonia, for precipitation of heavy metals and fluoride and for solid particle removal.
- Separated disposal of waste from waste water treatment.

Noise

State of the art is the implementation of the following measures:

- Using low noise machinery and aggregates,
- Sound proofing on individual machines and aggregates
- Overhead noise barriers of individual machines and aggregates
- Operative measures (avoiding using the loader during the night ...).

Waste and solid residues

State of the art is the operation and design of the firing and flue gas cleaning system in such a way that the quality of ashes and of gypsum meets the requirements for the use in the cement and construction industry.

Assuming that the characteristics of the cement or the construction material (important parameters are amongst others the loss on ignition, content of chlorides and the content of free CaO) are improved by addition of solid residues from combustion (e.g. increase of long term stability) or at least do not change and that no accumulation of pollutants (e.g. heavy metals) in the final product takes place, the options for utilisation are as follows:

- Utilisation of gypsum (residue from wet desulphurisation) after dewatering and drying by the cement and construction industry.
- Exploitation of boiler ash by the brick industry.
- Utilisation of fly ash as a concrete additive and as a raw meal component or mineral additive in the cement industry.

Waste that cannot be re-used due to their composition (e.g. filter cake from waste water treatment) has to be disposed of in an environmentally sound manner.

Co-incineration in Calorific Power Plants

Introduction

Waste and biomass are co-incinerated in calorific power plants for economic and waste management reasons: As a response to market liberalisation and to the comparable high prices for coal operators of coal fired power plants are searching for options to reduce operating costs. Co-incineration of waste will reduce input costs (dependent on the rates) and may lead – under some circumstances – to higher proceeds from sale of electricity (if a certain percentage of waste or biomass can be ascribed to renewable energy carriers).

Up to now waste and biomass have been co-incinerated in trial operation only in Austrian power plants. Therefore the state of the art for co-incineration cannot be defined yet.

However, the results from trial operations in Austrian power plants and also the experience gained in German power plants with co-incineration of sewage sludge can be used to draw general conclusions and to make proposals for common procedure.

It is assumed that co-incineration of the waste fractions carcass meal and animal fats which is currently performed at some power plants, is only a short term solution. First results from co-incineration of these types of waste have been published in a study [GRECH et al., 2001].

The definition of biomass used in this study has been taken from the large combustion plant directive (LCP-directive; 2001/80/EG), according to which “biomass” refers to products consisting of any whole or part of a vegetable matter from agriculture or forestry which can be used as a fuel for the purpose of recovering its energy content (the definition is completed by a list of waste fractions). In the context of co-incineration in calorific power plants it is important to emphasize that only untreated waste wood is regarded as biomass, whereas wood waste which may contain halogenated organic compounds or heavy metals as a result of treatment with wood preservatives or coating, and which includes in particular such wood waste originating from construction and demolition waste is regarded as waste.

In accordance with the European Directive on the Incineration of Waste (2000/76/EG) no distinction is made between hazardous and non-hazardous waste, since this distinction is based principally on the properties of waste prior to incineration or co-incineration but not on differences in emissions. The same emission values should apply to the incineration or co-incineration of hazardous and non-hazardous waste but different techniques and conditions of incineration or co-incineration and different monitoring measures upon reception of waste should be retained.

Impacts of co-incineration

Co-incineration of waste and biomass affects the way of operation of a thermal power plant. Some important impacts as well as the necessity for building new installations or retrofitting existing ones are given below:

- In a few cases (e.g. co-incineration of sewage sludge): continuous operation of the power plant.
- Building/adaptation of systems for transportation and conveying within the power plant.
- Building/adaptation of systems for introduction of biomass and waste into the boiler.
- Influence on boiler operation (e.g. increased high temperature corrosion, complete combustion).
- Influence on emissions into the air (e.g. Hg, PCCD/F) and into the water (e.g. heavy metals).
- Impact on the exploitation of waste from combustion and flue gas cleaning.
- Requirement to install additional systems for monitoring.

Advantages and disadvantages of co-incineration

Thermal treatment/disposal of waste and biomass in calorific power plants can be beneficial for the following reasons:

- Existing and proven installations can be used
- Installed flue gas cleaning systems for SO₂, dust and (in most cases) NO_x meet the state of the art requirements for combustion of lignite and coal. These systems have been successfully supplemented by systems for the removal of mercury and organic pollutants in some German power plants, which is also possible in Austrian power plants.
- Biomass and some waste fractions (e.g. sewage sludge) are residues from a short term carbon circuit. Therefore CO₂ produced by combustion does not contribute to fossil CO₂.
- In Germany extensive experience has been gained with co-incineration of sewage sludge, whereas in Austria results from trial operation can be used to define operating procedures.
- Co-incineration of biomass and waste can be regarded as thermal recovery in most cases.
- Co-incineration of biomass and waste in existing power plants is economically favourable compared to new plants.

However, the following facts have to be evaluated carefully before waste and biomass are co-incinerated:

- Input flows will increase due to the comparably lower calorific value of biomass and most waste fractions.
- Increased flue gas volume will change heat transfer.
- Residence time of particles in the boiler
- Decrease of ash melting point can lead to fouling of surfaces.
- Increased erosion of heating surfaces as a result of higher ash content of waste and of high flue gas velocities.
- High temperature corrosion as a result of high input of chlorine-compounds (e.g. by sewage sludge).
- Compounds in the flue gas will interfere with flue gas cleaning devices (e.g. deactivation of the DeNO_x unit by As, P, F or alkali metals; increased separation of fly ash by the ESP; Interaction with wet flue gas desulphurisation).
- Emission of heavy metals into the air (emissions of volatile compounds, such as Hg, will increase depending on the input)
- Dewatering and drying of sewage sludge will increase loads to the waste water treatment plant.
- The quality of solid waste and residues from co-incineration and flue gas cleaning will change, especially their content of alkali- and alkaline-earth metals, iron- and aluminium oxides, P₂O₅, sulphates, chlorides, silicates, unburnt carbon and heavy metals.
- Existing recovery and disposal options for fly ash, boiler ash and residues from flue gas desulphurisation have to be evaluated again.
- Additional expenditure for transport, storage and pretreatment.

Comparison of incineration and co-incineration

If seen under the aspect of precautionary pollution control, co-incineration of biomass and waste in calorific power plants – regardless of other treatment methods – has to be compared with incineration in waste incineration plants. Some technological differences have to be considered:

1. Contrary to waste incineration plants coal fired power plants are not equipped with the following specific systems for removal of heavy metals and dioxins/furans (PCDD/F):
 - Special boiler construction to avoid formation of PCDD/F.
 - Systems for the adsorption of mercury and PCDD/F.
 - Multistaged wet scrubbers for separation of HCl, HF and volatile heavy metals.
 - Catalytic plants for oxidation of PCDD/F.

Co-incineration of waste with pronounced higher heavy metal or halid content than conventional fuels will lead to increased emissions of these pollutants or will lower the quality of solid residues from co-incineration. However, emissions of these pollutants can be controlled by determining input limits.

2. Flue gas and waste water treatment systems of waste incineration plants are designed according to the precautionary principle, i.e. they will cope with the highest expected pollutant loads. For normal operation conditions these systems are oversized, which results in emissions far below limit values.

Older calorific power plants and power plants which serve the purpose of reserve plants are only partially equipped with flue gas cleaning systems – this is especially true for NO_x control techniques – according to the state of the art. These power plants have to be retrofitted before waste and biomass co-incineration.

3. At waste incineration plants pollutants are concentrated in defined fractions (e.g. filter cake from waste water treatment) and sent to final disposal. Solid residues and waste from calorific power plants are used by the cement and construction industry to a great extent so that high concentrations of pollutants are generally avoided.

Dilution of pollutants

The combination of increased input of some pollutants in the course of co-incineration of waste, missing or comparably inefficient control systems for these pollutants and of differences in the volume and mass flows between incineration of conventional fuels and co-incineration of waste may lead to the following dilution effects:

- Pretreatment and homogenisation of waste can – apart from reasons for enabling introduction into the firing system and good combustion – also be carried out to meet input or output limit values.
- Low pollutant concentrations in conventional fuels cause low emissions and create emission margins that can be filled by emissions resulting from the co-incineration of waste.
- If coal with high calorific value is exchanged against waste with lower calorific value, the flue gas volume and emitted pollutant loads will increase.

Above mentioned dilution effects will lead to higher pollutant loads into air, water and products used by the cement and construction industry if co-incineration of waste is compared to incineration in waste incineration plants, even if emission limit values (which are prescribed as concentrations) and product standards are met.

Requirements for reception, storage and pretreatment of waste and biomass

Experience gained from waste treatment plants (e.g. domestic waste incineration plant, mechanical-biological waste treatment plants) can be used to determine rules for reception, storage and pretreatment of waste and biomass.

A precondition for co-incineration of waste and biomass in thermal power plants is the exact knowledge of their origin, their physical and chemical parameters and of their hazardous potential.

The composition and properties of waste and biomass have to be determined comprehensively at the first delivery (e.g. according to the Austrian standards S 2110 and S 2111) and should comprise the following parameters: name and address of the deliverer, mass, owner and origin of the waste, water- and ash content, calorific value, content of chlorides, fluorides, sulphur and heavy metals. These parameters should be analysed periodically to check the quality of waste for co-incineration. As far as biomass is concerned some flexibility can be allowed regarding periodical inspections. However, it has to be guaranteed that only untreated waste wood is co-incinerated.

Large storage capacities should be avoided by logistical planning of delivery. Different waste fractions should be labelled and stored separately; back-up samples should be accepted and retained. In this way it is possible to attribute waste fractions to the respective deliverer in case of breach of a contract.

Emissions into groundwater from facilities for storage and pretreatment should be prevented by sealing and routing waste water streams to the WWTP. Contamination of the soil and noise, dust and odour emissions should be minimised. Depending on the state of aggregation and of the chemical properties of the waste, storage facilities should be closed off and exhaust air should be incinerated in the boiler or treated by suitable filters (e.g. activated coke filter). When the coal fired boiler is idle, exhaust air should be treated according to state of the art.

Pretreatment and homogenisation of waste should be performed to enable complete combustion and should not serve the purpose of pollutant dilution.

Additional requirements for reception, storage and pretreatment of sewage sludge

Sewage sludge cannot be stored without additional measures. Therefore storage times have to be minimised by elaborated logistical measures. State of the art is the monitoring of methane concentrations within storage tanks and if necessary to create an inert atmosphere by flue gas recirculation or nitrogen, respectively, or by periodically exchanging the air. Exhaust air should be incinerated in the boiler or treated with activated coke filters.

Only dewatered (dry matter > 25 %) or dried sewage sludge should be accepted by the operator of the power plant to avoid transportation of large volumes of water. Co-incineration of sewage sludge should aim at the highest possible energy recovery, which means co-incineration of sludge with high dry substance content or drying of the sludge without use of fossil fuels (e.g. using waste heat from flue gases or by use of renewable energy carriers such as solar drying).

Waste water and condensates from storage, dewatering and drying have to be treated in a WWTP that is designed and operated according to the state of the art.

Sewage sludge can be introduced into the boiler via the coal mills, which leads to grinding, drying and complete mixing with the coal.

Requirements for the firing system

Regular fuels, waste and biomass have to be fully combusted, i.e. the loss on ignition of boiler ash and fly ash should be minimised as far as possible.

The temperature of the flue gas has to be measured continuously, the residence time of particles at a temperature range of $> 850^{\circ}\text{C}$ (or $> 1,100^{\circ}\text{C}$ in case the proportion of halogenated compounds in the waste exceeds 1 % w/w) should be at least two seconds under all operating conditions. If the temperature falls below above given limits, waste introduction into the boiler has to be stopped automatically.

Emissions of pollutants into air

Waste and biomass should be co-incinerated only in power plants which comply with the state of the art and which meet (or can be adapted to) all additional requirements of co-incineration from the viewpoint of a precautionary principle. Pollutant concentration in the flue gas flow from co-incineration should be at least limited by limit values valid for waste incineration plants.

The pollutants SO_2 , NO_x and dust are effectively controlled at power plants that are designed and operated according to the state of the art. Higher input of these pollutants into the firing system can be balanced (clearly within certain limits) by adaptation of the flue gas cleaning system and will normally not lead to higher emissions. This is reflected in legislation by the fact that limit values for these pollutants have to be calculated according to a formula (mixing rule) when waste or biomass is co-incinerated (see Directive 2000/76/EG or Austrian Waste Incineration – Collective Ordinance).

Reduction of HCl and HF emissions strongly correlates with SO_2 -reduction. For this reason emission limit values are also calculated according to a mixing rule (Austrian Waste Incineration – Collective Ordinance). Input of chlorinated compounds is limited by the operator of a power plant also for reasons of preventing high-temperature corrosion.

If the proportion of co-incinerated waste is small or if actual emissions from firing of conventional fuels are far below the respective emission limit values, the mixing rule fails to make equal demands on plants for incineration or co-incineration of waste. In these two cases the emission margin between the actual emission value and the prescribed emission limit value (for the total flue gas volume) can be filled by high pollutant concentrations in the partial flue gas flow resulting from co-incineration.

Fixed emission limit values are prescribed for volatile (e.g. Hg) and non-volatile heavy metals and for dioxins/furans (e.g. EU-Directive 2000/76/EG or Austrian Waste Incineration – Collective Ordinance). There are no particular flue gas cleaning systems installed for the removal of these pollutants at thermal power plants. Since emissions of these pollutants from incineration of conventional fuels are normally low, the same dilution effects as mentioned in the above paragraph can be used to meet limit values.

For the given cases – especially for Hg, sum of heavy metals and dioxins/furans – equal status between incineration and co-incineration plants can be established by determining the actual emission value from firing of conventional fuels for every pollutant (taking into account inaccuracies when pollutants are measured in low concentrations) and by calculating an emission limit value according to a mixing rule but on the basis of the actual emission value.

Another possibility to prevent emissions of pollutants into air is to limit their input into the firing system.

The highest possible pollutant concentration of a waste fraction (in mg/kg of dry substance) can be determined specifically for each power plant:

- Determination of the calorific value of the waste (MJ/kg dry substance).
- Determination of the specific flue gas volume (Nm³/MJ); if necessary by calculation: the specific flue gas volume with respect to the calorific value of the dry substance is nearly constant for all waste fractions and is in the range of 0.45–0.5 Nm³/MJ with respect to 11 % O₂.
- Calculation of the specific flue gas volume with respect to the dry substance of the respective waste fraction (Nm³/kg of dry substance).
- Determination of transfer coefficients of the pollutant under consideration with respect to the specific power plant under conditions of co-incineration.

With the sum of these data the highest permissible pollutant concentration of every waste fraction can be calculated on the basis of emission limit values of waste incineration plants.

Mixing of waste fractions which aims at meeting limits for pollutants in the input flows leads to dilution of these pollutants in the flue gas flow and leads to higher emitted loads in comparison to waste incineration plants. This has to be rejected from an environmental point of view.

Monitoring

Emissions into air from thermal power plants co-incinerating waste have to be measured according to the Austrian Waste Incineration Ordinance as follows:

- SO₂, NO_x, Dust, CO, HCl, HF, C_{org} and Hg have to be measured continuously and have to be given as half hourly mean values.

Discontinuous measurement (twice a year at least) is prescribed for:

- HCl and HF (if actual emissions are reduced to a level < 30 % of the limit value).
- Heavy metals by three independent analyses over a sample period of a minimum of 0.5 and a maximum of 8 hours.
- Dioxins/furans by three independent analyses over a sample period of a minimum of 6 and a maximum of 8 hours.
- NH₃, if NO_x is reduced by secondary measures.
- Hg, if its concentration in co-incinerated waste fractions is below 0.5 mg/kg of dry substance (with respect to a calorific value of 25 MJ/kg), or if actual emissions do not exceed 20 % of the limit value.

Beyond these legal requirements concentrations of polychlorinated biphenyls (PCBs), polychlorinated benzenes (PCBz), polychlorinated phenols (PCPh) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH; as sum of 6 or 16 substances and also Benzo(a)pyren as single substance) should be determined in special inspections.

Emissions into water

There is no great difference in the treatment technologies of waste water from flue gas cleaning when waste is co-incinerated in comparison to incineration of conventional fuels. If necessary the waste water treatment plant has to be adapted to the removal of higher loads (e.g. Cl, F or Hg).

Waste and solid residues from Co-incineration

Co-incineration of certain waste fractions (provided that air emissions are controlled according to state of art measures) will not only increase the loads that have to be removed by the waste water treatment plant, but will also increase pollutant concentration in the ash from dry flue gas cleaning – depending on the proportion and composition of the respective waste.

Fly ash and boiler ash from co-incineration will show higher concentrations of Cl, P and heavy metals than ashes from pure coal firing.

From an environmental and precautionary point of view, the quality of ashes and of gypsum from flue gas desulphurisation must not be lowered when waste is co-incinerated. Existing possibilities for the further use of ashes and gypsum in the cement and construction industry should remain, which is also in the interest of the power plants operator. This means that only waste fractions with pollutant concentrations similar to coal (e.g. heavy metals, P_2O_5 , Cl) with low variations should be co-incinerated.

In practice the composition of waste is checked or the waste input is limited to a few percent of the rated thermal input. However, if only the mass of waste intended for co-incineration is limited, higher pollutant loads will be distributed into the air, water, solid waste and residues compared with incineration of waste in specific incineration plants (even if product standards and emission limit values are met).

1 EINLEITUNG

1.1 Aufgabenstellung und Zielsetzung

Das Ziel der vorliegenden Studie ist die Beschreibung des Standes der Technik für Großfeuerungsanlagen in Österreich im Hinblick auf die Richtlinie zur integrierten Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (Integrated Pollution Prevention and Control – IPPC-Richtlinie 96/61/EG).

In der Studie werden thermische Kraftwerke von Energieversorgungsunternehmen mit einer Brennstoffwärmeleistung > 50 MW beschrieben, wobei der Schwerpunkt auf kohle- und ölgefeuerte Kraftwerke gelegt wird. Gasturbinen und Gas-und-Dampf-Anlagen sind bereits in einer anderen Studie [BMUJF, 1999] ausführlich dargestellt worden und werden hier nicht weiter behandelt.

Auf Grund der hohen Volumenströme werden hohe Schadstofffrachten emittiert und große Mengen Grobasche, Flugasche und feste Rückstände aus der Entschwefelung produziert. Diese Emissionen und Abfälle sind letztendlich das Resultat einer Wechselwirkung zwischen der chemischen und physikalischen Charakteristik der eingesetzten Brennstoffe, den hohen Stoffströmen, der Art der Feuerung und der eingesetzten Technik zur Rauchgasreinigung.

In der Studie werden Techniken zur Minderung der Schadstoffemissionen in die Luft und ins Wasser gemeinsam mit den erreichten und erreichbaren Konzentrationen und Frachten vorgestellt.

Ebenso werden die beim Betrieb der Kraftwerke anfallenden festen Abfälle aus der Verbrennung und aus der Rauchgasreinigung hinsichtlich ihrer Zusammensetzung, ihrer Verwertung und Entsorgung behandelt.

In einem eigenen Kapitel wird auf die Mitverbrennung von Biomasse und Abfällen eingegangen. Die spezifische Situation in Österreich wird dargestellt.

Der Betrieb von thermischen Kraftwerken ist durch nationale und internationale Gesetze geregelt. Die Emissionen von Schadstoffen in die Luft sind auf nationaler Ebene durch das Luftreinhaltegesetz für Kesselanlagen (LRG-K) und die Luftreinhalteverordnung für Kesselanlagen (LRV-K), im Fall der Mitverbrennung von Abfällen und Biomasse durch die Abfallverbrennungs-Sammelverordnung geregelt. Auf EU-Ebene kommen unter anderem die Richtlinie zur integrierten Vermeidung und Verminderung von Umweltverschmutzung (IPPC-RL), die Großfeuerungsanlagen-Richtlinie (GFA-RL), die Richtlinie zur Regelung von nationalen Emissionshöchstgrenzen für bestimmte Luftschadstoffe (NEC-RL) und im Fall der Mitverbrennung die Richtlinie zur Verbrennung von Abfällen zum Tragen.

Wichtige nationale Regelungen für die Emissionen ins Wasser sind neben der allgemeinen Abwasseremissionsverordnung (AAEV) die Verordnungen über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus der Reinigung von Verbrennungsgas (AEV Verbrennungsgas), aus der Wasseraufbereitung (AEV Wasseraufbereitung) und aus Kühlsystemen und Dampferzeugern (AEV Kühlsysteme). Auf europäischer Ebene kommt im Fall der Mitverbrennung wieder die Abfallverbrennungs-Richtlinie zur Anwendung.

Die Behandlung und Entsorgung von festen Abfällen aus dem Kraftwerksbetrieb hat in Übereinstimmung mit den Bestimmungen des Abfallwirtschaftsgesetzes (AWG) und der Deponieverordnung zu erfolgen.

Für die Verwertung von Flugasche und Gips (z. B. in der Zementindustrie) existieren verschiedene Normen (z. B. ON EN 450).

1.2 Bezug zur IPPC-Richtlinie

Die Europäische Kommission organisiert gemäß Art. 16 Abs. 2 der Richtlinie 96/61/EG des Rates vom 24. September 1996 über die „Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung“ („Integrated Pollution Prevention and Control“ – IPPC) den Informationsaustausch zwischen den Mitgliedstaaten und der betroffenen Industrie über die besten verfügbaren Techniken, die damit verbundenen Überwachungsmaßnahmen und die Entwicklungen auf diesem Gebiet. Die Erarbeitung der BAT-Dokumente für die im Anhang I der IPPC-Richtlinie angeführten Anlagenkategorien erfolgt in Technical Working Groups, die in Absprache mit dem Information Exchange Forum durch die EU-Kommission eingerichtet werden. Die Arbeit der Technical Working Groups wird durch ein eigens eingerichtetes European Integrated Pollution Prevention and Control Bureau unterstützt. Dieses Büro wurde am IPTS (Institute for Prospective Technological Studies) in Sevilla eingerichtet.

Im Sinne Art. 2 Ziffer 11 der IPPC-Richtlinie bezeichnet der Ausdruck „Beste verfügbare Techniken“ den effizientesten und fortschrittlichsten Entwicklungsstand jener Tätigkeiten und Betriebsweisen, der spezielle Techniken geeignet erscheinen lässt, als Grundlage für die Festlegung von Emissionsgrenzwerten zu dienen, um Emissionen in und Auswirkungen auf die gesamte Umwelt allgemein zu vermeiden oder, wenn dies nicht möglich ist, zu vermindern.

Der Ausdruck „Techniken“ bezeichnet sowohl die angewandte Technologie als auch die Art und Weise, wie die Anlage geplant, gebaut, gewartet, betrieben und stillgelegt wird.

Als „verfügbar“ gelten jene Techniken, die in einem Maßstab entwickelt sind, der unter Berücksichtigung des Kosten-Nutzen-Verhältnisses die Anwendung unter in dem betreffenden industriellen Sektor wirtschaftlich und technisch vertretbaren Verhältnissen ermöglicht.

Als „beste“ gelten jene Techniken, die am wirksamsten zur Erreichung eines allgemein hohen Schutzniveaus für die Umwelt insgesamt sind.

Folgende Punkte sind bei der Festlegung der besten verfügbaren Techniken nach der Richtlinie über die „Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung“, Anhang IV, besonders zu berücksichtigen:

- Einsatz abfallarmer Technologie.
- Einsatz weniger gefährlicher Stoffe.
- Förderung der Rückgewinnung und Wiederverwertung der bei den einzelnen Verfahren erzeugten und verwendeten Stoffe und gegebenenfalls der Abfälle.
- Vergleichbare Verfahren, Vorrichtungen und Betriebsmethoden, die mit Erfolg im industriellen Maßstab erprobt wurden.
- Fortschritte in der Technologie und in den wissenschaftlichen Erkenntnissen.
- Art, Auswirkungen und Menge der jeweiligen Emissionen.
- Zeitpunkte der Inbetriebnahme der neuen oder der bestehenden Anlagen.
- Die für die Einführung einer besseren verfügbaren Technik erforderliche Zeit.
- Verbrauch an Rohstoffen und Art der bei den einzelnen Verfahren verwendeten Rohstoffe (einschließlich Wasser) sowie Energieeffizienz.
- Die Notwendigkeit, die Gesamtwirkung der Emissionen und die Gefahren für die Umwelt so weit wie möglich zu vermeiden oder zu verringern.
- Die Notwendigkeit, Unfällen vorzubeugen und deren Folgen für die Umwelt zu verringern.
- Die von der Kommission gemäß Artikel 16 Absatz 2 oder von internationalen Organisationen veröffentlichten Informationen.

2 GROSSFEUERUNGSANLAGEN IN ÖSTERREICH

2.1 Kraftwerkstypen

Grossfeuerungsanlagen dienen zur Erzeugung von elektrischem Strom und/oder Wärme aus fossilen Energieträgern. Nach der Art der Energiegewinnung können folgende Kraftwerkstypen unterschieden werden [HAAR, 1998]:

- *Kondensationskraftwerke*

Durch Verbrennen des Primärenergieträgers wird Wasserdampf erzeugt, der über eine Dampfturbine einen Generator zur Stromerzeugung antreibt. Reine Kondensationskraftwerke dienen nicht zur Fernwärmeerzeugung. Der Dampf verlässt die Turbine mit geringem Druck und geringer Temperatur und wird kondensiert. Die Abwärme wird nicht mehr weiter genutzt.

Beispiele für Kondensationskraftwerke sind Zeltweg, Pernegg und Dürnrohr.

- *Gegendruck-Heizkraftwerk*

Gegendruck-Heizkraftwerke dienen vorwiegend zur Wärmeversorgung und funktionieren nach dem gleichen Prinzip wie Kondensationskraftwerke. Allerdings wird teilweise abgearbeiteter Dampf aus der Turbine abgezogen und zur Wärmeerzeugung genutzt.

Beispiele dafür sind die Kraftwerke Salzburg Nord, Linz Mitte, Klagenfurt und Wels.

- *Entnahmekraftwerke (Kraft-Wärme-Kopplung)*

Hier wird ein Teil des Dampfes aus der Turbine bei hohem Druck und hoher Temperatur entnommen. Der Wärmeinhalt wird über Wärmetauscher in ein Fernwärmenetz eingespeist. Der überwiegende Teil des Dampfes verbleibt zur Stromerzeugung in der Turbine.

Beispiele für das Prinzip der Kraft-Wärme-Kopplung sind die Kraftwerke Simmering, Neudorf/Werndorf, Mellach, Timelkam und Riedersbach.

- *Gasturbinenkraftwerk*

Eine Gasturbine besteht im wesentlichen aus einem Luftverdichter, einer Brennkammer und der eigentlichen Turbine. Die angesaugte Luft wird verdichtet, mit dem Brennstoff gemischt und in einer Brennkammer verbrannt. Die Abgase treiben die Turbine an.

In Österreich ist kein reines Gasturbinenkraftwerk in Betrieb.

- *Gas- und Dampf(GuD)-Kraftwerk (combined cycle)*

Bei einer Gas- und Dampfanlage werden die heißen Abgase der Gasturbine in einem Abhitzeessel zur Erzeugung von Dampf genutzt. Der Dampf kann zum Betrieb einer Dampfturbine verwendet werden, welche in der Regel etwa die Hälfte der Leistung der Gasturbine erreicht. Wird der im Abhitzeessel erzeugte Dampf nur als Prozessdampf verwendet, spricht man von Co-Generation.

Der GuD-Prozess wird in den Kraftwerken Korneuburg und Theiß angewendet.

- *Blockheizkraftwerke*

Blockheizkraftwerke sind kleinere Wärmekraft-Anlagen mit geringer Leistung. Hier werden nicht Turbinen, sondern Verbrennungskraftmaschinen eingesetzt.

2.2 Kurzbeschreibung der Großkraftwerke

Grossfeuerungsanlagen im Sinne dieser Studie sind Anlagen von Energieversorgungsunternehmen mit einer thermischen Leistung > 50 MW, wobei nachfolgend zwischen kalorischen Kraftwerken und Heizkraftwerken unterschieden wird. In den folgenden Tabellen (Tab. 1 und Tab. 2) sind Feuerungsanlagen der Industrie, der Raffinerie Schwechat und Müll- bzw. Abfallverbrennungsanlagen nicht berücksichtigt. In Österreich werden an 36 Standorten kalorische Grossfeuerungsanlagen mit einer Brennstoffwärmeleistung über 50 MW betrieben.

2.2.1 Kalorische Kraftwerke

Tab. 1: Kalorische Kraftwerke in Österreich mit einer Brennstoffwärmeleistung > 50 MW.

Kraftwerk	Inbetriebnahme	Bundesland	Leistung [MW] _{th}	Brennstoff	Rauchgasreinigung	Minderungsgrad ¹
1 Verbund ATP AG, KW St. Andrä, Werk 2	1959	K	284	SK	Staub: Gewebefilter SO ₂ : TSV NO _x : FTM	SO ₂ : > 90 % NO _x : ca 40 %
2 EVN, KW Korneuburg	1985	NÖ	148	Erdgas	Keine	
3 Verbund ATP AG, KW Korneuburg, Block II	1975	NÖ	685	Erdgas	Keine	
4 EVN, KW Theiß, Maschine 2+3	1984	NÖ	1.006	Erdgas; HS	St: Gewebefilter SO ₂ : TSV (ab 2000) NO _x : SCR (ab 2000)	
5 EVN/Verbund ATP AG, KW Dürnrohr	1987	NÖ	1.758	SK; Erdgas	Staub: Elektrofilter SO ₂ : SAV NO _x : FTM, SCR	St: > 99,8 % SO ₂ : >90 % NO _x : > 80 %
6 Energie AG OÖ, KW Riedersbach, 1	1969	OÖ	143	SK; HS; BK	Staub: Elektrofilter SO ₂ : Nassentschwefelung NO _x : FTM	St: 99,85 % SO ₂ : 95 %
7 Energie AG OÖ, KW Riedersbach 2	1986	OÖ	377	SK; HS	Staub: Elektrofilter SO ₂ : Nassentschwefelung NO _x : FTM, SNCR	St: 99,85 % SO ₂ : >95 % NO _x : 55-65 %
8 Energie AG OÖ, KW Timelkam, Werk II	1960	OÖ	188	BK; HS; Erdgas	Staub: Elektro-, Gewebefilter SO ₂ : SAV NO _x : FTM	St: 99,81 % SO ₂ : > 90 %
9 Energie AG OÖ, KW Timelkam, Werk III	1974	OÖ	275	Erdgas; HEL	NO _x : Deionateindüsung	
10 Verbund ATP AG, KW Pernegg	1957	St.	292	HS	Keine	
11 Verbund ATP AG, KW Zeltweg	1962	St.	344	SK	Staub: Elektrofilter SO ₂ : TSV NO _x : FTM, SNCR	SO ₂ : > 90 % NO _x : ca. 95 %
12 Verbund ATP AG, KW Voitsberg, Werk 3	1983	St.	792	BK	Staub: Elektrofilter SO ₂ : KAV/Nassentschwefelung NO _x : FTM, SCR	SO ₂ : > 90 % NO _x : ca 80 % (75 % ab 2001)
13 Wiener Stadtwerke, KW Simmering 1+2	1977	W	ca. 857	Erdgas	NO _x : SCR	
14 Wiener Stadtwerke, KW Simmering 3	1992	W	ca. 800	HS; Erdgas	Staub: Elektrofilter SO ₂ : Nassentschwefelung NO _x : SCR	St: ca 85 % SO ₂ : >96 % NO _x : >80 %
15 Wiener Stadtwerke, GuDKW Leopoldau, Thayagasse	1975	W	390 GT 259 AHK	Erdgas	NO _x : SCR	
16 Wiener Stadtwerke, KW Donaustadt, BKW 1+2	1973/1975	W	812	HS; Erdgas	NO _x : SCR	NO _x : 80 %
17 Wiener Stadtwerke, KW Donaustadt, GuD Block 3	2001	W	660	HEL; Erdgas	NO _x : SCR	

GT ... Gasturbine AHK ... Abhitzeessel

¹ Minderungsgrad soweit bekannt

2.2.2 Wärmekraftwerke

Bei den 19 Wärmekraftwerken mit einer thermischen Leistung > 50 MW steht die Auskoppelung thermischer Energie im Vordergrund (Tab. 2).

Tab. 2: Fernheizkraftwerke in Österreich mit einer thermischen Leistung > 50 MW.

Kraftwerk	Inbetriebnahme	Bundesland	Leistung [MW] _{th}	Brennstoff	Rauchgasreinigung	Minderungsgrad ¹
1 STW Klagenfurt, FHKW	1950	K	138	BK; SK; HS	Staub: Elektrofilter SO ₂ : KAV NO _x : SNCR	
2 STW St. Pölten, FHKW NORD	1978	NÖ	148	Erdgas; HS	Keine	
3 Linz AG, FHKW Mitte	1970	OÖ	298	BK; Erdgas; HS	Staub: Elektrofilter SO ₂ : Nassentschwefelung NO _x : SCR, SNCR	St: 85-95 % SO ₂ : 94-97 % NO _x : 40-80 %
4 Linz AG, FHKW Süd, Block 1	1993	OÖ	120	Erdgas; Diesel	NO _x : FTM, SCR	
5 Linz AG, FHKW Süd, Block 2	1993	OÖ	120	Erdgas; Diesel	NO _x : FTM, SCR	
6 Linz AG, FHKW Süd, Block 3	1997	OÖ	120	Erdgas;	NO _x : FTM	
7 FHKW Kirchdorf	1967	OÖ	86	Erdgas; HS	Keine	
8 STW Salzburg, FHKW Mitte	1969	S	113	BK; HS; Erdgas	Staub: Gewebefilter SO ₂ : SAV NO _x : SNCR	
9 STW Salzburg, FHKW Nord, Neuer Kessel	1994	S	67	HS	Staub: Gewebefilter SO ₂ : SAV NO _x : SCR	St: >99,9 % SO ₂ : >92 % NO _x : 86 %
10 Steirische Fernwärme GmbH, FHKW Graz, drei Naturumlaufkessel	1962	St.	285	Erdgas; HEL	Keine	
11 Verbund ATP AG, FHKW Mellach	1986	St.	543	SK; Erdgas	Staub: Schlauchfilter SO ₂ : Nassentschwefelung NO _x : FTM, SCR	St: 99,8 % SO ₂ : > 90 % NO _x : 80-85 %
12 Verbund ATP AG, FHKW Neudorf/Werndorf	1966/1975	St.	649	HS; HEL; Erdgas	Staub: Nasselektrofilter SO ₂ : Nassentschwefelung NO _x : SCR	St: 95 % SO ₂ : 95 % NO _x : >77 %
13 Fernwärme Wien, FHKW Arsenal, HWK 1+2+3 ²	1983	W	354	HS; Erdgas	Keine	
14 Fernwärme Wien, FHKW Spittelau, HWK 1+2, DZK 1+2+3 ²	1975	W	430	HL; Erdgas	Keine	
15 Fernwärme Wien, FWKW Kagran, HWK 1+2+3+5 ²	1975	W	183	HS	Keine	
16 Fernwärme Wien, FHKW Süd, Rosiwalgasse 94 ²	1994	W	358	HEL; Erdgas	Keine	
17 Cogeneration GmbH OÖ, KW Schillerstr., Laakirchen	1992	OÖ	135	Erdgas	Keine	
18 CMST Cogeneration GmbH Steiermark, Graz	1995	St	72	Erdgas	Keine	
19 Wienstrom, KW Leopoldau, Thayagasse HKW ³	1985	W	179	Erdgas	Keine	

¹ ... Minderungsgrad soweit bekannt

² ... Spitzenlastabdeckung

³ ... Ausfallreserve

2.3 Standorte der Kraftwerke

Abb. 1 stellt die geographische Lage der Großfeuerungsanlagen in Österreich dar.

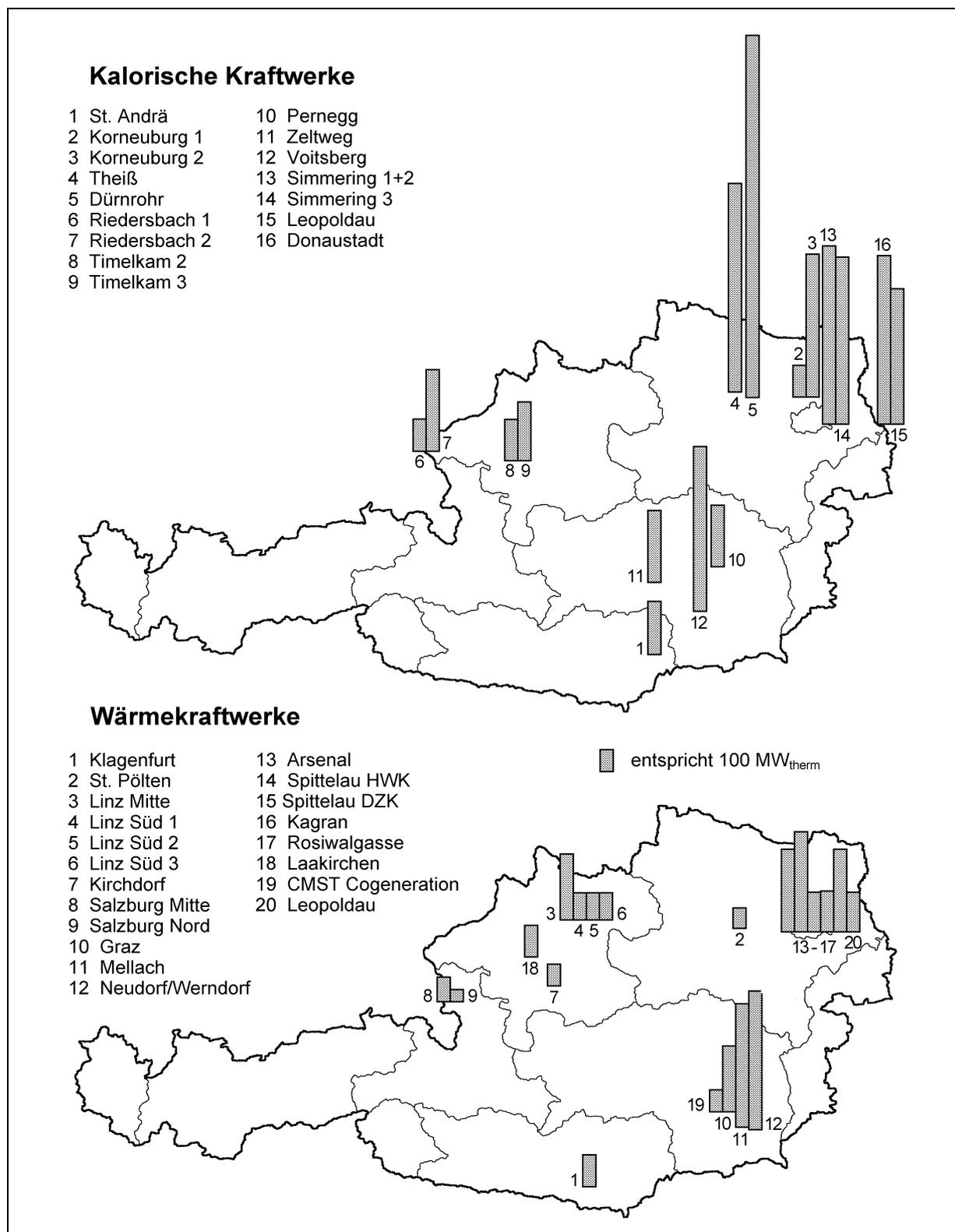


Abb. 1: Großfeuerungsanlagen in Österreich mit einer thermischen Leistung > 50 MW.

2.4 Stoff- und Energieflüsse

Die großen Stoff- und Energieflüsse werden bei Wärmekraftwerken durch die Verbrennung von Primärenergieträgern verursacht (Abb. 2). Qualität und Quantität der Stoffströme sind abhängig von der Art und Beschaffenheit des Brennstoffes, der Brennstoffaufbereitung, vom Verbrennungsprozess selbst und dem nachgeschalteten Rauchgasreinigungsprozess.

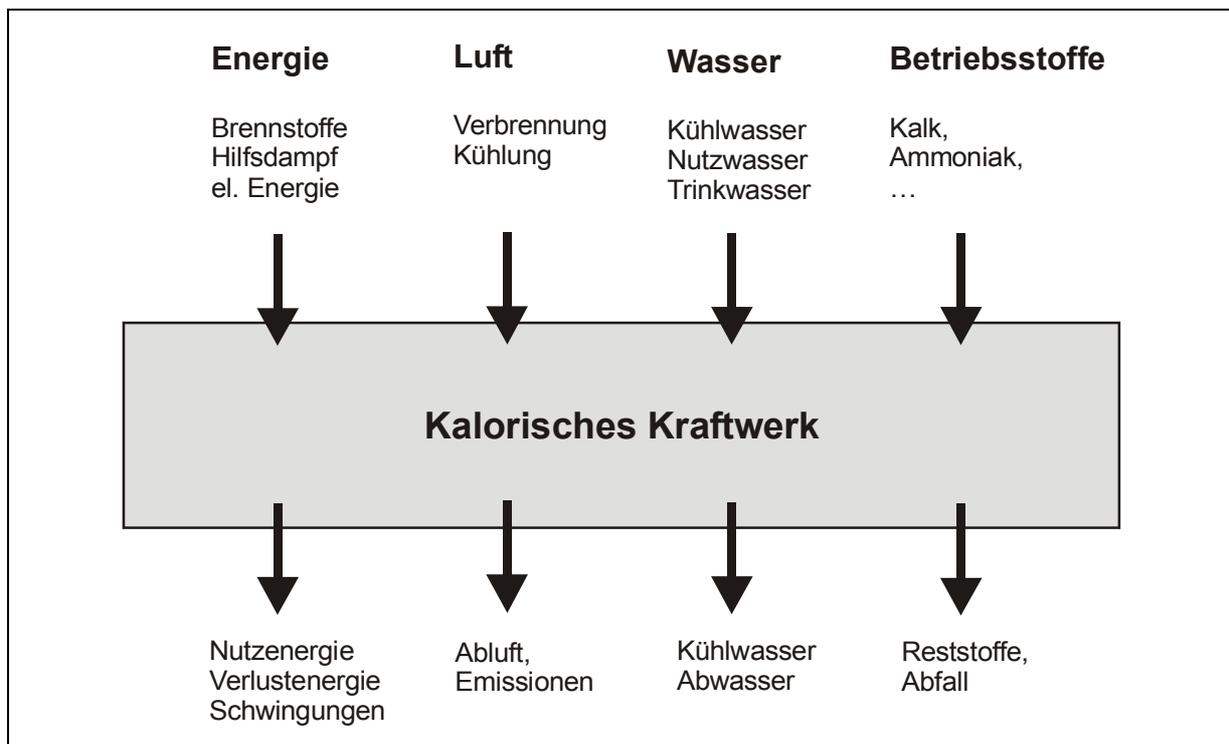


Abb. 2: Energie- und Massenströme eines kalorischen Kraftwerkes.

Folgende Emissionen und Abfälle können beim Betrieb von Großfeuerungsanlagen (je nach eingesetztem Brennstoff) relevant sein:

- Emissionen in die Luft
 - Staub (inklusive PM₁₀ und PM_{2,5})
 - Schwefeldioxid
 - Stickoxide
 - Kohlendioxid
 - Kohlenmonoxid
 - Schwermetalle
 - Kohlenwasserstoffe
 - Chlorwasserstoff, Fluorwasserstoff
 - Dioxine/Furane
 - N₂O, NH₃, CH₄
- Emissionen ins Wasser
 - Wärme durch Kühlwasser
 - Biozide
 - Dispergiermittel

- Hydrazin
- Salzfracht (z. B. aus der Kondensatreinigung)
- Ammonium (z. B. aus der Speisewasseraufbereitung)
- Schwermetalle (z. B. aus Nassentschlackern und Einrichtungen zur Rauchgasreinigung)
- Abfälle aus dem Kraftwerksbetrieb
 - Grobasche
 - Flugasche
 - Gips
 - Abfälle aus der Rauchgasentschwefelung
 - Abfälle aus der Rauchgasreinigung (z. B. nasse Wäsche bei Ölfeuerung)
 - Filterkuchen aus der Abwasserreinigung
 - Sonstige gefährliche und ungefährliche Abfälle
- Lärmemissionen
- Erschütterungen.

2.5 Beschreibung ausgesuchter Kraftwerke

In diesem Kapitel werden ausgewählte kohle- und ölgefeuerte Kraftwerke von Energieversorgungsunternehmen mit einer Brennstoffwärmeleistung > 50 MW beschrieben. Die Funktionsweise der Kraftwerke, die jeweils eingesetzten Brennstoffe, die Emissionen und emissionsmindernden Maßnahmen, die produzierten Abfällen und andere Daten werden in tabellarischer Form dargestellt.

Die Auswahl der Kraftwerke richtete sich nach der Art des Einsatzes (Kraftwerke zur Spitzenbedarfsdeckung mit geringer Jahresnutzung wurden nicht berücksichtigt), den installierten Rauchgasreinigungseinrichtungen (es werden nur Kraftwerke mit Rauchgasreinigung beschrieben) oder anderen Besonderheiten (z. B. Kraftwerk mit geringer Brennstoffwärmeleistung und effizienter Rauchgasreinigung).

Vom Kraftwerk Theiß, einem Heizöl schwer und Erdgas gefeuertem Kraftwerk, wurden vom Betreiber (EVN AG) leider keine Informationen bereitgestellt. Die Beschreibung wäre insofern interessant gewesen, da die umfassende Modernisierung des Blockes B dieses Kraftwerkes im Jahr 2001 abgeschlossen wurde. Die Maßnahmen betrafen den Einbau einer dem Kessel vorgeschalteten Gasturbine (Brennstoff: Erdgas), den Einbau einer SCR nach der Gasturbine und dem Hauptdampferzeuger, den Einbau einer nassen Entschwefelung nach dem Hauptdampferzeuger und die erweiterte Auskoppelung von Fernwärme.

Die getätigten Angaben beziehen sich jeweils auf den Vollastbetrieb. Die Emissionskonzentrationen sind – soweit nicht anders erwähnt – als Halbstundenmittelwerte (HMW) unter Standardbedingungen (3 bzw. 6 % O₂; 0°C; 1.013 mbar; trocken) angegeben.

Die für die einzelnen Anlagen angeführten Emissionskonzentrationen und –frachten sind typische Betriebswerte. Schwankungen von Emissionskonzentrationen in Abhängigkeit von Parametern wie Lastzustand und Brennstoffqualität sind an Beispielen dargestellt (z. B. KW St. Andrä 2 in der Tab. 41).

Feste Rückstände aus der Kohlefeuerung (Flugasche, Grobasche) und der Rauchgasentschwefelung (REA-Gips, Sorptionsprodukte) werden in der Kraftwerksterminologie als Reststoffe bezeichnet. Aus rechtlicher Sicht handelt es sich bei diesen Stoffen um Abfälle, die erst bei einer Verwertung ihre Abfalleigenschaft verlieren.

2.5.1 Kohlekraftwerke

2.5.1.1 KW Voitsberg 3

Der Standort Voitsberg umfasst neben dem Kraftwerksblock Voitsberg 3 auch die 1983 bzw. 1995 außer Betrieb genommenen Blöcke Voitsberg 1 und 2. In den Jahren 1975 und 1976 wurde bei Bodenerkundungen im Tertiärbecken von Köflach-Voitsberg in der Steiermark ein förderbares Braunkohlevorkommen von 31 Millionen Tonnen gefunden. Aufgrund des niedrigen Heizwertes konnte die Kohle nur in einem Großkraftwerk verfeuert werden, weshalb im Jahr 1977 mit der Planung und dem Bau des KW Voitsberg 3 (Abb. 3) begonnen wurde.

Die Inbetriebsetzung des Kraftwerksblockes 3 inklusive der ersten Stufe der Rauchgasentschwefelung erfolgte 1983. In der zweiten Ausbauphase 1986 wurde zusätzlich die zweite Stufe der Rauchgasentschwefelung als Nassverfahren in Betrieb genommen. Seit 1990 verfügt Voitsberg 3 über eine SCR-Anlage zur Rauchgasentstickung. Tab. 3 stellt die wesentlichen technischen Daten des KW Voitsberg 3 dar.

Der Kessel des Kraftwerkes Voitsberg 3 ist ein Benson-Kessel in Einzugs-Turmbauweise, die Feuerung ist als Tangentialfeuerung mit sechs Schlagradmühlen ausgeführt, wobei bei Vollast fünf Mühlen in Betrieb sind.

Als Brennstoff kommt aschereiche Braunkohle mit einem Heizwert von 9.000 bis 12.000 kJ/kg zum Einsatz. Der Stickstoffgehalt der Kohle von 0,3 Massen-% ist relativ konstant, während der Schwefelgehalt starke Schwankungen aufweist (Tab. 13) [TAUSCHITZ & ZELLINGER, 1991].

Durch Abgabe von Heißdampf an das Fernwärmenetz kann ein erheblicher Anteil des Hausbrandes im Raum Voitsberg substituiert werden [DRAUKRAFT, 1991].

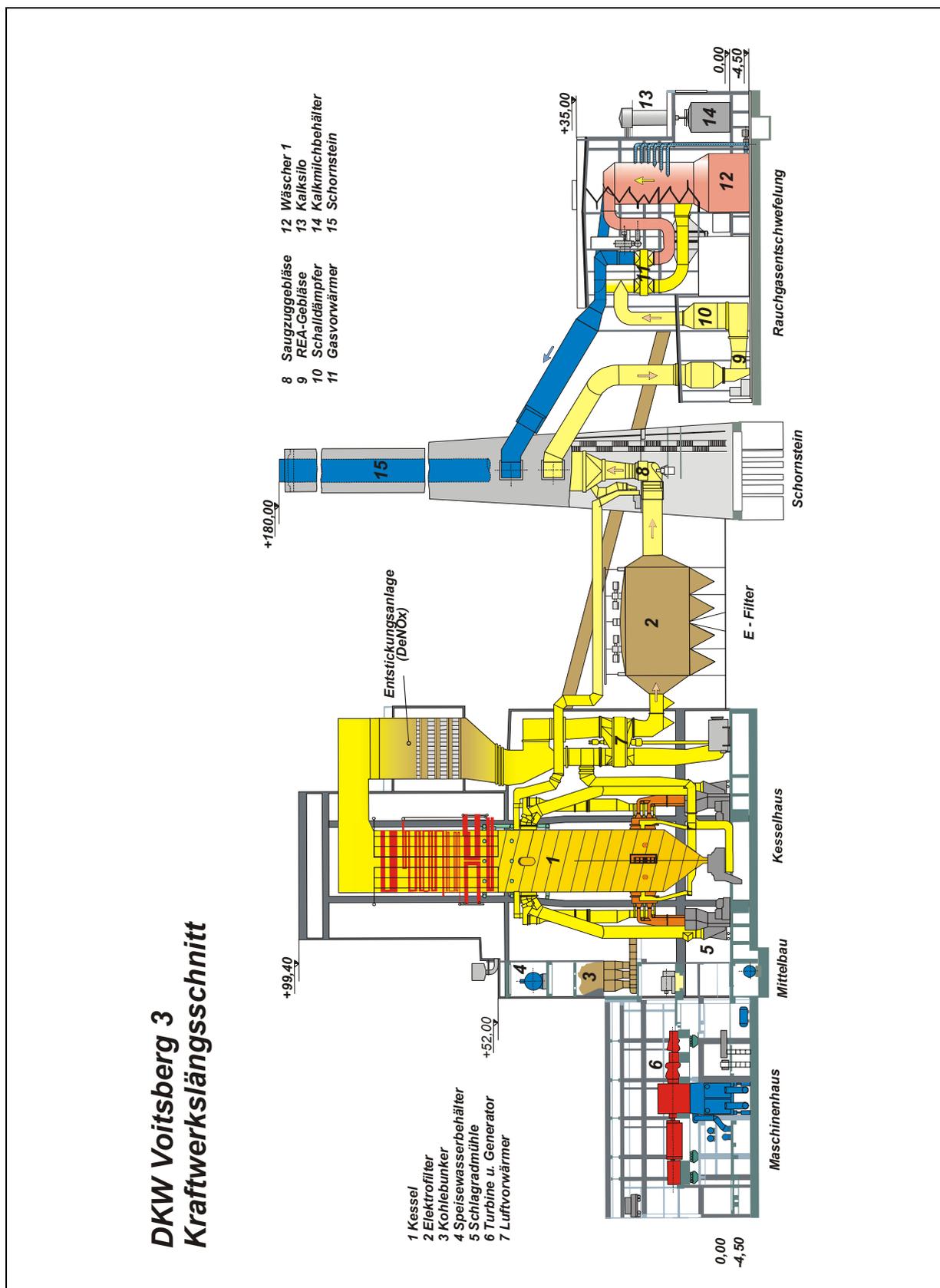


Abb. 3: Kraftwerk Voitsberg 3.

Tab. 3: Kenndaten KW Voitsberg 3 [VERBUNDGESELLSCHAFT, 2001].

Kraftwerksstandort	Voitsberg (Steiermark)	
Anlagenbeschreibung	Braunkohlekraftwerk mit Entstickungs- und Entschwefelungsanlage. Genehmigung für die Mitverbrennung nicht gefährlicher Abfälle im Versuchsbetrieb (z. B. Tiermehl, Klärschlamm)	
Inbetriebnahmejahr	1983	
Funktionsweise	Der im Dampfkessel erzeugte Heißdampf wird dem Hochdruckteil und nach neuerlicher Überhitzung dem Mitteldruck- und anschließend dem Niederdruckteil der Turbine zugeführt.	
Elektrische Engpassleistung	330 MW	
Betriebsstunden	1993: 944 h 1994: 1.556 h 1995: 3.994 h 1996: 3.198 h	1997: 3.475 h 1998: 2.458 h 1999: 4.745 h 2000: 5.140 h
Blockstarts	20 (1999)	
Fernwärmeauskoppelung	37 MW _{th} (Dampfauskoppelung) + 10 MW _{th} (Abgaswärmetauscher)	
Brennstoff	Regelbrennstoff: Braunkohle; Anfahrstoff: Heizöl-schwer 1998: Braunkohle: 671.999 t, HS: 1.390 t 1999: Braunkohle: 1.329.642 t, HS: 1.977 t 2000: Braunkohle: 1.462.469 t, HS: 661,9 t	
Brennstoffvorrat	Braunkohle aus dem Revier Oberdorf. Die Kesselkohle wird mittels Förderbandanlage vom Kohlebergbau zum Kohlelagerplatz oder direkt in die Kesselhochbunker geliefert. Die Kapazität des Kohlelagerplatzes am Standort beträgt 1,0 Mio. t. Von dort wird die Kohle über Tiefbunker und Förderbandanlagen zu den Kesselhochbunkern transportiert.	
El. Nettowirkungsgrad	38,1 %	
Schornstein	Betonschornstein mit einem Stahlinnenrohr; Stahlrohrdurchmesser 5,5 m	
Schornsteinanzahl	1	
Schornsteinhöhe	180 m	
Fußdurchmesser	21,8 m	
Kronendurchmesser	10,2 m	
Wandstärke	30 cm	
Abfälle aus dem Betrieb	Asche, Schlacke und Entschwefelungsprodukt (Gips)	
Abfallmengen	Asche und Schlacke ca. 60 t/h; Gips ca. 9,5 t/h	
Verwertung	Asche und Schlacke werden für die Rückverfüllung des Tagebaues genutzt, Gips aus der Entschwefelungsanlage wird an die Zementindustrie verkauft.	
Umweltmeßsysteme	Messung der Kraftwerksemissionen. Laufende Überwachung der Luftgüte durch stationäre und mobile Immissionsmessstationen für Schwefeldioxid, Stickoxid, Ozon und Staub sowie für meteorologische Daten.	
Besonderheiten	Lieferung von Fernwärme für das von STEWEAG betriebene Fernwärmenetz durch Auskopplung von Wärme aus dem Rauchgas vor der Entschwefelungsanlage bzw. durch Auskopplung von Dampf aus der Turbine.	
Dampferzeuger	Zwangsdurchlaufkessel (Sulzer)	
Frischdampfmenge	980 t/h	
Frischdampftemperatur	535°C	
Frischdampfdruck	184 bar	
Speisewassereintrittstemp.	253°C	
Kesselmindestlast	55 %	
Kesselwirkungsgrad (Kohle)	90,0 %	

Kraftwerksstandort	Voitsberg (Steiermark)
Heizflächengröße	44.746 m ²
Gesamtrohrlänge	383.000 m
Feuerungsart	Tangentialfeuerung, Kohlestaubfeuerung (6 Schlagradmühlen), Ölzündfeuerung
Anzahl der Brenner	6
Heizwert der Kohle	8.400–12.600 kJ/kg
Kohleverbrauch	283 t/h
Kohlezuteilung	Förderbandanlagen, Hochbunker, Trogkettenförderer (Redler)
Schlackeabzug	Nassentschlacker
Maschinenhaus	Der im Maschinenhaus befindliche Maschinensatz besteht aus einem Hochdruck-, einem Mitteldruck-, einem zweiflutigen Niederdruckteil und einem mit Wasserstoff gekühlten Generator. Sämtliche Teile sind an einen gemeinsamen Wellenstrang gekoppelt.
Drehzahl des Turbosatzes	3.000 U/min
Länge Turbine und Gen.	35,5 m
Speisewasserpumpen	3 x 50 % Elektroantrieb
Art der Kühlung	Kühlturm
Kühlwasserentnahme	Wehranlagen bei Kainach- und Gradenbach
Kühlung	Rückkühlung in einem 99 m hohen Beton-Naturzug-Kühlturm.
Gesamte Kühlwassermenge	25.000 m ³ /h (Kreislaufführung über Kühlturm)
Kühlwasserbedarf	720 m ³ /h (Entnahme aus der Kainach)
Prozesswasserbehandlung	Neutralisation
Abwassermenge	0,3 m ³ /h
Salzfracht	3,1 kg/h
Prozesswasserabgabe	Kainach/Kläranlage
Rauchgasreinigung	Entschwefelungs-, Entstaubungs- u. Entstickungsanlage
Rauchgasmenge	1.100.000 Nm ³ /h _{tr}
Entschwefelungsanlage	1. Stufe: Kalkadditivverfahren (Wirkungsgrad < 50 %). Die 1. Stufe wird nur bei raschem Anstieg des Schwefelgehaltes der Braunkohle eingesetzt. 2. Stufe: Nassentschwefelung (Ein Gemisch aus Kalksteinmehl und Wasser wird als Kühlmittel und Absorbens verwendet. Die Anlage ist zweistraßig ausgeführt. Eine Straße ist mit einem Wärmetauscher zur Wiederaufheizung der Rauchgase, die zweite Straße mit einem Wärmetauscher zur Auskopplung von Fernwärme ausgerüstet. Der anfallende Gips wird an die Zement- und Baustoffindustrie verkauft. Die Nassentschwefelung arbeitet abwasserfrei.
Inbetriebnahme	1983 (1. Stufe), 1986 (2. Stufe)
Rauchgasaustrittstemperatur	80°C (2. Stufe – Schornstein)
Rohgaskonzentration – SO ₂	3.000–4.500 mg/Nm ³
Schwefelabscheidegrad	> 90 % (Vorschreibung)
Schwefeldioxidemission (als HMW, bei 6 % O₂)	Gemessene Emission: 230–320 mg/Nm ³ _{tr} Grenzwert: 400 mg/Nm ³ _{tr} Fracht: 1.005 t/a Spezifische Fracht: 0,84 g/kWh
Bedarf Kalksteinmehl	8,6 t/h
Kalkvorratssilo	2 x 2.000 m ³ (~ 2 x 2.000 t)
Kalktagessilo	69 m ³ (~ 69 t)
Abwasser	Die Rauchgasentschwefelung im KW Voitsberg 3 arbeitet abwasserfrei

Kraftwerksstandort	Voitsberg (Steiermark)
Entstaubungsanlage	Elektrofilter
Inbetriebnahme	1983
Rohgaskonzentration – Staub	50–100 g/Nm ³
Staubemission (als HMW, bei 6 % O₂)	Gemessene Emission: 10–30 mg/Nm ³ _{tr} Grenzwert: 50 mg/Nm ³ _{tr} Fracht: 35 t/a Spezifische Fracht: 0,04 g/kWh
Stickoxidreduktion	Die SCR-Anlage (selektive katalytische Reduktion) wurde 1990 in Betrieb genommen. Ammoniakwasser wird vor den Katalysatoren eingedüst. Die Stickoxide werden in Wasserdampf und Stickstoff zerlegt. High-dust Anordnung. Ab 2001 soll die Entstickung alleine durch feuerungstechnische Maßnahmen erfolgen, welche 1999/2000 optimiert wurden. Der Einsatz von Ammoniakwasser ist bei den Primärmaßnahmen nicht mehr notwendig.
Katalysatoren	Keramische Waben- und Plattenkatalysatoren; 3 Lagen (derzeit ist eine Lage bestückt); 126 Module je Lage
Katalysatorvolumen	202 m ³ , ca. 200 t je Lage
Ammoniakwasserverbrauch	59 kg/h (mit einer Lage)
Ammoniakwasserlagerung	Lagertank mit 200 m ³ Inhalt.
Inbetriebnahme	1990 SCR-Anlage, 1998 Feuerungsumbau und Primärmaßnahmen
Rohgaskonzentration – NO _x	> 800 mg/Nm ³ _{tr} bezogen auf 6 % O ₂ (ohne Primärmaßnahmen)
Stickoxidemission (als HMW, bei 6 % O₂)	Gemessene Emission: 150 mg/Nm ³ _{tr} mit SCR; 180–190 mg/Nm ³ _{tr} mit FTM Grenzwert: 200 mg/Nm ³ _{tr} Fracht: 621 t/a Spezifische Fracht: 0,63 g/kWh
Erreichte Minderung	80 % (SCR); 75 % (FTM)
Ammoniakschlupf	< 10 mg/Nm ³ _{tr} bezogen auf 6 % O ₂
CO-Emission (als HMW, bei 6 % O₂)	Gemessene Emission: 180–195 mg/Nm ³ _{tr} Grenzwert: 250 mg/Nm ³ _{tr} Fracht: 621 t/a Spezifische Fracht: 0,67 g/kWh
CO₂-Emission	Fracht: 1.009.000 t/a Spezifische Fracht: 0,98 kg/kWh
Umweltschutzmaßnahmen [DRAUKRAFT, 1995]	1985 Beginn von DENOX-Langzeitversuchen mit zwei SCR-Anlagen 1986 Vollbetrieb der Nassentschwefelung 1988 Versuche zur Stickoxidreduktion mit dem SNCR-Verfahren 1988 Beginn der Versuche zur Gipsverwertung in der Zementindustrie 1988 Oberluftebene zur NO _x -Reduktion 1989 Zweite Oberluftebene zur NO _x -Reduktion 1990 SCR-Anlage zur NO _x -Reduktion 1994 Rauchgaswärmetauscher zur Fernwärmeerzeugung 1995 Einführung eines Umweltmanagementsystems gemäß EMAS-Verordnung 2000 Abgabe der Regenerierabwässer aus der chemischen Stufe der Kondensatreinigung in die öffentliche Kanalisation

2.5.1.2 KW St. Andrä 2

Der Bau des Kraftwerkes St. Andrä 2 (Abb. 4) ergab sich aus der Notwendigkeit, den Mangel an elektrischer Energie aus Laufkraftwerken in den Wintermonaten auszugleichen und dem Bestreben, die Braunkohlevorräte des Lavanttales (Kärnten) zu nutzen. Im Jahre 1952 wurde daher ein braunkohlebefeuetes Kraftwerk in Betrieb genommen, welches in den Jahren 1957 bis 1959 wesentlich vergrößert wurde. Der ursprüngliche Block St. Andrä 1 wurde 1986 stillgelegt.

Der Brennstoffverbrauch konnte bis 1968 nahezu vollständig durch den Lavanttaler Bergbau gedeckt werden; später wurde die Braunkohle aus der Weststeiermark bzw. aus dem ehemaligen Jugoslawien angeliefert.

Ab 1983 war St. Andrä 2 mit dem Kalkadditiv-Entschwefelungsverfahren ausgestattet, welches eine Reduktion des Schwefelausstoßes um 50 bis 60 % ermöglichte. Zur Erreichung höherer Abscheidegrade (> 80 %) wurde 1986 eine Trockenadditiv-Stufe auf Natriumbicarbonat-Basis errichtet; zusätzlich wurde 1988 eine SNCR-Entstickungsanlage installiert, welche aber mit der Umstellung auf feuerungstechnische Maßnahmen 1994 ausser Betrieb genommen wurde.

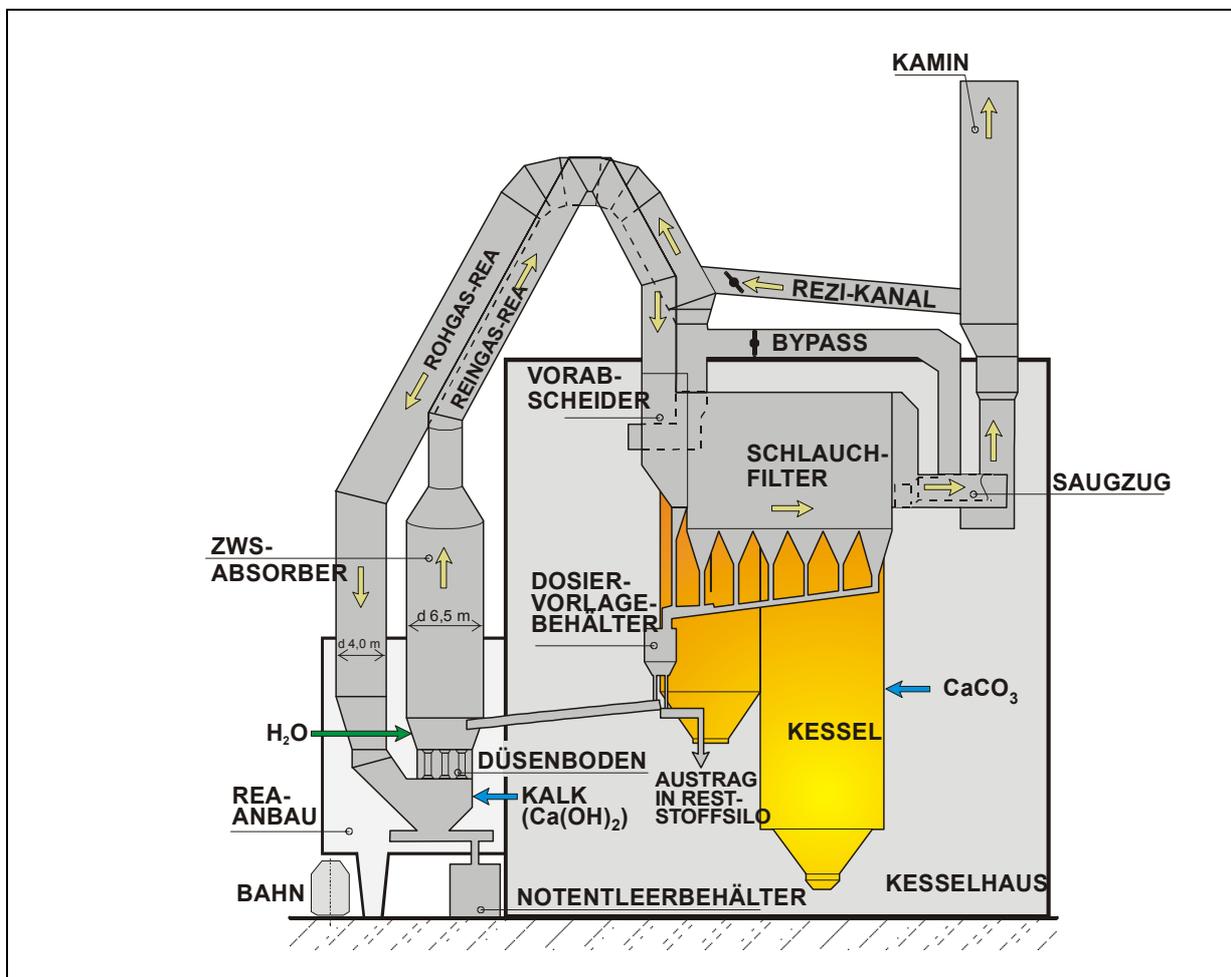


Abb. 4: Kraftwerk St. Andrä 2.

Zwischen 1994 und 1996 wurden umfangreiche Modernisierungsmaßnahmen durchgeführt [DRAUKRAFT, 1996b]:

- Umbau der Feuerung auf Steinkohle.
- Umstellung der Rauchgasreinigungsanlage vom Simultan-Abscheideverfahren auf ein Entschwefelungsverfahren mit zirkulierender Wirbelschicht (Abscheideleistung: > 90 %).
- Einbau eines Biomasserostes.
- Erneuerung der Blockleittechnik.
- Teilerneuerung der Dampfturbine.

Die Kraftwerksleistung konnte durch Wirkungsgradverbesserungen von 110 auf 124 MW_{el} erhöht werden.

Tab. 4: Kenndaten KW St. Andrä 2 [VERBUNDGESELLSCHAFT, 2001].

Kraftwerksstandort	St. Andrä (Kärnten)	
Anlagenbeschreibung	Steinkohlekraftwerk mit Entschwefelungsanlage. Verfeuerung von Restbeständen an Braunkohle. Mitverbrennung von nicht gefährlichen Abfällen (z. B. Tiermehl, Klärschlamm, Kunststoffe) und Biomasse zur Stromerzeugung (Versuchsbetrieb). Gemäß AWG Bescheid sind die Emissionen in die Luft seit Februar 2000 auf 11 % O ₂ zu beziehen.	
Inbetriebnahmejahr	1952; Modernisierung: 1986	
Funktionsweise	Der im Dampfkessel erzeugte Heißdampf wird dem Hochdruckteil und nach neuerlicher Überhitzung dem Mitteldruck- und anschließend dem eineinhalbgehäusigen dreiflutigen Niederdruckteil der Turbine zugeführt	
Elektrische Engpassleistung	124 MW	
Fernwärmeauskoppelung	17 MW _{th}	
Betriebsstunden	1993: 670 h 1994: 465 h 1995: 1.039 h 1996: 1.773 h	1997: 1.404 h 1998: 291 h 1999: 185 h 2000: 1.021 h
Brennstoff	Steinkohle und Braunkohle (97 %) und Biomasse (3 % bezogen auf MW _{th}), Mitverbrennung von nicht gefährlichen Abfällen; Anfahrstoff: Heizöl-schwer 1998: Kohle: 9.289 t, HS: 188 t, Biomasse: 1.140 t 1999: Kohle: 6.927 t, HS: 332 t, Biomasse: 198 t, 2000: Kohle: 38.526 t, HS: 468 t, Biomasse: 1.572 t, nicht gef. Abfälle: 1.165 t	
Brennstoffvorrat	4 Lagerplätze mit einer Gesamtkapazität von 700.000 t, sowie zwei Öltanks mit einem Fassungsvermögen von 21.000 bzw. 800 m ³ . Bei voller Ausnützung des Kohlelagers beträgt die Einsatzreserve ca. 19.000 Stunden.	
El. Nettowirkungsgrad	40,5 %	
Schornstein	Blechschorstein mit Schalldämpfer, auf das Kesselhaus aufgesetzt.	
Schornsteinanzahl	1	
Schornsteinhöhe	70 m (42 m – Kesselhaus – plus 28 m – Schornstein)	
Querschnitt	6,4 x 5,0 m	
Schornsteinwandstärke	6 bzw. 9 mm	
Abfälle aus dem Kraftwerksbetrieb	Gemisch aus Schlacke, Biomasseasche und Entschwefelungsprodukt werden in einer Reststoffaufbereitungsanlage stabilisiert.	
Abfallmengen	ca. 3,5 t/h	

Kraftwerksstandort	St. Andrä (Kärnten)
Ascheverwertung	Flugasche aus der Zeit vor dem Einbau der Entschwefelungsanlage, die auf einer Deponie zwischengelagert wurde, wird in einer Ascheverwertungsanlage getrocknet, in einer Kugelmühle gemahlen und als Zusatzstoff an die Beton- und Zementindustrie verkauft. („FLUAL“). Die Mahlanlage kann auch zur Herstellung von Kalksteinmehl verwendet werden. Die durchschnittliche Produktionsleistung beträgt 18 t/h. Der derzeit anfallende Rückstand wird in einer Aufbereitungsanlage mit $\text{Ca}(\text{OH})_2$ und Wasser versetzt und zur Errichtung eines Lärmschutzwalles verwendet.
Umweltmeßsysteme	Messung der Kraftwerksemissionen. Laufende Überwachung der Luftgüte durch stationäre und mobile Immissionsmessstationen für Schwefeldioxid, Stickoxid, Ozon und Staub sowie für meteorologische Daten.
Besonderheiten	Betrieb eines zusätzlichen Rostes im Trichter des Kohlekessels (Biomasse und Abfälle zur Stromerzeugung) mit einer thermischen Leistung von 10 MW. Durch den Betrieb dieses Rostes werden ca. 3 % der Steinkohle durch Biomasse und Abfälle ersetzt. Lieferung von Fernwärme für das von KELAG betriebene Fernwärmenetz durch Auskopplung von Dampf aus der Turbine oder durch den Betrieb von zwei mit Biomasse befeuerten Heißwasserkesseln.
Dampferzeuger	Zwangsdurchlaufkessel (Benson)
Frischdampfmenge	345 t/h
Frischdampf Temperatur	530°C
Frischdampfdruck	185 bar
Dampfdruck _{Zwischenüberhitzer}	43 bar
Speisewassereintrittstemp.	220°C
Kesselmindestlast	41 %
Kesselwirkungsgrad (Kohle)	90,0 %
Heizflächengröße	12.115 m ²
Gesamtrohlänge	144.000 m
Feuerungsart	Tangentialfeuerung, Kohlestaubfeuerung (3 Schüsselmühlen), Ölzündfeuerung
Anzahl der Brenner	12
Heizwert der Kohle	23.000 bis 30.000 kJ/kg
Kohleverbrauch	37 t/h
Kohlezuteilung	Förderbandanlagen, Hochbunker, Trogkettenförderer (Redler)
Schlackeabzug	Nassentschlacker
Maschinenhaus	Der Maschinensatz besteht aus einem Hochdruck-, einem Mitteldruck-, einem dreiflutigen Niederdruckteil und einem mit Wasserstoff gekühlten Generator. Sämtliche Teile sind an einem gemeinsamen Wellenstrang gekoppelt.
Drehzahl des Turbosatzes	3.000 U/min
Speisewasserpumpen	2 x 100 % Elektroantrieb
Art der Kühlung	Frischwasser
Kühlwasserentnahme	Das Kühlwasser für den zweiflutigen Oberflächenkondensator wird mittels zweier Kühlwasserpumpen der Lavant entnommen (max. Fördermenge 2 x 6.825 m ³ /h).
Kühlwasserbedarf	14.400 m ³ /h
Prozesswasserbehandlung	Neutralisation
Abwassermenge	0,33 m ³ /h
Salzfracht	2,1 kg/h
Prozesswasserabgabe	Lavant
Rauchgasreinigung	Entschwefelung, Entstaubung, Stickoxidreduktion
Rauchgasvolumen	380.000 Nm ³ /h _r

Kraftwerksstandort	St. Andrä (Kärnten)
Entschwefelungsanlage	Trockensorptionsverfahren (das Rauchgas wird in einem Wirbelbettreaktor mittels Eindüsung von Wasser auf eine Temperatur von ca. 70 °C abgekühlt. Zur SO ₂ -Reduktion wird Kalkhydrat zudosiert. Das staubbeladene Rauchgas wird zu zwei Schlauchfiltern geleitet, welche mit einem mechanischen Vorabscheider ausgerüstet sind. Das in den Staubabscheidern abgeschiedene Gemisch aus Flugasche und Entschwefelungsprodukten wird über Förderrinnen wieder dem Wirbelbettreaktor zugeführt, ein Teil wird zur Reststoffaufbereitungsanlage transportiert.
Inbetriebnahme	1994/1995
Rohgaskonzentration – SO ₂	2.000 mg/Nm ³
Schwefeldioxidemission (als HMW)	Gemessene Emission: (siehe auch Tabelle 4.7) 170 mg/Nm ³ _{tr} bei Kohle- und Biomasseverbrennung (6 % O ₂); 90–95 mg/Nm ³ _{tr} bei Abfallmitverbrennung (11 % O ₂) Grenzwert: 200 mg/Nm ³ _{tr} bei Kohle- und Biomasseverbrennung (6 % O ₂); 125–100 mg/Nm ³ _{tr} bei Abfallmitverbrennung (bei 11 % O ₂ , Mischungsregel) Fracht: 61 t (1999); 37,1 t (2000) Spezifische Fracht: 0,56 g/kWh (bei Kohlefeuerung)
Abscheidegrad	> 90 %
Verbrauch Kalkhydrat	600–1000 kg/h
Kalkhydratvorratssilo	140 t
Entstaubungsanlage	Zwei Schlauchfilter mit mechanischem Vorabscheider. Der ursprünglich vorhandene Elektrofilter wurde 1986 in einen Schlauchfilter umgerüstet, welcher 1995 erweitert wurde.
Inbetriebnahme	1986/1995 (Schlauchfilter)
Staubemission (als HMW)	Gemessene Emission: (siehe auch Tabelle 4.7) < 10 mg/Nm ³ _{tr} bei Kohle- und Biomasseverbrennung (6 % O ₂); 0,8–2 mg/Nm ³ _{tr} bei Abfallmitverbrennung (11 % O ₂) Grenzwert: 50 mg/Nm ³ _{tr} bei Kohle- und Biomasseverbrennung (6 % O ₂); 24–30mg/Nm ³ _{tr} bei Abfallmitverbrennung (11 % O ₂ , Mischungsregel) Fracht: 5 t (1999); 4,5 t (2000) Spezifische Fracht: 0,03 g/kWh (bei Kohlefeuerung)
Entstickungsanlage	Feuerungstechnische Maßnahmen (NO _x -arme Brenner).
Inbetriebnahme	1995
Rohgaskonzentration – NO _x	350 bis 400 mg/Nm ³
Stickoxidemission (als HMW)	Gemessene Emission: (siehe auch Tabelle 4.7) 250–300 mg/Nm ³ _{tr} bei Kohle- und Biomasseverbrennung (6 % O ₂); 130–160 mg/Nm ³ _{tr} bei Abfallmitverbrennung (11 % O ₂) Grenzwert: 450 mg/Nm ³ _{tr} bei Kohle- und Biomasseverbrennung (6 % O ₂); 300 mg/Nm ³ _{tr} bei Abfallmitverbrennung (11 % O ₂) Fracht: 137 t (1999); 156,7 t (2000) Spezifische Fracht: 0,82 g/kWh (bei Kohlefeuerung)
Minderung	40 %
CO-Emission (als HMW)	Gemessene Emission: 50 mg/Nm ³ _{tr} bei Kohle- und Biomasseverbrennung (6 % O ₂); 7–17 mg/Nm ³ _{tr} bei Abfallmitverbrennung (11 % O ₂) Grenzwert: 250 mg/Nm ³ _{tr} bei Kohle- und Biomasseverbrennung (6 % O ₂); 140–160 mg/Nm ³ _{tr} bei Abfallmitverbrennung (bei 11 % O ₂ , Mischungsregel) Fracht: 27 t (1999) Spezifische Fracht: 0,17 g/kWh (bei Kohlefeuerung)

Kraftwerksstandort	St. Andrä (Kärnten)	
CO₂-Emission	Fracht: 125.000 t (1999) Spezifische Fracht: 0,88 kg/kWh (bei Kohlefeuerung)	
Umweltschutzmaßnahmen [DRAUKRAFT, 1995]	1982	Entschwefelungsversuche mit dem Kalkadditivverfahren
	1983	Kalkadditivverfahren zur Entschwefelung
	1985	Versuche zur Reduktion von SO ₂ , Staub und NO _x
	1986	Simultanabscheideverfahren zur SO ₂ - und Staubreduktion
	1986	Versuche zur Stickoxidreduktion nach dem SNCR-Verfahren
	1987	SNCR-Anlage zur Entstickung
	1987	Einbau der Oberluft, Modifizierung der Luftzufuhr an den Brennern
	1989	Inbetriebnahme der Fernwärmeversorgung
	1990	Optimierung und Verbesserung des Kalkadditivverfahrens
	1994	Umbau der Feuerung auf Steinkohle, FTM
	1994	Entschwefelungsanlage nach dem Wirbelschichtverfahren
1995	Teilweise Erneuerung der Dampfturbine	

2.5.1.3 KW Zeltweg

Die Errichtung des Kondensationskraftwerkes Zeltweg erfolgte in den Jahren 1959 bis 1962 im Südwesten von Zeltweg. Ausschlaggebend für den Standort Zeltweg waren die Möglichkeit der Kühlwasserentnahme aus der Mur sowie die Nähe zum Braunkohlebergbau Fohnsdorf.

Im Zuge der Schließung des Bergbaues wurde das Kraftwerk 1982 auf die Verfeuerung von Steinkohle umgebaut. Durch den Umbau konnte die Leistung und der Wirkungsgrad bei gleichzeitiger Verringerung der Staub- und SO₂-Emissionen gesteigert werden.

Das Kraftwerk Zeltweg ist seit 1994 mit einer Trockensorptionsanlage zur Rauchgasentschwefelung ausgerüstet. Die Stickoxidreduktion erfolgt mittels feuerungstechnischen Primärmaßnahmen sowie durch selektive nicht katalytische Reduktion [DRAUKRAFT, 1996a].

Tab. 5: Kenndaten KW Zeltweg [VERBUNDGESELLSCHAFT, 2001].

Kraftwerksstandort	Zeltweg (Steiermark)	
Anlagenbeschreibung	Steinkohlekraftwerk mit Entstickungs- und Entschwefelungsanlage. Genehmigung zur Mitverbrennung von Biomasse und nicht gefährlichen Abfällen (Klärschlamm, Kunststoffe) im ständigen Betrieb. Betrieb eines vorgeschalteten Wirbelschichtreaktors zur Vergasung von Biomasse und Abfällen. Das Kraftwerk wird für die kommenden Jahre vorerst stillgelegt.	
Inbetriebnahmejahr	1962	
Funktionsweise	Der im Dampfkessel erzeugte Heißdampf wird dem Hochdruckteil und nach neuerlicher Überhitzung dem Mitteldruck- und anschließend dem Niederdruckteil der Turbine zugeführt.	
Elektrische Engpassleistung	137 MW	
Betriebsstunden	1993: 310 h	1997: 1.399 h
	1994: 1.711 h	1998: 724 h
	1995: 1.184 h	1999: 701 h
	1996: 1.938 h	2000: 724 h

Kraftwerksstandort	Zeltweg (Steiermark)
Brennstoff	Steinkohle/Hartbraunkohle (97 %) und Biomasse (3 % bezogen auf MW _{th}), Anfahrstoff: Heizöl-schwer 1998: Steinkohle: 28.693 t, HS: 492 t, Biomasse: 1.939 t 1999: Steinkohle: 26.394 t, HS: 124 t, Biomasse: 1.408 t 2000: Steinkohle: 25.738 t, HS: 162 t, Biomasse: 1.200 t, Abfälle: 329 t
Brennstoffvorrat	Lagerkapazität von 500.000 t Kohle; Öltank mit 800 m ³ Inhalt für Heizöl-schwer.
El. Nettowirkungsgrad	36,9 %
Schornstein	Stahlschornstein mit Schalldämpfer auf das Kesselhaus aufgesetzt.
Schornsteinanzahl	1
Schornsteinhöhe	80 m (55 m Kesselhaus + 25 m Schornstein)
Innendurchmesser	3,5 m (Rauchrohr)
Außendurchmesser	3,8 m (Tragrohr)
Wandstärken	4 mm (Rauchrohr), 10 mm (Tragrohr), 8 cm Isolierung
Abfälle aus dem Kraftwerksbetrieb	Das Gemisch aus Schlacke, Asche und Entschwefelungsprodukt wird in einer Reststoffaufbereitungsanlage stabilisiert und auf der Deponie im Werksgelände gelagert. Durch die Stabilisierung (Zugabe von Wasser) härtet der Abfall aufgrund seiner hydraulischen und puzzolanischen Eigenschaften aus.
Umweltmeßsysteme	Messung der Kraftwerksemissionen. Laufende Überwachung der Luftgüte durch stationäre und mobile Immissionsmessstationen für Schwefeldioxid, Stickoxid, Ozon und Staub sowie für meteorologische Daten.
Besonderheiten	Es kann sowohl Steinkohle als auch Hartbraunkohle verfeuert werden. Betrieb eines vorgeschalteten Wirbelschichtreaktors zur Vergasung von Biomasse und Abfällen (EU-Demonstrationsprojekt Biomasse zur Stromerzeugung) mit einer thermischen Leistung von 10 MW. Durch den Betrieb dieses Vergasers werden ca. 3 % der Kohle durch Biomasse und Abfälle ersetzt. Abfälle werden aber auch direkt mit der Kohle in den Kessel eingebracht.
Dampferzeuger	Zwangsdurchlaufkessel (Benson)
Frischdampfmenge	410 t/h
Frischdampftemperatur	535°C
Frischdampfdruck	177 bar
Dampfdruck _{Zwischenüberhitzer}	44 bar
Speisewassereintrittstemp	250°C
Kesselmindestlast	58 %
Kesselwirkungsgrad (Kohle)	91,79 %
Heizflächengröße	20.131 m ²
Gesamtrohrlänge	150.000 m
Feuerungsart	Tangentialfeuerung, Kohlestaubfeuerung über 4 Schüsselmöhlen, Ölzünd- und Ölstützfeuerung
Anzahl der Brenner	16
Heizwert der Kohle	21–29 MJ/kg (Steinkohle), 20–22,5 MJ/kg (Hartbraunkohle)
Kohleverbrauch	49 t/h
Kohlezuteilung	Förderbandanlagen, Hochbunker, Trogkettenförderer (Redler)
Schlackeabzug	Nassentschlacker und Trogkettenförderer
Maschinenhaus	Kondensationsturbine mit einfacher Zwischenüberhitzung und Frischwasserkühlung
Drehzahl des Turbosatzes	3.000 U/min
Länge Turbine und Gen.	30,5 m
Speisewasserpumpen	2 x 100 % (Elektroantrieb)

Kraftwerksstandort	Zeltweg (Steiermark)
Art der Kühlung	Frischwasserkühlung
Kühlwasserentnahme	Das Kühlwasser wird mittels zweier Hebepumpen über eine Siebanlage der Mur entnommen und in ein 11,0 m höher gelegenes, aus zwei Teilen bestehendes Zwischenbecken gefördert. Zwei hydraulisch an das Pumpbecken angeschlossene Kühlwasserpumpen versorgen den Kondensator. Das rücklaufende, erwärmte Kühlwasser fließt in den zweiten Teil des Zwischenbeckens und durch die zwei mit Hebepumpen gekoppelten Francisturbinen wieder in das „Unterwasser“ der Mur zurück.
Kühlwasserbedarf	14.400 m ³ /h
Prozesswasserbehandlung	Neutralisation
Abwassermenge	1,15 m ³ /h
Salzfracht	2,5 kg/h
Prozesswasserabgabe	Mur
Rauchgasreinigung	Entschwefelung, Entstaubung und Stickoxidreduktion
Rauchgasmenge	450.000 Nm ³ /h _{tr}
Entschwefelungsanlage	Trockensorptionsverfahren: Nach dem Elektro-Vorfilter wird das Rauchgas durch Eindüsung von Wasser auf eine Temperatur von ca. 70 °C abgekühlt. Zur SO ₂ -Abscheidung wird Kalkhydrat zugegeben. Das hoch staubbeladene Rauchgas wird dem „Haupt-Elektrofilter“ zugeführt. Der im Elektrofilter abgeschiedene Reststoff (Gemisch aus Flugasche und Entschwefelungsprodukten) wird wieder dem Wirbelbettreaktor zugeführt, ein Teil wird in die Reststoffaufbereitungsanlage gefördert. Das Additiv wird als gebrannter Kalk angeliefert und in der Kalklöschanlage gelöscht.
Inbetriebnahme	1993
Rohgaskonzentration – SO ₂	2.300 mg/Nm ³
Schwefeldioxidemission (als HMW, bei 6 % O₂)	Gemessene Emission: 170 mg/Nm ³ _{tr} Grenzwert: 200 mg/Nm ³ _{tr} Fracht: 50 t/a spezifische Fracht: 0,60 g/kWh
Abscheidegrad	> 90 %
Bedarf Kalkhydrat	0,6 bis 1.0 t/h
Kalksilo	350 m ³ (~ 350 t)
Kalkhydratsilo	50 m ³ (~ 50 t)
Entstaubungsanlage	Die Entstaubung der Rauchgase erfolgt mittels zweier Elektrofilter. E-Filter 1 (Vorfilter): vor der Entschwefelungsanlage; E-Filter 2 (Hauptfilter): nach der Entschwefelungsanlage
Inbetriebnahme	1962 (E-Filter 1), 1993 (E-Filter 2)
Staubemission (als HMW, bei 6 % O₂)	Gemessene Emission: 10 mg/Nm ³ _{tr} Grenzwert: 50 mg/Nm ³ _{tr} Fracht: 6 t/a spezifische Fracht: 0,04 g/kWh
Stickoxidreduktion	1. feuerungstechnische Maßnahmen (Primärmaßnahmen); 2. SNCR-Anlage (selektive nichtkatalytische Reduktion) mit Eindüsung von Ammoniakwasser direkt in den Feuerraum des Kohlekessels.
Inbetriebnahme	1988/1989
Rohgaskonzentration – NO _x	600 bis 700 mg/Nm ³
Stickoxidemission (als HMW, bei 6 % O₂)	Gemessene Emission: 270 mg/Nm ³ _{tr} Grenzwert: 300 mg/Nm ³ _{tr} Fracht: 139 t/a spezifische Fracht: 0,96 g/kWh

Kraftwerksstandort	Zeltweg (Steiermark)
Minderung	65 %
Ammoniakschlupf	2 bis 3 mg/Nm ³ (6 % O ₂)
Ammoniakwasserlagerung	25 %ige Ammoniakwasserlösung in einem drucklosen Lagertank mit einem Fassungsvermögen von 80 m ³
CO-Emission (als HMW, bei 6 % O₂)	Gemessene Emission: 20 mg/Nm ³ _{tr} Grenzwert: 250 mg/Nm ³ _{tr} Fracht: 12 t/a spezifische Fracht: 0,07 g/kWh
CO₂-Emission	Fracht: 106.000 t/a spezifische Fracht: 0,91 kg/kWh
Umweltschutzmaßnahmen [DRAUKRAFT, 1995]	1962 Inbetriebnahme des KW Zeltweg
	1982 Umbau der Feuerung auf Steinkohle und Hartbraunkohle
	1983 Verbesserung der Staubabscheidung des Elektrofilters
	1984 Versuche mit dem Kalkadditivverfahren zur SO ₂ -Reduktion
	1984 Versuche mit feuerungstechnischen Maßnahmen zur NO _x -Reduktion
	1985 Einbau einer Oberlufltebene zur NO _x -Reduktion
	1989 Erprobung des SNCR-Verfahrens zur NO _x -Reduktion
	1990 SNCR-Anlage zur NO _x -Reduktion
	1993 Entschwefelungsanlage nach dem Wirbelschichtverfahren
1993 Inbetriebnahme eines weiteren Elektrofilters zur Staubabscheidung	

2.5.1.4 KW Dürnrohr 1

Das Kraftwerk Dürnrohr wird gemeinsam vom Verbund (Block 1) und der Energieversorgung Niederösterreich EVN (Block 2) betrieben. Das Kooperationsmodell zwischen Verbund und EVN sieht vor, dass beide Blöcke von der jeweiligen Betreibergesellschaft eigenständig betrieben, die Nebenanlagen jedoch gemeinsam genutzt werden.

Nach der Volksabstimmung über das Kernkraftwerk Zwentendorf wurde von den beiden Betreibergesellschaften 1979 beschlossen, ein konventionelles Wärmekraftwerk als Ersatz zu errichten. Die Wahl des Brennstoffes Kohle ergab sich nach der Erdölkrise aus dem Bestreben, Erdöl durch Kohle zu ersetzen. Aus Gründen der Versorgungssicherheit entschied man sich für die Errichtung eines kombinierten Kohle-/Gaskraftwerkes. Die angeführten Emissionswerte beziehen sich auf den reinen Kohlebetrieb.

Tab. 6: Kenndaten KW Dürnrohr 1 [VERBUNDGESELLSCHAFT, 2001].

Kraftwerksstandort	Dürnrohr Block 1 (Niederösterreich)
Anlagenbeschreibung	Steinkohle- bzw. Erdgaskraftwerk mit Entstickungs- und Entschwefelungsanlage. Kondensationskraftwerk mit Zwischenüberhitzung und Frischwasserkühlung. Versuche zur Mitverbrennung von Tiermehl wurden durchgeführt.
Inbetriebnahmejahr	1987
Funktionsweise	Der im Dampfkessel erzeugte Heißdampf wird dem Hochdruckteil und nach neuerlicher Überhitzung dem Mitteldruck- und anschließend dem Niederdruckteil der Turbine zugeführt.
Elektrische Engpassleistung	405 MW

Kraftwerksstandort	Dürnrohr Block 1 (Niederösterreich)	
Betriebsstunden	1992: 2.696 h 1993: 872 h 1994: 1.857 h 1995: 2.081	1996: 2.624 h 1997: 2.805 h 1998: 1.355 h 1999: 1.939 h
Blockstarts	9 (1999)	
Brennstoff	Steinkohle bzw. Erdgas 1998: Steinkohle: 87.095 t, Erdgas: 33.172.000 m ³ 1999: Steinkohle: 162.243 t, Erdgas: 34.821.000 m ³	
Brennstoffvorrat	max. 2,2 Mio. t Steinkohle (für Dürnrohr 1 und 2)	
El. Nettowirkungsgrad	41,9 % für Steinkohle; 43,2 % für Erdgas	
Schornstein	Betonschaft mit zwei keramischen Rauchabzugsrohren	
Schornsteinanzahl	1	
Schornsteinhöhe	210 m	
Abfälle aus dem Kraftwerksbetrieb	Grobasche, Flugasche sowie feste Abfälle aus der Rauchgasentschwefelung (SAV-Produkt = Flugasche, Sorptionsprodukt und nicht umgesetzte Additive).	
Umweltmeßsysteme	Sieben automatische Immissionsmessstellen in der Umgebung des Kraftwerkes sowie Emissionsmessgeräte am Schornstein (Messung der Konzentrationen an Schwefeldioxid, Stickoxiden, Staub sowie der Temperatur). Sämtliche Daten werden automatisch überwacht.	
Besonderheiten	Das Kraftwerk Dürnrohr 1 ist für die Verfeuerung von Steinkohle und Erdgas (1999: 24 % des Energieinputs) ausgelegt.	
Dampferzeuger	Durchlauferhitzer (Benson-Kessel)	
Frischdampfmenge	1.135 t/h	
Frischdampf Temperatur	540°C	
Frischdampfdruck	258 bar	
Kesselmindestlast	38 %	
Kesselwirkungsgrad (Kohle)	92,95 %	
Heizflächengröße	34.000 m ²	
Gesamtrohrlänge	400.000 m	
Feuerungsart	Tangentialfeuerung mit je vier Eckenbrennersystemen	
Heizwert der Kohle	23.400 bis 29.300 KJ/kg	
Kohleverbrauch	max. 140 t/h	
Kohlezuteilung	Trogkettenförderband	
Schlackeabzug	Nassentschlacker	
Maschinenhaus	Turbine mit Hochdruck-Teil – Zwischenüberhitzung im Kessel – Mitteldruck-Niederdruck-Teil der Turbine	
Drehzahl des Turbosatzes	3.000 U/min	
Länge Turbine und Gen.	40 m	
Art der Kühlung	Frischwasserkühlung	
Prozesswasserbehandlung	Neutralisation	
Abwassermenge	5,0 m ³ /h	
Salzfracht	12,0 kg/h	
Prozesswasserabgabe	Kläranlage	
Rauchgasreinigung	Entschwefelung, Entstaubung und Stickoxidreduktion	
Rauchgasmenge	1.250.000 Nm ³ /h _{tr}	

Kraftwerksstandort	Dürnrrohr Block 1 (Niederösterreich)
Entschwefelungsanlage	Beim Sprühabsorptionsverfahren wird das Rauchgas durch einen Nebel aus zerstäubter Kalkmilch geleitet. Vorher wird bereits der größte Teil der Flugasche mittels Elektrofilter abgeschieden.
Inbetriebnahme	1987
Rohgaskonzentration – SO ₂	1.300 mg/Nm ³
Schwefeldioxidemission (als HMW, bei 6 % O₂)	Gemessene Emission: 130 mg/Nm ³ _{tr} (siehe auch Abbildung 3.4) Grenzwert: 200 mg/Nm ³ _{tr} Fracht: 217 t/a Spezifische Fracht: 0,42 g/kWh
Abscheidegrad	> 90 %
Bedarf Kalk (90 % CaO)	2,0 t/h
Entstaubungsanlage	Die Entstaubung der Rauchgase erfolgt mittels zweier Elektrofilter. E-Filter 1 (Vorfilter): Vor der Entschwefelungsanlage; E-Filter 2 (Hauptfilter, derzeit 4 Felder von ursprünglich fünf in Betrieb): Nach der Entschwefelungsanlage
Inbetriebnahme	1987
Rohgaskonzentration – Staub	16.000 mg/Nm ³
Staubemission (als HMW, bei 6 % O₂)	Gemessene Emission: 5 mg/Nm ³ _{tr} Grenzwert: 50 mg/Nm ³ _{tr} Fracht: 21 t/a Spezifische Fracht: 0,02 g/kWh
Abscheidegrad	> 99,9 %
Stickoxidreduktion	1. Feuerungstechnische Maßnahmen (Primärmaßnahmen); 2. SCR-Anlage (selektive katalytische Reduktion)
Inbetriebnahme	1987
Rohgaskonzentration – NO _x	650 bis 750 mg/Nm ³
Stickoxidemission (als HMW, bei 6 % O₂)	Gemessene Emission: 140 mg/Nm ³ _{tr} (siehe auch Abbildung 3.4) Grenzwert: 200 mg/Nm ³ _{tr} Fracht: 391 t/a Spezifische Fracht: 0,45 g/kWh
Minderung	80 %
Ammoniakverbrauch	400 kg/h (bei reiner Kohlefeuerung)
Ammoniak schlupf	< 5 ppm
Ammoniaklagerung	Drucklagertank
Katalysator	Katalysatoren aus dünnwandigem plasmagerauhtem Edelstahlblech, auf dem die Katalysatormasse (hauptsächlich Titanoxid) aufgebracht wird.
CO-Emission (als HMW, bei 6 % O₂)	Gemessene Emission: 10 mg/Nm ³ _{tr} Grenzwert: 250 mg/Nm ³ _{tr} Fracht: 42 t/a Spezifische Fracht: 0,03 g/kWh
CO₂-Emission	Fracht: 106.000 t/a Spezifische Fracht: 0,81 kg/kWh

2.5.1.5 Kraftwerk Riedersbach 1 und 2

Die unmittelbare Nähe zur heimischen Braunkohle (SAKOG) in Trimmelkam und die ausreichende Versorgungsmöglichkeit mit Kühlwasser durch die Salzach sowie die Nähe zu wichtigen Verbraucherschwerpunkten waren in den 60er Jahren die wesentlichen Entscheidungskriterien für die Standortwahl. Das Kraftwerk Riedersbach 1 ging 1969 in Betrieb und sicherte somit auch den Fortbestand der SAKOG und ihrer 700 Arbeitsplätze. Durch die beiden Ölpreisschocks 1973 und 1979 stieg plötzlich wieder der Wert der heimischen Braunkohle, die bis Mitte der 80er Jahre günstiger als die Importbrennstoffe Öl und Steinkohle war. In dieser Situation fasste die ENERGIE AG den Baubeschluss für den Kraftwerksblock Riedersbach 2 (1980).

1990 wurde aufgrund wirtschaftlicher Überlegungen die Braunkohlegrube geschlossen und 1994/95 die Kraftwerksblöcke auf Steinkohle umgestellt.

Tab. 7: Kenndaten der Kraftwerke Riedersbach 1 und 2 [PFEFFER, 2001].

Kraftwerksstandort	Riedersbach (Oberösterreich; Daten aus dem Geschäftsjahr 2000)	
Anlagenbeschreibung	Kondensationskraftwerk mit Frischwasserkühlung; Rauchgasreinigung: Elektrofilter, FTM, SNCR, SCR, nasse Entschwefelung mit Kalkstein; Genehmigung zur Mitverbrennung von Tiermehl und Tierfett.	
Inbetriebnahmejahr	Block 1: 1969	Block 2: 1986
Funktionsweise	Kondensationskraftwerke mit Frischwasserkühlung u. Fernwärmeauskopplung. (Im Werk 2 zusätzlich mit Zwischenüberhitzung)	
Elektrische Engpassleistung	Brutto Block 1: 55 MW Brutto Block 2: 176 MW	Netto Block 1: 50 MW Netto Block 2: 160 MW
Brennstoffwärmeleistung	Block 1: 143 MW	Block 2: 378 MW
Betriebsstunden	Block 1: 2.761 h	Block 2: 5.105 h
Fernwärmeauskoppelung	Block 1: 10 MW (max)	Block 2: 17 MW (max)
Produkte	Block 1 Strom: 120.183,4 MWh Wärme: 5.403,8 MWh	Block 2 Strom: 691.251,0 MWh Wärme: 22.906,1 MWh
Brennstoff	Block 1: Steinkohle, HS	Block 2: Steinkohle, Braunkohle, HS
Brennstoffvorrat	max. 300.000 t Steinkohle; 10.000 t HS	
El. Nettowirkungsgrad	Block 1: 33 % (Vollastbetrieb)	Block 2: 39 % (Vollastbetrieb)
Gesamtwirkungsgrad (brutto)	Block 1: 36 % (Vollastbetrieb)	Block 2: 43 % (Vollastbetrieb)
Gesamtwirkungsgrad (netto, inkl. Fernwärme)	Block 1: 34 % (Vollastbetrieb)	Block 2: 40 % (Vollastbetrieb)
Kesselwirkungsgrad	Block 1: 92 %	Block 2: 92,5 %
Elektrischer Eigenbedarf	Block 1: 11.300,9 MWh	Block 2: 72.990,4 MWh
Kesselmindestlast	Block 1: 50 %	Block 2: 42 %
Dampferzeuger	Block 1: Zweizug-Naturumlauf Kessel Block 2: Einzug- Zwangsdurchlauf-Kessel mit Zwischenüberhitzer	
Frischdampfmenge	Block 1: 190 t/h	Block 2: 453 t/h
Frischdampftemperatur	Block 1: 525°C	Block 2: 535°C Zwischenüberhitzer: 535°C
Frischdampfdruck	Block 1: 90 bar	Block 2: 184 bar Zwischenüberhitzer: 39 bar
Speisewasserbedarf	Block 1: 4.876 t/a	Block 2: 40.002 t/a

Kraftwerksstandort	Riedersbach (Oberösterreich; Daten aus dem Geschäftsjahr 2000)		
Feuerungsart	Block 1: Kohlenstaubfeuerung (Steinkohle: 2 Schüsselmühlen); Ölfeuerung Block 2: Kohlenstaubfeuerung (Steinkohle: 4 Schüsselmühlen; 2 Schlagradmühlen); Ölfeuerung		
Entschlacker	Block 1: Nassentschlacker	Block 2: Nassentschlacker	
Anzahl der Brenner	Block 1: 8 Öl- und 8 Kohlestaubbrenner	Block 2: 12 Öl- u. 20 Kohlestaubbrenner.	
Turbine	Block 1: Eingehäusige Kondensationsturbine mit Fernwärmeauskoppelung <i>Block 2: Zweigehäusige Kondensationsturbine mit einfacher Zwischenüberhitzung und Fernwärmeauskoppelung</i>		
Drehzahl der Turbine	3.000 U/min		
Schornsteinbeschreibung			
Schornsteinanzahl	Block 1: 1	Block 2: 1	
Schornsteinhöhe	Block 1: 80 m	Block 2: 180 m	
Oberer lichter Querschnitt	Block 1: 6,15 m ²	Block 2: 10,75 m ²	
Austrittstemperatur der Rauchgase	Block 1: > 85°C	Block 2: > 85°C	
Umweltmeßsysteme	Kontinuierliche Messung folgender Emissionen: Staub, NO _x , SO ₂ , CO, Diskontinuierliche Messung von HCl, HF und NH ₃ Luftgüteüberwachung: mehrstufiges Umweltmeßsystem mit vollautomatischen Messstationen zur Messung von Schwebstaub, SO ₂ , NO _x und Ozon. Pflanzung von Bioindikationspflanzen (Gras, Gerste, Mais) und -bäumen (Fichten).		
Besonderheiten des Kraftwerkes	Betrieb von zwei getrennten Kraftwerksblöcken; gemeinsamer Betrieb der Kalk- steinmühlen, der Gipsaufbereitungsanlage und der Abwasserreinigungsanlage.		
Primärenergie	Keine Braunkohle nach dem 14. April 2000 vorhanden!		
Verbrauch Braunkohle	Block 1: 0 t	Block 2: 106.707 t	
Verbrauch Steinkohle	Block 1: 41.496,4 t	Block 2: 179.483,2 t	
Verbrauch Heizöl schwer	Block 1: 1.226 t (inkl. Fernwärmekessel)	Block 2: 980 t	
Charakterisierung der Brennstoffe	Heizöl schwer Heizwert: 40,3 MJ/kg S-Gehalt: < 3,5 %	Steinkohle Heizwert: 26–30 MJ/kg S-Gehalt: 0,5–0,7 % Asche: 5,5–9,2 %	Braunkohle: (bis April 00) Heizwert: 7,2–11 MJ/kg S-Gehalt: 1,0–1,2 % Asche: 32–37 %
Elektrischer Eigenbedarf	Block 1: 11.300,9 MWh (mit REA)	Block 2: 72.990,4 MWh (mit REA)	
Betriebsstoffe und Chemikalien	Salzsäure (30–33 %): 100,9 t (Wasseraufbereitung) NaOH (50 %): 30,9 t (Wasseraufbereitung) Regeneriersalz: 2,6 t (Wasseraufbereitung) Kalkhydrat: 380,6 t (Abwasserreinigung) Fällungs- und Flockungsmittel: 6,1 t (Abwasserreinigung) Salmiakgeist (18 %): 1,9 t Aktivkohle: 4,0 t Schmierstoffe: 9,6 t Technische Gase: 6,1 t Laborchemikalien: 0,04 t		
Abfälle aus dem Betrieb	Flugasche, Grobasche, Gips		
REA – Gips	Summe von beiden Blöcken: 9.752 t		

Kraftwerksstandort	Riedersbach (Oberösterreich; Daten aus dem Geschäftsjahr 2000)	
Grobasche und Flugasche	Summe von beiden Blöcken: 50.052 t	
ARA – Kuchen	Gemeinsame Verwertung mit Gips	
Andere	Bauschutt, biogener Abfall, haushüllähnlicher Gewerbeabfall, Verpackungsmaterial, Schwemmgut: insgesamt 149,47 t	
Gefährliche Abfälle	Batterien: 1,08 t Leuchtstofflampen: 0,15 t Altöl: 5,50 t Öl-Flüssigkeitsgemisch: 1,90 t Feste fett- und ölverschmierte Betriebsmittel: 1,24 t Altlack, Lösungsmittel: 1,28 t Laborabfälle: 0,02 t	
Verwertung der Abfälle	REA – Gips: 100 % Verwertung in der Baustoffindustrie Flugasche und Grobasche: 100 % Verwertung in der Baustoffindustrie. ARA – Kuchen: 100 % Verwertung in der Baustoffindustrie	
Wasser und Abwasser		
Wasserbedarf	Block 1: Nutzwasser: 44.358 t Kühlwasser: 15.162.000 t/a	Block 2: Nutzwasser: 346.492 t Kühlwasser: 68.611.000 t/a
Art der Kühlung	Block 1: Durchlaufkühlung	Block 2: Durchlaufkühlung
Kühlwasserentnahme	Block 1: Salzach	Block 2: Salzach
Speisewasserbedarf	Block 1: 4.876 t/a	Block 2: 40.002 t/a
Wasser für REA	Block 1: 23.949 t/a	Block 2: 66.286 t/a + 16.790 t/a (Abwasseraufbereitung)
Abwasserreinigungsanlage	Feststoff- und Ölabscheider, Neutralisation und mehrstufige Abwasseraufbereitungsanlage; Die Abwässer aus dem Betriebslabor und der Speisewasseraufbereitung werden in Zukunft in die öffentliche Kanalisation abgeleitet.	
Abwassermenge	Block 1: 16.792 t/a	Block 2: 157.432 t/a (Reststoffaufbereitungsanlage: 82.483 t/a)
Kühlwasserabgabe	Block 1: 15.162.000 t/a	Block 2: 68.611.000 t/a
Wärmefracht durch Kühlwasser	Block 1: 635 TJ	Block 2: 2.872 TJ
Maximale Aufwärmspanne	10°C; Aufwärmung der Salzach bei Betrieb beider Blöcke und durchschnittlicher Wasserführung der Salzach: 0,3°C	
Rauchgasreinigung	Elektrofilter, FTM, SNCR, SCR, nasse Entschwefelung mit Kalkstein	
Rauchgasmenge	Block 1: 180.000 Nm ³ /h, tr	Block 2: 490.000 Nm ³ /h, tr
Entschwefelungsanlage	Werk 1: E-Filter, Saugzuggebläse, Nasswäscher (Absorber), DAGAVO (Wiederaufheizung), Schornstein Werk 2: E-Filter, Saugzuggebläse, Nass-REA (Vorwäscher, Hauptwäscher), REA-Gebläse, REGAVO (Wiederaufheizung), Schornstein	
Jahr der Inbetriebnahme	Block 1: 1993	Block 2: 1986
Rohgaskonzentration – SO ₂	Block 1: ca. 1.000 bis 2000 mg/Nm ³	Block 2: ca. 1.000 bis 2000 mg/Nm ³
Schwefelabscheidegrad	Block 1: > 95 %	Block 2: > 95 %
Schwefelemission (als HMW, bei 6 % O₂)	Block 1: Gemessene Emission: 60–100 mg/Nm ³ (als HMW, O ₂ -Gehalt ca. 6 bis 7 %) Grenzwert – Steinkohle: 1.000 mg/Nm ³ Grenzwert – Heizöl schwer: 1.100 mg/Nm ³ Fracht: 28,72 t/a Spezifische Fracht: 0,20 bis 0,30 g/kWh	

Kraftwerksstandort	Riedersbach (Oberösterreich; Daten aus dem Geschäftsjahr 2000)	
Schwefelemission (als HMW, bei 6 % O ₂)	Block 2: Gemessene Emission: 30–120 mg/Nm ³ (als HMW, O ₂ -Gehalt ca. 6 bis 10 %) Grenzwert – Steinkohle: 200 mg/Nm ³ Grenzwert – Heizöl schwer: 200 mg/Nm ³ Grenzwert – Braunkohle: 400 mg/Nm ³ Fracht: 265,83 t/a Spezifische Fracht: 0,40 bis 0,50 g/kWh für Braunkohle Spezifische Fracht: 0,20 bis 0,30 g/kWh für Steinkohle	
Bedarf Kalksteinmehl	Block 1: 965 t	Block 2: 5.352,1 t
Entschwefelungsprodukt	Summe Gips = 9.752 t	
Kosten	Investitionskosten: ca. 43,6 Mio € (für REA 1+ REA 2) Betriebskosten: ca. 1,38 Mio € (Betriebs- u. Instandhaltungskosten inklusive: Kosten für Energie, Gipsentsorgung (Transport zum Abnehmer, bzw. werden ca. 3,63 € pro Tonne Erlös erzielt), Wartung, Kalkstein, Personal; Abschreibungskosten sind nicht berücksichtigt).	
Entstaubungsanlage	Die Entstaubung erfolgt bei beiden Blöcken mittels Elektrofilter	
Jahr der Inbetriebnahme	Block 1: 1993	Block 2: 1986
Abscheideleistung	Block 1: 99,85 %	Block 2: 99,85 %
Rohgaskonzentration – Staub	Block 1: ca. 5.000 bis 6.000 mg/Nm ³	Block 2: ca. 5.000 bis 6.000 mg/Nm ³
Staubemission (als HMW, bei 6 % O ₂)	Block 1: Gemessene Emission: 2,5–5 mg/Nm ³ (als HMW, O ₂ -Gehalt ca. 6 bis 7 %) Grenzwert – Steinkohle: 50 mg/Nm ³ Grenzwert – Heizöl schwer: 50 mg/Nm ³ Fracht: 1,55 t/a Spezifische Fracht: 0,008 bis 0,010 g/kWh Block 2: Gemessene Emission: 4–6 mg/Nm ³ (als HMW, O ₂ -Gehalt ca. 6 bis 10 %) Grenzwert – Braunkohle: 50 mg/Nm ³ Grenzwert – Steinkohle: 50 mg/Nm ³ Grenzwert – Heizöl schwer: 50 mg/Nm ³ Fracht: 8,4 t/a Spezifische Fracht: 0,012 bis 0,014 g/kWh	
Flugasche	Block 1: 1 t/h	Block 2: 3 t/h
Stickoxidreduktion	Block 1: Primäre Stickoxidminderung Block 2: Primärmaßnahmen, SNCR, SCR (der Katalysator dient als Polizeifilter gegen den NH ₃ -Schlupf und hat nur geringe Entstickungswirkung)	
Katalysator	Beschreibung: Durch den Plattenkatalysator wird der Ammoniak-Schlupf in Stickstoff und Wasserdampf umgewandelt. Volumen: ca. 115 m ³ bei drei Lagen Standzeit: ca. 8 Jahre (entsprechend 40.000–50.000 h) Reduktionsmittel: Harnstoff	
Jahr der Inbetriebnahme	Block 1: 1993	Block 2: 1986
Verbrauch Reduktionsmittel	Block 2: ca. 250 bis 300 l/h bei einer 40 %igen Harnstofflösung	
Rohgaskonzentration – NO _x	Block 1: ca. 350 bis 400 mg/Nm ³	Block 2: ca. 350 bis 400 mg/Nm ³
Stickoxidemission (als HMW, bei 6 % O ₂)	Block 1: Gemessene Emission: 350–400 mg/Nm ³ (als HMW, O ₂ -Gehalt ca. 6 bis 7 %) Grenzwert – Steinkohle: 600 mg/Nm ³ Grenzwert – Heizöl schwer: 450 mg/Nm ³ Fracht: 178,2 t/a Spezifische Fracht: 1,4 bis 1,5 g/kWh	

Kraftwerksstandort	Riedersbach (Oberösterreich; Daten aus dem Geschäftsjahr 2000)	
Stickoxidemission (als HMW, bei 6 % O₂)	Block 2: Gemessene Emission: 250–280 mg/Nm ³ (als HMW, O ₂ -Gehalt ca. 6 bis 10 %) Grenzwert – Braunkohle: 300 mg/Nm ³ Grenzwert – Steinkohle: 300 mg/Nm ³ Grenzwert – Heizöl schwer: 200 mg/Nm ³ Fracht: 608 t/a Spezifische Fracht: 0,80 bis 1,00 g/kWh	
NH₃-Emission (als HMW, bei 6 % O₂)	Block 2: Gemessene Emission: 0,49 mg/Nm ³ (als HMW, O ₂ -Gehalt ca. 6 %) Grenzwert: 10 mg/Nm ³ Fracht: 1.108 kg/a	
Kosten	Investitionskosten: insgesamt ca. 6,54 Mio € (Werk 1+2) Betriebskosten: insgesamt ca. 0,36 Mio € (Werk 1+2)	
CO-Emission (als HMW, bei 6 % O₂)	Block 1: Gemessene Emission: 10–20 mg/Nm ³ (als HMW, O ₂ -Gehalt ca. 6 %) Grenzwert – Steinkohle: 250 mg/Nm ³ Grenzwert – Heizöl schwer: 175 mg/Nm ³ Fracht: 7,14 t/a Spezifische Fracht: 0,050 bis 0,070 g/kWh Block 2: Gemessene Emission: 20–45 mg/Nm ³ (als HMW, O ₂ -Gehalt ca. 6 bis 10 %) Grenzwert – Braunkohle: 250 mg/Nm ³ Grenzwert – Steinkohle: 250 mg/Nm ³ Grenzwert – Heizöl schwer: 175 mg/Nm ³ Fracht: 87,63 t/a Spezifische Fracht: 0,080 bis 0,140 g/kWh	
HCl-Emission (als HMW, bei 6 % O₂)	Block 1: Gemessene Emission: < 1,0 mg/Nm ³ (als HMW, O ₂ -Gehalt ca. 6 %) Grenzwert: 30 mg/Nm ³ Fracht: < 550 kg/a Block 2: Gemessene Emission: 2,0 mg/Nm ³ (als HMW, O ₂ -Gehalt ca. 6 %) Grenzwert: 30 mg/Nm ³ Fracht: 4.523 kg/a	
HF-Emission (als HMW, bei 6 % O₂)	Block 1: Gemessene Emission: < 0,3 mg/Nm ³ (als HMW, O ₂ -Gehalt ca. 6 %) Grenzwert: 5 mg/Nm ³ Fracht: < 160 kg/a Block 2: Gemessene Emission: 2,9 mg/Nm ³ (als HMW, O ₂ -Gehalt ca. 6 %) Grenzwert: 5 mg/Nm ³ Fracht: 6.558 kg/a	
CO₂-Emission	Block 1: 117.034 t	Block 2: 591.566 t
Umweltschutzmaßnahmen	Jahr	Beschreibung
	1986	Bau einer Trocken-Additiv-Stufe für die Entschwefelung in Block 1
	1993	Block 1: Installation eines zusätzlichen Elektrofilters und der nassen Entschwefelung
	1994	Block 2: Umstellung von Braunkohle auf Steinkohle und Heizöl schwer
	1995	Block 1: Umstellung von Braunkohle auf Steinkohle und Heizöl schwer

2.5.1.6 Fernheizkraftwerk Mellach

Das Fernheizkraftwerk Mellach liefert Strom für die Steiermark und Fernwärme für die Stadt Graz und deren Umgebung. Das Werk wurde in den Jahren 1983 bis 1986 errichtet.

Tab. 8: Kenndaten des FHKW Mellach [GAISBERGER, 2001].

Kraftwerksstandort	Mellach (Steiermark; Daten aus dem Jahr 2000)	
Anlagenbeschreibung	Fernheizkraftwerk mit Entnahme-Kondensationsturbine; Rauchgasreinigung: FTM, SCR; nasse Entschwefelung; Schlauchfilter; Genehmigung für die Durchführung eines Versuchsbetriebes zur Mitverbrennung von Tiermehl.	
Inbetriebnahmejahr	1986	
Brennstoffwärmeleistung	543 MW	
Elektrische Engpassleistung	226 MW ohne Wärmeabgabe 180 MW bei 200 MW Wärmeabgabe	
Fernwärmeauskoppelung	max. 230 MW	
El. Nettowirkungsgrad	Brutto: 41,4 %	Netto: 37,9 %
Gesamtwirkungsgrad	Brutto: 61,0 %	Netto: 57,5 %
Kesselwirkungsgrad	92,7 % (bei Kohlefeuerung)	
Elektrischer Eigenbedarf	79.400 MWh	
Betriebsstunden	4.055 h	
Brennstoffvorrat	700.000 t (Haldenkapazität) – Bevorratung: max. 300.000 t	
Produkte	Elektrischer Strom: 753,8 GWh Fernwärme: 481,3 GWh	
Schornsteinbeschreibung		
Schornsteinanzahl	1	
Schornsteinhöhe	175 m	
Oberer lichter Querschnitt	17,34 m ²	
Austrittstemperatur der Rauchgase	> 85°C (ab 1999: > 75°C)	
Umweltmeßsysteme	Die Emissionen von Staub, SO ₂ , NO _x , CO, und NH ₃ werden kontinuierlich gemessen; Messung der Luftgüte im Umfeld des Kraftwerkstandortes, Einbindung der Messstationen in das überregionale Umweltmessnetz des Landes Steiermark.	
Besonderheiten	Die eingesetzte Steinkohle, die Grob- und Flugasche, deren Eluate, das Eluat des Filterkuchens der Abwasserreinigungsanlage sowie das Rauchgas werden regelmäßig von einem unabhängigen Institut auf deren Schwermetallgehalte untersucht.	
Bodenschutz	Kritische Anlagenbereiche wie Trafoboxen, Waschplätze und Lagerstellen werden durch technische Maßnahmen abgesichert (z. B. Auffangvorrichtungen, Überwachungssysteme), um Bodenkontaminationen zu vermeiden. Oberflächenwässer aus dem Bereich des Kohlenlagerplatzes werden über Begleitgerinne und Absetzbecken gereinigt.	
Dampferzeuger	Einzug-Zwangsdurchlaufkessel System Benson mit einfacher Zwischenüberhitzung	
Frischdampfmenge	700 t/h	
Frischdampftemperatur	538°C	
Frischdampfdruck	186,5 bar	
Speisewasserbedarf	23.367 m ³	
Kesselmindestlast	414 t/h (60 %)	
Feuerungsart	Tangentialfeuerung in vier Ebenen	
Anzahl der Brenner	Vier NO _x arme Brenner je Ebene	

Kraftwerksstandort	Mellach (Steiermark; Daten aus dem Jahr 2000)	
Charakterisierung der Brennstoffe	Steinkohle: Heizwert: ca. 27,5 MJ/kg S-Gehalt: 0,53–0,63 % Asche: 8,3–9,0 % Anlieferung erfolgt per Bahn	Erdgas: Heizwert: ca. 36 MJ/Nm ³ S-Verbindungen: < 0,5 mg/Nm ³
Verbrauch Steinkohle	278.133 t bzw. 84 t/h	
Verbrauch Erdgas	3.589.000 Nm ³	
Brennstoffanteile (energetisch)	Erdgas: 1,7 %; Steinkohle: 98,3 %	
Schlackeabzug	Nassentschlacker	
Turbine	Dreigehäusige Entnahme-Kondensationsturbine mit je 1-flutigem Hoch- und Mitteldruckteil und 2-flutigem Niederdruckteil	
Drehzahl des Turbosatzes	3000 min ⁻¹	
Abfälle aus dem Betrieb	Flugasche, Grobasche, Gips, ARA-Kuchen	
Abfallmengen (Jahresabgabemengen, keine Betriebswerte aus der Produktion)	Flugasche: 14.945 t Grobasche: 4.930 t Gips: 7.725 t ARA-Kuchen: 264 t Sonstige: ca. 74 t	
Gefährliche Abfälle	Aschenrückstände (Kat-Reinigung; SN: 31301): 113,8 t Rückstände REA Reinigung (SN 31314): 5,1 t Altöle (SN 54102): 4,6 t Ölverunreinigte Putzlappen (SN 54927): 4,1 t Öl-Wassergemisch (SN 54408): 5,8 t Schlauchfiltertücher (SN 57129): 0,2 t Sonstige: 5,2 t	
Entsorgung bzw. Verwertung	Flugasche: Zementindustrie Grobasche: Zementindustrie Gips: Zementindustrie ARA-Kuchen: Zementindustrie (als Tonersatz)	
Wasser und Abwasser		
Wasserbedarf	Flusswasser für REA: 131.792 m ³ Brunnenwasser: 22.944 m ³ Trinkwasser: 12.319 m ³ Deionat: 23.367 m ³	
Art der Kühlung	Durchlaufkühlung	
Kühlwasserentnahme	Flusswasser (Mur)	
Kühlwasserbedarf	87.590.808 m ³	
Abwasserreinigungsanlage	Zentrale, zweistufige (Fällung, Flockung und Sedimentation) Abwasserreinigungsanlage für Entschlacker- und Kesselabwässer und für die REA-Abwässer. Die Abwässer werden gesammelt, mit Kalkmilch auf einen pH-Wert von ca. 9 eingestellt, um Schwermetalle auszufällen (Zusatz von Flockungshilfsmitteln). Das Abwasser wird vor Einleitung in den Vorfluter neutralisiert. Der Schlamm wird entwässert und als Tonersatz in der Zementindustrie verwendet.	
Abwassermenge	Abwasser aus dem Prozeß: 112.517 m ³ Haushaltsähnliche Abwässer: 4.928 m ³ (Kommunale Kläranlage – Kanal) Wasserdampf im Rauchgas: 65.946 m ³	
Kosten	Investitionskosten: 0,94 Mio € Hilfsmittel: 2.900 € Wartung: 14.500 €	

Kraftwerksstandort	Mellach (Steiermark; Daten aus dem Jahr 2000)
Betriebsstoffe und Chemikalien	Salzsäure (30 %): 32,1 t Hydrazinhydrat (15 %): 0,4 t Eisenchlorid: 24,8 t Eisensulfat: 7 t Kalkhydrat: 23,1 t Salmiak: 2,3 t Kohlensäure: 0,06 t Wasserstoff: 2.280 Nm ³ Stickstoff: 780 Nm ³ Schmiermittel: 8,2 t Lacke: 3,4 t Reinigungsmittel: 0,2 t
Rauchgasreinigung	SCR; nasse Entschwefelung; Schlauchfilter
Rauchgasmenge	800.000 Nm ³
Entschwefelungsanlage	Nasses Verfahren mit einer Kalksteinmehlsuspension; die Rauchgase werden nach der Entschwefelung wieder aufgeheizt: Dazu wird überschüssige Luft aus dem Regenerativ-Wärmetauscher verwendet. In der nassen Wäsche werden zusätzlich Staub, Schwermetalle und Chloride abgeschieden.
Inbetriebnahme	1986
Rauchgasaustrittstemperatur	> 85°C (ab 1999: > 75°C)
Rohgaskonzentration – SO ₂	max. 2.000 mg/Nm ³
Schwefelabscheidegrad	min. 90 %; max. 94 %
Schwefelemission (als HMW; bei 6 % O₂)	Gemessene Emission: 40–110 mg/Nm ³ Grenzwert: 200 mg/Nm ³ Fracht: 174,8 t/a
Bedarf Kalksteinmehl	2,6 t/h bzw. 5.404 t/a
Bedarf Wasser	30 m ³ /h bzw. 131.792 m ³ /a
Gipsproduktion	max. 5 t/h bzw. 7.725 t/a
Abwasser	Das Abwasser wird zur Entfernung von Schwermetallen in einer Abwasserreinigungsanlage gereinigt.
Kosten	Investitionskosten: 38,15 Mio € inklusive Staubabscheidung Betriebskosten: 0,32 Mio € Wartung: 0,41 Mio €
Entstaubungsanlage	Zweisträngig ausgeführtes Filtergehäuse zu je 6 Filterkammern und 5.184 Einzelschläuchen. Die gesamte Filterfläche beträgt ca. 12.500 m ² . Die Abreinigung erfolgt mit Druckluftimpulsen. In den Bodentrichtern anfallene Filterasche wird pneumatisch in den Flugaschensilo gefördert.
Inbetriebnahme	1986
Rohgaskonzentration – Staub	max. 23.000 mg/Nm ³
Staubemission (als HMW; bei 6 % O₂)	Gemessene Emission: 1–10 mg/Nm ³ Grenzwert: 50 mg/Nm ³ Fracht: 2,5 t/a
Abscheideleistung	ca. 99,8 %
Flugasche	max. 9 t/h – ca. 24.000 t/a
Kosten	Investitionskosten: inkludiert in der REA Betriebskosten: 0,11 Mio € Wartung: 0,058 Mio €
Stickoxidreduktion	Feuerungstechnische Maßnahmen in Kombination mit SCR

Kraftwerksstandort	Mellach (Steiermark; Daten aus dem Jahr 2000)
Katalysatoren	Keramischer Wabenkatalysator; 4 Lagen mit einem Gesamtvolumen von 378 m ³ und einer Gesamtläche von 121.000 m ² . Anordnung in zwei parallelen Strängen. Nach ca. 40.000–80.000 Betriebsstunden wird der Katalysator gewaschen und in einem ölgefeuerten Kraftwerk aktiviert. Reduktionsmittel: Ammoniakgas
Inbetriebnahme	1986
Rohgaskonzentration – NO _x	max. 1.000 mg/Nm ³
Stickoxidemission (als HMW; bei 6 % O₂)	Gemessene Emission: 150–180 mg/Nm ³ Grenzwert: 200 mg/Nm ³ Fracht: 425,2 t/a
Erreichte Minderung	80 %
Ammoniakschlupf	Gemessene Emission: max. 1 mg/Nm ³ Grenzwert: 1 mg/Nm ³
Ammoniakverbrauch	ca. 100 kg/h bzw. 360 t/a
Kosten	Investitionskosten: 20,71 Mio € Betriebskosten: 0,1 Mio € Wartung: 0,058 Mio €
CO-Emission (als HMW; bei 6 % O₂)	Gemessene Emission: 5–15 mg/Nm ³ Grenzwert: 250 mg/Nm ³ Fracht: 31,5 t/a
CO₂-Emission	Fracht: 757.912 t/a

2.5.2 Ölgefeuerte Kraftwerke

2.5.2.1 Fernheizkraftwerk Neudorf/Werndorf

Das Fernheizkraftwerk Neudorf/Werndorf wurde ursprünglich als potentieller Stromversorger für den Großraum Graz errichtet. Der Block 1 wurde in den Jahren 1966 bis 1968 erbaut. Der steigende Bedarf an elektrischer Energie machten kurze Zeit später den Bau eines zweiten Blocks notwendig. Die beiden Blöcke – ursprünglich für die Verfeuerung von Heizöl-schwer vorgesehen – wurden 1976 und 1978 an das Erdgasnetz angeschlossen.

Tab. 9: Kenndaten des Kraftwerk Neudorf/Werndorf [KAISER, 2001].

Kraftwerksstandort	Neudorf/Werndorf (Steiermark; Daten aus dem Jahr 2000)	
Anlagenbeschreibung	Fernheizkraftwerk mit Kraft-Wärme Kopplung; Rauchgasreinigung: Nass-Elektrofilter, SCR, Nasse Entschwefelung	
Inbetriebnahmejahr	Block 1: 1968; Block 2: 1975 Block 1: 1989: Umbau auf NO _x -arme Feuerung (Erdgas und Heizöl-Extraleicht) Block 1: 1992: Einbau einer Fernwärmeauskoppelung. Block 2 wurde 1988 stillgelegt und von 1995 bis 1997 mit einer SCR, einem Nass-Elektrofilter und einer nassen Entschwefelung ausgestattet (Kostenpunkt: 80 Mio €)	
Funktionsweise	Kalorisches Kraftwerk mit Kraft-Wärme Kopplung; Zweizug-Zwangsdurchlaufkessel System Benson mit einfacher Zwischenüberhitzung	
Elektrische Engpassleistung	Brutto: Block 1: 110 MW Brutto: Block 2: 164 MW	Netto: Block 1: 104 MW Netto: Block 2: 152 MW
Brennstoffwärmeleistung	Block 1: 273 MW	Block 2: 376,5 MW

Kraftwerksstandort	Neudorf/Werndorf (Steiermark; Daten aus dem Jahr 2000)	
Betriebsstunden	Block 1: 1.898 h	Block 2: 4.920 h
Fernwärmeauskoppelung	Block 1: 176 MW (max)	Block 2: 200 MW (max)
Produkte	Elektrischer Strom: 745 GWh Fernwärme: 248 GWh	
Brennstoff	Block 1: EG, HEL	Block 2: EG, HS
El. Nettowirkungsgrad	Block 1: 37,1 %	Block 2: 38,8 %
Gesamtausnutzungsgrad (brutto)	Block 1: 42,8 %	Block 2: 54,3 %
Gesamtausnutzungsgrad (netto)	Block 1: 40,5 %	Block 2: 51,2 %
Kesselwirkungsgrad	Block 1: 95,5 %	Block 2: 95,6 %
Elektrischer Eigenbedarf	60,7 GWh	
Kesselmindestlast	Block 1: 150 t/h Block 2: 150 t/h	
Dampferzeuger	Zweizug-Zwangdurchlaufkessel System Benson mit einfacher Zwischenüberhitzung	
Frischdampfmenge	Block 1: 325 t/h	Block 2: 480 t/h
Frischdampftemperatur	Block 1 und 2: 535°C	
Frischdampfdruck	Block 1: 142 bar	Block 2: 182 bar
Anzahl der Brenner	Block 1 und 2: je 12	
Turbine	Dreigehäusige Entnahme-Kondensationsturbine mit je 1-flutigem Hoch- und Mitteldruckteil und 3-flutigem (Block 1) bzw. 2-flutigem (Block 2) Niederdruckteil	
Drehzahl der Turbine	Block 1 und 2: 3000 min ⁻¹	
Schornsteinbeschreibung	Stahltragwerk mit 2 Kaminröhren	
Schornsteinanzahl	1	
Schornsteinhöhe	175 m	
Kronendurchmesser	Kessel 1: 2,60 m Kessel 2: 3,5 m (Diffusor)	
Abfälle		
REA – Gips	14.148 t	
ARA – Kuchen	1.582	
(NH ₄) ₂ SO ₄	4 t	
Gefährliche Abfälle	9 t (Altöle, ölverunreinigte Putzlappen, sonstige)	
Nicht gefährliche Abfälle	Schlamm aus der Kesselreinigung: 14,6 t Abfalleisen und Schrott: 34,6 t Hausmüllähnlicher Gewerbeabfall: 15,4 t	
Verwertung der Abfälle	REA – Gips wird vollständig in der Zementindustrie verwendet ARA – Kuchen wird als Tonersatz bei der Klinkererzeugung verwendet	
Wasser und Abwasser		
Wasserbedarf	136.000 m ³ (aus Brunnenanlagen)	
Kühlwasserbedarf	Block 1: 14.500 m ³ /h, Block 2: 16.200 m ³ /h	
Art der Kühlung	Flusswasserkühlung	
Speisewasserbedarf	Block 1: 18.576 m ³ , Block 2: 26.840 m ³	

Kraftwerksstandort	Neudorf/Werndorf (Steiermark; Daten aus dem Jahr 2000)
Abwasserreinigungsanlage (ARA)	In der ARA 1 werden Abwässer aus der Rauchgasreinigung behandelt. Sie besteht aus einem Ausgleichsbecken, einer Vorklärung, 3 Fällungsschritten (Fällung, Koagulation, Sedimentation), einem NH ₃ -Stripper, einer Neutralisation und einem Sandfilter. In der ARA 2 werden Abwässer aus der Wasseraufbereitung gereinigt. Sie besteht aus folgenden Einzelprozessen: Fällung, Koagulation, Lamellenabtrennung, Neutralisation, Sandfilter
Kosten	Investitionskosten: 2,25 Mio € Hilfsmittel: 58.000 € Wartung: 145.000 €
Abwassermenge	105.268 m ³ aus dem Prozess (inklusive Abdampf) Haushaltsähnliche Abwässer: 7.400 m ³
Kühlwasserabgabe	Block 1: 27.521.000 m ³ , Block 2: 79.704.000 m ³
Wärmefracht durch Kühlwasser	Block 1: 128 GWh, Block 2: 556 GWh
Umweltmeßsysteme	Kontinuierliche Messung der SO ₂ , NO _x , Staub und CO Emissionen; Messung der Luftgüte im Umfeld des Kraftwerkstandortes, Einbindung der Messstationen in das überregionale Umweltmessnetz des Landes Steiermark.
Heizwert der Brennstoffe	Erdgas: 36 MJ/m ³ Heizöl extraleicht: ca. 42,8 MJ/kg Heizöl schwer: ca. 40,0 MJ/kg
Primärenergie	
Verbrauch Heizöl extraleicht	9 t
Verbrauch Heizöl schwer	16.751 m ³ (1 % S) 122.343 m ³ (2 % S) durchschnittlicher S-Gehalt: 1,89 %
Verbrauch EG	47.457.745 m ³
Verbrauch Altöl/Trafoöl	38 t
Elektrische Energie (Eigenbedarf vom Netz)	3,9 GWh
Betriebsstoffe und Chemikalien	Kalkhydrat: 182 t (Abwasserreinigung) Natronlauge 25 %: 12 t (Wasseraufbereitung) Natronlauge 30 %: 6 t (Abwasserreinigung) Salzsäure 33 %: 22 t (Wasseraufbereitung u. Abwasserreinigung) Eisen-III-Chlorid: 2 t (Abwasserreinigung) Schwefelsäure: 2 t (Abwasserreinigung) MgO: 76,9 t (für Nasselektrofilter) Ammoniakwasser: 1.058 t (Denox) Polyelektrolyt – Flockungshilfsmittel: 0,5 t (Abwasserreinigung) Permatreat – Flockungshilfsmittel: 0,3 t (Wasseraufbereitung) Ammoniaklösung 25 %: 0,8 t (Wasserkonditionierung) Eisen-II-Sulfat: 6 t (Kühlwasserkonditionierung) Wasserstoff: 3.720 Nm ³ Kohlensäure: 3,4 t Stickstoff: 510 Nm ³ Schmiermittel: 0,6 t Reinigungsmittel: 0,1 t

Kraftwerksstandort	Neudorf/Werndorf (Steiermark; Daten aus dem Jahr 2000)
Rauchgasreinigung	Block 1: NO _x arme Feuerung mit Rauchgasrezirkulation Block 2: Nass-Elektrofilter; nasse Entschwefelung; SCR Die Rauchgase des Block 2 werden mittels SCR entstickt, anschließend werden Russ, unverbrannte Bestandteile und Schwermetalle in einer nassen Wäsche abgetrennt bevor in einer nassen Entschwefelung Schwefeloxide abgetrennt werden. Als letzte Stufe der Reinigung ist ein nasser Elektrofilter zur Abtrennung der Aerosole installiert.
Rauchgasmenge	775.000 m ³ /h (EG); 390.000 m ³ /h (HS); 304.000 m ³ /h (HEL)
Rauchgasaustrittstemperatur	Block 1: 135°C Block 2: 145°C (EG); 85°C (HS)
Entschwefelungsanlage (Block 2)	Das Rauchgas wird im Absorberturm mit einer Kalksuspension in engen Kontakt gebracht und die Waschsuspension am Boden gesammelt. Durch Einblasen von Luft fallen Gipskristalle aus, welche nach ihrer Grösse klassifiziert werden (kleine Kristalle werden wieder zurückgeführt). In einer Vakuumfilterpresse wird der Gips auf 10 % Feuchtigkeitsgehalt entwässert. Das Abwasser aus der Entwässerung wird in einer Abwasserreinigungsanlage behandelt.
Inbetriebnahme	1997
Rohgaskonzentration – SO ₂	3.600 mg/Nm ³ (Heizöl mit 2,5 % S-Gehalt)
Schwefelabscheidegrad	95 % (Garantiewert)
Schwefelemission (als HMW, 3 % O₂)	Ölfeuerung Grenzwert: 200 mg/Nm ³ Gemessene Emission: < 130 mg/Nm ³ Fracht: 131 t SO ₂ Spez. Emission: 0,18 g/kWh (elektr.), 0,13 g/kWh (elektr. + Fernw.)
Bedarf Kalksteinmehl	8.995 t bzw. 2,25 t/h
Produzierter Gips	ca. 3,5 t/h (10 % H ₂ O-Gehalt)
Kosten	Investitionskosten: 13,1 Mio € Betriebskosten pro Jahr: 332.122 € inklusive Staubabscheidung Wartungskosten pro Jahr: 185.000 €
Entstaubungsanlage	Nasser Elektrofilter zur Abtrennung der Aerosole (SO ₃); die Niederschlagselektrode wird mit einer MgO-Lösung gespült
Inbetriebnahme	1997
Abscheideleistung	ca. 95 %
Rohgaskonzentration – Staub	max 145 mg/Nm ³
Staubemission (als HMW, 3 % O₂)	Grenzwert: 50 mg/Nm ³ Gemessene Emission: < 1 mg/Nm ³ bei reiner Gasfeuerung; < 10 mg/Nm ³ bei Ölfeuerung Fracht: 12,3 t spez. Emission: 0,02 g/kWh (elektr.), 0,01 g/kWh (elektr.+Fernw.)
SO₃-Emission	4,5 mg/Nm ³
Kosten	Investitionskosten: 4,3 mio EURO
Stickoxidreduktion	Es ist ein keramischer Wabenkatalysator in high dust Anordnung installiert. Insgesamt sind 2 Katalysatorlagen mit einem Gesamtvolumen von 60 m ³ eingebaut. Die spezifische Oberfläche jeder Lage beträgt 10 ⁹ m ² . Es konnte kein Aktivitätsverlust beobachtet werden, da es durch im Rauchgas enthaltenes V zu einer zusätzlichen Aktivitätssteigerung kommt. Die SO ₂ /SO ₃ Konversion hat wegen dem nachgeschalteten nassen Elektrofilter keine Auswirkungen auf die Luftemissionen. Als Reduktionsmittel wird Ammoniakwasser verwendet.
Inbetriebnahme	1997
Abscheideleistung	> 77 % (Garantiewert)

Kraftwerksstandort	Neudorf/Werndorf (Steiermark; Daten aus dem Jahr 2000)
Verbrauch Ammoniakwasser	ca. 330 kg/h
NH₃ Schlupf	Gemessene Emission: 0,23 mg/Nm ³ (EG) Gemessene Emission: 0,6 mg/Nm ³ (HS)
Kosten	Investitionskosten: 4,0 Mio € Betriebskosten: 87.209 € Wartungskosten: 29.070 €
Rohgaskonzentration – NO _x	650 mg/Nm ³
Stickoxidemission (als HMW, 3 % O₂)	Grenzwert: 150 mg/Nm ³ (Öl- und Gasfeuerung) Gemessene Emission: < 130 mg/Nm ³ bei Feuerung von EG und HS; 100–120 mg/Nm ³ bei Feuerung von HEL Fracht: 224 t spez. Emission: 0,30g/kWh (elektr.), 0,23 g/kWh (elektr. + Fernw.)
Nasse Wäsche ARA (Abwasserreinigung)	Nach der SCR werden Oxidaschen und unverbrannter Kohlenstoff aus dem Rauchgas ausgewaschen, da diese die Qualität des Gipses aus der nassen Entschwefelung negativ beeinflussen würden. Die nasse Wäsche funktioniert im Prinzip wie eine nasse Entschwefelung mit internem Umlauf. Es entsteht eine wässrige schwefelsaure Suspension aus Ruß und Schwermetalloxiden, welche in dieser Form sehr schwer zu entsorgen ist. In der ARA1 können die Schwermetalle durch Zugabe von Kalkhydrat zu Metallhydroxiden gebunden werden. Die Gipsfraktion (ca. 2/3 der festen Abfallstoffe) kann durch Zugabe eines geeigneten Flockungshilfsmittels vom Russ getrennt und dem REA – Gips beigemischt werden. Die Russfraktion (Pressfilterkuchen, ca. 1.580 t/a) kann auf verschiedene Arten entsorgt werden: <ul style="list-style-type: none"> • Deponierung Aufgrund der Eluatwerte der Hydroxidbestandteile ist die Entsorgung auf einer Massendeponie möglich (Deponieklasse 3a). • Mitverbrennung im Kohlekraftwerk Mellach <i>Die Russfraktion ist ein wässriger, klebriger und daher schlecht förderbarer Stoff. Aufgrund fehlender Trocknungs-, Förder- und Aufgabereinrichtungen wurde diese Möglichkeit nicht weiter verfolgt.</i> • Verwendung als Tonersatzstoff bei der Klinkererzeugung <i>Aufgrund eines Feststellungsbescheides der Behörde kann der Pressfilterkuchen in einem Zementwerk als Tonersatzstoff verwendet werden. Durch den hohen Wassergehalt wird kein Nettoenergiegewinn erzielt.</i> <i>In der ARA2 werden Abwässer der Kesselspeisewasseraufbereitung gereinigt.</i>
Kosten	Investitionskosten: 4,4 Mio € Es werden dadurch Deponiekosten (ca. 0,18 Mio € pro Jahr eingespart); zusätzliche Erlöse können durch den Verkauf des Gipses erzielt werden. Die Frachtkosten für den Pressfilterkuchen zur Zementindustrie müssen vom Kraftwerksbetreiber gezahlt werden (inklusive Betriebsmittel: 18.168 € pro Jahr).
CO-Emission (als HMW, 3 % O₂)	Grenzwert: 100 mg/Nm ³ (Gasfeuerung) 175 mg/Nm ³ (Feuerung von HEL und HS) Gemessene Emission: < 10 mg/Nm ³ bei Feuerung von EG und HS; < 1 mg/Nm ³ bei Feuerung von HEL Fracht: 16,9 t spez. Emission: 0,023g/kWh (elektr.), 0,017 g/kWh (elektr.+Fernw.)
CO₂-Emission	534.199 t

2.5.2.2 Fernheizkraftwerk Linz Mitte

Tab. 10: Kenndaten des FHKW Linz Mitte [WÖSS, 2001].

Kraftwerksstandort	Linz (Oberösterreich; Daten aus dem Jahr 2000)
Anlagenbeschreibung	Fernheizkraftwerk (Brennstoff HS, EG, BK) mit Kraft-Wärme Kopplung; Rauchgasreinigung: Elektrofilter, Nassentschwefelung, SCR, SNCR
Inbetriebnahmejahr	1970 (Block 1 und 2); 1977 (Block 3); 2 Dieselmotore (1982)
Funktionsweise	Kraft-Wärme Kopplung (Entnahme-Kondensationsturbine); Das FHKW besteht aus 3 Blöcken zur Grundlastabdeckung, 2 Dieselmotoren zur Spitzenlastabdeckung, sowie 3 Heißwasserkessel, 1 Dampfkessel und einer Heizöl schwer gefeuerten SCR
Betriebsstunden	Ganzjährig (mit verminderten Betrieb im Sommer)
Elektrische Engpassleistung	max. 82 MW
Fernwärmeauskoppelung	max. 121 MW (max. Wärmeabgabe bei Einsatz des Heißwasserkessels, des Dampfkessels und der SCR rd. 250 MW)
Brennstoff	Block 1: HS, BK Block 2 und 3: HS, EG Dieselmotor 1 und 2: Diesel, HS
Brennstoffvorrat	90.000 m ³ HS; 10.000 t BK; die Anlieferung der Brennstoffe erfolgt per Bahn, Schiff und gegebenenfalls per Straße
El. Nettowirkungsgrad	34,3 %
Gesamtwirkungsgrad	72 % im Jahresdurchschnitt (2000)
Elektrischer Eigenbedarf	4,5 % der erzeugten Energie
Schornsteinbeschreibung	
Schornsteinanzahl	1
Schornsteinhöhe	183 m
Kronendurchmesser	1,6–9,6 m ² (Regelklappe)
Abfälle	Flugasche und Gips aus der Nassentschwefelung; Abfälle aus dem Betrieb
Abfallmengen	Flugasche: 192 t Gips: 7.085 t Abfälle: 113 t (davon 68 t Schlämme aus der Waschwasseraufbereitung)
Verwertung	Nach der Trocknung wird der Gips entweder staubförmig oder brickettiert an die Zementindustrie geliefert. Die Flugasche aus der Ölfeuerung wird thermisch mit Kohle verwertet. Die Flugasche aus der Mischfeuerung wird an die Zementindustrie geliefert. Der Schlamm aus der Waschwasseraufbereitung wird deponiert.
Umweltmeßsysteme	Kontinuierliche Messung der SO ₂ , CO, NO _x und Staub Emissionen.
Kesselmindestlast	50–70 % je nach Kessel
Verbrauch HS	62.646 t (Schwefelgehalt: 2,0 %)
Verbrauch EG	18.837.000 m ³
Verbrauch BK	770 t
Wasser und Abwasser	
Wasserbedarf	183.065 m ³ aus Brunnen
Kühlwasserbedarf	9.816.000 m ³ aus der Donau
Art der Kühlung	Durchlaufkühlung; zur Aggregatekühlung wird in den Sommermonaten auch Grundwasser aus einem 15 m tiefen Brunnen entnommen.
Speisewasserbedarf	58.446 m ³
Netzwasserverluste	51 m ³ pro Tag

Kraftwerksstandort	Linz (Oberösterreich; Daten aus dem Jahr 2000)
Abwassermenge	60.500 m ³ , davon 14.200 m ³ aus Abwasserreinigungsanlage REA
Kühlwasserabgabe	9.816.000 m ³
Wärmefracht durch Kühlwasser	204 GWh bzw. 0,37 kWh je erzeugter kWh
Betriebsstoffe und Chemikalien	Kalkhydrat: 5 t (Abwasserreinigung REA) Fe(III)chlorid 40 %: 0 kg (Abwasserreinigung REA) Ammoniaklösung 25 %: 210 kg (Wasserkonditionierung) Natronlauge 50 %: 31 t (Regeneration Vollentsalzungsanlage) Salzsäure 33 %: 102 t (Regeneration Vollentsalzungsanlage) Ammoniakgas 82 to (Entstickung) Kalksteinmehl 4.033 to (Entschwefelung)
Rauchgasreinigung	Entstaubung, Entstickung (SCR und SNCR) und Entschwefelung
Rauchgasmenge	max. 305.000 m ³
Entschwefelungsanlage	Das Rauchgas wird im Elektrofilter von festen Ascheteilchen befreit, und dann über Rohrkanäle zum Waschturm geleitet. In Wasser aufgelöstes Kalkmehl wird als Absorptionsmittel in verschiedenen Ebenen eingedüst. Dadurch werden den Rauchgasen die gasförmigen Schwefeloxide entzogen. Im unteren Teil des Waschturms wird durch Einblasen von Luft Gips gebildet. Die Suspension wird abgezogen, der Gips entwässert und das abgezogene Wasser nach der Behandlung in der Abwasserreinigungsanlage in die öffentliche Kanalisation geleitet.
Inbetriebnahme	1989
Rauchgasaustrittstemperatur	83°C
Rohgaskonzentration – SO ₂	max. 3.400 mg/Nm ³
Schwefelabscheidegrad	90 %
Schwefelemission (als HMW, 3 % O₂)	Grenzwert: 200 mg/Nm ³ Gemessene Emission: 0–3 mg/Nm ³ reiner Gasfeuerung/bis 200 mg/Nm ³ bei Mischfeuerung; Monatsmittelwert: 102 mg/Nm ³ Fracht: 85 t SO ₂ Spez. Emission: 0,16 g/kWh
Bedarf Kalksteinmehl	4.033 t
Entstaubungsanlage	Die Abgase des ersten Blocks werden zuerst in einem Vorfilter gereinigt. Die Abgase aller anderen Kessel werden gesammelt, nach der Entstickung (SCR) mit denen des Block 1 vereinigt und in einem zweiten Elektrofilter entstaubt.
Rohgaskonzentration – Staub	max. 150 mg/Nm ³
Staubemission (als HMW, 3 % O₂)	Grenzwert: 50 mg/Nm ³ Gemessene Emission: 1 mg/Nm ³ bei reiner Gasfeuerung; 8–26 mg/Nm ³ bei Mischfeuerung; Jahresmittelwert: 8 mg/Nm ³ Fracht: 5 t Spez. Emission: 0,01 g/kWh
Stickoxidreduktion	Die Abgase des Block 1 werden mittels SNCR, die vereinigten Abgase der anderen Kessel mittels SCR (high dust) entstickt. Für die Entstickung mittels SCR werden die Rauchgase mit einem Ölbrenner (HS; 28 MW _{th}) auf 350°C aufgeheizt, nach dem Katalysator wird ein Teil der aufgewendeten Energie mit einem Wärmetauscher rückgewonnen und zur Aufwärmung des Fernwärmewassers verwendet.
Inbetriebnahme	1992
Rohgaskonzentration – NO _x	max. 600 mg/Nm ³

Kraftwerksstandort	Linz (Oberösterreich; Daten aus dem Jahr 2000)
Stickoxidemission (als HMW, 3 % O₂)	Grenzwert: 269 mg/Nm ³ Gemessene Emission: 150–196 mg/Nm ³ bei reiner Gasfeuerung; 240–290 mg/Nm ³ bei Mischfeuerung; Jahresmittelwert: 231 mg/Nm ³ Fracht: 193 t Spez. Emission: 0,35 g/kWh
Erreichte Minderung	40–80 %
Ammoniakchlupf	max. 1 mg/Nm ³
SCR-Anlage	
Katalysatoren	Keramischer Wabenkatalysator; zwei Lagen; insgesamt 80 m ³ ; wurde nach 17.000 Stunden mit Oxalsäure gereinigt, und seitdem 1 Mal pro Jahr mit Wasser gewaschen (Aktivitätszunahme durch Vanadium)
Ammoniakverbrauch	82 t (Ammoniakgas)
CO Emission (als HMW, 3 % O₂)	Grenzwert: 175 mg/Nm ³ Gemessene Emission: 3–14 mg/Nm ³ bei reiner Gasfeuerung; 15–35 mg/Nm ³ bei Mischfeuerung; Jahresmittelwert: 21 mg/Nm ³ Fracht: 24 t Spez. Emission: 0,04 g/kWh
CO₂ Emission	250.000 t

Da die Lebensdauer der bestehenden 3 Kessel in absehbarer Zeit überschritten werden wird, ist die Errichtung einer neuen Anlage auf dem Betriebsgelände geplant. Es werden die Blöcke 1 und 2 stillgelegt, während die beiden Dieselaggregate und die Kessel 4, 7 und 8 in die stehende Reserve gehen.

Dafür werden ein neues Gas- und Dampfturbinen Kraftwerk (GuD-Anlage, 2 Linien) mit Fernwärmespitzenlastkesseln und einem Hilfskessel errichtet. Eine Linie ist für den Grundlastbetrieb für Fernwärme- und Stromerzeugung vorgesehen, die 2. Linie für den Einsatz im Mittellastbereich mit Potential für externe Stromlieferungen geplant.

Leistungsdaten der neuen Anlage

- *Elektrische Leistung der Gasturbinen:* ca. 2 x 75 MWeI
- *Elektrische Leistung der Dampfturbinen:* ca. 2 x 35 MWeI
- *Elektrische Leistung der Gesamtanlage:* ca. 2 x 110 MWeI
- *Fernwärmeleistung GuD-Anlage:* ca. 170 MWth
- *Heißwasserkessel:* ca. 2 x 55 MWth (zur Absicherung der Fernwärmespitzenlast bei Ausfall eines GuD Kessels)
- *Hilfskessel:* ca 25 MWth (zum Anfahren des Werkes).

Als Brennstoffe werden Erdgas und als Reservebrennstoff Heizöl Extraleicht eingesetzt. Jede Linie besteht aus einem Gasturbosatz, einem nachgeschaltetem, ungefeuerten Abhitzekeessel zur Dampfgewinnung und Fernwärmeauskoppelung unter Nutzung der Rauchgasabwärme, sowie einem Dampfturbosatz mit Entnahmen zur Fernwärmeerzeugung und Kondensationsenteil.

Das neue GuD-Kraftwerk ist von den Altanlagen weitgehend unabhängig. Eine Verknüpfung erfolgt über die Bereitstellung von Kühlwasser, vollentsalztem Zusatzwasser aus der bestehenden Wasseraufbereitungsanlage und der gemeinsamen Einspeisung in das Fernwärmenetz sowie der Energieableitung ins Stromnetz.

Der Brennstoffnutzungsgrad der GuD-Anlage schwankt zwischen 84 % (maximale Fernwärmeauskopplung im Winter) und 53 % (geringe Fernwärmeauskopplung im Sommer, hoher Kondensationsstromanteil). Der elektrische Wirkungsgrad liegt dementsprechend im Winter bei ca. 46 % und im Sommer bei ca. 52 %.

2.5.2.3 Kraftwerk Simmering III

Die Wienstrom GmbH, eine Tochtergesellschaft der Wiener Stadtwerke Holding AG (vormals Wiener Stadtwerke), betreibt im Raum Wien zahlreiche kalorische Kraftwerke und Fernheizkraftwerke (siehe dazu Tab. 1 und Tab. 2). Die Mehrzahl dieser Kraftwerke sind hauptsächlich gasbefeuert, einige dienen der Abdeckung von Spitzenlasten. An dieser Stelle soll nur das Kraftwerk Simmering Block 3 näher vorgestellt werden, welches mit Heizöl schwer betrieben wird.

Tab. 11: Kenndaten des Kraftwerk Simmering 3 [MEIER, 2001].

Kraftwerksstandort	Simmering (Wien; Daten aus dem Jahr 2000)	
Anlagenbeschreibung	Kombiblock mit Fernwärmeauskopplung; Rauchgasreinigung: SCR (high dust), Elektrofilter, nasse Entschwefelung; Abwasserreinigungsanlage	
Inbetriebnahmejahr	1992	
Funktionsweise	Gasbefeuerte Gasturbine in Kombination mit einem Gas- oder Heizöl schwer gefeuertem Dampfkessel; Dampfkessel: 20 kombinierte Schweröl-Erdgasstufenbrenner in Allwandfeuerungs Ausführung in fünf Ebenen	
Brennstoffwärmeleistung	ca. 800 MW; Gasturbine: 290 MW	
Elektrische Engpassleistung	420 MW im Kondensationsbetrieb; 380 MW bei Fernwärmeauskopplung	
Betriebsstunden	6.567 h Stromerzeugung (1999) 5.937 h Fernwärmeerzeugung (1999)	
Blockstarts	31	
Fernwärmeauskopplung	max. 350 MW	
Brennstoff	Heizöl schwer: Hu: 40,6 MJ/kg S-Gehalt: 2 % V: 100 ppm Ni: 60 ppm	Erdgas: Hu: 36,1 MJ/Nm ³
Brennstoffvorrat	300.000 t Heizöl schwer	
El. Nettowirkungsgrad	Gas: 45,21 % Heizöl schwer: 43,35 % Gasturbine: 28,4 %	
Gesamtwirkungsgrad	ca. 80 %	
Elektrischer Eigenbedarf	Gasbetrieb: 5,6 MW–13,8 MW; Ölbetrieb 9,2MW–18,7 MW	
Produkte	Elektrischer Strom: 1.302,1 GWh Fernwärme: 954,8 GWh	
Schornsteinbeschreibung		
Schornsteinanzahl	1	
Schornsteinhöhe	200	
Oberer lichter Querschnitt	20,4 m ²	
Abfälle aus dem Betrieb	Gips aus der Entschwefelung; REA Schlamm aus der Abwasseraufbereitung; Flugasche	
Abfallmengen	Gips: 7.777 t REA Schlamm: 1.170 t Flugasche: 71 t	

Kraftwerksstandort	Simmering (Wien; Daten aus dem Jahr 2000)
Verwertung/Entsorgung	Gips: Zementindustrie REA Schlamm: Deponie Flugasche: Vanadiumgewinnung
Umweltmeßsysteme	Kontinuierliche Messung folgender Luftschadstoffe: Staub, SO ₂ , NO _x , CO, NH ₃ ; Kontinuierliche Messung der Abwassertemperatur; Bestimmung der Abwasseremissionen anhand von Tagesmischproben
Besonderheiten	Kalksteinaufbereitungsanlage (Mühle); Gipsaufbereitungsanlage, bestehend aus Vakuumbandfilter, Trockner, Brikettierung)
Dampferzeuger	Bensonkessel in 1 ½ Zugbauweise
Frischdampfmenge	985 t/h bzw. 5.212.743 t/a
Frischdampf Temperatur	535°C
Frischdampfdruck	190 bar
Speisewasserbedarf	70.170 m ³ /a
Kesselmindestlast	430 t/h bei Gasfeuerung; 500 t/h bei Ölfeuerung
Kesselwirkungsgrad	91,4 %
Feuerungsart	Dampfkessel: 20 kombinierte Schweröl- Erdgasstufenbrenner in Allwandfeuerungsausführung in fünf Ebenen
Heizwert der Brennstoffe	Heizöl schwer: 40,6 MJ/kg Erdgas: 36,1 MJ/Nm ³
Verbrauch HS	116.073 t/a
Verbrauch EG	398.744.100 m ³
Wasser und Abwasser	
Kühlwasserbedarf	3 m ³ /s–11,1 m ³ /s; keine gemessenen Jahresmenge; berechnete Mengen: ca 170 Mio m ³ /a.
Kühlwasserentnahme	Donaukanal
Art der Kühlung	Durchlaufkühlung; Verwendung des Taprogge Systems
Abwasseremissionen aus dem Kühlsystem	Höchsttemperatur: 30°C zulässige Aufwärmspanne: 10°C
Abwassermenge	14.060 m ³ pro Jahr aus der Rauchgasreinigung
Abwasserreinigungsanlage	Bestehend aus Oxidation, Entsättigung (Kalkhydrat-, HCl-, NaOH-, Flockungshilfsmitteldosierung), Kläreindicker, NH ₃ -Strippanlage; Flockung und Neutralisation; Lamellenklärer; CSB-Stufe und Kammerfilterpresse
Kosten	Investitionskosten: 1,74 Mio € Betriebskosten: 1,19 Mio € pro Jahr inklusive 0,1 Mio € Abschreibung und Kosten für Betriebshilfsmittel
Direkteinleiter	Kühlwasser und Abwasser aus der Rauchgasreinigungsanlage
Indirekteinleiter	Regenerate der Vollentsalzung und Kondensatreinigung
Betriebsstoffe und Chemikalien	HCl: 850 l NaOH: 1.100 kg Fe(III)chlorid: 1.300 kg Kalkhydrat: 140 t Flockungshilfsmittel: 200 kg Trimerkaptotriazin: 510 kg
Rauchgasreinigung	Elektrofilter; nasse Entschwefelung; SCR
Rauchgasmenge	1.100.000 m ³ /h

Kraftwerksstandort	Simmering (Wien; Daten aus dem Jahr 2000)
Entschwefelungsanlage	In einem fünfstufigen Sprühabsorber wird das Rauchgas mit einer Kalkmilch-Suspension gemischt, am Boden werden (nach Oxidation durch Einblasen von Luft) Gipskristalle abgezogen. Kleine Gipskristalle werden in den Wäscher zurückgeführt, der Gips wird mit Wasser gewaschen, und auf eine Restfeuchte von 10 % (Vakuumfilterpresse) entwässert. Der größte Anteil des Waschwassers wird recycelt, wegen des hohen Chloridgehaltes wird ein kleiner Teil ausgeschleust und in einer Abwasserreinigungsanlage von Schwermetallen befreit. Der Gips wird brikettiert und in Silos zwischengelagert. Maximale Entschwefelungsrate: bis zu 99 % (abhängig von der Retentionszeit, dem pH-Wert, dem Sauerstoffgehalt und dem Flüssigkeits-Luft Verhältnis)
Inbetriebnahme	1992
Rauchgasaustrittstemperatur	85°C
Rohgaskonzentration – SO ₂	~ 2.000 mg/Nm ³
Schwefelabscheidegrad	mind. 96 %
Schwefelemission (als HMW; O₂-Gehalt: 3 %)	Gemessene Emission: 60–90 mg/Nm ³ Grenzwert: 150 mg/Nm ³ Fracht: 114,66 t/a
Bedarf Kalksteinmehl	4.600 t/a bzw. 4,67 t/h
Produktion Gips	max. 7.000 kg/h bzw. 7.777 t/a (1999)
Abwasser	14.060 m ³ /a
Kosten	Investitionskosten: 47,2 Mio € Betriebskosten: 7,6 Mio € pro Jahr inklusive 2,46 Mio € Abschreibung und Kosten für 10.000 t/a Kalkstein, 7.000 kWh/h elektrischer Energie und 15.000 t/a Gips (von der Zementindustrie werden rd. 5 € pro t verrechnet)
Entstaubungsanlage	Elektrofilter; die abgeschiedene Flugasche wird mittels geschlossenen Förderbändern transportiert und in Silos zwischengelagert.
Inbetriebnahme	1992
Rohgaskonzentration – Staub	200 mg/Nm ³
Staubemission (als HMW; O₂-Gehalt: 3 %)	Gemessene Emission: 25–30 mg/Nm ³ Grenzwert: 35 mg/Nm ³ Fracht: 20,116 t/a
Abscheideleistung	ca. 95 %
Kosten	Investitionskosten: 1,45 Mio € Betriebskosten: 0,65 Mio € pro Jahr inklusive 0,23 Mio € Abschreibung und Kosten für die Deponierung von 300 t/a Flugasche
Stickoxidreduktion	NO _x arme Brenner am Kessel und an der Gasturbine SCR in high dust Schaltung
Inbetriebnahme	1992
Katalysator	Keramischer Wabenkatalysator; 208 m ³ SO ₂ /SO ₃ Konversion: < 2 % (Garantiewert) Rauchgastemperatur: 355°C
Standzeit	Nach 35.000 Betriebsstunden wurde der Katalysator mit Oxalsäure gewaschen. Nach 42.000 Betriebsstunden soll die SO ₂ /SO ₃ Konversion 0,7 % betragen und die Aktivität 96 % des Ursprungswertes. Die Gesamtlebensdauer wird mit 70.000 Betriebsstunden abgeschätzt (notwendige Maßnahme zu diesem Zeitpunkt: Waschen bzw. teilweiser Austausch von Katalysatorlagen)
Rohgaskonzentration – NO _x	~ 350 mg/Nm ³ bei Ölfeuerung; 100 mg/Nm ³ –130 mg/Nm ³ bei Gasfeuerung

Kraftwerksstandort	Simmering (Wien; Daten aus dem Jahr 2000)
Stickoxidemission (als HMW; O₂-Gehalt: 3 %)	Gemessene Emission: 85 mg/Nm ³ –95 mg/Nm ³ Grenzwert: 100 mg/Nm ³ Fracht: 430,817 t/a
Erreichte Minderung	> 80 %
Ammoniakschlupf	3,8 mg/Nm ³
Ammoniakverbrauch	bis 100 kg/h bzw. 380 t/a
Ammoniaklagerung	In 2 Stahltanks zu 100 m ³ , welche in Sand eingegraben wurden. Das Lagergebäude ist mit Gasdetektoren und automatischem Sprinklersystem ausgestattet.
Kosten	Investitionskosten: 11,45 Mio € für Katalysator (Kosten für Katalysator: 2,6 Mio €, Ammoniaklagerung, Leitungen und Kontrolleinrichtungen) Betriebskosten: 1,31 Mio € pro Jahr inklusive 0,47 Mo € Abschreibung und Kosten für 360 t/a Ammoniak zu 0,26 €/kg und 300 kWh/h elektrischem Strom.
CO Emission (als HMW; O₂-Gehalt: 3 %)	Gemessene Emission: 0 mg/Nm ³ –50 mg/Nm ³ Grenzwert: 100 mg/Nm ³ Fracht: 65,609 t/a
Umweltschutzmaßnahmen	1994 Ausbau der GAVO's und Einbau des Wärmeverschiebungssystems 2000 Auskleidung des Schornsteines mit GFK

2.5.2.4 Fernheizkraftwerk Salzburg Nord

Tab. 12: Kenndaten des HKW Nord [ROIDER, 2001].

Kraftwerksstandort	Salzburg Stadt (Salzburg; Daten aus dem Jahr 2000)
Anlagenbeschreibung	Kraftwärmekopplung; 1 Kesselanlage mit einer Gegendruckturbine; 1 Katalytische Entstickung; 1 Entschwefelung halbtrocken;
Inbetriebnahmejahr	1994
Brennstoffwärmeleistung	67 MW
Elektrische Engpassleistung	13,5 MW
Fernwärmeauskoppelung	49,5 MW
El. Wirkungsgrad	Netto: 44,26 %
Gesamtwirkungsgrad	Netto: 86,93 %
Kesselwirkungsgrad	94 %
Elektrischer Eigenbedarf	8 MWh
Betriebsstunden	5.616 h/a
Brennstoff	Heizöl schwer
Brennstoffvorrat	38.000 m ³ Lagerkapazität; 24.340m ³ Lagerstand am 31.12.00
Produkte	Elektrischer Strom: 48.147 MWh/a (Netto) Fernwärme: 212.713 MWh/a (Netto)
Schornsteinanzahl	1
Schornsteinhöhe	68 m
Oberer lichter Querschnitt	3,26 m ²
Austrittstemperatur der Rauchgase	93°C
Umweltmeßsysteme	Optische und paramagnetische kontinuierliche Messverfahren. Elektronische Datenaufbereitung und Archivierung

Kraftwerksstandort	Salzburg Stadt (Salzburg; Daten aus dem Jahr 2000)
Dampferzeuger	Naturumlaufkessel mit Schwerölfeuerung und SCR
Frischdampfmenge	80 t/h
Frischdampftemperatur	500°C
Frischdampfdruck	80 bar
Speisewasserbedarf	81 m ³ /h
Kesselmindestlast	38 %
Feuerungsart	Dampfdruckzerstäuber
Anzahl der Brenner	4 (Frontal in zwei Ebenen)
Charakterisierung der Brennstoffe	Heizwert Hu: 40.897 KJ/kg S-Gehalt: < 1 %
Verbrauch HS	26.414 t/a
Brennstoffanteile (energetisch)	Heizöl schwer: 100 %
Turbine	Gegendruckturbine
Drehzahl des Turbosatzes	8.512 min ⁻¹
Abfälle/Reststoffe	Feststoff aus der Entschwefelung, bestehend aus einem Gemisch aus CaSO ₃ und CaSO ₄ .
Reststoffmengen	2.000 t/a
Entsorgung/Verwertung	Verwertung als Baustoffrestmasse: Das Gemisch wird an ein Zementwerk abgegeben, welches es – mit Flugasche vermengt – zur Hinterfüllung von Bergwerksstollen verwendet.
Wasser und Abwasser	
Wasserbedarf	Kühlwasserbedarf mit REA: 12.000 m ³ /a (Brunnenwasser) Speisewasser: 9.200 m ³ /a Andere: Wasseraufbereitung für Netzverluste 12.000 m ³ /a
Art der Kühlung	Wärmerückgewinnung durch Wärmepumpen
Abwasserreinigungsanlage	Keine
Betriebsstoffe und Chemikalien	HCl, und NaOH für die Regeneration der Wasseraufbereitungsanlage; NH ₄ OH für die Entstickung des Rauchgas
Rauchgasreinigung	Entstaubung, Entschwefelung, Entstickung
Rauchgasmenge (Standardbedingungen, tr)	70.000 m ³ /h 307.987.240 m ³ /a
Entschwefelungsanlage	Sprühabsorbtion
Inbetriebnahme	1994
Rauchgasaustrittstemperatur	85°C nach Wiederaufwärmung
Rohgaskonzentration – SO ₂	1.700 mg/Nm ³
Schwefelabscheidegrad	> 92 %
Schwefelemission (als HMW, bei 3 % O₂)	Gemessene Emission: 101 mg/Nm ³ /a Grenzwert: 170 mg/Nm ³ Fracht: 34.787 kg/a
Bedarf Kalksteinmehl	818 t/a
Abfall aus der Entschwefelung	1.600 t/a CaSO ₃ /CaSO ₄
Abwasser aus REA	0 m ³ /h bzw. 0 m ³ /a
Kosten	Investitionskosten: 6,4 Mio €

Kraftwerksstandort	Salzburg Stadt (Salzburg; Daten aus dem Jahr 2000)
Entstaubungsanlage	Schlauchfilteranlage
Inbetriebnahme	1994
Rohgaskonzentration vor der REA – Staub	250 mg/Nm ³
Staubemission (als HMW, bei 3 % O₂)	Gemessene Emission: 0 mg/Nm ³ /a (unter der Nachweisgrenze) Grenzwert: 20 mg/Nm ³ Fracht: 133 kg/a
Abscheideleistung	100 %
Flugascheabscheidung	t/h Siehe Entschwefelung
Kosten	Investitionskosten: in Rauchgasentschwefelung enthalten
Stickoxidreduktion	SCR-Anlage
Katalysatoren	Art: Wabenkatalysator Keramik (TiO ₂ mit V ₂ O ₅ und WO ₃ beschichtet) Anordnung: im Kessel zwischen den Heizflächen Katalysatoreinheiten: 2 Ebenen a 6 Module Katalysatorvolumen: 15 m ³ Standzeit: 26.000 h (bisher noch keine Reinigung erforderlich)
Inbetriebnahme	1994
Rohgaskonzentration – NO _x	450–500 mg/Nm ³
Stickoxidemission (als HMW, bei 3 % O₂)	Gemessene Emission: 70 mg/Nm ³ /a Grenzwert: 100 mg/Nm ³ Fracht: 23.929 kg/a
Erreichte Minderung	86 %
Reduktionsmittel	Ammoniakwasser
Ammoniakschlupf	< 0,5 mg/Nm ³ (unter der Nachweisgrenze)
Ammoniakwasserverbrauch	40 kg/h bzw 183 t/a
Kosten	Investitionskosten: 7,4 Mill € (Kessel inklusive DeNOx)
CO-Emission (als HMW, bei 3 % O₂)	Gemessene Emission: 21 mg/Nm ³ /a Grenzwert: 80 mg/Nm ³ Fracht: 8.013 kg/a
CO₂-Emission	82.331 t/a

2.6 Brennstoff Kohle

2.6.1 Allgemeine Parameter

KW Voitsberg 3

Das KW Voitsberg 3 verfeuert Braunkohle aus der Kohlenmulde Oberdorf (Köflach/Voitsberg), welche sich über ein Areal von 2 km² erstreckt. Das Kohlevorkommen lässt sich in aus zwei unterschiedlichen Vegetationsphasen stammende Kohleflöze unterteilen. Die Flöze enthalten mehr als 31 Millionen Tonnen Braunkohle. Die von tonigen Zwischenlagerungen durchzogenen Kohleflöze weisen große Schwankungen in ihren Qualitätsmerkmalen auf. Bei einem Kohlenstoffgehalt von 27 bis 35 Massen-%, einem Aschegehalt von 10 bis 33 Massen-% und einem Wassergehalt von 30 bis 40 Massen-% ergibt sich ein Heizwert von 8,4 bis 12,6 MJ/kg. Der Kohlevorrat wird unter Beibehaltung der jetzigen Abbaurate bis etwa 2008 reichen [BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, 1995].

Tab. 13 zeigt die typische Zusammensetzung der im KW Voitsberg 3 verfeuerten Braunkohle [DRAUKRAFT, 1996c; UMWELTERKLÄRUNG 2000].

Tab. 13: Braunkohle KW Voitsberg 3 [DRAUKRAFT, 1996c; UMWELTERKLÄRUNG 2000].

Parameter	Einheit	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
Kohleverbrauch	[1000 t/a]	239	379	1.078	898	981	672	1330
Kohleverbrauch	[kg/kWh]	1,02	1,07	1,04	1,07	1,05	1,05	1,06
Heizwert	[kJ/kg]	10.171	9.771	9.896	9.942	9.886	9.934	9.694
Kohlenstoff	[%-roh]	28,83	27,78	28,05	28,19	27,99	28,23	27,71
Wasserstoff	[%-roh]	2,59	2,51	2,50	2,50	2,49	2,45	2,43
Sauerstoff	[%-roh]	10,87	10,83	10,64	10,60	10,52	10,64	10,49
Stickstoff	[%-roh]	0,31	0,29	0,30	0,31	0,32	0,32	0,30
Ges. Schwefel	[%-roh]	0,71	0,73	0,86	0,86	0,96	0,94	0,87
Wassergehalt	[%-roh]	37,77	37,32	37,04	37,87	37,06	37,36	36,99
Asche	[%-roh]	18,91	20,54	20,62	19,67	20,66	20,06	21,21

Zum Anfahren der Kessel kommt Heizöl schwer mit den in Tab. 14 angeführten Mengen zum Einsatz [DRAUKRAFT, 1996c; UMWELTERKLÄRUNG 2000].

Tab. 14: Heizölverbrauch KW Voitsberg 3 [DRAUKRAFT, 1996c; UMWELTERKLÄRUNG 2000].

	Einheit	1996	1997	1998	1999
Heizöl Kohlekessel	[t/a]	625	664	1.390	1.977
Heizöl Hilfskessel	[t/a]	360	247	681	343

Nach DRAUKRAFT (1997) beträgt der Schwefelgehalt des Heizöles im Mittel 0,96 Massen-% (zulässig: 1,0 Massen-%).

KW Dürnrohr 1

Das KW Dürnrohr kann wahlweise mit Steinkohle oder Erdgas betrieben werden. Die verwendete Kohle stammt aus Polen (Oberschlesien – Kattowitz) sowie aus Ländern in Übersee. Am Standort Dürnrohr können bis zu 2,2 Mio. t Kohle gelagert werden. Tab. 15 stellt die Kennwerte der im KW Dürnrohr verfeuerten Kohle dar.

Tab. 15: Spezifikation der Kohle KW Dürnrohr [VERBUNDGESELLSCHAFT, 2001].

Parameter	Einheit	Wert
Unterer Heizwert (roh)	[kJ/kg]	23.400–29.300
Asche	[%-roh]	8–18
Feuchtigkeit	[%-roh]	7–12
Flüchtiges	[%-roh]	20–30
Gesamtschwefel	[%-roh]	0,5–1,2
Kohlenstoff	[% TS]	71,9–80,3
Wasserstoff	[% TS]	4,5–5,0
Stickstoff	[% TS]	1,0–1,8

Als Sekundärbrennstoff dient Erdgas mit einem Heizwert von 36.400 kJ/Nm³.

KW St. Andrä 2

Im Kraftwerk St. Andrä 2 kommen Steinkohlen unterschiedlicher Herkunft zum Einsatz. Zusätzlich werden noch Restbestände an Braunkohle verfeuert (Tab. 16).

Tab. 16: Spezifikation der Kohle KW St. Andrä 2 [VERBUNDGESELLSCHAFT, 2001].

Parameter	Einheit	Powstancow (PL)	Kleofas (PL)	Kuznezow (RUS)	Braunkohle
Wassergehalt	[%-roh]	9,9	7,0	13,3	36
Aschegehalt	[%-roh]	14,8	3,4	14,8	12,7
Schwefelgehalt	[%-roh]	0,6	0,6	0,4	0,53
Heizwert	[kJ/kg]	23.000	29.400	23.500	12.900
Kohlenstoff	[%-TS]		76,8		56,2
Stickstoff	[%-TS]		1,7		0,87
Sauerstoff	[%-TS]		7,0		18,1
Wasserstoff	[%-TS]		4,9		4,2

KW Riedersbach 1 + 2

Im Block 2 des Kraftwerkes Riedersbach wurden bis April 2000 Restbestände der Sakog Braunkohle verfeuert. Seit dem Feuerungsumbau werden polnische (Rydultovy) und tschechische (Lazy, Dukla) Steinkohlen eingesetzt.

Tab. 17: Kenndaten der eingesetzten Kohlen [PFEFFER, 2001].

Parameter	Einheit	Braunkohle	Steinkohle
Heizwert	[kJ/kg]	9.000–12.500	25.500–31.500
Stickstoff	[%-TS]	keine Angabe	< 2
Wassergehalt	[%-roh]	28–37	6–8
Asche	[%-roh]	18–35	<5–< 9
Flüchtige	[%-TS]	54–58	28–32

Fernheizkraftwerke Mellach

Die angegebenen Daten errechnen sich aus den Kohlenanalysen der Jahressammelproben der Jahre 1996–2000. Die Kesselkohle stammt nahezu ausschließlich aus dem Oberschlesischen Kohlenrevier um Katowice in Polen.

Tab. 18: Kenndaten der im FHKW Mellach eingesetzten Steinkohle [GAISBERGER, 2001].

Parameter	Heizwert	Min.	Max.	Mittelwert
Heizwert	[kJ/kg]	25.804	27.217	26.616
Kohlenstoff	[%-roh]	68,15	73,03	70,70
Wasserstoff	[%-roh]	4,21	4,66	4,42
Sauerstoff	[%-roh]	3,48	7,17	5,16
Stickstoff	[%-roh]	1,25	1,42	1,32
Ges. Schwefel	[%-roh]	0,48	0,61	0,54
Wassergehalt	[%-roh]	7,94	9,50	8,49
Asche	[%-roh]	8,82	10,13	9,30

2.6.2 Chlorid- und Fluoridgehalt

Die in den Kohlekraftwerken verfeuerten Kohlen weisen folgende Chlorid- und Fluorid-Gehalte auf (Tab. 19).

Tab. 19: Chlorid- und Fluoridgehalt der verfeuerten Kohlen [Angaben der Betreiber].

	Chlorid	Fluorid
Braunkohle Voitsberg	0,001–0,002 (%-roh)	0,01–0,02 (%-roh)
Braunkohle St. Andrä	0,019 (%-roh)	0,014 (%-roh)
Steinkohle St. Andrä	0,12	0,012 (%-roh)
Steinkohle Dürnrrohr, Zeltweg	0,05–0,15 (%-roh)	0,005–0,01 (%-roh)
KW Riedersbach 1 + 2	≤ 0,1 (%-TS)	≤ 0,02 (%-TS)
Fernheizkraftwerke Mellach	0,06–0,12 (%-roh)	0,007–0,01 (%-roh)

2.6.3 Schwermetalle

Beispielhaft führt MAIER et al. (1989) die Schwermetallgehalte für die Braunkohle des KW Voitsberg und SCHÖNGRUNDNER (2000) die Werte für typische Steinkohle an (Tab. 20). Für St. Andrä werden in der Tab. 20 ebenfalls Schwermetallkonzentrationen angegeben.

Tab. 20: Schwermetallgehalte von Braunkohle und Steinkohle wasserfrei [MAIER, 1989; SCHÖNGRUNDNER, 2000; PFEFFER, 2001; GAISBERGER, 2001; in mg/kg TS].

Schwermetall	Braunkohle Voitsberg	Braunkohle St. Andrä	Steinkohle typ. Werte	Steinkohle St. Andrä	Steinkohle Riedersbach	Steinkohle Mellach
Arsen	10-25	11,0	1–5	3,0	< 5	3–5
Cadmium	0,08-0,12	2,0	0,07-0,12	2,0	< 0,3	≤ 0,3
Chrom	39,1	36,0	10–20	23,0	< 30	26–43
Kupfer	16,0	25,0	15–50	23,0	< 30	18–34
Quecksilber	0,28	0,15	0,13-0,18	0,15	< 0,1	≤ 0,1
Nickel	40,5	38,0	10–25	26,0	< 30	20–36
Blei	5-15	8,7	5–25	44	< 20	12–16
Selen	0,99	3,0	< 1	3,0	k.A.	n.n.
Vanadium	41,3	36,0	20–50	29,0	k.A.	23–41
Zink	26,1	35,0	10–50	48,0	< 30	24–31

n.n.: nicht nachweisbar

k.A.: keine Angabe

2.7 Brennstoff Heizöl schwer

Aus wirtschaftlichen Gründen kommt (bis auf wenige Ausnahmen) in Großfeuerungsanlagen nur Heizöl schwer zum Einsatz. Der zulässige Schwefelgehalt von Heizöl schwer ist in Österreich seit 31.12.1991 mit 1 % begrenzt. In Kraftwerken mit entsprechender Rauchgasentschwefelung können aber auch schwefelreichere Heizöle eingesetzt werden (LRV-K, BGBl II Nr. 1997/324). So liegt der höchstzulässige S-Gehalt von Heizöl schwer für den Einsatz in österreichischen Kraftwerken bei 3,5 %. Heizöle mit derart hohen S-Gehalten sind zwar billig, aber am Markt relativ schwer erhältlich, sodass der tatsächlich eingesetzte Brennstoff meist einen Schwefelgehalt um 2 % aufweist.

In der folgenden Tabelle werden Parameter einer qualifizierten Stichprobe von Heizöl schwer verschiedener Herkunft wiedergegeben. Für die Feuerungstechnik wichtige Parameter sind u. a. die Viskosität und der Heizwert, während für die Emissionen vor allem der Gehalt an Schwefel und Schwermetallen (vor allem Nickel, Vanadium und Quecksilber) von Bedeutung sind (siehe Tab. 21). Korrosionserscheinungen können bei hohen Vanadium-Konzentrationen (ab 100 ppm) bzw. bei hohen Natrium-Vanadium Verhältnissen auftreten. Normgerechte Heizöle müssen frei von abgesetztem Wasser, wasserlöslichen Säuren und Laugen sein. Falls die Tanks periodisch entwässert werden (einmal jährlich) ist Heizöl über mehrere Heizperioden lagerbeständig.

Tab. 21: Stichprobe von Heizöl schwer für das FHKW Neudorf/Werndorf [KAISER, 2002].

Probenbezeichnung	Betriebsöl Nwd li			
Brennstoff	Heizöl Schwer			
Lagertank	III			
Art der Probenahme	Qualifizierte Stichprobe			
Ort der Probenahme	Abfüllstation NWD			
Probenahmedatum	10.02.00			
Eigenschaften	Prüfnorm	Anforderung*	Einheit	Ergebnis
Dichte	ÖN 12.185	0,97–1,01	g/cm ³	1,019
Flammpunkt	ÖN C 1.122	über 100	°C	131
Viskosität 100°C	ISO 3.105	15-50	mm ² /s	44,5
Viskosität 120°C	ISO 3.105		mm ² /s	23,0
Viskosität 130°C	ISO 3.105		mm ² /s	17,6
Brennwert (Ho)	ÖN C 1.138		kJ/kg	41.566
Heizwert (Hu)	ÖN C 1.138	über 39.000	kJ/kg	39.546
Wassergehalt	ÖN C 1.130	max. 0,5	%	Sp.
Stockpunkt	ISO 3.016	max. 40	°C	4
Oxidasche	ÖN C 1.133	max. 600 (1000)	ppm	288
Asphalten	DIN 51.595		%	7,4
Verkokungsrückstand	ÖN C 1.136	max. 17	%	16,7
Kohlenstoff	ÖN C 1.072		%	87,83
Wasserstoff	ÖN C 1.072		%	9,26
Schwefel	ÖN C 1.071	max. 2,0	%	2,03
Stickstoff	ÖN C 1.073		%	0,39
Chlorid	DIN 51.577/IC		ppm	273
Natrium	DIN 51.797/ICP		ppm	12
Nickel	DIN 51.797/ICP	max. 60	ppm	38
Vanadium	DIN 51.790/ICP	max. 90	ppm	58
Zink	DIN 51.797/ICP		ppm	2
Sauerstoff	REST		%	0,49

* Anforderung nach ÖN 1108-HS1 (bzw. Lieferspezifikation OMV E PdNr. 700.220)

2.8 Feuerungstechnik

2.8.1 Kohlefeuerung

Die angelieferte Kohle muss vor der Verbrennung homogenisiert, gemahlen und getrocknet werden. Steinkohle wird dabei hauptsächlich in Schüsselmühlen, Braunkohle in Schlagradmühlen gemahlen. Nach der Mahlung werden zu grobe Kohlepartikel in einem Sichter ausgeschieden und zurückgeführt. Der Kohlestaub wird dann mit hoher Geschwindigkeit in den Kessel eingeblasen.

Die im folgenden dargestellten Kohlekraftwerke sind mit Staubfeuerungen ausgerüstet. Bei der Staubfeuerung erfolgen alle Phasen der Verbrennung in der Schwebelage. Da die reaktionsfähige Oberfläche der Kohlestaubteilchen groß ist, ist die Brenndauer kurz. Staubfeuerungen werden als Schmelzkammerfeuerungen oder als Trockenfeuerungen ausgeführt.

Bei Schmelzkammerfeuerungen liegt die Verbrennungstemperatur über dem Schmelzpunkt der Asche (1.400°C), wobei hohe Ansprüche an die Feuerraumauskleidung gestellt werden. Ein Teil der Flugasche kann wieder in den Kessel zurückgeführt und als flüssige Grobasche abgeschieden werden.

Bei Trockenfeuerungen wird die Grobasche in fester Form abgezogen. In der Regel entfallen bei dieser Art der Feuerung etwa 10–20 % der Asche auf die Grobasche, der Rest wird als Flugasche abgeschieden. Die Kohlekraftwerke in Österreich sind durchwegs als Trockenfeuerungen ausgelegt.

2.8.2 Ölfeuerung

Vor der Verbrennung muss das Öl durch Zerstäubung fein verteilt werden. Schweröl wird zur Verringerung der Zähigkeit und der Oberflächenspannung vorher erwärmt. Im Unterschied zur Kohle geschieht die Zerstäubung erst im Brenner. Bei Druckzerstäubern zerstäubt man mechanisch durch Abbau des Ölvordruckes in feinen Düsen, während bei Injektionsbrennern das Öl durch Dampf oder Pressluft mitgerissen wird. Bei der Verbrennung von Leichtöl werden auch Verdampfungsbrenner eingesetzt, wobei allerdings ein rückstandsloses Ausdampfen des Öls erforderlich ist.

Die bei Druck- bzw. Injektionszerstäubern entstandenen Öltröpfchen werden im Brenner mit Luft gemischt, anschließend durch die Hitze der Flamme entgast und zuletzt verdampft. Dabei entsteht Ruß, der die Ölflamme leuchtend macht. Die Dampfzerstäubung fördert die Wassergasreaktion (C bzw. CO reagiert mit H_2O zu CO bzw. CO_2 und H_2) und entfärbt die Flamme.

Ein Ölbrenner unterscheidet sich vom Kohlenstaubbrenner darin, dass das Kohlenstaubrohr durch eine Öllanze ersetzt wird, wobei die Luft verdrallt oder unverdrallt die Lanze umströmt. Die Erstzündung der Schwerölbrenner erfolgt meist mit Gas.

Die Asche von Schweröl enthält neben Alkalien auch Metalloxide wie V_2O_5 und NiO_2 . Manche Schmelzen mit diesen Komponenten bleiben bis 550°C flüssig und können Oberflächen (z. B. die Rohrschutzschicht beim Überhitzer) angreifen.

Da sich der Ölstrom genau dosieren lässt, kann die Verbrennung mit minimaler Luftzahl bei hohem Wirkungsgrad stattfinden.

Ein Ölkessel hat im Vergleich zu einem Kohlestaubkessel kleinere Abmessungen des Feuerraumes (heiße, leuchtende Flamme). Außerdem entfällt der Aschentrichter, der hier durch einen flachen Brennraumboden ersetzt wird.

Die Feuerung eines Ölkessels ist in ähnlicher Weise aufgebaut wie die eines Kohlekessels. Es werden Wand- und Tangentialfeuerung unterschieden. Die Brenner eines konventionellen Kessels mit Ölfeuerung sind in den Ecken angebracht.

Aufgrund des vergleichsweise hohen Ölpreises geht der Anteil der ölgefeuerten Kraftwerke an der Gesamtanzahl der thermischen Kraftwerke zurück.

3 TECHNOLOGIEN ZUR EMISSIONSMINDERUNG

3.1 Staubabscheidung

Prinzipiell lässt sich die Staubabscheidung in folgende Verfahren einteilen:

- Massenkraftabscheidung (Zyklon),
- Filternde Abscheidung,
- Elektrische Abscheidung sowie
- Nassarbeitende Abscheidung.

In diesem Kapitel werden die in kalorischen Kraftwerken bevorzugt eingesetzten filternden und elektrischen Abscheider dargestellt. Zyclone dienen in Kraftwerken nur einer Vorabscheidung des Staubes.

3.1.1 Staubabscheidung in Kohlekraftwerken

Die unverbrennbaren Bestandteile in der Kohle werden 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.

Der Anfall an Asche hängt vom Anteil an unverbrennbaren Bestandteilen (Aschegehalt) des Brennstoffes ab und kann zwischen einzelnen Kohlen große Schwankungen aufweisen (Tab. 22).

Tab. 22: Aschegehalt verschiedener Kohlen (Betreiberangaben).

Brennstoff	Aschegehalt [Massen-%]
Braunkohle Köflach (A)	18,9–21,2
Steinkohle Powstancow (PL)	14,8
Steinkohle Kleofas (PL)	3,4
Steinkohle Kuznezow (RUS)	14,8

Das Rauchgas von kohlegefeuerten Kesseln enthält meist nur geringe Mengen an SO_3 . Außerdem taut Schwefelsäure bei der Temperaturabsenkung im Rohgaskühler teilweise an den Staubpartikel aus, welche anschließend im trockenen Elektrofilter und in der nassen Entschwefelung abgeschieden werden. Die SO_3 -Reingaskonzentration liegt im Bereich von 1–5 mg/Nm³.

3.1.2 Staubabscheidung in Ölkraftwerken

Ölgefeuerte Kraftwerke sehen sich mit dem Problem einer relativ hohen SO_3 Beladung des Rohgases von ca. 100–300 mg/m³ konfrontiert, welche auf den hohen Vanadium Gehalt zurückzuführen ist (Konversion von SO_2 zu SO_3).

SO_3 passiert den Kalkwäscher und wird ab einer Reingaskonzentration von 10–20 mg SO_3 /Nm³ als blau, bzw. braun gefärbte Wolke („plume“) sichtbar, was oftmals zu Anrainerbeschwerden führt.

Die Beladung des Rohgases mit Flugasche, welche zu einem hohen Prozentsatz aus Russ besteht, ist verglichen mit der Kohlestaubfeuerung gering. Als typische Werte für die Staub-

beladung des Rohgases eines ölgefeuerten Kessels werden 90 mg/Nm^3 Russ und 110 mg/Nm^3 SO_3 -Aerosol angegeben [FUJISHIMA, 1993].

Um ein Unterschreiten des Schwefelsäuretaupunktes im Trocken-Elektrofilter zu vermeiden, muss die Temperatur auf einem hohen Niveau gehalten werden. Somit kann die SO_3 Beladung auch hinter dem Elektrofilter mit $80\text{--}250 \text{ mg/m}^3$ noch sehr hoch sein. Mit Hilfe eines nassen Elektrofilters können die SO_3 Konzentrationen im Reingas auf unter 5 mg/Nm^3 reduziert werden (FHKW Neudorf/Werndorf).

Der SO_3 Gehalt des Rauchgases bestimmt auch die Rauchgasaustrittstemperatur eines Kraftwerkes. Diese muss zur Vermeidung von Korrosion in jedem Fall über dem Taupunkt liegen.

3.1.3 Filternde Abscheider

Filternde Abscheider dienen zur Abscheidung von staubartigen Partikeln aus Gasströmen bei Staubgehalten zwischen 10 und 100 g/m^3 . Dabei werden die Filter bis zu einem bestimmten Belegungsgrad des Materials betrieben und müssen danach regeneriert bzw. ausgetauscht werden.

Filter können nach dem Filteraufbau und nach der Betriebsweise eingeteilt werden:

- Filteraufbau
 - Faserfilter – Filtermedium besteht aus Faserschichten
 - Schütttschichtfilter – Filter besteht aus körniger Schicht
- Betriebsweise
 - Off-Line Abreinigung – Unterbrechung des Rauchgasstroms zur Reinigung (Rückspülung, Rüttelung).
 - On-Line Abreinigung – keine Unterbrechung des Rauchgasstroms zur Reinigung (Druckluftstoß).

Filternder Abscheider können auch als Jet-Puls Schlauchfilteranlagen ausgeführt werden. Dabei werden Filterschläuche mit der Öffnung nach oben (in Richtung Reingaskanal) aufgehängt, wobei das Rohgas den Schlauch von außen nach innen durchströmt. Die Reinigung der Filterelemente erfolgt durch Druckluftstöße.

Als Filtermedien dienen Faserstoffe mit folgenden Eigenschaften:

- ausreichende mechanische Festigkeit
- ausreichende Temperaturbeständigkeit
- Beständigkeit gegenüber Säuren, Laugen und Feuchtigkeit
- große Luftdurchlässigkeit
- gute Staubabscheidung (Geometrie der Faserzwischenräume).

Die Filtermedien können als Gewebe (rechtwinkelig verkreuztes Fadensystem) oder als Vlies ausgeführt sein.

3.1.4 Elektrische Abscheider

3.1.4.1 Trockene Elektrofilter

Im Prinzip besteht ein Elektrofilter aus einem gasdichten Gehäuse, in welchem sich Sprüh- und Niederschlagselektroden befinden. Der Rauchgasstrom wird mit Hilfe von Leit- und Lochblechen gleichmäßig auf die einzelnen Segmente aufgeteilt. Unterhalb des Gehäuses befinden sich Staubbunker, über welche der anfallende Staub abgeführt wird.

Der Rauchgasstrom wird durch etwa 20 cm breite Gassen aus elektrisch geladenen Metallplatten (Niederschlagselektroden) geleitet. In der Mitte der Gassen befinden sich Sprühelektroden, welche mit Hilfe von Gleichspannung zu den Niederschlagselektroden ein elektrostatisches Feld aufbauen. Die elektrisch aufgeladenen Staubpartikel geben ihre Ladungen an den Niederschlagselektroden ab und bleiben dort an den Metallplatten hängen. Die staubbeladenen Niederschlagselektroden werden regelmäßig abgeklopft und der abgeschiedene Feststoff über Staubsammeltrichter abgezogen [KRATSCHMANN & NISTLER, 1988]. Im Gegensatz dazu werden die Sprühelektroden, an denen auch Stäube in geringerem Maße anbacken können, kontinuierlich in Vibration versetzt, um die Reinheit der Elektroden mit Sicherheit zu gewährleisten [ONLAND & APELT, 1996].

Die Aufladung der Staubpartikel erfolgt in einem elektrischen Gleichspannungsfeld. Zwischen der negativ geladenen Sprühelektrode und der geerdeten Niederschlagselektrode bildet sich ein Potential aus, das eine Feldstärke hervorruft. Die elektrische Feldstärke ist in der Nähe der Sprühelektrode so groß, dass die in der Luft vorhandenen freien Elektronen beschleunigt werden, mit elektrisch neutralen Gasmolekülen zusammenprallen und diese durch Heraus schlagen von Hüllenelektronen aufladen.

Jedes Primärelektron ist in der Lage mehrere sekundäre Elektronen freizusetzen wodurch große Mengen an positiv geladenen Ionen und Elektronen entstehen. Auf dem Weg zur Niederschlagselektrode lagern sich die Elektronen an neutrale Gasmoleküle an und bilden negativ geladene Gasmoleküle, welche sich an Partikel anheften und ihre Ladung abgeben. Die so negativ aufgeladenen Partikel wandern zu den Niederschlagselektroden.

Elektrofilter werden über eine Hochspannungsanlage mit Gleichstrom versorgt und möglichst nahe der Durchschlagsspannung betrieben.

3.1.4.2 Nasse Elektrofilter

Vor allem im Rauchgas nach schwerölgefeuerten Kesseln treten bedingt durch den hohen Vanadium-Gehalt des Heizöls (SO_2/SO_3 Konversion) hohe SO_3 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. Beim Kalkwaschverfahren gelangen sie jedoch relativ ungehindert in den Kamin und bewirken einerseits die sichtbare Aerosolfahne („blauer Rauch“) und andererseits einen sauren Partikelauwurf.

Nasselektrofilter werden nach dem Rauchgaswäscher installiert und scheiden die Partikel (Aerosoltröpfchen bzw. Feinststäube) aus dem feuchten Rauchgas ab. 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. Die Niederschlagselektrode wird dabei mit Wasser oder einer Lauge (NaOH , $\text{Mg}(\text{OH})_2$) gespült, die abgeschiedenen Partikel gelangen in den Sumpf des Rauchgaswäschers bzw. in die Abwasserreinigungsanlage. Nasselektrofilter zeichnen sich durch hohe Abscheideleistungen (bis zu 98 %) und geringe Betriebskosten aus.

3.1.5 Abscheidung durch Zweistoffdüsen-Wäscher

Dieses Verfahren kommt wegen der hohen Energiekosten nur in ölgefeuerten Kraftwerken mit kurzer jährlicher Betriebsdauer (weniger als 2.000 Stunden) zum Einsatz. Im nach dem Rauchgaswäscher angeordneten Zweistoffdüsen-Wäscher werden die Partikel (Aerosoltröpfchen und Feinststaub) vom Tropfennebel aus der Zweistoffdüse absorbiert und im nachfolgenden Tropfenabscheider abgeschieden. Die Zweistoffdüse wird mit Druckluft und Umlaufwasser betrieben und erzeugt ein sehr feines Tropfenspektrum (80–100 µm Sauterdurchmesser). In Folge der Trägheitskräfte lagern sich die Partikel an diese Tropfen an, die dadurch agglomerieren und vom Tropfenabscheider abgeschieden werden können. Die anfallenden Partikel gelangen in den Sumpf des Rauchgaswäschers bzw. in die Abwasserreinigungsanlage.

In Österreich werden diese Wäscher nicht eingesetzt.

3.1.6 Staubabscheidung über Schlauchfilter am Beispiel des Kraftwerkes St. Andrä 2

Im Zuge des Umbaus des KW St. Andrä 2 wurde 1986 die Elektrofilteranlage durch eine Schlauchfilteranlage (Fa. Fläkt) ersetzt, die ihrerseits 1994 von der Fa. Lurgi erweitert wurde [BACHHIESL, 1996].

Zur Staubabscheidung dient im KW St. Andrä 2 eine zweistraßige Schlauchfilteranlage. Der Filter besteht aus einer Stahlblechkonstruktion, in welcher die Filterschläuche hängend angeordnet sind. Die Abreinigung erfolgt durch Druckluftimpulse.

Die Filteranlage besteht aus zwei separaten Kammern mit jeweils zwei Reihen, die sich aus jeweils sechs Feldern zusammensetzen. Der Wechsel von defekten Filterschläuchen erfolgt von der Reingasseite. Normalerweise sind beide Filter in Betrieb, wobei der Rauchgasstrom gleichmäßig über beide Straßen geleitet wird. Bei Mindestlast (60 % der Kessellast) besteht die Möglichkeit, den gesamten Rauchgasstrom über einen Filter zu leiten und somit Wartungsarbeiten zu ermöglichen.

Die Rauchgase werden mit Hilfe von Ventilatoren, die auf der Reingasseite des Filters stehen und in den Schlauchfiltern einen Unterdruck erzeugen, durch den Filter gesaugt. Der Staub bleibt an der Außenseite der Schläuche haften; das gereinigte Abgas strömt durch das Innere der Filterschläuche zum Austritt.

Der Staubbelag an den Filterschläuchen wird mit Hilfe von Druckluftstößen entfernt. Der Druckluftstoß hat zur Folge, dass sich das Filtermaterial zuerst schnell ausdehnt und unmittelbar danach seine ursprüngliche Form wieder annimmt. Der sich dabei lösende Staubbelag fällt in Trogbunker und wird abgezogen.

3.1.7 Staubabscheidung über Elektrofilter am Beispiel des Kraftwerkes Dürnröhr 1

Die Staubabscheidung im KW Dürnröhr 1 erfolgt mittels zwei Elektrofilterstufen, welche zusammen einen Entstaubungsgrad von 99,9 % erreichen [KRATSCHMANN & NISTLER, 1988].

Flugaschebeladenes Rauchgas wird in der ersten Stufe über einen vorgeschalteten Elektrofilter von einem Großteil des Staubes befreit. Das vorgereinigte Rauchgas wird im anschließenden Sprühabsorber entschwefelt und das Entschwefelungsprodukt als trockenes, feinkörniges Pulver zum Teil bereits im Absorber abgeschieden. Der überwiegende Teil wird jedoch im abschließenden Haupt-Elektrofilter, welcher ursprünglich aus fünf Stufen bestand, abgetrennt. Da der geforderte Grenzwert auch mit vier Feldern eingehalten werden kann, wurde ein Feld wieder ausgebaut.

Im Jahr 2002 wurde der Elektrofilter mit einer neuen Filtersteuerung ausgestattet, um den Energieverbrauch zu senken und die Abscheideleistung zu erhöhen.

3.1.8 Staubabscheidung der Kraftwerke im Überblick

In der Tab. 23 werden die Techniken zur Staubabscheidung einiger Kraftwerke im Überblick dargestellt.

Tab. 23: Staubabscheidung bei ausgewählten Kraftwerken (Angaben der Kraftwerksbetreiber).

Kraftwerk	Brennstoff	Technik	Grenzwert [mg/m ³ _{tr}]	Rohgas [mg/m ³ _{tr}]	Reingas [mg/Nm ³ _{tr}]	Abscheide- leistung [%]
St. Andrä 2	Steinkohle, Biomasse	Zweistrassiger Schlauchfilter	50	Keine Angabe	< 10	Keine Angabe
Voitsberg 3	Braunkohle	Elektrofilter	50	50.000–100.000	10–36	Keine Angabe
Zeltweg	Steinkohle	2 Elektrofilter: Vorfilter plus Hauptfilter	50	Keine Angabe	10	Keine Angabe
Dürnrrohr 1	Steinkohle, Erdgas	2 Elektrofilter: Vorfilter plus Hauptfilter	50	16.000	5	> 99,9
FHKW Mellach	Steinkohle, Erdgas	Gewebefilter	50	max. 23.000	1–10	ca. 99,8
KW Rieders- bach 1 + 2	Steinkohle, Braunkohle, Heizöl schwer, Erdgas	Jeweils Elektrofilter	50	Jeweils 5.000–6.000	2,5–5 bzw. 4–6	ca. 99,85
FHKW Neudorf/ Werndorf 1 + 2	Heizöl schwer, Erdgas	Nasse Elektrofilter zur Abscheidung der Aerosole	50	145	1–10	95
FHKW Linz Mitte	Heizöl schwer, Erdgas, Braunkohle	Elektrofilter	50	150	8–26	85–95
KW Simmering III	Erdgas, Heizöl schwer	Elektrofilter	35	200	25–30	ca. 85
Salzburg; HKW Nord	Heizöl schwer	Schlauchfilter	20	250	0	> 99,9

3.2 Rauchgasentschwefelung

Fossile Brennstoffe enthalten Schwefelverbindungen in unterschiedlichen Konzentrationen, welche bei der Verfeuerung zu Schwefeldioxid umgesetzt werden. Tab. 24 zeigt die Schwefelgehalte ausgewählter Brennstoffe.

Tab. 24: Schwefelgehalte verschiedener Brennstoffe (Angaben der Kraftwerksbetreiber).

Brennstoff	Schwefelgehalt [Massen.-%]
Braunkohle Köflach (A)	1,0
Steinkohle Powstancow (PL)	0,6
Steinkohle Kleofas (PL)	0,6
Steinkohle Kuznezow (RUS)	0,4
Heizöl-schwer	bis 3,5*
Heizöl – mittel	0,6
Heizöl – leicht	0,2

* für die Verfeuerung in Kraftwerken mit entsprechender Rauchgasentschwefelung kann der Schwefelgehalt von Heizöl schwer 1 % überschreiten

Das Prinzip aller gängigen Entschwefelungsverfahren ist die Überführung der gasförmigen Schwefelverbindungen (Schwefeldioxid) in den festen Aggregatzustand (z. B. Gips).

Prinzipiell lassen sich Entschwefelungsverfahren unterteilen in:

- **Nasse Verfahren**
Die Entschwefelung erfolgt durch eine Waschlösung, in der die Reaktionsprodukte in wässriger Form vorliegen.
- **Halbtrockene Verfahren**
Die Waschlösung verdampft im Abgasstrom; die Reaktionsprodukte werden trocken abgeschieden.
- **Trockene Verfahren**
Sowohl Additive als auch Reaktanden werden trocken zu- bzw. abgeführt.

In einer Studie [IEA Coal Research, 1999] wurden Systeme zur Rauchgasentschwefelung von kalorischen Kraftwerken miteinander verglichen: Die Untersuchung umfasste insgesamt 680 Kohlekraftwerke in 27 Staaten. In 87 % dieser Anlagen – bezogen auf die elektrische Engpassleistung – kommt das Nassverfahren zur Anwendung, in 8 % das Sprühabsorptionsverfahren, in 2 % das Trockenadditivverfahren, während sich die restlichen 3 % auf andere Verfahren aufteilen.

3.2.1 Nassverfahren

Bei der Rauchgasentschwefelung durch Nassverfahren (Wäsche) werden die Additive als Lösungen mit dem Rauchgasstrom in Kontakt gebracht. Das Schwefeldioxid wird in der Waschlösung absorbiert und ausgefällt.

Kalkwaschverfahren (KWV)

Bei diesem Verfahren wird das beladene Rauchgas in einem Absorber mit der Waschlösung in engen Kontakt gebracht. Die Waschlösung – eine Suspension von Kalk oder dem billigeren Kalksteinmehl – wird dabei entweder im Gleich- oder Gegenstrom zum Rauchgas eingedüst, am Boden wird die teilweise beladene Lösung abgezogen und eventuell noch einmal in den Absorber rückgeführt. Durch Einblasen von Luft wird das absorbierte SO_2 zum Sulfat oxidiert. Das gereinigte Rauchgas muss nach der Entschwefelung wieder aufgeheizt werden (Abb. 5).

Mit dem Kalkwaschverfahren können Abscheidegrade bis zu 99 % erreicht werden [SOUD, 2000].

Das Kalkwaschverfahren läuft verfahrenstechnisch nach folgenden vier Teilschritten ab [GUTBERLET, 1983]:

1. Absorption des SO_2 in der flüssigen Phase
2. Oxidation des absorbierten SO_2 zu Sulfat
3. Kristallisation zu Calciumsulfat-Dihydrat (Gips)
4. Abtrennung der Gipskristalle aus der Mutterlauge.

Der Zweck der Rauchgasentschwefelung, nämlich die Entfernung von Schwefeldioxid aus den Rauchgasen, ist bereits mit der Absorption erfüllt. Die daran anschließenden Verfahrensschritte sind notwendig, um das absorbierte Schwefeldioxid zu einem technisch verwertbaren Produkt weiterzuverarbeiten.

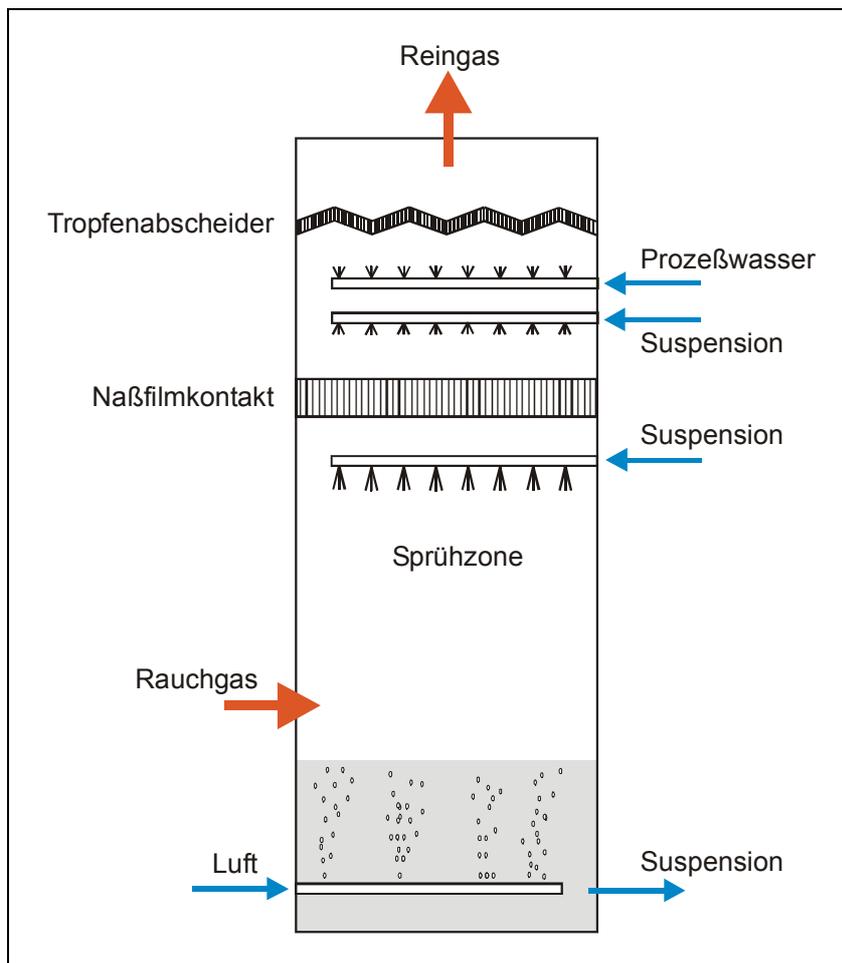
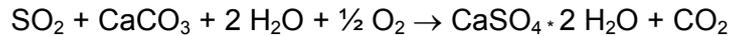


Abb. 5:
Prinzip der Kalksteinwäsche.

Vereinfacht läuft die Entschwefelung nach folgender Reaktion ab:



Der pH-Wert der Waschflüssigkeit liegt im Bereich von 4,0 und bietet die Gewähr, dass das absorbierte Schwefeldioxid direkt über Hydrogensulfid in Anwesenheit von O_2 zu Sulfat oxidiert und im Wäscher als Gipsdihydrat auskristallisiert. Der Feststoff des Wäscherkreislaufes besteht vorwiegend aus Gips mit einer Konzentration von 100 bis 120 g/l. Moderne Feuerungsanlagen werden mit einem geringen Luftüberschuss betrieben, weshalb der Sauerstoffgehalt des Rauchgases zur Oxidation nicht ausreicht. Aus diesem Grund wird in den Wäscherstumpf Luft eingeblasen.

Wichtige Parameter für eine hohe Abscheideleistung sind im folgenden angegeben:

- Niedriger pH-Wert (kann durch Zugabe von organischen Puffern – z. B. Ameisensäure, Adipinsäure – eingestellt werden).
- Flüssigkeits-Gas Verhältnis (bestimmt die Größe des Absorbers). Bei SO_2 -Rohgaskonzentrationen von 3.500 mg/m^3 sind bei einem L/G-Verhältnis von 8 l/m^3 , nach SCHÜTZ (1997) Entschwefelungsgrade um 90 % erreichbar; für einen Entschwefelungsgrad von 95 % sind bereits 14 l/m^3 und für 97 % etwa 20 l/m^3 erforderlich.
- Hohe Gasgeschwindigkeit. Durch hohe Gasgeschwindigkeiten können die turbulenten Querbewegungen zwischen Flüssigkeit und Gas erhöht werden, wodurch der Stoffaustausch und somit der Entschwefelungsgrad verbessert wird. Bei Gleichstromanlagen vermindert sich jedoch durch die höhere Gasgeschwindigkeit die Verweilzeit und damit der Entschwefelungsgrad.
- Reinheit des Additivs.
- Abmessung und Design des nachgeschalteten Tropfenabscheiders. Diese sind zur Vermeidung von Ablagerungen im Reingaskanal der Entschwefelungsanlage nachgeschaltet.

Ein Teil des Washwassers wird aus dem Prozess ausgeschleust und in der Regel durch Schwermetallfällung und einer biologischen Stufe zum CSB-Abbau behandelt. Die Ausschleusung ist vor allem zur Senkung der Chloridkonzentration erforderlich. Bei Auftreten von Chloridkonzentrationen über 30 g/l sinkt die effektiv für den Entschwefelungsprozess verfügbare Waschflüssigkeitsmenge ab, da Chlorid mit Calcium reagiert.

Bei der nassen Rauchgasentschwefelung verlassen die Rauchgase die Entschwefelungsanlage beinahe wassergesättigt, weshalb zur Verhinderung der Taupunktunterschreitung und eines fehlenden Kaminauftrieb eine Wiederaufheizung erforderlich ist. Hierzu dient zumeist ein regenerativer Gasvorwärmer (REGAVO), welcher die Wärme des Rohgases auf den Reingasstrom überträgt.

Zur Gewinnung von Gips mit möglichst hoher Qualität ist es notwendig, das Rauchgas vor der Entschwefelung von Flugasche und Ruß (bei ölgefeuerten Kraftwerken) zu befreien. Dies geschieht in der Regel mittels Elektro- oder Gewebefiltern. Beim Fernheizkraftwerk Neudorf/Werndorf, welches hauptsächlich mit schwefelreichem Heizöl betrieben wird, wurde vor der nassen Entschwefelung eine nasse Wäsche zur Abtrennung von unverbranntem Kohlenstoff und festen Oxidaschen installiert.

Im Vergleich zu anderen Verfahren zeichnet sich das Nassverfahren durch hohe Investitionskosten, aber niedrige Betriebskosten aus. Letztere sind das Resultat des billigen Additivs und der Verwertungsmöglichkeit des produzierten Gipses. Diese Verfahren wird in zahlreichen kohle- und ölgefeuerten Kraftwerken in Österreich angewendet.

Regenerative Magnesiumoxid-Wäsche

Der Wäscher einer MgO-Rauchgasentschwefelungsanlage gleicht weitgehend dem der Kalksteinwäsche.

MgO-Wäscher werden im Normalfall dreistufig betrieben. In der ersten Stufe, einem stark sauer betriebenen Sättiger und Vorwäscher, werden Chlorwasserstoff, Fluorwasserstoff und die Reststäube abgeschieden und mit dem Abstoßwasser ausgeschleust.

Der SO₂-Abscheideteil lässt sich in eine schwachsaure Stufe (Bisulfit-Waschkreislauf) und in eine nachgeschaltete Neutralstufe (Sulfit-Waschkreislauf) unterteilen. Das im Wäscher anfallende Reaktionsprodukt Magnesiumsulfit kann wieder zu Magnesiumoxid regeneriert (thermisch, hydrolytisch) werden, wobei die Regeneration nicht im räumlichen Verbund mit dem Wäscher durchgeführt werden muss.

Mit Magnesiumwäscher können SO₂-Konzentrationen im Reingas von < 100 mg/Nm³_{tr} bei Abscheidegraden von > 95 % eingehalten werden [KÖSER et al., 1991].

Nach KÖSER et al. (1991) bieten sich für MgO-Wäscher dort Einsatzmöglichkeiten, wo SO₂-reiche Feuerungsabgase entstehen und wo der lokale REA-Gipsmarkt bereits gesättigt ist. In österreichischen Kraftwerken wird dieses Verfahren nicht angewendet.

Wellman-Lord-Verfahren (WL)

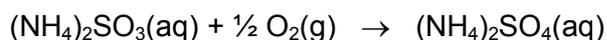
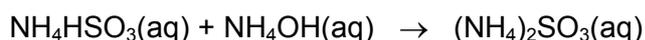
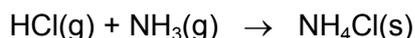
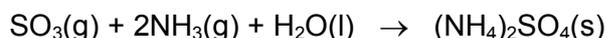
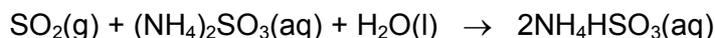
Das Prinzip des Wellmann-Lord-Verfahrens beruht darauf, dass SO₂ aus dem Rauchgas mit einer konzentrierten Natriumsulfitlösung Na₂SO₃ ausgewaschen wird, wobei Natriumdisulfit Na₂S₂O₅ entsteht. In einer Nebenreaktion wird ein Teil des Sulfits durch den Sauerstoff des Rauchgases unter Bildung von Natriumsulfat Na₂SO₄ oxidiert. Bei der anschließenden thermischen Regeneration wird aus dem gebildeten Na₂S₂O₅ wieder das Absorptionsmittel Na₂SO₃ freigesetzt. Als weiteres Produkt entsteht freies SO₂, welches verflüssigt wird und zu elementarem Schwefel verarbeitet werden kann. Das gebildete Natriumsulfat kann nicht regeneriert werden und wird ausgeschleust [BRAUNSTEIN, 1993].

Das Wellman-Lord Verfahren wird in Österreich in einem Kraftwerk der Raffinerie, in welchem Rückstände mit einem Schwefelgehalt bis zu 7 % verfeuert werden, angewendet.

Ammonialkalische Wäsche nach dem Walther-Verfahren

Das abgekühlte Rauchgas wird dabei in einem ammonialkalischen Wäscher entschwefelt. Die Waschlösung wird danach in einem sogenanntem Oxidator durch Luft oxidiert.

Dabei laufen nach HÜVEL & RINK (1995) nachstehende Reaktionen ab:



Die Ammoniumsulfat-Waschlösung wird in einem Vakuumverdampfer aufkonzentriert. Das Konzentrat wird auf Körner aufgesprüht, die mit heißer Luft fluidisiert werden. Die Körner gelangen anschließend in einen Trockner. Dieses Verfahren kommt in Österreich nicht zur Anwendung.

3.2.2 Trockenadditivverfahren (TAV)

Trockenadditivverfahren basieren auf dem Prinzip der Zugabe trockener Additive in den Feuerraum oder in den Rauchgasstrom. Die Additive binden das Schwefeldioxid und werden als Feststoffe an nachgeschalteten Entstaubungsaggregaten abgeschieden.

Nach SCHÜTZ (1997) wird das Trockenadditivverfahren nur mehr bei kleineren Feuerungen angewendet. Die Additive müssen dabei stark überstöchiometrisch in den Reaktor eingeblasen werden. Die dabei entstehenden Reaktionsprodukte werden gemeinsam mit der Flugasche abgeschieden und können nur in wenigen Fällen vermarktet werden.

3.2.2.1 Zugabe des Additivs in den Feuerraum

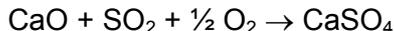
Kalkadditivverfahren (KAV)

Beim Kalkadditivverfahren (KAV) wird Kalksteinmehl, bestehend aus Kalzit CaCO_3 bzw. Dolomit $\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3$, als Additiv zur Entschwefelung eingesetzt. Das fein gemahlene Mehl wird entweder gemeinsam mit dem Kohlenstaub oder mit der Sekundärluft in den Feuerraum des Kessels eingebracht.

Bei Temperaturen zwischen 950 und 1.100 °C wird der Kalkstein CaCO_3 zu Branntkalk und Kohlendioxid entsäuert:



Das im Rauchgas befindliche SO_2 reagiert mit dem Calciumoxid und Sauerstoff zu einer Mischung aus Calciumsulfid CaSO_3 und Calciumsulfat CaSO_4 , wobei die Einbindung des SO_2 nach folgender Reaktion (vereinfacht) abläuft:



Die Feinheit des Kalkes spielt bei der Entschwefelung eine entscheidende Rolle. Je feiner der Kalk, desto größer ist die aktive Oberfläche und um so besser die Entschwefelung.

Nachteilig am KAV ist die schlechte Nutzung des eingeblasenen Additivs. Kalksteinmehl wird in einem molaren Verhältnis von Ca/S mit ca. 3,5 aufgegeben; trotzdem liegt der Nutzungsgrad bei lediglich 15 %, was einem Entschwefelungsgrad von 50 bis 60 % entspricht. Der Grund liegt in den hohen Kesseltemperaturen (1.050 bis 1.250 °C), welche zu einer Sinterung des Branntkalkes führen, sowie in der Blockierung der SO_2 -Einbindung durch die entstehende Calciumsulfat/Calciumsulfidschichten um das Mehlkorn.

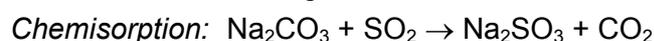
Das Kalkadditivverfahren wird heute nur mehr gelegentlich (bei raschem Anstieg des S-Gehaltes der Kohle) im Kraftwerk Voitsberg als Vorstufe zur nassen Wäsche angewendet. Im Fernheizkraftwerk Klagenfurt wird es ebenfalls eingesetzt.

3.2.2.2 Zugabe des Additivs in den Rauchgasstrom

Trockenabsorption mittels Soda

Das Sodaadditivverfahren zählt zu den Trockenverfahren und verwendet Natriumbicarbonat NaHCO_3 als Additiv zur Rauchgasentschwefelung.

Das Additiv wird trocken in den Rauchgasstrom injiziert, wobei folgende Reaktionen ablaufen [BACHHIESL, 1996]:

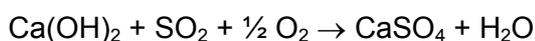
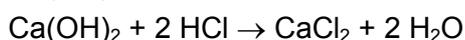
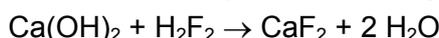


Als Reaktionsprodukt liegt fast ausschließlich Natriumsulfat Na_2SO_4 vor. Das Natriumsulfat wird aufgrund der Wasserlöslichkeit leicht eluiert, wodurch es zu Problemen bei der Ablagerung kommt. Dieses Verfahren kommt in österreichischen Kraftwerken heute nicht mehr zur Anwendung.

Trockenabsorption mittels Kalkhydrat

Dabei wird Kalkhydrat trocken dem Rauchgasstrom zugeführt. Die Reaktion des Schwefeldioxids mit dem Kalkhydrat ist im wesentlichen eine Oberflächenreaktion. Kalkhydrat weist gegenüber Kalksteinmehl eine höhere spezifische Oberfläche auf, weshalb kürzere Verweilzeiten des Additivs im Rauchgasstrom vorzusehen sind.

Die wesentlichen Reaktionen des Kalkhydrat im Rauchgasstrom sind:



Schwefeldioxid wird durch Kalkhydrat im Temperaturbereich von 350 bis 1.100 °C optimal gebunden, da dabei durch Entwässerung des Hydrates hochreaktives CaO entsteht.

Folgende Parameter haben wesentlichen Einfluss auf die Abscheideleistung:

- Reaktivität des Additivs.
- Volumen des eingesetzten Additivs im Verhältnis zur SO_2 Konzentration.
- Feuchtigkeit des Rauchgases.
- Verweilzeit von Rauchgas und Additiv.
- Rezirkulationsrate des unreaktierten Additivs.

Unter optimalen Bedingungen können Abscheideleistungen von 80 % erzielt werden [SOUND, 2000]. Dieses Verfahren wird in österreichischen Kraftwerken nicht mehr angewendet.

3.2.3 Halbtrockene Verfahren

Bei halbtrockenen Verfahren werden die Additive unter Zusatz von Wasser in den Absorber aufgegeben. Durch Verdampfung des Wassers können die entstehenden Reaktionsprodukte trocken aus dem System ausgeschleust werden.

Trockenabsorption in einer zirkulierenden Wirbelschicht

Beim KAV entsteht auf den Branntkalkpartikeln eine Schicht des Reaktionsproduktes CaSO_4 , die einer weitergehenden Reaktion entgegenwirkt. Wasser, das in den Rauchgasstrom eingebracht wird, kann durch diese Schicht dringen und reagiert mit dem CaO zu $\text{Ca}(\text{OH})_2$, welches den Schwefel bei niedrigen Temperaturen ($< 100^\circ\text{C}$) in Form von $\text{CaSO}_3 \cdot \frac{1}{2} \text{H}_2\text{O}$ und $\text{CaSO}_3 \cdot x \text{H}_2\text{O}$ bindet.

Beim Lurgi-Verfahren wird das etwa 150 °C heiße Rauchgas über einen Düsenboden (Venturidüsen) in die Wirbelschicht eingebracht und durch Eindüsung von Wasser und Kalkhydrat auf etwa 68 °C abgekühlt.

Die zirkulierende Wirbelschicht bietet aufgrund des intensiven Gas-Feststoff-Kontakts und der Verwendung sehr feinkörniger Stoffe ideale Voraussetzungen für die optimale Reaktion mit den gasförmigen Schadstoffen [SAUER, 1997]. Mit diesem Verfahren können Entschwefelungsgrade über 95 % sowie eine Abscheidung von HCl und HF bis zu 98 % erreicht wer-

den [IEA Coal Research, 1999]. Durch die grosse effektive Oberfläche der Partikel wird auch SO_3 aus dem Rauchgas entfernt, wodurch sich die Korrosionsgefahr verringert.

Die Hauptmenge der Flugasche und des Rauchgasreinigungsproduktes wird zur besseren Ausnutzung des Absorbens wieder in den Absorber rezirkuliert, wodurch sich lange Verweilzeiten für das Additiv im System ergeben. Eine dem eintretenden Flugstaub äquivalente Menge wird kontinuierlich ausgeschleust.

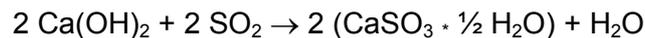
Dieses Verfahren kommt in St. Andrä und in Zeltweg zur Anwendung.

Sprühabsorptionsverfahren (SAV)

Einsatzstoff des Sprühabsorptionsverfahrens ist gebrannter Kalk (CaO), aus dem bei 70 bis 80 °C eine Kalksuspension (Kalkmilch) hergestellt wird.

Die Kalksuspension wird in das zumeist vorentstaubte Rauchgas eingedüst. Die Zerstäubung in Tröpfchen mit einem Durchmesser von 20 bis 150 μm erfolgt durch Rotationszerstäuber oder Zweistoffdüsen und Druckluft. Im Absorberturm findet die Absorption des Schwefeldioxids, die Wasserverdampfung und die teilweise Abscheidung des trockenen Reaktionsproduktes statt. Das Abgas tritt mit 65 bis 72 °C in den Nachabscheider ein.

Das Reaktionsprinzip des Sprühabsorptionsverfahrens beruht auf der Reaktion der Kalkmilch mit dem Schwefeldioxid zu Calciumsulfid:



Gegenüber den Kalkwäschern mit Gips als Reststoff bietet das Sprühabsorptionsverfahren folgende Vorteile [KOLAR, 1995]:

- Abwasserfreiheit
- betriebliche Einfachheit
- keine oder geringe Wiederaufheizung
- geringer Platzbedarf
- geringe Investitionen.

Allerdings muss das entstehende Entschwefelungsprodukt zumeist deponiert werden. Das Sprühabsorptionsverfahren wird beim Kraftwerk Dürnrohr (Brennstoff Kohle) und beim Heizkraftwerk Nord (Brennstoff Heizöl schwer) in Salzburg angewendet.

3.2.4 Vergleich verschiedener Entschwefelungstechnologien

HOLSCHUMACHER & RENTZ (1995) vergleichen verschiedene Technologien zur Rauchgasentschwefelung anhand der in Tab. 25 angeführten Parameter.

Tab. 25: Vergleich von Entschwefelungsverfahren [HOLSCHUMACHER & RENTZ, 1995].

Parameter	Einheit	Kalkwasch- verfahren	Sprüh- absorptions- verfahren	Trocken- additiv- verfahren	Wellman-Lord Verfahren	Walther Verfahren
Ort der Abscheidung	-	Reaktor	Reaktor	Kessel/ Rauchgas	Reaktor	Reaktor
Nachrüstmöglichkeit	-	ja	ja	ja	ja	ja
Platzbedarf	-	hoch	niedrig	sehr niedrig	sehr hoch	niedrig
Brennstoffband	-	k.E.	k.E.	k.E.	k.E.	k.E.
Max. Schwefelgehalt im Brennstoff	%	< 3,5	< 3	< 2	< 3,5	< 1,2
Max. Rauchgas- kapazität	Nm ³ /h	1.800.000	500.000	1.000.000	600.000	250.000
Molarfaktor Ca/S	mol/mol	1,0–1,15	1,05–1,4	2,8–3,5	1,7–1,9 (Na/S)	1,7–1,9 (NH ₃ /S)
Eintrittstemperatur	°C	130–160	120–160	1.000–1.100	160–180	120–160
Austrittstemperatur	°C	45–55	65–80	-	60–80	50–70
Abscheidegrad	%	> 90	> 90	< 50	> 97	> 88
SO ₂ -Emission	mg/Nm ³	< 400	< 400	> 400	< 400	< 400
Einsatzstoff- verbrauch	kg/MWh	10–11 (Kalkstein)	5–7 (Branntkalk)	15–19 (Branntkalk)	0,2–0,3 (NaOH)	3–4 (Ammoniak)
Wasserverbrauch	kg/MWh	75–110	50–80	-	200–600	40–60
Abwasseranfall	kg/MWh	9–45	9–45	-	40–80	-
Reststoff	-	Gips	CaSO ₃ , Asche	Ca-Salze, Asche	SO ₂ - Reichgas	Ammonium- dünger
Reststoffanfall	kg/MWh	17–19	16–18	26–28	6–8	13–14
Energieverbrauch	kWh/MWh	15–25	5–15	1–10	25–35	10–20
Verfügbarkeit	%	> 95	> 95	> 98	> 95	> 95
Lastbereich	%	30–105	30–100	k.E.	40–100	40–100
Lastwechsel- geschwindigkeit	%/min	10	10	k.E.	10	10
Wartungsaufwand	-	gering	sehr gering	hoch	hoch	gering
Betriebserfahrungen	-	gut	gut	befriedigend	gut	befriedigend
Personalbedarf	-	niedrig	niedrig	sehr niedrig	hoch	niedrig
Investitionen	€/kW _{el.}	128–409	77–307	26–102	153–664	230–281
Kosten	Cent/kWh	0,8–1,3	0,5–1,0	0,2–0,5	0,8–1,8	0,5–1,2

k.E. ...keine Einschränkungen

3.2.5 Reduktion von Schwefeldioxid in ausgewählten Anlagen

In den folgenden Kapiteln werden die Techniken zur Rauchgasentschwefelung am Beispiel ausgewählter Kraftwerke beschrieben.

3.2.5.1 Rauchgasentschwefelung KW St. Andrä 2

Die Rauchgasentschwefelung im KW St. Andrä 2 (SO_2 -Rohgaskonzentration bei Verfeuerung von Steinkohle: ca. 2.000 mg/Nm^3) besteht aus einer Kombination des Kalkadditivverfahrens mit dem Lurgi-Verfahren mit zirkulierender Wirbelschicht.

Abb. 6 stellt die Entwicklung der Entschwefelung im KW St. Andrä 2 dar.

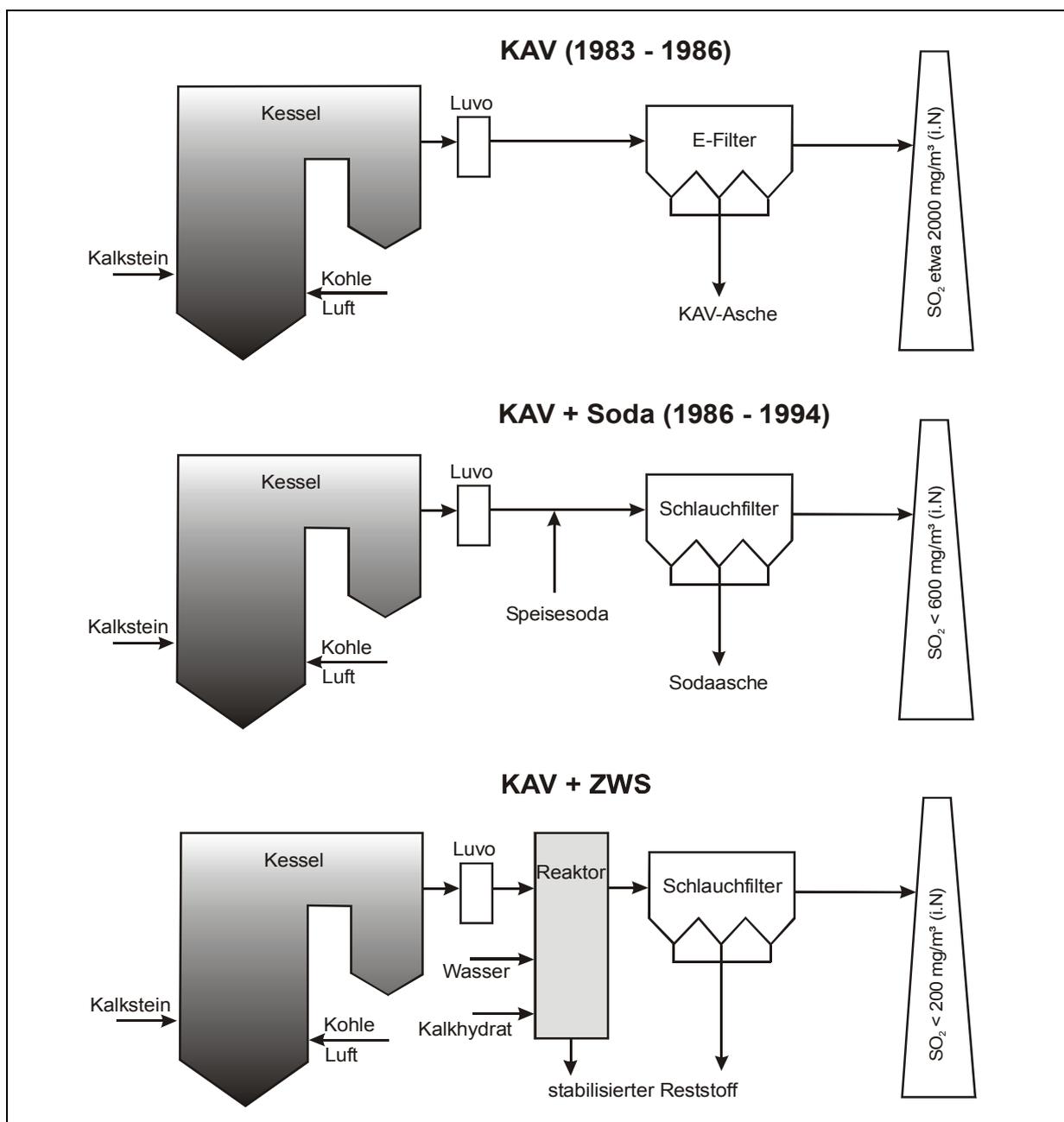


Abb. 6: Entwicklung der Entschwefelung KW St. Andrä 2 [SCHRÖFELBAUER et al., 1996].

Kalkadditivverfahren

Im Kraftwerk St. Andrä 2 wird seit 1983 das Kalkadditivverfahren (KAV), bei dem Kalksteinmehl direkt in den Feuerraum des Kessels eingeblasen wird und mit dem SO_2 reagiert, eingesetzt. Das eingebrachte Kalksteinmehl wird nur zu etwa 15 % verbraucht, der Rest verbleibt als CaO in der Asche. Der Entschwefelungsgrad beträgt etwa 60 %.

Durch die direkte Additivzugabe in den Feuerraum kommt es zu einer gemeinsamen Abtrennung von Flugasche, Entschwefelungsprodukt und von nicht vollständig umgesetzten Additiven im nachgeschalteten Schlauchfilter.

Das Kalkadditivverfahren wird heute nicht mehr eingesetzt.

Kalkadditivverfahren kombiniert mit dem Sodaadditivverfahren

Aufgrund behördlicher Auflagen (vorgeschriebener Entschwefelungsgrad ≥ 80 %) wurde ab 1986 zusätzlich das Sodaadditivverfahren eingesetzt. Dabei wird Natriumbicarbonat NaHCO_3 als Absorbens trocken in das Rauchgas eingeblasen. Problematisch war dabei die hohe Eluierbarkeit und somit die teure Ablagerung der entstehenden Sodaasche, weshalb dieses Verfahren 1994 eingestellt wurde.

KAV mit Nachreaktion in Kombination mit dem Lurgi-Verfahren

Die Rauchgasentschwefelung in St. Andrä 2 erfolgt heute durch das Kalkadditivverfahren mit Nachreaktion in Kombination mit dem Lurgi-Verfahren.

Durch das KAV mit Nachreaktion ist es möglich, das ungenutzte Entschwefelungspotential des CaO zu nutzen. Beim KAV entsteht auf den Branntkalkpartikeln eine Schicht des Reaktionsproduktes CaSO_4 , die einer weitergehenden Reaktion entgegenwirkt.

Wasser, das in den Rauchgasstrom eingebracht wird, kann durch diese Schicht dringen und reagiert mit dem CaO zu Ca(OH)_2 , welches den Schwefel in Form von $\text{CaSO}_3 \cdot \frac{1}{2} \text{H}_2\text{O}$ bindet.

Durch eine Kombination dieses Verfahrens mit dem Lurgi-Verfahren können Entschwefelungsgrade über 90 %, sowie eine Abscheidung von HCl und HF bis zu 98 % erreicht werden. Beim Lurgi-Verfahren wird Kalkhydrat Ca(OH)_2 in einer zirkulierenden Wirbelschicht in den Rauchgasstrom eingebracht. In der Wirbelschicht kommt es, unterstützt durch einen optimalen Gas-Feststoff-Kontakt, zu einer Abbindung des Schwefels in Form von $\text{CaSO}_4 \cdot x \text{H}_2\text{O}$ und $\text{CaSO}_3 \cdot x \text{H}_2\text{O}$.

Beim Lurgi-Verfahren wird das etwa 150 °C heiße Rauchgas über einen Düsenboden (Venturidüsen) in die Wirbelschicht eingebracht und durch Wassereindüsung auf etwa 68 °C abgekühlt.

Aus der Wirbelschicht wird das staubbeladene Rauchgas Schlauchfiltern zugeführt. Der hier abgeschiedene Feststoff wird größtenteils über Rinnen in das Wirbelschichtbett zurückgebracht, wodurch sich lange Verweilzeiten für das Additiv im System ergeben. Bei Teillast wird ein Teil des Rauchgases in die Wirbelschicht rezirkuliert, um das Wirbelbett zu stabilisieren.

Der zur Rauchgasentschwefelung benötigte Kalk kann im Dampfkraftwerk St. Andrä 2 in zwei unterschiedlichen Betriebsweisen in den Prozess eingebracht werden: zum einen durch Kalkzufuhr über den Reststoff des KAV; zum anderen direkt als Kalkhydrat in den Absorber [SCHRÖFELBAUER, 1996].

Das Kalkadditivverfahren kommt derzeit nicht zum Einsatz. Die Entschwefelung erfolgt über die Trockensorption in der zirkulierenden Wirbelschicht.

3.2.5.2 Rauchgasentschwefelung KW Dürnrrohr 1

Zur Entschwefelung der Rauchgase im Kraftwerk Dürnrrohr 1 wird das Sprühabsorptionsverfahren nach NIRO-Atomizer eingesetzt (Abb. 7).

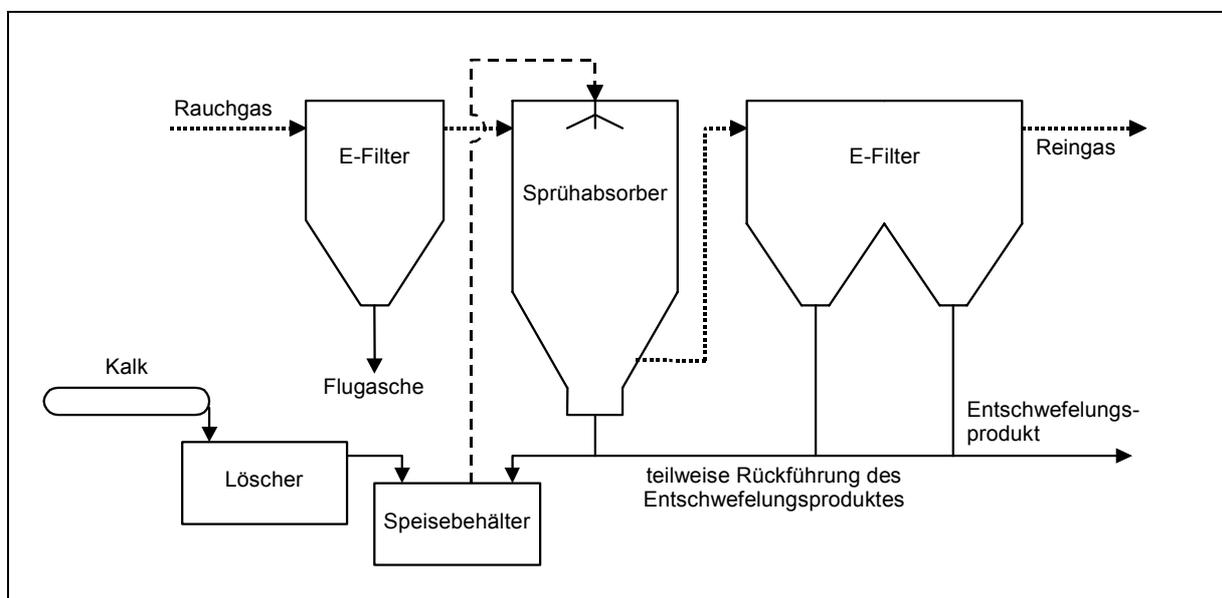


Abb. 7: Sprühabsorptionsverfahren KW Dürnrrohr 1.

Dabei werden in einem vorgeschalteten Elektrofilter rund 90 % der Flugasche abgeschieden, bevor im Sprühabsorber ein Gemisch von Kalkmilch und rückgeführtem Entschwefelungsprodukt als feinst verteilter Nebel mit dem Rauchgas vermischt wird. Durch das verdampfende Wasser stellt sich im Absorber eine Temperatur von ca. 65 °C ein. Das Rauchgas enthält keine Wassertröpfchen mehr, sodass das entstehende Entschwefelungsprodukt (Gemisch aus Calciumsulfid, Gips und Flugasche) als rieselfähiges Pulver anfällt.

Ein Teil des Entschwefelungsproduktes wird der Kalkmilch zugemischt und erneut in den Entschwefelungsprozess eingebracht. Durch die teilweise Rückführung des unreaktierten Kalkes kann der Kalkverbrauch gesenkt werden. Das Rauchgas wird durch einen zweiten Elektrofilter vom Reststaubgehalt befreit [KRATSCHMANN & NISTLER, 1988].

Eine Auswertung der Häufigkeitsverteilung aller gemessenen SO₂-Konzentrationen im Reingas (Abb. 8) zeigt, dass der weitaus überwiegende Teil der Werte unter 75 % des behördlichen Grenzwertes von 200 mg/Nm³ liegt [VERBUNDKRAFT & EVN, 1996]. Lediglich drei Halbstundenmittelwerte liegen über dem Grenzwert. Die erreichte Abscheideleistung beträgt daher über 90 %.

Die große Anzahl der Halbstundenmittelwerte bei Emissionskonzentrationen unter 10 mg/Nm³ beinhalten Zeiten des Stillstandes sowie Zeiten mit reiner Gasfeuerung.

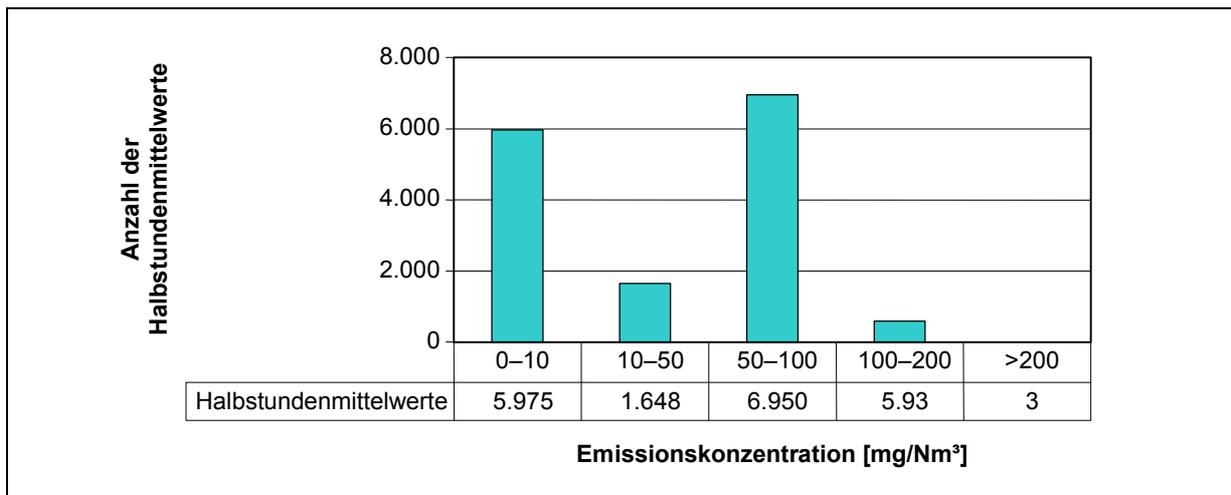


Abb. 8: Häufigkeitsverteilung der SO₂-Emissionskonzentrationen [VERBUNDKRAFT & EVN, 1996].

3.2.5.3 Rauchgasentschwefelung KW Voitsberg 3

In der ersten Stufe der Entschwefelung, dem Trockenadditivverfahren (Abb. 9), wird durch Einbringen von gemahlenem Kalkstein oder Dolomit bereits in der Kesselanlage eine teilweise Fixierung des SO₂ erreicht. Die Abscheidung des Rückstandes, einer Mischung aus Gips und nicht reagiertem Alkalioxid, erfolgt gemeinsam mit der Flugasche über den Elektrofilter. Der Entschwefelungsgrad der ersten Stufe beträgt etwa 60 %. Das Trockenadditivverfahren kommt in Voitsberg 3 nur bei schnellem Anstieg des Schwefelgehalt der eingesetzten Kohle zum Einsatz (das Kalkwaschverfahren reagiert auf Anstieg verzögert).

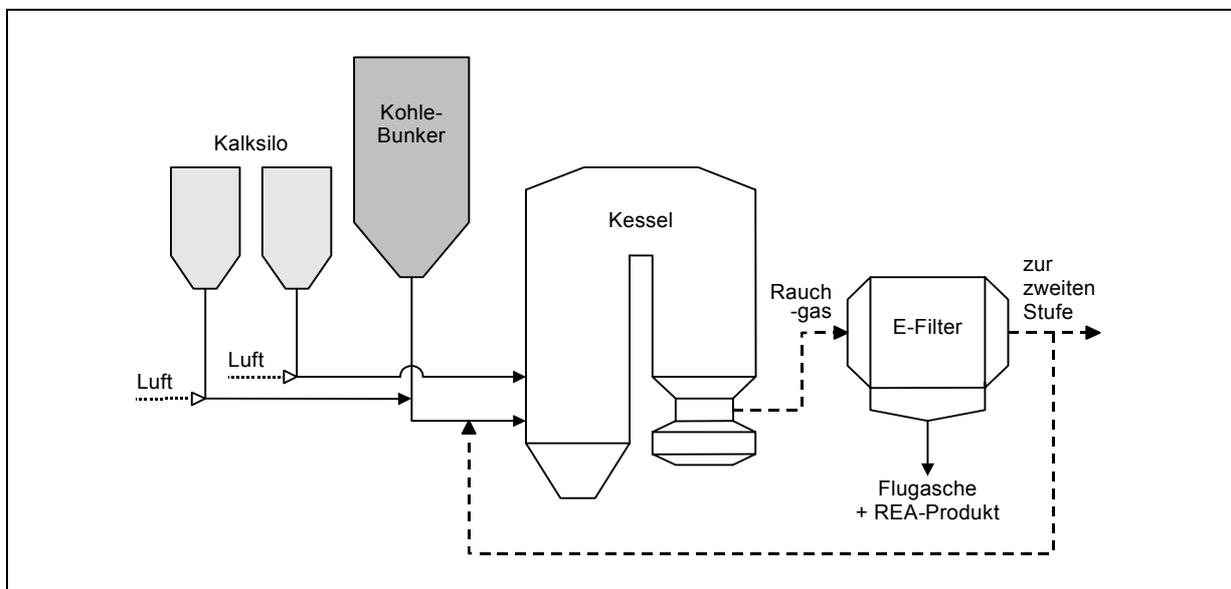


Abb. 9: Rauchgasentschwefelung – Trockenadditivverfahren [VERBUNDGESELLSCHAFT, 2001].

Die 2. Stufe bildet eine Nassentschwefelung mit einem Entschwefelungsgrad von 90 % (Abb. 10). Als Absorbens kommt wieder Kalksteinmehl zum Einsatz. Der beim Waschprozess anfallende Gips enthält eine Restfeuchte von weniger als 20 %. Die gereinigten Abgase werden in einem Gasvorwärmer auf ca. 80 °C aufgewärmt und über den Kamin in die Atmosphäre abgegeben.

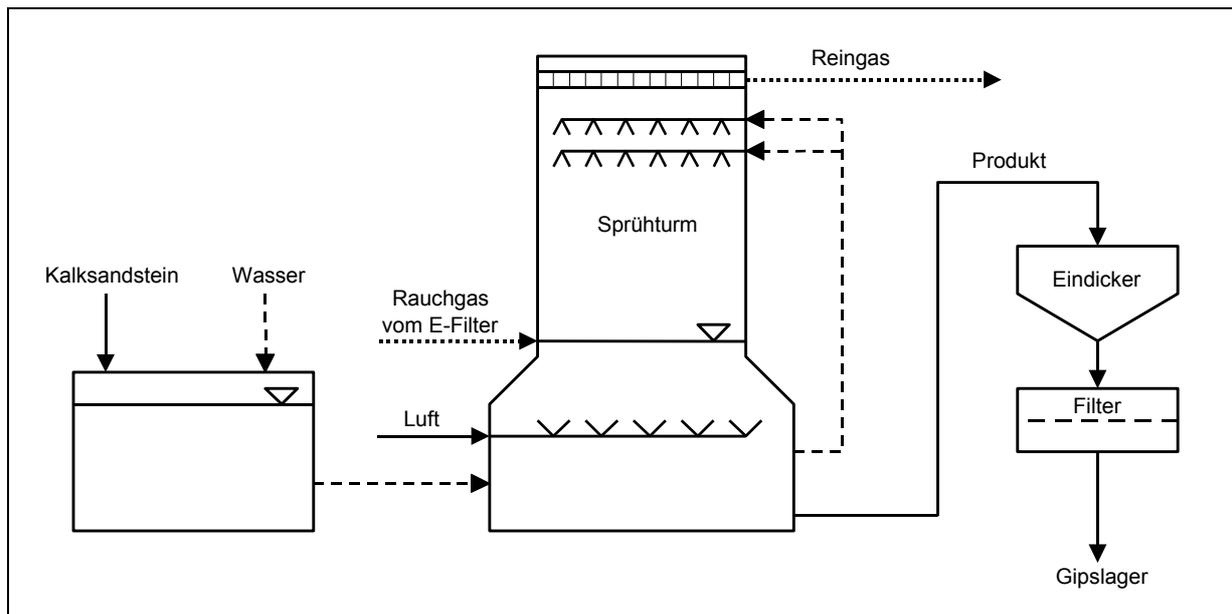


Abb. 10: Rauchgasentschwefelung – Naßentschwefelung [VERBUNDGESELLSCHAFT, 2001].

Bei der Nassentschwefelung wird das Rauchgas in den Waschtürmen mit der Absorbenssuspension (Einsatzstoff ist Kalksteinmehl) über ein jeweils sechsstufiges Sprühsystem im Gegenstromverfahren in Kontakt gebracht, das SO_2 absorbiert und zu Gips umgesetzt.

Ein Teil der Suspension wird kontinuierlich aus den Wäschersümpfen abgezogen und in einem nachgeschalteten Eindicker auf eine Trockensubstanz von etwa 30 % aufkonzentriert. In einer abschließenden Vakuumtrommel-Filteranlage wird der Gipskuchen bis auf eine Restfeuchte von < 15 Massen-% entwässert. Für den Gips (etwa 12 bis 15 t/h) bestehen unterschiedliche Möglichkeiten der stofflichen Verwertung (siehe Kapitel 4.3.2). Das Klarwasser aus dem Eindicker wird erneut mit Kalksteinmehl versetzt und in den Wäscher zurückgeführt, wodurch ein abwasserfreier Betrieb erreicht wird.

Für den jährlichen Anfall an REA-Gips sind im wesentlichen die Randbedingungen Schwefel- und Aschegehalt der eingesetzten Kohle, sowie die erbrachte Leistung des Kraftwerkes ausschlaggebend.

3.2.5.4 Rauchgasentschwefelung KW Zeltweg

Das Rauchgasentschwefelungsverfahren wird nach dem Prinzip einer zirkulierenden Wirbelschicht betrieben (Abb. 11). Einsatzstoffe sind vor Ort zu einem „trockenen“ Produkt gelöstes Kalkhydrat, das in Abhängigkeit des gewünschten SO_2 -Emissionswertes in den Absorber zudosiert wird, sowie Wasser, welches nach Maßgabe der erforderlichen Rauchgastemperatur eingespritzt wird.

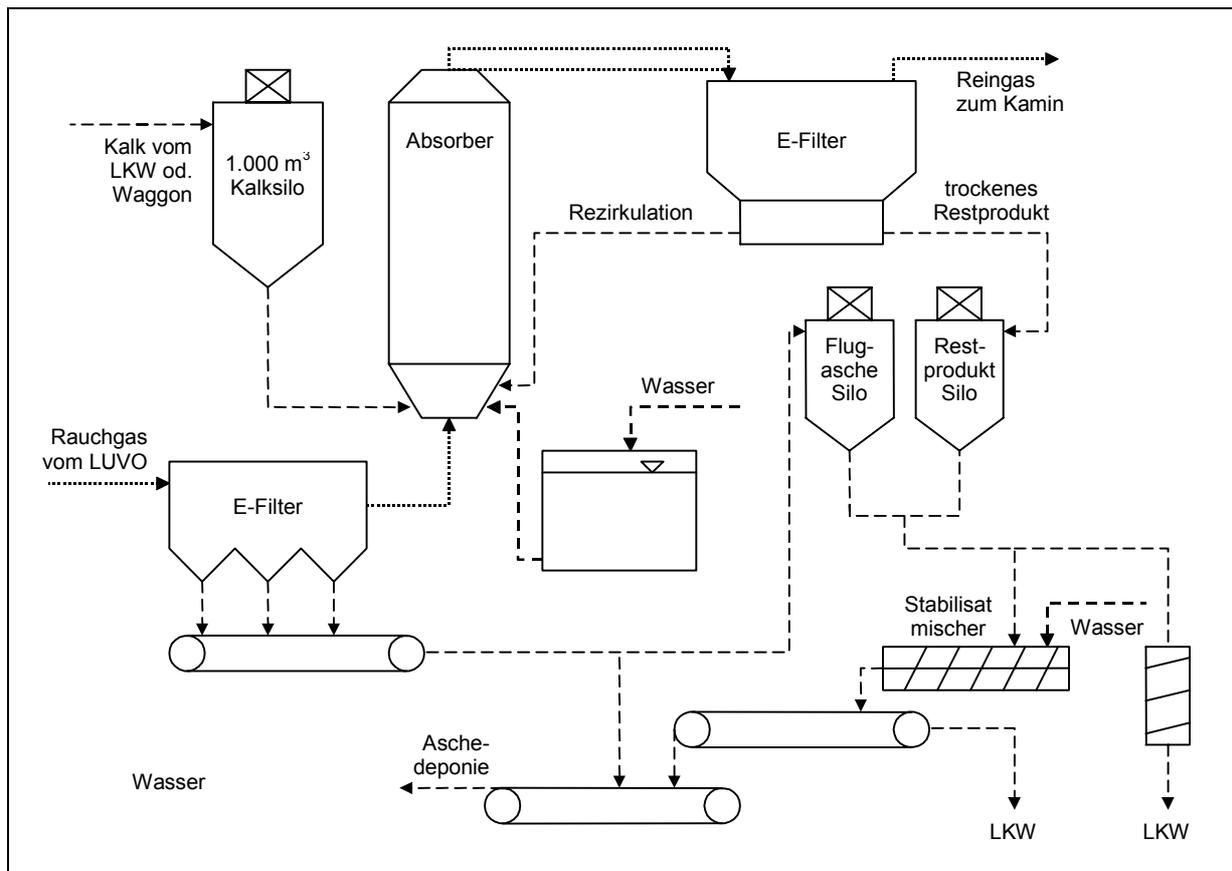


Abb. 11: Rauchgasentschwefelung KW Zeltweg [VERBUNDGESELLSCHAFT, 2001].

Die Flugasche kann über einen vorgeschalteten Elektrofilter in einem variablen Ausmaß abgetrennt werden. Das Wirbelbett im nachfolgenden Absorber arbeitet mit einer Stoffdichte von $1,5 \text{ kg/m}^3$. Anfangs (1993) entstanden Probleme durch die Verfestigung des Gemisches im Wirbelbett, welche durch Anordnung der Wasserdüse weiter oben am Absorber behoben werden konnten.

Aufgrund des relativ niedrigen Schwefelgehaltes wird eine geringe Menge an Additiv benötigt. Der Chlorgehalt der Kohle ist relativ hoch, wodurch die Bildung von CaCl_2 und damit einhergehenden Anbackungen begünstigt wird. Zur Verhinderung dieser Anbackungen wird der Aschegehalt durch Rezirkulation im Absorber gleichmäßig hoch gehalten.

Die Abscheidegrade der Rauchgasentschwefelung im KW Zeltweg betragen 90 % für SO_2 , sowie 98 % für HCl und HF . Die SO_2 -Rohgaskonzentration beträgt etwa 2.300 mg/m^3 bei einem Schwefelgehalt der Kohle von 1 %.

Der Rückstand aus der Entschwefelung wird durch einen nachgeschalteten zweiten Elektrofilter abgetrennt. Beide Stoffströme werden in getrennten Zwischensilos trocken gespeichert und können mittels der Reststoffaufbereitungsanlage entweder getrennt oder in beliebigen Mengenverhältnissen, sowohl trocken als auch mit einstellbarer Wasserdosierung, weiterverarbeitet werden. Zur Optimierung der Stabilisatqualität wird fallweise eine geringe Menge an alkalischem Anreger (Kalkhydrat) beigemischt. Üblicherweise werden die festen Verbrennungsrückstände und das Rauchgasentschwefelungsprodukt gemeinsam konditioniert.

In der Reststoffaufbereitungsanlage werden die Flugasche und Entschwefelungsrückstand entsprechend den qualitativen Erfordernissen mit Hilfe eines Durchlaufmischers unter Zugabe von Wasser gemischt. Die im Aschedeponiebereich lagenweise eingebauten und verdichteten Rückstandsgemische härteten ohne Zugabe von Additiven mörtelähnlich aus.

3.2.6 Schwefelabscheidung der Kraftwerke im Überblick

In Tab. 26 werden die Techniken zur Schwefelabscheidung einiger Kraftwerke im Überblick dargestellt.

Tab. 26: Schwefelabscheidung bei ausgewählten Kraftwerken (Angaben der Kraftwerksbetreiber).

Kraftwerk	Brennstoff	Technik	Grenzwert [mg/m ³ _{tr}]	Rohgas [mg/m ³ _{tr}]	Reingas [mg/Nm ³ _{tr}]	Abscheide- leistung [%]
St. Andrä 2	Steinkohle, Biomasse	Trockensorptions- verfahren	200 (125-100 ¹)	2.000	100-170	> 90
Voitsberg 3	Braunkohle	Nasse Entschwefelung	400	3.000–4.500	230–320	> 90
Zeltweg	Steinkohle	Trockensorptions- verfahren	200	2.300	170	> 90
Dünnrohr 1	Steinkohle, Erdgas	Sprühabsorptions- verfahren	200	1.300	<100-130	> 90
FHKW Mellach	Steinkohle, Erdgas	Nasse Entschwefelung	200	max. 2.000	40–110	90–94
KW Riedersbach 1 + 2	Steinkohle, Braunkohle, Heizöl schwer, Erdgas	jeweils nasse Entschwefelung	200	jeweils 1.000–2.000	60–100 bzw. 30–120	jeweils > 95
Kraftwerk	Brennstoff	Technik	Grenzwert [mg/m ³ _{tr}]	Rohgas [mg/Nm ³ _{tr}]	Reingas [mg/Nm ³ _{tr}]	Abscheide- leistung [%]
FHKW Neudorf/ Werndorf	Heizöl schwer, Erdgas	Nasse Entschwefelung	200	max. 3.600	< 130	95
FHKW Linz Mitte	Heizöl schwer, Erdgas, Braunkohle	Nasse Entschwefelung	200	max. 3.400	< 200	94–97
KW Simmering III	Erdgas, Heizöl schwer	Nasse Entschwefelung	150	2.000	60–90	Mind. 96
Salzburg; HKW Nord	Heizöl schwer	Sprühabsorptions- verfahren	170	1.700	101	> 92

¹ ... bei Abfallmitverbrennung (11 %O₂)

3.3 Stickoxidreduktion

Stickoxide (NO_x) entstehen bei Verbrennungsprozessen hauptsächlich durch Oxidation des in der Verbrennungsluft enthaltenen Stickstoffes (thermisches NO_x) und des Stickstoffes, der im Brennstoff enthalten ist (Brennstoff-NO_x).

Es gibt im wesentlichen drei verschiedene Bildungswege für NO_x:

- *Thermisches NO_x*

Ein Teil des Luftstickstoffes wird bei der Verbrennung zu Stickoxiden oxidiert. Diese Reaktion findet in nennenswertem Ausmaß erst ab einer Temperatur von 1300 °C statt. Die Reaktionsrate hängt exponentiell von der Temperatur ab und ist proportional dem Sauerstoffgehalt. Der Anteil des thermisch gebildeten NO_x an den Gesamtstickoxiden beträgt bei Kohlefeuerungen zwischen 20 und 40 %.

- *NO_x aus dem Brennstoff*
Ein Teil des im Brennstoff enthaltenen Stickstoffs wird bei der Verbrennung zu Stickoxiden oxidiert. Die Konvertierung des Brennstoffstickstoffgehaltes zu NO_x hängt im wesentlichen vom Stickstoffgehalt und von der zur Verbrennung zugegebenen Luftmenge ab [KRATSCHMANN & NISTLER, 1988].
- *Bildung von NO_x über Radikalreaktionen (promptes NO_x)*
Luftstickstoff kann auch durch CH-Radikale über Zwischenbildung von HCN zu Stickoxiden oxidiert werden. Dieser Bildungsweg ist aber von geringerer Bedeutung.

Abb. 12 stellt die NO_x-Bildung in Abhängigkeit von der Temperatur dar:

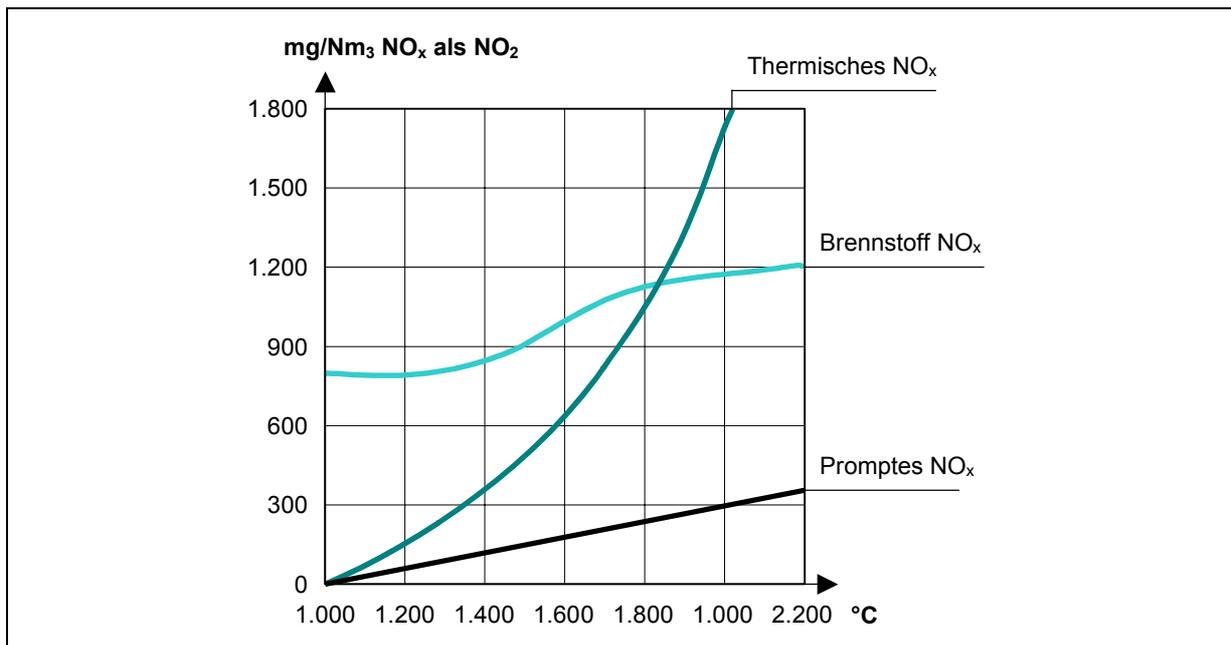


Abb. 12: Temperaturabhängigkeit der NO_x-Bildung.

Mit Hilfe von Primär- und Sekundärmaßnahmen können die NO_x Emissionen gesenkt werden.

3.3.1 Primäre Maßnahmen

Feuerungstechnische Maßnahmen (FTM)

Feuerungstechnische Maßnahmen zur Stickoxidreduktion besitzen ein etwa 10–40 prozentiges Minderungspotential.

Die Verbrennungstemperaturen in Braunkohlestaubfeuerungen liegen wegen des hohen Ballastanteils bzw. hohen Wassergehaltes der Kohle in der Regel so niedrig, dass der überwiegende Teil der Stickoxidemissionen durch die Bildung von Brennstoff-NO_x hervorgerufen wird. Hier können deutliche Minderungen der NO_x-Emissionen durch eine Absenkung des gefahrenen Luftüberschusses erreicht werden. Im Kraftwerk Riedersbach Block 2 – vor der Umstellung von Braunkohle auf Steinkohle – wurde durch feuerungstechnische Maßnahmen eine NO_x-Reduktion von ungefähr 50 % erzielt [GEBEL, 1994].

Beim Kraftwerk Voitsberg 3 wird ab dem Jahr 2001 der Grenzwert für NO_x allein durch feuerungstechnische Maßnahmen (180 mg/Nm³) eingehalten werden können (Abscheidegrad: 75 %). Der Katalysator dient dann nur mehr der zusätzlichen Kontrolle.

Auch in steinkohlebefeuerten Kraftwerken wurden primäre Maßnahmen zur Senkung der NO_x Emissionen installiert: Beim Kraftwerk St. Andrä 2 wurden durch den Einsatz geeigneter feuerungstechnischer Maßnahmen NO_x-Emissionswerte zwischen 200 und 300 mg/Nm³ bei allen Betriebsbedingungen erreicht (Abscheidegrad: > 40 %).

In VERBUNDGESELLSCHAFT (1996) werden die wichtigsten feuerungstechnischen Maßnahmen angeführt (Tab. 27).

Tab. 27: Feuerungstechnische Maßnahmen zur Reduktion von NO_x.

Verbrennungsbedingungen	Maßnahme	Wirkung auf thermisches NO _x	Wirkung auf Brennstoff-NO _x	Betriebs-einstellungen	Änderung an Betriebseinrichtungen
O ₂ -Wert in der Primärflammenzone vermindern	O ₂ -Gesamtwert herabsetzen	Verminderung von O ₂ -reichen Nestern mit hohem NO _x -Anteil in der Flamme	Verminderung der Einwirkung von O ₂ auf Brennstoff-Stickstoff-Zwischenprodukte	Feuerung mit niedrigem Luftüberschuss	Rauchgasrezirkulation
	Verzögertes Mischen von Brennstoff und Luft	Flammenkühlung und -verdünnung während des verzögerten Mischens vermindert die Spitzentemperatur	Flüchtiger Brennstoffstickstoff reduziert zu N ₂ in Abwesenheit von O ₂	Brennereinstellung	Optimale Brenner; Brennkammergestaltung
	Brennstoffreiche Primärflammenzone	Flammenkühlung in O ₂ -armer Niedrigtemperatur-Primärzone vermindert die Spitzentemperatur	Flüchtiger Brennstoffstickstoff reduziert zu N ₂ in Abwesenheit von Sauerstoff	Brenner außer Betrieb; Feuerung mit unterschiedlicher Sauerstoffbeaufschlagung der Brenner	Brenner-Brennkammergestaltung für zweistufige Verbrennung
Spitzenflammen-temperatur herabsetzen	Adiabatische Flammentemperatur mindern	Direkte Unterdrückung der thermischen - Bildung	unwirksam	Verminderte Luftvorwärmung	Wassereinspritzung, Rauchgasrezirkulation
	Verbrennungsintensität mindern	Erhöhte Flammenzonenkühlung ergibt niedrigere Spitzentemperatur	Geringfügige direkte Wirkung; indirekte Wirkung auf das Mischen	Lastminderung	Vergrößerte Brennkammer, größere Brennerteilung
	Erhöhte Flammenzonenkühlung/ Verweilzeit vermindern	Erhöhte Flammenzonenkühlung ergibt niedrigere Spitzentemperaturen	unwirksam	Brennerneigung	Neugestaltung der Heizflächen, strömungstechnische Ausführung der Brennkammer.

Die NO_x-Emissionskonzentration jeder mit feuerungstechnischer NO_x-Minderung ausgerüsteten Kesselanlage unterliegen trotz Einsatz bester Rauchgasanalysen-, Meß- und Regelungstechnik Schwankungen von ± 10 %. Die Ursachen sind unter anderem [GEBEL, 1994]:

- Routinemäßiger Mühlenwechsel
- Betriebszustände der Einzelmühlen mit ihrem Einfluß auf die Mahlfineinheit
- Schwankungen in der Brennstoffzusammensetzung und damit unterschiedliche Heizflächenverschmutzungen
- Laständerungsgradienten
- Heizflächenreinigungen während des Betriebes.

NO_x-arme Brenner

Eine langsame Vermischung des Brennstoffes mit der Verbrennungsluft führt zu einer verzögerten Verbrennung und damit zur Absenkung der Verbrennungstemperatur. Dies wird z. B. bei der Tangentialfeuerung erreicht, bei der die Brenner dermaßen angeordnet sind, dass die Flammen einen Brennkreis im Feuerraum bilden (Abb. 19). Eine weitere Möglichkeit ist die Reduktion des Luftüberschusses durch Teilung des Luftstromes an. Es bilden sich dadurch im Zentrum der Flammen Zonen mit Luftmangel aus, wodurch die Entstehung von Stickoxiden verhindert wird [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1996].

Oberluft

Bei dieser Technik werden zwischen 10 und 30 % der Gesamtluftmenge oberhalb der Brennebene eingebracht. Damit wird im unteren Teil des Feuerraumes die Bildung von Stickoxiden durch Sauerstoffmangel vermindert. Der vollständige Ausbrand findet im Bereich der Oberlufteindüsung statt [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1996].

Rauchgasrezirkulation

Hier wird ein Teil des Rauchgasstromes (15 bis 20 %) dem Kessel wieder zugeführt (Abb. 13), wodurch es zu einer Verringerung des Sauerstoffgehaltes und der Verbrennungsgeschwindigkeit kommt. Bei einem höheren Anteil des rezirkulierten Rauchgases kann es zu Schwierigkeiten mit der Zündung kommen [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1996].

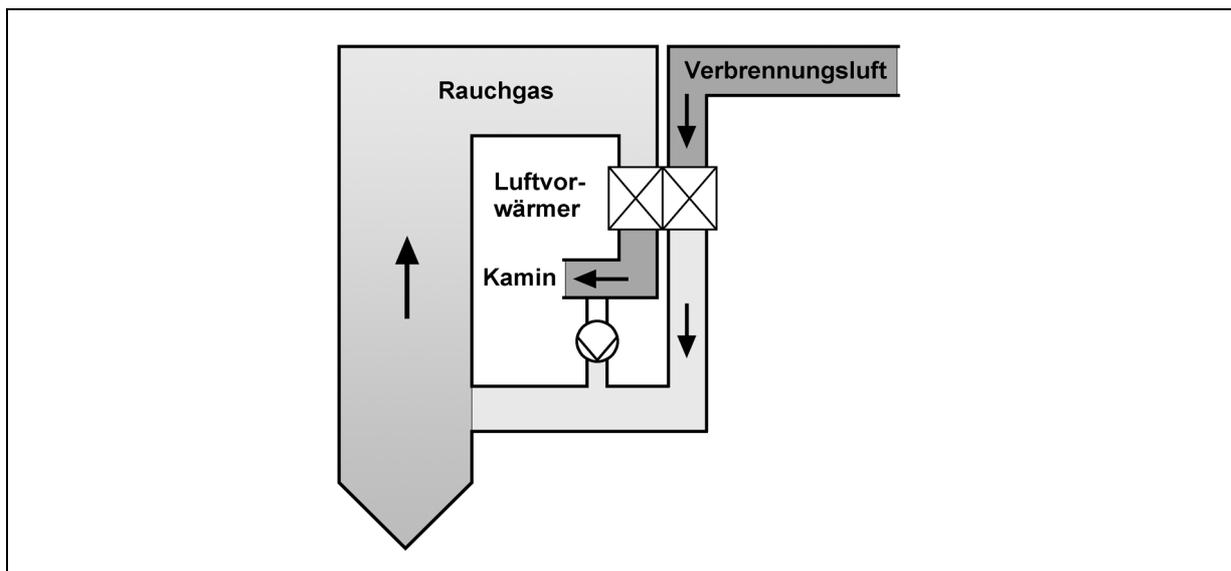


Abb. 13: Rauchgasrezirkulation [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1996].

Grenzen der Primärmaßnahmen

Bei feuerungstechnischen Maßnahmen zur NO_x-Minderung muss der Anteil des Unverbrannten in der Flugasche im Hinblick auf eine mögliche stoffliche Verwertung von Flugasche beachtet werden [ALBRECHT, 1992].

Bei unterstöchiometrischer Verbrennung sinken zwar die NO_x-Emissionen, jedoch steigt der Gehalt an Unverbranntem in der Asche (Abb. 14). Dazu trägt besonders der Anteil des Grobkorns im Kohlenstaub und der Aschegehalt bei. Je kleiner der Aschegehalt, um so schwieriger ist es, bei unterstöchiometrischer Verbrennung das Unverbrannte in der Asche unter 5 Massen-% zu halten.

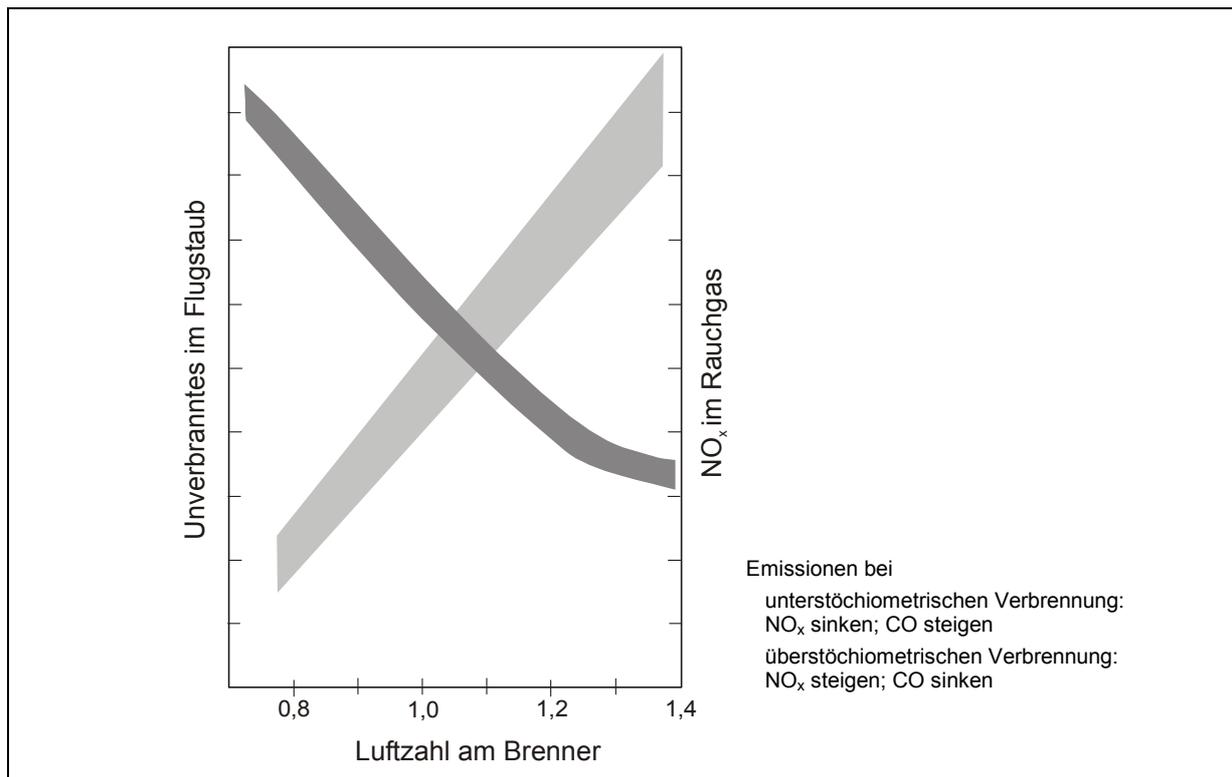


Abb. 14: Unverbranntes und NO_x-Emission in Abhängigkeit von der Luftzahl am Brenner [ALBRECHT, 1992].

Nach ALBRECHT (1992) soll eine Steinkohlefeuerung mit minimierter NO_x-Emission folgende Eigenschaften aufweisen:

- möglichst niedriges Gesamtluftverhältnis
- unterstöchiometrisches Luft-/Brennstoffverhältnis in der Hauptbrennzone
- stabile Zündung
- hohe Temperaturen in der Primärbrennerzone trotz des unterstöchiometrischen Betriebes
- möglichst niedrige Lage der Brenner in der Brennkammer, um genügend lange Reaktionswege für die NO_x-Reduzierung zu haben
- gute Vermischung der Ausbrandluft mit den Rauchgasen
- feine Aufmahlung, um eine stabile Zündung und schnelles Verbrennen der flüchtigen Anteile sicherzustellen und das Unverbrannte niedrig zu halten.

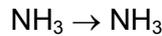
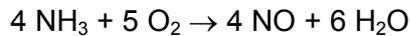
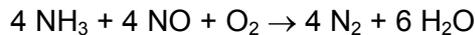
Laut REIDICK et al. (1991) stellt die NO_x-arme Feuerung erhöhte Anforderungen an das Betriebspersonal, da kleine Änderungen des Lufthaushaltes und der Betriebsfahrweise sich empfindlich auf das NO_x-Emissionsverhalten auswirken können.

3.3.2 Sekundärmaßnahmen

Selektive Nicht Katalytische Reduktion (SNCR-Verfahren)

Beim SNCR-Verfahren zur Stickoxidreduktion wird Ammoniak oder ein Reaktionsmittel, welches Ammoniak produziert, bei Temperaturen um 1.000 °C in den Rauchgasstrom eingedüst. Das Ammoniak reagiert ohne Katalysator mit den Stickoxiden im Rauchgas und bildet Stickstoff und Wasser. Mit diesem Verfahren können Wirkungsgrade bis zu 80 % erreicht werden.

Das eingedüστε Ammoniak verbrennt teilweise zu Stickoxid, ein weiterer Teil reduziert die Stickoxide und ein Teil verbleibt unreaktiv im Rauchgas [ZELLINGER & GRUBER]:



Alle drei Reaktionen laufen immer gleichzeitig ab, wobei der Reaktionsweg stark von der Rauchgastemperatur abhängig ist. Zur eigentlichen Reduktion der Stickoxide wird nur ein kleiner Anteil des Ammoniaks verwendet (Abb. 15).

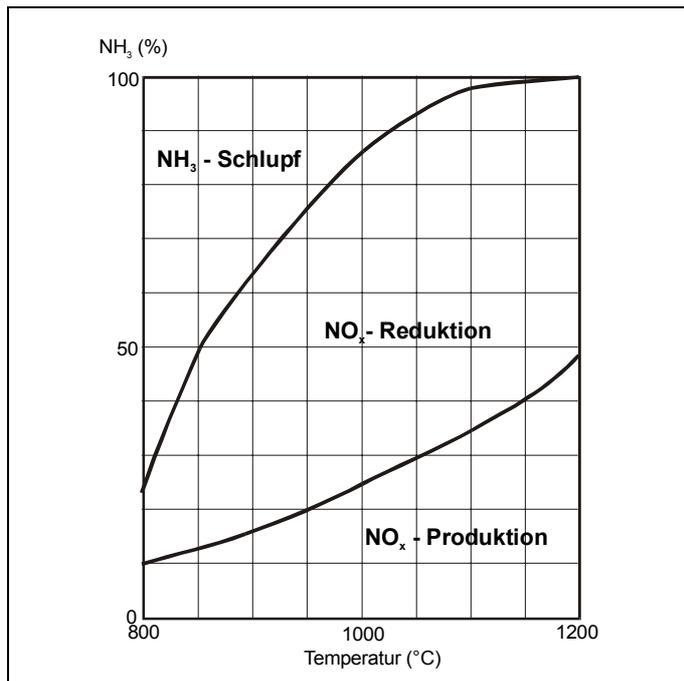
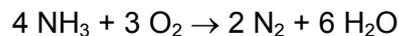
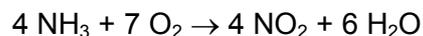
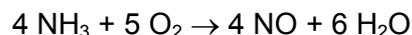


Abb. 15:
Ausnutzung des Ammoniak
[ZELLINGER & GRUBER].

Sinkt die Temperatur ab, werden die Stickoxide nicht ausreichend reduziert und der NH₃-Schlupf steigt. Bei zu hohen Temperaturen (> 1.200 °C) wird NH₃ unter NO_x-Bildung verbrannt [HAN-NES et al., 1994]:



Um einen optimalen Einsatz des Ammoniaks bei verschiedenen Laststufen und den daraus resultierenden unterschiedlichen Feuerraumtemperaturen zu gewährleisten, kann die Eindüsung des NH₃ über mehrere Düsenebenen verteilt erfolgen.

Ein wichtiger Parameter ist die gute Durchmischung des Abgases mit NH₃ durch hohe Turbulenz und die Einhaltung einer Mindestverweilzeit. Mit dem SNCR-Verfahren kann auch die DeNovosynthese von Dioxinen und Furanen erheblich eingeschränkt werden, da das Ammoniak als Inhibitor wirkt.

Als Additive zur Rauchgasentstickung finden Ammoniak, Harnstoff und Ammoniakwasser Verwendung.

Ammoniak ist ein günstiges Reduktionsmittel, jedoch sind die Lagerungskosten sehr hoch. Bei Ammoniakwasser (25 % Ammoniakgehalt) verhält es sich dagegen umgekehrt. Ammoniakgas bzw. Ammoniakwasser stellen das Reduktionsmittel ohne Nebenreaktionen zur Verfügung.

Harnstoff wird als Harnstofflösung oder in fester Form gehandelt. Die Kosten für die Aufbereitung und Lagerung sind vergleichbar mit Ammoniakwasser. Bei der thermischen Zersetzung von Harnstoff zerfällt dieser teilweise direkt oder über Zwischenprodukte (CN-Verbindungen) zu Ammoniak. Die CN-Verbindungen können mit NO zu Lachgas (N₂O) reagieren. Daneben besteht die Gefahr der Hochtemperaturkorrosion durch Harnstoff.

Ein Teil des Ammoniaks verbleibt unverändert im Rauchgas und wird als Ammoniakschlupf bezeichnet. Dieser kann einerseits in die Luft emittiert werden, oder sich – bei nachgeschalteter Nass-Entschwefelung – im REA-Abwasser wiederfinden, was aufgrund der hohen Fischtoxizität problematisch sein kann. Im REA-Abwasser beträgt die zulässige Ammoniumkonzentration 10 mg/l.

Die messtechnische Erfassung des Ammoniakschlupfes stößt aufgrund der niedrigen NH₃-Konzentrationen auf erheblichen Schwierigkeiten.

Nach SCHÖNGRUNDNER et al. lässt sich der Verbleib des Ammoniaks grob auf folgende Anlagenteile aufteilen (für Anlagen der Bauart KW Voitsberg 3):

- 10 bis 20 % – Luvverschmutzung, diverse Beläge (Ammoniumsulfate, Ammoniumbisulfate), Ascheabscheider vor Entstauber.
- 70 bis 80 % – Adsorptiv am Elektrofilterstaub gebunden
- Rest % – Eintrag in die Nassentschwefelungsanlage mit teilweiser Entfernung.

Aufgrund dieser Aufteilung bietet sich als Ersatzmeßgröße für den NH₃-Schlupf der adsorptiv an die Flugasche gebundene NH₃-Gehalt an, wodurch mit einfachen Mitteln (Wasserdampfdestillation mittels Apparatur nach Büchi) die Tendenz des Schlupfes verfolgt werden kann. Dabei kommt es weniger auf einen exakten Zahlenwert an, sondern auf die rasche und zuverlässige Erfassung der Abweichung vom Ausgangszustand.

Selektive Katalytische Reduktion (SCR-Verfahren)

Das wesentliche Element des SCR-Verfahrens ist der Katalysator, über den das heiße Rauchgas gemeinsam mit dem Reduktionsmittel streicht (Abb. 16).

Die Stickoxide werden am Katalysator zu elementarem Stickstoff und Wasserdampf umgewandelt [FRAWICK & RUMMENHOHL, 1993 sowie HARTENSTEIN & MAIER, 1995]:

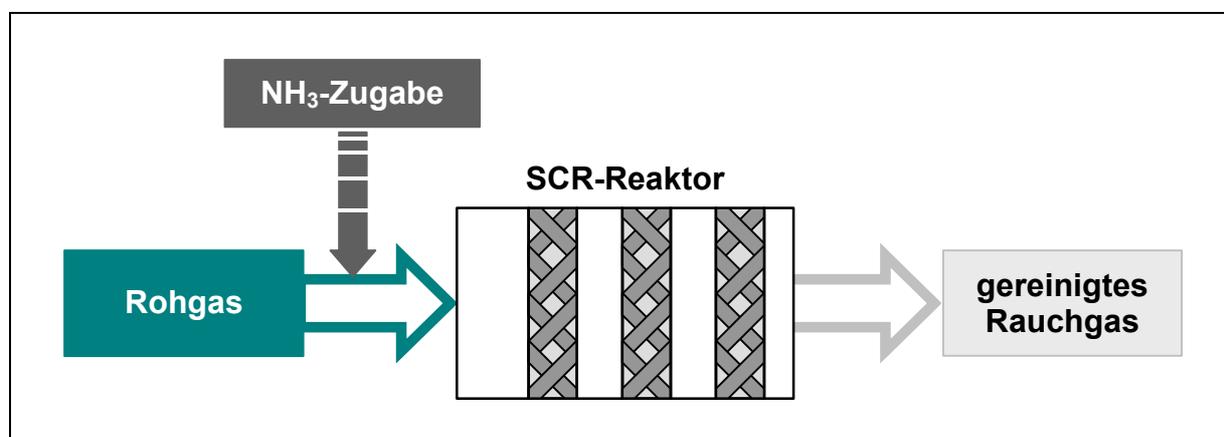
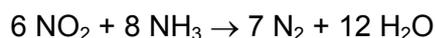
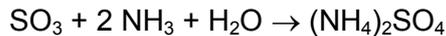
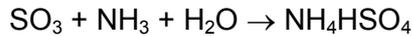
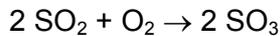


Abb. 16: Schema des SCR-Verfahrens [VERBUNGESELLSCHAFT, 1996].

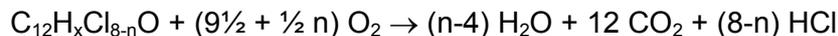
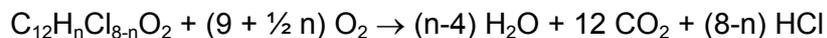
Erreichbare Wirkungsgrade liegen bei diesem Verfahren bei > 90 %. Dabei muss das Verhältnis zwischen Ammoniak und Stickoxid sowohl für die Entstickung als auch für die Ausnutzung des eingedüsten Ammoniaks optimal eingestellt werden.

Neben den Hauptreaktionen finden am Katalysator weitere Reaktionen statt:



Durch unvollständige Reaktion des Ammoniaks und durch die Oxidation des SO_2 zu SO_3 am Katalysator (Konversion) können Ammoniumsulfatverbindungen entstehen, welche sich am Luftvorwärmer ablagern. Die minimale Arbeitstemperatur des Katalysators von etwa 320 °C ergibt sich aus der Bildungstemperatur von Ammoniumsulfaten. Optimal sind Temperaturen zwischen 320 und 370 °C [FARWICK & RUMMENHOHL, 1993].

Dioxine und Furane können am Katalysator oxidiert werden. Dabei laufen folgende Reaktionsschritte ab:



An den DENOX-Katalysator (zumeist TiO_2 -Katalysatoren) werden folgende Anforderungen gestellt [KRATSCHMANN & NISTLER, 1988]:

- hohe Aktivität und Selektivität
- niedrige Umwandlungsrate von SO_2 zu SO_3
- hohe Temperaturwechselbeständigkeit
- geringer Druckverlust und Vermeidung von Ascheablagerung durch die Formgebung des Katalysators
- chemische und mechanische Beständigkeit
- Beständigkeit gegen Erosion durch Asche.

In Abhängigkeit von der Position der Entstickungsanlage kann man folgende Anordnungen der SCR unterscheiden:

- *High-dust Schaltung*
Die SCR-Anlage ist zwischen Kessel und Luftvorwärmer angeordnet. Der Katalysator wird vom heißen, staubbeladenen Rauchgas durchströmt. Mögliche Probleme durch Erosion und Flugascheablagerungen können durch eine gleichmäßige Strömung der Rauchgase und durch Vorabscheidung der Asche behoben werden. Eine Aufheizung der Rauchgase ist bei dieser Anordnung nicht erforderlich. Ein Problem stellt die erhöhte SO_2/SO_3 -Konversion dar.
- *Low-dust Schaltung*
Die SCR-Anlage ist der Rauchgasentschwefelung nachgereiht, wodurch die Probleme mit der SO_2/SO_3 -Konversion umgangen werden können. Da die optimale Betriebstemperatur des Katalysators über 300 °C liegt, muss das entschwefelte Rauchgas vor dem Eintritt in den Katalysator erneut aufgeheizt werden.

Die Katalysatoren sind in den meisten Fällen wabenförmige Vollkatalysatoren aus aktiviertem Titanoxid als Trägermaterial und katalytisch aktiven Einlagerungen mit den Hauptkomponenten Vanadiumpentoxid V_2O_5 und Wolframtrioxid WO_3 . Die einzelnen Katalysatorelemente werden zu Modulen zusammengefasst und in mehreren Ebenen angeordnet. Daneben sind Plattenkatalysatoren, bei denen die Katalysatormasse auf ein plattenförmiges Metallgitter aufgebracht ist, im Einsatz. Nach VGB KRAFTWERKSTECHNIK (1992) besitzt ein typischer Wabenkatalysator eine wirksame Oberfläche von etwa 750 m^2/m^3 .

Die einzelnen Reaktionsschritte der Katalyse lassen sich nach THOMÉ-KOZMIENSKY (1998) unterteilen in:

- Diffusion der NO_x - und NH_3 -Moleküle durch die laminare Grenzschicht der Katalysatorpartikel zu deren Oberfläche
- Porendiffusion zu den aktiven Zentren
- Adsorption von NO_x und NH_3 an aktiven Zentren
- chemische Reaktion
- Desorption der Produkte N_2 und H_2O
- Porendiffusion der Produkte zur Katalysatorenoberfläche
- Diffusion durch die laminare Grenzschicht in den Gasstrom.

Ein Schlüsselparameter für das Betriebsverhalten einer SCR-Anlage ist der NH_3 -Schlupf. Der Schlupf muss möglichst niedrig sein, um eine Verschmutzung des Luftvorwärmers sowie Verunreinigungen der Flugasche durch NH_3 zu vermeiden. Zur Überwachung des Schlupfes wird im Normalfall der NH_3 -Gehalt der Flugasche täglich mittels Wasserdampfdestillation bestimmt und die zeitliche Entwicklung verfolgt. Ein allfälliger Anstieg des Ammoniakgehaltes erfolgt meist stetig und kann auf folgende Ursachen zurückgeführt werden [GUTBERLET, 1994]:

- *starke Verschmutzung der Katalysatoren*
Die Katalysatorenverschmutzung ist gleichbedeutend mit einem Verlust an katalytischer Oberfläche durch die Ablagerung von Flugasche. Diese Ablagerungen können durch geeignete Rauchgasführung (Strömungstechnik) vermindert werden.
- *Deaktivierung der Katalysatoren*
Die Beurteilung der Katalysatordeaktivierung erfordert umfangreiche chemische Analysen sowie Leistungstests an Probeelementen unter realistischen Testbedingungen.
- *Ungleichmäßige NH_3 -Verteilung*
Durch ungleichmäßiges Eindüsen von Ammoniak tritt an einigen Stellen ein hohes stöchiometrisches Verhältnis von NH_3 zu NO auf. Bei einer Verhältniszahl in der Nähe von 1 steigen die NH_3 -Emissionen.
- *Überdosierung von NH_3 als Folge einer Rauchgasschieflage.*

Rauchgasschieflagen entstehen durch unterschiedliche Strömungsverhältnisse in parallel geschalteten DENOX-Reaktoren. Als Folge des unterschiedlichen Strömungswiderstandes strömt das Rauchgas bevorzugt über den Strang mit dem geringeren Strömungswiderstand, weshalb es im Strang mit der geringeren Rauchgasmenge zu Überdosierungen kommen kann.

In der Regel ist eine mechanische Reinigung des Katalysators nach etwa 5.000 Betriebsstunden erforderlich. Das Reinigungsintervall kann bei verschiedenen Anlagen erhebliche Unterschiede aufweisen (Art des Brennstoffes, Aschegehalt der Kohle, Anordnung der SCR-Anlage). Die bei der Reinigung von der Katalysatoroberfläche abgelösten Partikel werden in den meisten Fällen gemeinsam mit der Flugasche über einen nachgeschalteten Elektrofilter abgeschieden. Aufgrund von Verschleiß- und Deaktivierungserscheinungen müssen bei Kohlekraftwerken etwa alle 40.000 bis 80.000 Betriebsstunden (~ 10 Jahre) die Katalysatorenlagen gewechselt oder gewaschen werden [SCHÖNGRUNDNER, 2000; GAISBERGER, 2001]. In der Regel erfolgt ein Austausch lagenweise, d. h. es wird nicht der gesamte Katalysator auf einmal gewechselt.

Bei Ölkraftwerken kommt es durch die Einlagerung von Vanadium zu einer Aktivitätszunahme des Katalysators und damit zu einer erhöhten SO_2/SO_3 Konversion. Dies kann einerseits zur Bildung von Ammoniumsulfatverbindungen, andererseits zu einer Zunahme der SO_3 -Aerosol Emissionen führen, welche als sogenannter „plume“ („blauer Rauch“) bereits in niedrigen Konzentrationen deutlich sichtbar werden. Falls Kraftwerke nicht mit entsprechenden Ab-

scheidevorrichtungen (nasser Elektrofilter) ausgerüstet sind, müssen die Katalysatoren regelmäßig gewaschen werden. Als Waschlösungen werden Oxalsäure und Wasser verwendet, die Intervalle hängen vom Einzelfall ab. So wurde der Katalysator im FHKW Linz Mitte nach 17.000 Betriebsstunden zum ersten Mal mit Oxalsäure und seitdem einmal jährlich mit Wasser gewaschen, während der Katalysator im Kraftwerk Simmering III nach 35.000 Betriebsstunden zum ersten Mal mit Oxalsäure gereinigt wurde. Die Gesamtlebensdauer des Katalysators des Kraftwerkes Simmering III wurde vom Hersteller mit 70.000 Betriebsstunden angegeben, möglicherweise kann diese durch regelmäßiges Waschen verlängert werden.

Aufgrund der teilweise unerwartet hohen Lebensdauer können generelle Aussagen über die Standzeit nicht gemacht werden.

Reduktionsmittel zur Rauchgasentstickung

Als Reduktionsmittel zur Rauchgasentstickung kommen alle einatomigen Stickstoffverbindungen in Frage, wobei Ammoniak und Harnstoff am häufigsten Verwendung finden [HARTENSTEIN & MAYER, 1995].

- *Ammoniak NH_3*

Ammoniak ist ein farbloses, stechend riechendes Gas und wird in den Anlagen meist als wässrige Lösung (25 %) verwendet. Bei der Verwendung von Ammoniak müssen entsprechende Sicherheitsvorkehrungen getroffen werden, da einerseits die wässrige Lösung eine hohe Fischtoxizität aufweist und andererseits der Einsatz von gasförmigem NH_3 wegen seiner Verätzungsgefahr problematisch ist. Gasförmiges NH_3 wird in Druckbehältern verflüssigt gelagert.

- *Harnstoff $(NH_2)_2CO$*

Harnstoff wird als weißes, kristallines, schwach hygroskopisches Granulat mit einer Korngröße von 2 mm geliefert. Es lässt sich in Wasser lösen und ist völlig unbedenklich zu lagern. In WINTER, SCHRICKEL & STIETZ (1996) wird darauf hingewiesen, dass sich das geringere Gefährdungspotential von Harnstoff nur auf den Luftpfad bezieht, das Potential zur Wassergefährdung jedoch gravierend ist.

Die Verwendung von Harnstoff anstelle von Ammoniak verschiebt das optimale Temperaturfenster bei Verwendung des SNCR-Verfahrens um etwa 50 K zu höheren Temperaturen. Im Vergleich zu Ammoniak sind die Emissionen von Kohlenmonoxid und Lachgas deutlich höher. Daher sollte Harnstoff für SNCR-Neuanlagen nicht mehr eingesetzt werden.

3.3.3 Vergleich verschiedener Entstickungstechnologien

HOLSCHUMACHER & RENTZ (1995) vergleichen verschiedene Technologien zur Rauchgasentstickung anhand der in Tab. 28 angeführten Parameter.

Tab. 28: Vergleich von Entstickungsverfahren [HOLSCHUMACHER & RENTZ, 1995].

Parameter	Einheit	FTM	SNCR	SCR
Ort der Entstickung	-	Kessel	Kessel	Reaktor
Nachrüstmöglichkeit	-	ja	ja	ja
Platzbedarf	-	kein	sehr niedrig	niedrig – hoch
Brennstoffband	-	k.E.	k.E.	k.E.
Max. Rauchgaskapazität	Nm ³ /h	k.E.	k.E.	1.200.000
Molarfaktor NH ₃ /NO _x	mol/mol	-	1,5–2,5	0,8–1,0
Eintrittstemperatur	°C	abhängig von Maßnahme	850–1050	abhängig vom Katalysator
Austrittstemperatur	°C	abhängig von Maßnahme	850–1050	abhängig vom Katalysator
Abscheidegrad	%	10–40	50–80	70–90
NO _x -Emission	mg/Nm ³	600	200–400	< 200
Einsatzstoffverbrauch	kg/MWh	-	1,3–2,4 (Ammoniak)	1,1–1,5 (Ammoniak)
Wasserverbrauch	kg/MWh	-	-	-
Abwasseranfall	kg/MWh	-	-	-
Reststoff	-	-	-	-
Reststoffanfall	kg/MWh	-	-	-
Energieverbrauch	kWh/MWh	abhängig von Maßnahme	1–3	5–20
Verfügbarkeit	%	abhängig von Maßnahme	> 97	> 98
Lastbereich	%	abhängig von Maßnahme	50–100	40–110
Lastwechselgeschwindigkeit	%/min	abhängig von Maßnahme	10	10
Wartungsaufwand	-	sehr gering	gering	gering
Betriebserfahrungen	-	sehr gut	gut	gut
Personalbedarf	-	kein	sehr niedrig	sehr niedrig
Investitionen	€/kW _{el.}	8–41	10–61	92–332
Kosten	Cent/kWh	0,2	0,3–0,5	0,3–1,0

k.E. ... keine Einschränkungen

3.3.4 Reduktion von Stickoxiden in ausgewählten Kraftwerken

3.3.4.1 Stickoxidreduktion KW Voitsberg 3

Bei Inbetriebnahme des Kraftwerkblockes Voitsberg 3 wurde von den Behörden ein NO_x-Grenzwert von 800 mg/Nm³ vorgeschrieben. Der Emissionswert des Kraftwerkes lag zwischen 500 und 700 mg/Nm³, weshalb keine Maßnahmen zur Stickoxidreduktion erforderlich waren.

1985 wurde erstmals behördlich die Forderung nach einer Senkung der NO_x-Emissionen gestellt.

Da zum damaligen Zeitpunkt keine Erfahrungen zur Entstickung von braunkohlebefeuerten Großkraftwerken vorlagen, wurden das SCR- sowie das SNCR-Verfahren erprobt. Die Untersuchungen ergaben, dass der geforderte NO_x -Wert von 200 mg/Nm^3 als Halbstundenmittelwert nur durch die Installation einer SCR-Anlage erreicht werden konnte.

Die Inbetriebsetzung der SCR-Anlage erfolgte 1990; zusätzlich wurden feuerungstechnische Primärmaßnahmen implementiert.

Primärmaßnahmen

- *Feuerungsumbau* [TAUSCHITZ & ZELLINGER, 1991]
1987 wurde untersucht ob ein NO_x -Grenzwert von 200 mg/Nm^3 allein durch den Umbau der Feuerung einhaltbar ist. Die geplante Verdichtung der Brenner sowie die Installation einer Oberluft wäre technisch durchführbar gewesen, der Kessel- und Feuerungslieferant konnte jedoch keine Garantien für die Erreichung des erforderlichen Grenzwertes geben. Der Feuerungsumbau wäre daher eine Investition mit hohem Risiko gewesen und wurde nicht weiter verfolgt.
- *Oberluft* [TAUSCHITZ & ZELLINGER, 1991]
Nach positiv verlaufenen Vorversuchen wurden 1988 bzw. 1989 Oberluftsysteme in zwei Ebenen installiert (Abb. 17).

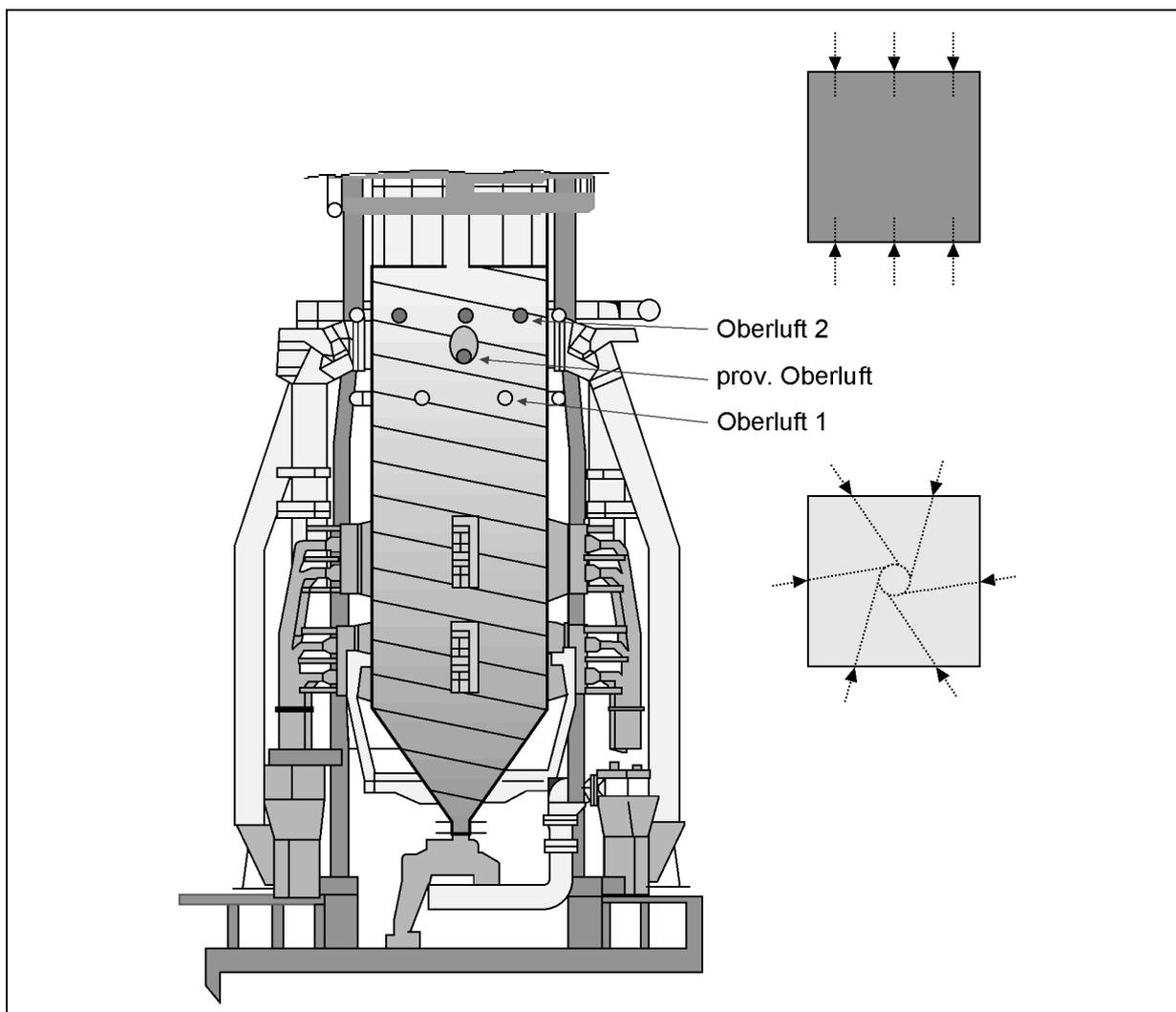


Abb. 17: Anordnung der Oberluft KW Voitsberg 3 [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1996].

Im Normalbetrieb ist jede Oberluftebene mit je 10 % der gesamten Verbrennungsluftmenge in Betrieb. Bei Ansteigen der CO-Emissionen wird die Luftmenge der Ebene 1 reduziert und diese Luft über die Brenner eingebracht. Im Vollastbetrieb stellt sich bei einem Gesamtluftüberschuß von 4 % O₂ am Feuerraumende und einer CO-Emission von 50 mg/Nm³ eine NO_x-Emission von etwa 350 mg/Nm³ ein.

Die Luftstufung ist bei geringer Teillast nicht wirksam, da durch die Kühlluft der außer Betrieb befindlichen Brenner so viel Sauerstoff in den Brennerbereich eingebracht wird, dass keine unterstöchiometrische Verbrennung möglich ist.

Bei insgesamt gleichem Anteil an Oberluft werden im Betrieb mit zwei Ebenen geringere Stickoxid- und CO-Emissionen als bei einer Oberluftebene erzielt.

- **Feuerungsumbau** [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1996]

Seit 1990 werden die bei der Verbrennung entstehenden Stickoxide über eine SCR-Anlage reduziert. Durch den hohen Aschegehalt der Braunkohle (erhöhter Quarzgehalt gegenüber Steinkohleflugaschen) traten betriebliche Probleme durch Verschleiß der Katalysatoren auf. Als Alternative zur Nachrüstung mit einer zusätzlichen Katalysatorebene wurden deshalb 1998 zusätzliche feuerungstechnische Maßnahmen durchgeführt.

Durch eine lange Verweilzeit des Brennstoffes in einer Verbrennungszone mit Luftmangel und eine gestufte Zugabe der restlichen Verbrennungsluft können die gesetzlich vorgeschriebenen Emissionsgrenzwerte ohne zusätzliche Maßnahmen eingehalten werden. Dazu wurde unter anderem die Oberluftzufuhr im Kessel nach oben gesetzt, um eine längere Verweilzeit (ca. 3 Sekunden) der Kohleteilchen in der reduzierenden Atmosphäre zu erreichen. Wegen der gezielten Zugabe von Verbrennungsluft kann die Feuerung mit geringerem Luftüberschuss (15 % bei Vollast) betrieben werden, was sich in der Verbesserung des Wirkungsgrades niederschlägt. Bei Mindestlast beträgt der Luftüberschuss 30 %, wodurch der Wirkungsgrad erniedrigt wird.

Zurzeit wird noch das SCR-Verfahren zusätzlich zu den feuerungstechnischen Maßnahmen eingesetzt. Durch Optimierung der feuerungstechnischen Maßnahmen wird aber versucht, die Einhaltung der Grenzwerte ohne Einsatz des SCR-Verfahrens einzuhalten.

SNCR-Verfahren [TAUSCHITZ & ZELLINGER, 1991]

Mit der Erprobung des SNCR-Verfahrens im Kraftwerk Voitsberg 3 wurde 1988 begonnen.

Als Reduktionsmittel diente eine wässrige Harnstofflösung mit einer Konzentration von 10 %, welche anfangs durch eine provisorische Oberluft eingedüst wurde. In Abhängigkeit von der Last wurden Reduktionen zwischen 30 % bei Vollast und 60 % bei Mindestlast erreicht.

1988 wurden zwei Lagerbehälter für die Harnstofflösung installiert. Der als Feststoff angelieferte Harnstoff wurde pneumatisch in die leeren Lagertanks gefördert und mit einer entsprechenden Wassermenge aufgelöst. Die Eindüsung des gelösten Harnstoffes erfolgte über die inzwischen installierte Oberluftebene 1. Eine Reduktion der Stickoxide in dem Ausmaß der ersten Versuchen konnte jedoch nicht erreicht werden.

Dieses Ergebnis konnte auf den im Vergleich zu den ersten Versuchen höheren Heizwert der Kohle zurückgeführt werden (12.000 kJ/kg gegenüber 9.000 kJ/kg während der ersten Versuche). Aufgrund des dadurch niedrigeren Asche- und Wassergehaltes und der daraus resultierenden niedrigeren Rauchgasmenge lag die Feuerraumtemperatur wesentlich höher, weshalb die erzielte NO_x-Reduktion geringer ausfiel.

Durch die Verwendung von Harnstoff wurden zudem Kesselschäden verursacht.

Mit dem SNCR-Verfahren konnte über den gesamten Lastbereich eine NO_x-Emissionswert von < 300 mg/Nm³ eingehalten werden. Der Grenzwert von 200 mg/Nm³ wurde jedoch nicht erreicht.

SCR-Verfahren [TAUSCHITZ & ZELLINGER, 1991]

Zusätzlich zu den feuerungstechnischen Primärmaßnahmen und dem Einsatz des SNCR-Verfahrens wurde ab 1985 das SCR-Verfahren in zwei Pilot-Anlagen erprobt. Dabei wurden die beiden Anlagen parallel zum Luftvorwärmer angeordnet, wobei ein IHI-Keramikkatalysator sowie ein Babcock-Hitachi-Plattenkatalysator eingesetzt wurden.

Die Katalysatoren sollten in High-dust-Anordnung getestet werden, wobei folgende Punkte besonders berücksichtigt wurden:

- Erosionsverhalten bei hohen Staubgehalten im Rauchgas von 50 bis 100 g/Nm³.
- Einfluss des hohen SO₂-Gehaltes im Rauchgas von bis zu 4.500 mg/Nm³.
- Einfluss des Betriebes mit Kalkeinblasung in den Feuerraum.
- Verhalten bei der für SCR-Anlagen tiefen Rauchgastemperatur von 290 °C bei Mindestlast und 330 °C bei Vollast.

Die Versuche zeigten, dass SCR-Anlagen auch bei aschereichen Braunkohlen einsetzbar sind und dass bei niedrigen Rauchgasgeschwindigkeiten auch die Ascheerosion in tolerierbaren Grenzen gehalten werden kann.

Bei beiden Versuchsanlagen konnten NO_x-Emissionen von 200 mg/Nm³ – bei einem Ammoniak schlupf von < 1 ppm – erreicht werden.

Großtechnisch ist die SCR-Anlage seit 1990 in Betrieb. Zur Bemessung des Katalysatorvolumens wurden wegen des höheren NO_x-Wertes im Rohgas und der tieferen Rauchgastemperatur die Bedingungen unter Mindestlast herangezogen.

Zu Beginn war die Reduktionsmittelanlieferung und Versorgung mit druckverflüssigtem Ammoniak geplant. Aufgrund sicherheitstechnischer Überlegungen wurde jedoch die Anlage für die Verwendung von Ammoniakwasser ausgelegt.

Tab. 29 stellt die Auslegungs- und Garantiedaten der 1990 in Betrieb genommenen SCR-Anlage dar. Mit dieser Anlage werden rund 80 % der Stickoxide reduziert.

Tab. 29: Auslegungs- Garantiedaten der SCR-Anlage Voitsberg 3 [SCHÖNGRUNDNER et al.].

		Vollast	Mindestlast
Rauchgasmenge	m ³ /h i. N.	1.150.000	750.000
Rauchgastemperatur	°C	330	290
NO _x vor SCR (als NO ₂)	mg/Nm ³	450	650
Max. SO ₂ vor SCR	mg/Nm ³	8.000	8.000
SO ₂ -Mittelwert vor SCR	mg/Nm ³	4.000	4.000
Max. Aschegehalt (mit TAV)	g/Nm ³	90 (80)	
NO _x nach SCR (als NO ₂)	mg/Nm ³	≤ 150	
NH ₃ -Schlupf (nach 16.000 Bh)	mg/Nm ³	≤ 4	
SO ₂ /SO ₃ -Konversion (330°C, 4.000 mg SO ₂ /Nm ³ _{tr} ; 6 % O ₂)	%	≤ 0,7	
Druckverlust (2 Lagen)	mbar	≤ 6	
Kraftbedarf	kW	≤ 52	

Ammoniakwasser (25 %ig) wird mittels LKW angeliefert und in einem Doppelmanteltank mit 200 m³ Inhalt zwischengelagert. Die Zugabe von Ammoniakwasser beginnt, wenn das Katalysatormaterial (Rauchgastemperatur nach Katalysator $\geq 265^{\circ}\text{C}$) die Betriebstemperatur erreicht hat. Aus dem Doppelmanteltank wird das NH₄OH über einen 2 m³-Zwischenbehälter einem dampf- und rauchgasbeheizten Sprühverdampfer zugeführt. Die Eindüsung erfolgt über 1.794 Sprühdüsen (Abb. 18).

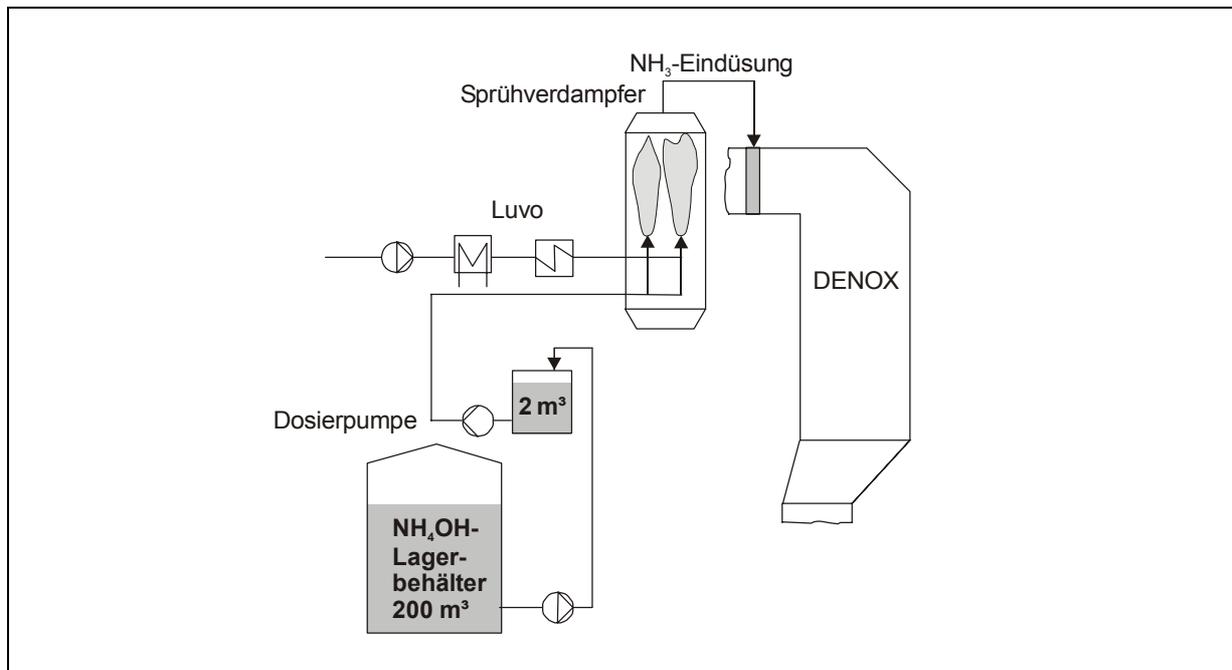


Abb. 18: Ammoniakwasserversorgung der SCR-Anlage Voitsberg 3 [SCHÖNGRUNDNER et al.].

Durch den hohen Quarzgehalt der Braunkohleaschen kommt es zu verstärktem Verschleiß und Verstopfung des Katalysators, weshalb alle 2.000 Stunden ein Teil des eingesetzten Katalysatorvolumens ausgewechselt werden muss.

Um diese Probleme zu vermeiden, wird versucht den Grenzwert allein mit feuerungstechnischen Maßnahmen einzuhalten. Zurzeit (Ende 2000) ist nur mehr eine Lage des Katalysators eingebaut, welche nur mehr eine Schutzfunktion ausübt. Dadurch hat sich der Verbrauch an Ammoniakwasser von rund 360 kg/h auf ca. 60 kg/h reduziert. Die NO_x-Emissionen stiegen von 150 mg/Nm³ auf 180 mg/Nm³ (Minderungspotential: rund 75 %).

Durch die Umstellung auf feuerungstechnische Maßnahmen verringert sich der Eigenenergiebedarf des Kraftwerkes (geringeres Rauchgasvolumen, geringerer Druckverlust), dafür kommt es zu einer Verschlechterung des Ausbrandes und zu einer geringfügigen Erhöhung des Glühverlustes der Rückstände. In Summe wird sich der Wirkungsgrad des Kraftwerkes leicht erhöhen (genaue Daten liegen noch nicht vor).

Bei erfolgreicher Einführung der feuerungstechnischen Maßnahmen soll die SCR-Anlage im Sommer 2001 zur Gänze abgestellt werden.

3.3.4.2 Stickoxidreduktion KW St. Andrä 2

SNCR-Verfahren

Im Jahre 1988 wurde im KW St. Andrä 2 eine SNCR-Anlage installiert. Durch die im Zuge des Feuerungsumbaus 1994 getroffenen feuerungstechnischen Maßnahmen zur Stickoxidreduktion kann jedoch der Grenzwert für die NO_x -Emissionen eingehalten werden, weshalb das SNCR-Verfahren nicht zum Einsatz kommt.

Feuerungstechnische Maßnahmen

Die Reduktion der Stickoxide kann im Kraftwerk St. Andrä 2 durch feuerungstechnische Primärmaßnahmen erreicht werden. Im Zuge des Umbaus der Feuerung von Braun- auf Steinkohle wurde eine Tangentialfeuerung mit jeweils vier in drei Lagen angeordneten NO_x -armen Strahlbrennern realisiert.

Durch die in Abb. 19 dargestellte Anordnung der Brenner und der Luftzuführung kann ein NO_x -Garantiewert von $400 \text{ mg/Nm}^3_{\text{tr}}$ (als NO_2) problemlos eingehalten werden. Im Normalbetrieb wird der Brennerbereich mit einer Luftüberschusszahl von 0,8 betrieben, die restliche Verbrennungsluft wird über die Oberluft zugeführt.

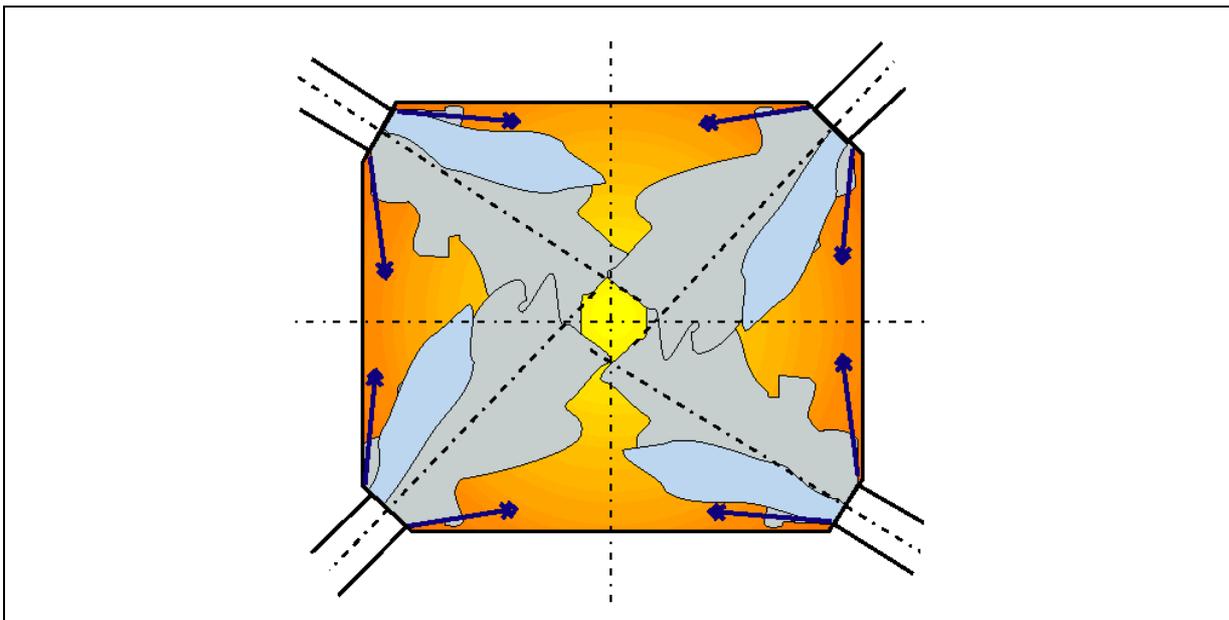


Abb. 19: Brenneranordnung im Kessel St. Andrä 2 [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1996].

Die Luftstufung erfolgt nach VERBUNDGESELLSCHAFT (1997) nach zwei Prinzipien (Abb. 20):

- *axiale Luftstufung*
Die Verbrennungsluft wird in Hauptströmungsrichtung gestuft zugeführt.
- *radiale Luftstufung*
Dabei wird ein Teil der Verbrennungsluft zur Wand hin abgelenkt, wodurch an den Kesselrändern Luftüberschuss vorliegt.

Durch die Kombination beider Maßnahmen bildet sich im Kessel ein unterstöchiometrischer Feuerkern aus, der von einer überstöchiometrischen Hülle umgeben ist. Dadurch werden die Brennkammerwände vor reduzierender Atmosphäre und damit vor Korrosion geschützt. Im Probetrieb konnten über den gesamten Lastbereich NO_x -Emissionen zwischen 200 und $300 \text{ mg/Nm}^3_{\text{tr}}$ (aktuelle Emissionsmessungen: 250 mg/Nm^3 ; Minderungspotential: 40 %) erzielt werden.

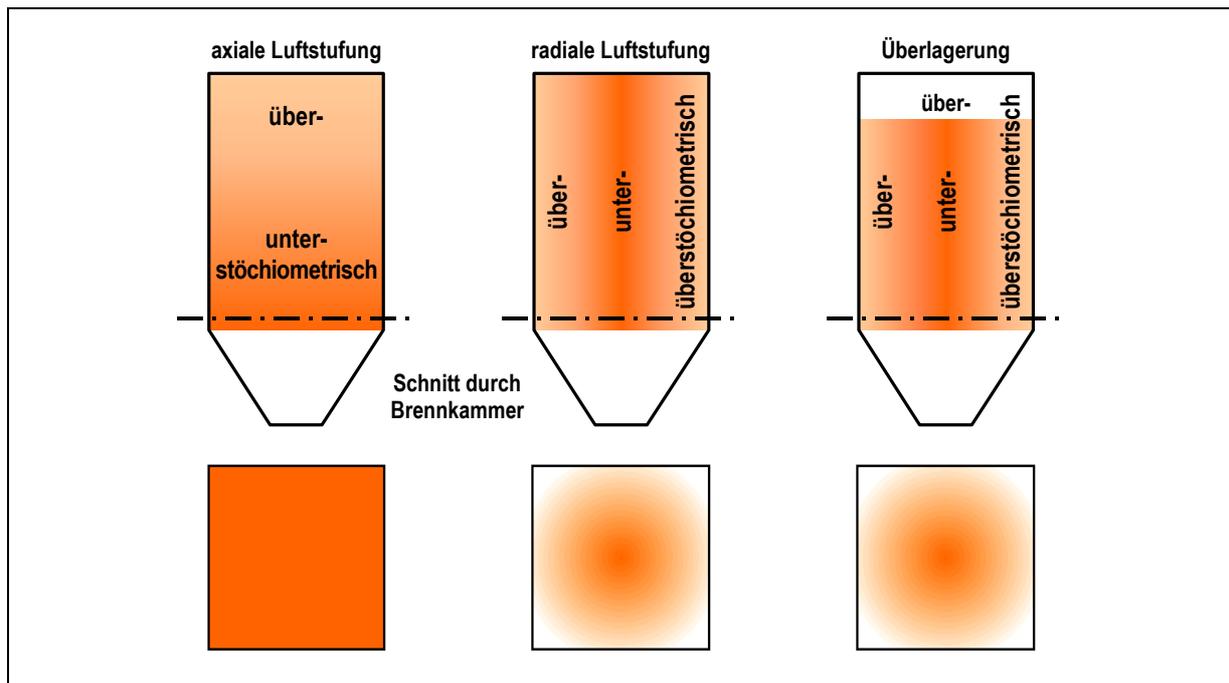


Abb. 20: Kombinierte Luftstufung [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1997].

3.3.4.3 Stickoxidreduktion KW Dürnrohr 1

Feuerungstechnische Maßnahmen [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1996]

Das KW Dürnrohr 1 ist seit seiner Errichtung mit NO_x -armen Brennern (Stufenstrahlbrenner) und einer Oberlufteinrichtung (15 % der Gesamtluft) zur Reduzierung der Stickoxide ausgerüstet. Zusätzlich sind die Brenner in den Ecken des Feuerraums als Tangentialfeuerung angeordnet.

Ab dem Jahr 1997 wurde untersucht, ob sich durch Senkung des Luftüberschusses λ von 1,25 auf 1,20 bzw. 1,15 Wirkungsgradverbesserungen erzielen lassen können. Dadurch könnten die NO_x -Menge reduziert werden, wodurch sich beträchtliche Einsparungen (bis zu 50 %) des in der DENOX-Anlage benötigten Ammoniaks ergeben würden.

Nach dieser Umstellung hätten aber nur mehr bestimmte Kohlequalitäten verfeuert werden können. Außerdem hätte sich die Austrittstemperatur nach dem Zwischenüberhitzer verringert, wodurch bei Teillast die für die SCR-Anlage erforderliche Betriebstemperatur nicht mehr erreicht worden wäre. Die Versuche wurden daher nicht weiter verfolgt.

SCR-Verfahren

Bei der selektiv katalytischen Reduktion werden die Stickoxide mit Ammoniak an einem TiO_2 -Katalysator zu elementarem Stickstoff und Wasserdampf umgewandelt. Bei dieser Reaktion muss die Temperatur zwischen 310 und 420 °C liegen.

Die verwendeten HITACHI-Katalysatoren bestehen aus dünnwandigem plasmagerauhtem Edelstahlblech, auf dem die Katalysatormasse aufgebracht wird. Die profilierten Katalysatorbleche werden zu Einheiten mit den Abmessungen 500 x 500 x 500 mm zusammengesetzt. Aus diesen Katalysatoreinheiten werden Katalysatorpakete gebildet und in Katalysatorboxen angeordnet.

Die SCR-Anlage beim Kraftwerk Dürnrohr ist als High-dust-Anlage angeordnet. Reduktionsmittel ist Ammoniakgas. Nach etwa 12.000 Betriebsstunden konnte ein leichter Aktivitätsabfall

der Katalysatoren – hervorgerufen durch Einschließen von feuchtem Rauchgas während einer Stillstandsphase – festgestellt werden. Durch Anbringen einer sechsten Katalysatorenlage (100 m³ um etwa 1,45 Mill. €) 1992 konnte dieser Abfall ausgeglichen werden.

Aus Abb. 21 geht hervor, dass der Großteil aller gemessenen Stickoxidemissionen weit unter dem behördlich festgelegten Grenzwert von 200 mg/Nm³ liegen [VERBUNDKRAFT & EVN, 1996]. Das durchschnittlich erreichte Minderungspotential liegt bei rund 80 %.

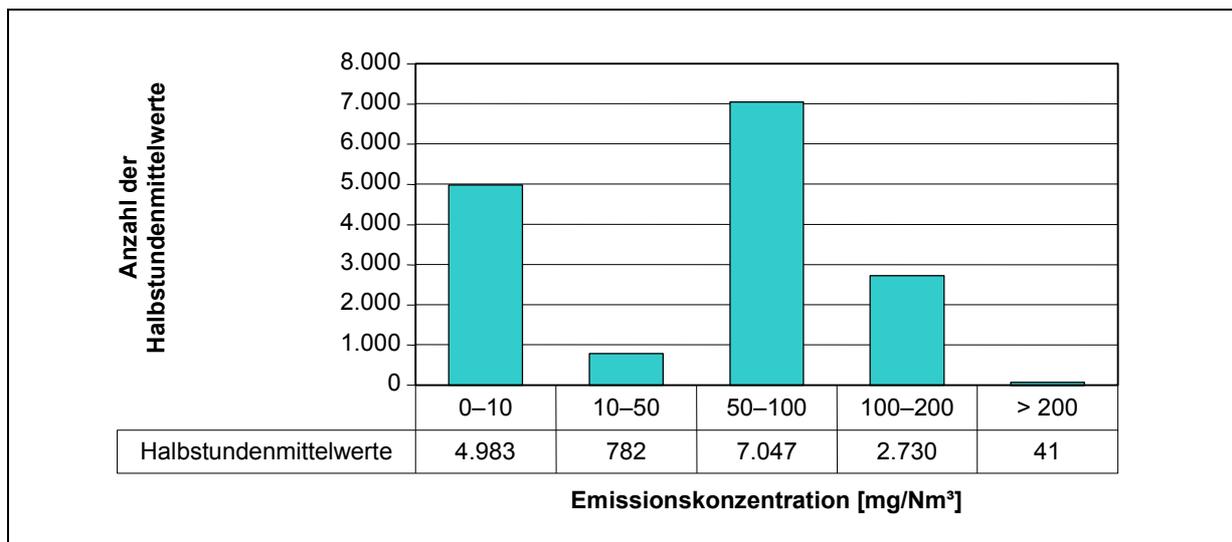


Abb. 21: Häufigkeitsverteilung der NO_x-Emissionskonzentrationen [VERBUNDKRAFT & EVN, 1996].

3.3.4.4 Stickoxidreduktion KW Zeltweg

Feuerungstechnische Maßnahmen

Durch Implementierung feuerungstechnischer Maßnahmen (Reduzierung des Luftüberschusses, Rauchgasrezirkulation, unterschiedliche Mühlenbelastung, Oberluftzuführung über die nicht in Betrieb befindliche Brennerebenen, Variierung der Mahlfineinheit der Kohle) im Jahr 1984 wurden die NO_x-Emission um 30 % vermindert.

Zusätzlich wurde 1995 etwa drei Meter über der obersten Brennerebene eine Einrichtung zum Einblasen von Oberluft eingebaut. Eine optimale Luftstufung konnte aufgrund des zu geringen Abstandes zur Brennerebene jedoch nicht erreicht werden [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1996].

SNCR-Verfahren

Zur Entstickung der Rauchgase wird seit dem Winter 1988 das SNCR-Verfahren eingesetzt. Bei diesem Verfahren wird Ammoniakwasser (NH₄OH) mit deionisiertem Wasser auf 3–5 % verdünnt und in einem Temperaturbereich von 1.000 °C bis 1.150 °C in den Feuerraum eingedüst, wobei Dampf als Hilfsmittel eingesetzt wird. Damit das Reduktionsmittel auch bei verschiedenen Lastzuständen immer im optimalen Temperaturfenster injiziert werden kann, wurden drei Ebenen mit insgesamt 36 Eindüsenstellen eingebaut. Zum gefahrlosen Transport und zur Lagerung von Ammoniak wird dieses in Form einer 25 %igen Lösung (Ammoniakwasser) angeliefert [DRAUKRAFT, 1996a].

Das SNCR-Verfahren gewährleistet nach VERBUNDGESELLSCHAFT (1996) über den gesamten Lastbereich einen NO_x-Emissionswert von 250 mg/Nm³. Gemeinsam mit den feuerungstechnischen Maßnahmen werden damit rund 65 % der NO_x Emissionen vermieden.

3.3.5 Rauchgasentstickung ausgewählter Kraftwerke im Überblick

In Tab. 30 werden die Entstickungstechniken ausgewählter Kraftwerke im Überblick dargestellt.

Tab. 30: Rauchgasentstickung bei ausgewählten Kraftwerken.

	St. Andrá 2	Voitsberg 3	Zeltweg	Dünnrohr 1	Riedersbach 1	Riedersbach 2	Mellach
Brennstoff	SK, Biomasse	BK	SK	SK, EG	SK, HS	SK, BK, HS	SK, EG
Art der Feuerung	Tangential	Tangential	Tangential	Tangential	Tangential	Tangential	Tangential
Grenzwert [mg/Nm ³ _{tr}]	300-450 ¹	200	300	200	450-600 ¹	200-300 ¹	200
NO _x ohne Maßnahmen [mg/Nm ³ _{tr}]	350-400	500-700	600-700	650-750	Keine Angabe	600-700	1.000
Primärmaßnahmen							
NO _x -arme Brenner	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja
Oberlufterdüsung	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja
Rauchgasrezirkulation	ja	ja	ja	nein	ja	ja	nein
NO _x mit Primärmaßnahmen [mg/Nm ³ _{tr}]	200-300	350-550 (180 ab 2001)	400-450	750 (Kohle)	350-400	350-400	ca. 600
Minderungspotential	ca. 40 %	~ 25 % ab 2001: ~ 75 %	ca. 35 %	-	30-50 %	ca. 38 %	ca. 38 %
Sekundärmaßnahmen							
SNCR	nein	nein	ja	nein	nein	ja	nein
Reaktionsmittel			NH ₄ OH			Harnstoff	
SCR	nein	ja (bis 2001)	nein	ja	nein	ja (Polzeifilter)	ja
Schaltung		High-dust		High-dust		High-dust	High-dust
Katalysator		Wabe/Platte		Platten-K.		Platten-K.	Waben-K.
Kat.-Volumen [m ³]		405		515		115	378
Betriebstemperatur [°C]		290-330		380		330	310-400
Reaktionsmittel		NH ₄ OH		NH ₃		Harnstoff	Ammoniakgas
NO _x mit Sekundärmaßnahmen [mg/Nm ³]		150 (bis 2001)	250	< 100-150 (Kohle)		250-280	150-180
NH ₃ -Schlupf [mg/Nm ³]	-	< 10 (bis 2001)	2-3	ca. 5		< 0,1	max. 1
Gesamtminderungspotential (%)	ca. 40	ca. 80	ca. 65	ca. 80		55-65	80-85

¹ ... in Abhängigkeit des Brennstoffes

	Neudorf/Werndorf Block 1	Neudorf/Werndorf Block 2	FHKW Linz Mitte ¹	Simmering III	Salzburg; HKW Nord
Brennstoff	EG	HS, EG	HS, EG, BK	EG, HS	HS
Art der Feuerung	Frontalfeuerung	Frontalfeuerung	Frontalfeuerung		Frontal in zwei Ebenen
Grenzwert [mg/Nm ³ _{tr}]	150	150	269	100	170
NO _x ohne Maßnahmen [mg/Nm ³ _{tr}]		650	max. 600	keine Angabe	Keine Angabe
Primärmaßnahmen					
NO _x -arme Brenner	ja	ja	teilweise	ja	ja
Oberlufterdüsung	ja		nein		nein
Rauchgasrezirkulation	ja		nein		nein
NO _x mit Primärmaßnahmen [mg/Nm ³ _{tr}]			keine Angabe	350 (Öl) 100–130 (Gas)	500
Minderungspotential			keine Angabe		keine Angabe
Sekundärmaßnahmen					
SNCR	nein	nein	ja	nein	nein
Reaktionsmittel			Ammoniakgas		
SCR	nein	ja	ja	ja	ja
Schaltung		High-dust	High-dust	High-dust	High-dust
Katalysator		Waben-K.	Waben-K.	Waben-K.	Waben-K.
Kat.-Volumen [m ³]		60	80	208	15
Betriebstemperatur [°C]			350	355	330–400
Reaktionsmittel		Ammoniakwasser	Ammoniakgas	Ammoniakgas	Ammoniakwasser
NO _x mit Sekundärmaßnahmen [mg/Nm ³]		< 130	150–290	85–95	70
NH ₃ -Schlupf [mg/Nm ³]		0,23–0,6	< 1	3,8	< 0,5
Gesamtminderungspotential (%)		> 77	40–80	> 80	86

¹ Die Blöcke 1 und 2 werden in den nächsten Jahren durch eine GuD Anlage ersetzt werden, weswegen keine Investitionen in die bestehende Anlagen getätigt werden.

3.4 Wirkungsgrad

3.4.1 Allgemein

Die bei der Verbrennung der Brennstoffe entstehende Wärmeenergie wird im Dampferzeuger an das Arbeitsmedium (Wasserdampf) übertragen. Dabei geht ein Teil der Energie über das Rauchgas und über die Grobasche verloren.

Die Dampfturbine wandelt die Energie des Arbeitsmediums (Dampf) in mechanische Energie um, die ihrerseits über den Generator in elektrische Energie umgesetzt wird. Ein Teil der erzeugten Energie wird vom Kraftwerk für den elektrischen Eigenbedarf benötigt. Der weitgehend entspannte und nicht mehr nutzbare Dampf wird nach der Turbine kondensiert. Die dabei entstehende Abwärme wird über das Kühlwasser oder über einen Kühlturm an die Umgebung abgegeben.

Nach VGB-KRAFTWERKSTECHNIK (1995) sind die Gesamtverluste des Dampferzeugers vor allem vom Brennstoff (Asche- und Wassergehalt, Heizwert), von der Leistungsgröße und Ausführung des Dampferzeugers, vom Luftüberschuss, von der Rauchgasendtemperatur und von der Betriebsweise abhängig.

Die Wärmeverluste des Dampferzeugers lassen sich nach VGB-KRAFTWERKSTECHNIK (1995) aufteilen in:

- Wärmeverluste über das Abgas – abhängig von Abgastemperatur, Luftüberschuss, Brennstoffzusammensetzung und Kesselverschmutzung.
- Verluste durch unverbrannte Gase – durch unvollständige Verbrennung entstehen CO und H₂ im Rauchgas, deren chemische Energie nicht umgesetzt wurde.
- Verluste durch Unverbranntes in den Rückständen.
- Wärmeverluste durch die Schlacke.
- Verluste durch Ableitung und Strahlung – im wesentlichen abhängig von der Güte der Isolierung des Dampferzeugers.

Zusätzlich zu den auftretenden Wärmeverlusten ist der Eigenbedarf des Kraftwerkes zum Betreiben von Hilfsmaschinen (Brennstoffförderung, Frischlüfter, Mahlanlage, Speise- und Umwälzpumpen, Entaschung, Heizflächenreinigung, ...) zu berücksichtigen.

Durch Abweichungen von der optimalen Feuerführung wird die Wirtschaftlichkeit verringert, die Umweltbelastung erhöht und die Betriebssicherheit beeinträchtigt. Folgende Größen beeinflussen nach VGB-KRAFTWERKSTECHNIK (1995) maßgeblich die Wirtschaftlichkeit der Anlage und sind deshalb laufend zu überwachen:

- Brennstoffzusammensetzung
- Mahlfeinheit
- Rauchgaszusammensetzung (O₂, CO₂, CO)
- Luftüberschuss und Rauchgasvolumenstrom
- Falschlufteinbruch
- Kesselverschmutzung
- Lufteintritts- und Abgastemperatur
- Temperaturverlauf innerhalb der Heizflächen
- Zugverlust
- Flammenbild
- Brennbare Anteile in den Rückständen (Glühverlust).

Eine Steigerung des Wirkungsgrades von kalorischen Kraftwerken bewirkt eine Verminderung der spezifischen Energie- und Stoffflüsse und damit eine Reduktion der negativen Umwelteinflüsse. (Abb. 22).

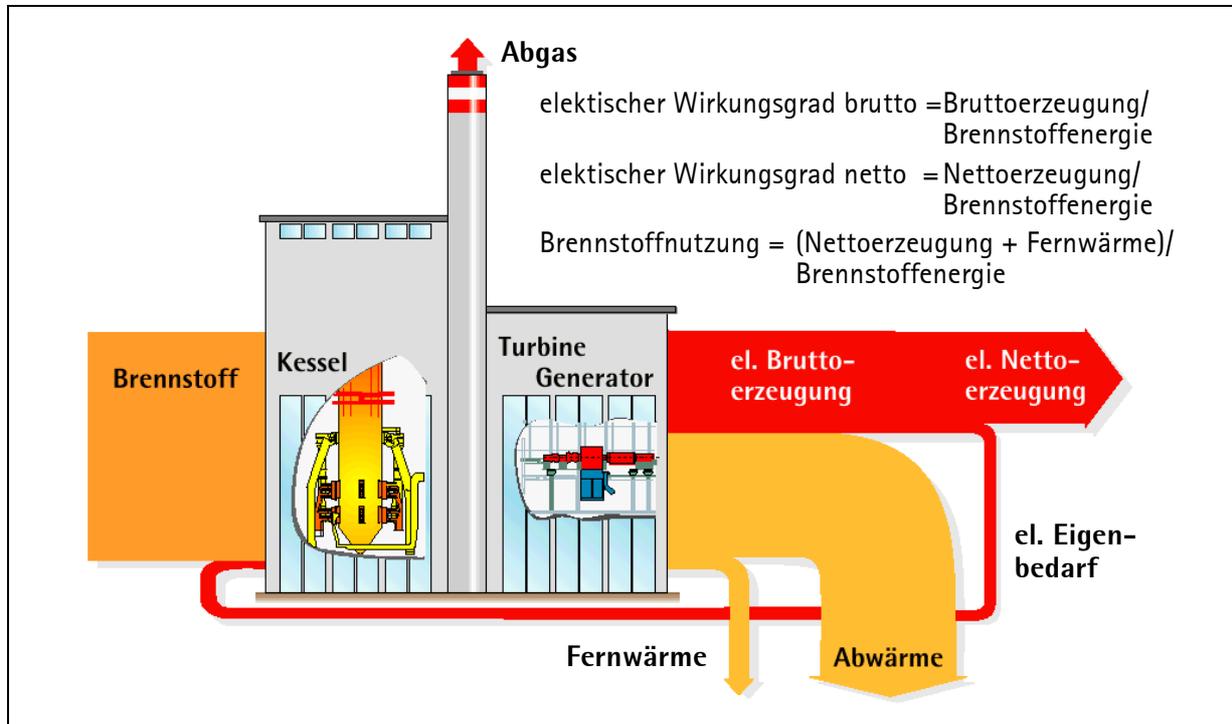


Abb. 22: Energieumwandlung im Wärmekraftwerk [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1997].

Es können folgende Wirkungsgrade unterschieden werden:

- elektrischer Bruttowirkungsgrad = $\frac{\text{Bruttoerzeugung}}{\text{Brennstoffenergie}}$
- elektrischer Nettowirkungsgrad = $\frac{\text{Nettoerzeugung}}{\text{Brennstoffenergie}}$
- Brennstoffnutzung = $\frac{(\text{Nettoerzeugung} + \text{Fernwärme})}{\text{Brennstoffenergie}}$
- Kesselwirkungsgrad = $\frac{\text{Nutzwärme}}{\text{aufgewendete Energie}}$

Die Nutzwärme entspricht der am Austritt des Kessels mit dem Dampf abgeführten Wärme (Turbinenprozeß, Fernwärme), während die aufgewendete Energie sich aus der Brennstoffwärme und der Fremdwärmezufuhr z. B. Luftvorwärmung zusammensetzt.

HAAR (1998) spricht in diesem Zusammenhang vom thermodynamischen Wirkungsgrad, der für eine ideale Wärme-Kraft-Maschine das Verhältnis der theoretisch möglichen gewonnenen mechanischen Energie zur aufgewendeten Wärmeenergie beschreibt. Der thermodynamische Wirkungsgrad ist abhängig von der Umgebungstemperatur und der Dampftemperatur, weshalb Wirkungsgrade unter 100 % nicht nur auf konstruktive Mängel sondern auch auf thermodynamische Naturgesetze zurückzuführen sind.

Seit dem Jahre 1950 konnte der Wirkungsgrad der kalorischen Kraftwerke Österreichs verdoppelt werden. In der Tab. 31 werden elektrische Nettoanlagenwirkungsgrade und Brennstoffnutzung ausgewählter Kraftwerke dargestellt. Obwohl beide Parameter stark von lokalen Gegebenheiten abhängen (z. B. ursprüngliches Anlagenkonzept, prinzipielle Möglichkeit der Fernwärmeauskoppelung), können dennoch einige allgemeine Schlussfolgerungen gezogen werden:

- Die erreichten elektrischen Nettoanlagenwirkungsgrade steigen in der Reihenfolge Braunkohle < Steinkohle < Heizöl schwer < Erdgas.

- Moderne Anlagen erreichen höhere Wirkungsgrade als vergleichbare ältere Kraftwerke.
- Mittels Kraft-Wärme-Kopplung können bei modernen Anlagen Brennstoffnutzungsgrade > 86 % erzielt werden.
- Bei nachträglicher Auskoppelung von Fernwärme wird die Brennstoffnutzung zwar deutlich erhöht, das hohe Niveau eines modernen Kraft-Wärme-Kopplungs Konzeptes kann aber nicht erreicht werden.

Tab. 31: Wirkungsgrade in % (Angaben der Kraftwerksbetreiber).

	Hauptbrennstoff							
	Braun- kohle	Stein- kohle	Erdgas	Heizöl schwer	Braun- kohle	Stein- kohle	Erdgas	Heizöl schwer
	Elektrischer Nettoanlagenwirkungsgrad (%)				Brennstoffnutzung (%)			
St .Andrä 2	36,0	40,5			max. 46,5			
Zeltweg	36,6	36,9			-			
Voitsberg 3	38,6				max. 44,2			
Dürrrohr 1		41,9	43,2					
Riedersbach 1		33			max. 34			
Riedersbach 2		39			max. 40			
FHKW Mellach		37,9			max. 57,5			
Korneuburg			41,3					
Neudorf/Werndorf Block 1				37,1				
Neudorf/Werndorf Block 2				38,8				
FHKW Linz Mitte				34,3				
KW Simmering III			45,2	43,3		ca. 80	ca. 80	
Salzburg HKW Nord				44,3				

Nach PRUSCHEK (1996) haben Wirkungsgradsteigerungen folgende Auswirkungen auf den Brennstoffverbrauch, die Abwärme und auf die Emissionen:

Brennstoffeinsparung	$\Delta e = 1 - \frac{\eta_1}{\eta_2}$	[-]
Abwärmeminderung	$\Delta a = \frac{\Delta e}{1 - \eta_1}$	[-]
CO ₂ -Emissionsminderung	$\Delta C = 1 - \frac{\eta_1}{\eta_2}$	[-]
Schadgas-Emissionsminderung	$\Delta \epsilon = \frac{3,6 \cdot V_R \cdot x}{H_u} \cdot \left(\frac{1}{\eta_1} - \frac{1}{\eta_2} \right)$	[mg/kWh]
<i>Variablen:</i>		
η_1	Wirkungsgrad vor Verbesserungsmaßnahme [-]	
η_2	Wirkungsgrad nach Verbesserungsmaßnahme [-]	
V_R	Volumen Luft/kg Brennstoff [m ³ /kg]	
x	Grenzwert [mg/m ³]	
H_u	unterer Heizwert [MJ/kg]	

3.4.2 Optimierung der Brennstoffauswahl und Brennstoffausnutzung

Durch die Auswahl der Brennstoffe können die Schadstoffemissionen gesenkt werden. Einen wesentlichen Einfluss auf die Höhe der Emissionen haben die Parameter Schwefelgehalt, Aschegehalt und Heizwert. Je höher der Heizwert der Kohle ist, desto geringer wird auch der Transport- und Manipulationsaufwand.

In Österreich wurden aus wirtschaftlichen Überlegungen braunkohlegefeuerte Kraftwerksblöcke entweder stillgelegt oder auf die Feuerung von Steinkohle umgerüstet (z. B. Zeltweg, St. Andrä, Riedersbach), woraus unter anderem auch eine Minderung der Emissionen von Staub, SO₂ und NO_x resultierte. Die Umstellung führte gleichzeitig zu einer Erhöhung des Wirkungsgrades.

Das KW Dürnrrohr 1 ist für die Verfeuerung von Steinkohle und Erdgas ausgelegt. Eine Umschaltung von Steinkohle auf Erdgas kann aus ökologischen Gründen aber auch dann erfolgen, wenn die Grenzwerte für Schadstoffemissionen überschritten werden.

Bei Heizöl bestimmt der Schwefelgehalt die Höhe der SO₂-Emissionen. Aus wirtschaftlichen Gründen werden möglichst schwefelreiche Heizöle eingesetzt (bis 3,5 %), die SO₂-Emissionen werden nur sekundärseitig gesenkt.

Für eine möglichst vollständige Verbrennung des Brennstoffes müssen Feuerungen mit einem gewissen Luftüberschuss betrieben werden. Eine Maßzahl dafür ist das Luftverhältnis:

$$\text{Luftverhältnis} = \text{tatsächlicher Luftvolumenstrom} / \text{theoretisch benötigter Luftvolumenstrom}$$

Die Höhe des benötigten Luftüberschusses hängt von der Konstruktion der Feuerung, dem Brennstoff und der aktuellen Kesselleistung ab. Tab. 1 zeigt die Auswirkungen einer Variation des Luftüberschusses [VGB-KRAFTWERKSTECHNIK, 1995].

Tab. 32: Auswirkungen des Luftüberschusses [VGB-KRAFTWERKSTECHNIK, 1995].

steigender Luftüberschuss	fallender Luftüberschuss
CO ₂ -Gehalt im Rauchgas sinkt	CO ₂ -Gehalt im Rauchgas steigt
O ₂ -Gehalt im Rauchgas steigt	O ₂ -Gehalt im Rauchgas sinkt
Feuerraumtemperatur sinkt	Feuerraumtemperatur steigt
Luft- und Rauchgasstrom steigen	CO-Gehalt im Rauchgas steigt
erhöhter Abgasverlust	Eigenbedarf der Ventilatoren sinkt
Eigenbedarf für SCR steigt	

Je besser der Brennstoff mit der Luft gemischt wird, desto geringer ist der notwendige Luftüberschuss. Tab. 12 zeigt generelle Richtwerte für das Luftverhältnis und den Luftüberschuss bei unterschiedlichen Feuerungen [VGB-KRAFTWERKSTECHNIK, 1995].

Tab. 33: Richtwerte für das Luftverhältnis und den Luftüberschuss.

Feuerungsart	Luftverhältnis [-]	Luftüberschuß [%]
Wanderrost, Steinkohle	1,35–1,6	35–60
Staubfeuerung, Steinkohle	1,2–1,3	20–30
Staubfeuerung, Braunkohle	1,2–1,4	20–40
Schmelzfeuerung, Steinkohle	1,1–1,2	10–20
Wirbelschichtfeuerung	1,15–1,3	15–30
Ölfeuerung	1,025–1,1	2,5–10
Gasfeuerung	1,02–1,1	2–10

Unter Sauerstoffmangel (z. B. durch Strahlenbildung) wird der Kohlenstoff nur teilweise zu CO₂ verbrannt. Statt dessen entsteht Kohlenmonoxid CO.

3.4.3 Einflüsse auf den Wirkungsgrad

VERBUNDGESELLSCHAFT (1997) gibt folgende Einflüsse auf die Höhe des Wirkungsgrades an:

- *Verbrennung*
In der Kesselanlage wird der Brennstoff mit Luft gemischt und verbrannt. Da eine ideale Mischung aufgrund der großen Stoffströme nicht möglich ist, muss mehr Luft als stöchiometrisch notwendig zugeführt werden. Ein kleiner Teil des Brennstoffes wird zudem nicht vollständig verbrannt.
Zur Verhinderung der Kondensation der Rauchgase an den Heizflächen muss deren Temperatur über dem Taupunkt gehalten werden. Aus diesen Gründen wird die Brennstoffenergie nur zu 92 % auf das Arbeitsmedium übertragen.
- *Dampfparameter*
Durch möglichst hohe Drücke und Temperaturen des Arbeitsmediums kann der Wirkungsgrad ebenfalls erhöht werden. Bei moderneren Anlagen wird daher der teilweise abgearbeitete Dampf über mehrere Zwischenüberhitzer wieder erhitzt.
- *Vakuum im Kondensator*
Nach dem Austritt aus dem Niederdruckteil der Dampfturbine wird der Dampf im Kondensator kondensiert und die entstehende Wärme an das Kühlwasser abgegeben. Für ein möglichst hohes Druckgefälle in der Dampfturbine muss der Unterdruck möglichst gering gehalten werden. Der gebildete Unterdruck wird im wesentlichen durch die Temperatur des Kühlwassers beeinflusst, welche bei Frischwasserkühlung niedriger als bei Kühlturbetrieb ist. Aus diesem Grund wird im allgemeinen die Kühlung mit Frischwasser bevorzugt.
- *Gleit- und Festdruckbetrieb*
Bei Festdruckbetrieb wird der Strömungsquerschnitt vor der Turbine abhängig vom Lastzustand verändert, sodass der Druck des Dampfes in der Turbine annähernd gleich bleibt. Im Gleitdruckbetrieb wird die Leistung der Turbine durch den jeweiligen Druck des Dampfes vor der Turbine bestimmt. Bei Gleitdruckturbinen sinkt unter Teillast die Leistungsaufnahme der Speisewasserpumpe, wodurch der Nettowirkungsgrad bei Teillast tendenziell höher als bei Festdruck ist.
- *Speisewasserpumpe*
Über die Speisewasserpumpe wird das Arbeitsmedium durch die Kesselanlage gefördert. Bei dampfbetriebenen Speisepumpen werden im Gegensatz zu elektromotorisch betriebenen Pumpen elektrische Umwandlungsverluste vermieden.
- *Kondensat- und Speisewasservorwärmung*
Das aus dem Kondensator austretende Kondensat bzw. das Kesselspeisewasser wird mit Dampf auf Temperaturen knapp unter dem Siedepunkt erwärmt. Die dabei in den Kreislauf zurückgeführte Kondensationswärme vermindert die im Kondensator abzuführende Wärmemenge und steigert damit den Wirkungsgrad.
- *Einspritzwasser Zwischenüberhitzer*
Um ein Überschreiten der zulässigen Dampftemperaturen am Zwischenüberhitzeraustritt zu verhindern, muss der Dampf durch Einspritzung von Speisewasser gekühlt werden. Der dabei aus dem Einspritzwasser entstehende Dampf wird nur durch den Mitteldruck- und Niederdruckteil der Dampfturbine geleitet, wodurch der Wirkungsgrad gesenkt wird.
- *Fernwärmeauskoppelung*
Durch Auskoppelung von Dampf mit niedrigem Temperaturniveau wird die im Kondensator abzuführende Wärmemenge verringert und der Brennstoffnutzungsgrad gesteigert.

3.4.4 Beispiele für gesetzte Maßnahmen bei Kraftwerken

In der Tab. 34 sind wesentliche Maßnahmen zur möglichen Steigerung des Wirkungsgrades bei Kraftwerken exemplarisch dargestellt.

Tab. 34: Maßnahmen zur Steigerung der Effizienz in Kraftwerken [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1997].

Jahr	Maßnahme	Beschreibung	Wirkungsgrad
KW Dürnrohr 1			
1985	Inbetriebnahme	Frischdampftemperatur 540 °C; Frischdampfdruck 258 bar; Frischwasserkühlung	Elektr. Nettoanlagen- wirkungsgrad: 41,9 %
1992	Beizen des Verdampfers	Am Verdampfer bildete sich auf der Rohrrinnenseite Magnetit, welcher zu einem hohen Druckverlust führt. Durch chemische Reinigung (Beizen) konnte der Druckverlust gesenkt werden, was zu einer Energieeinsparung bei der Speisewasserpumpe führte.	Verringerung des Energieeigenbedarfs um 350 kW
1994	Betriebsoptimierung	EDV-gestützte Überwachung der Effizienz	
1996	Start eines Umwelt- managementsystems		
1997	Reduktion des Luftüberschusses	Verringerung der Abgasverluste und des elektrischen Eigenbedarfes	Verbesserung des Kesselwirkungsgrades.
KW St. Andrä 2			
1958	Inbetriebnahme	Frischdampftemperatur 450 °C; Frischdampfdruck 185 bar; Frischwasserkühlung; Zwischenüberhitzung	Elektr. Nettoanlagen- wirkungsgrad: 36 %
1989	Fernwärme- auskoppelung	Verringerung der Abwärme	Brennstoffausnutzung max. 39,8 %
1994	Umbau auf Steinkohlefeuerung	Durch die geringere Rauchgasmenge und des geringeren Brennstoff-Massenstrom werden die Abgasverluste sowie der elektrische Eigenbedarf verringert.	Elektr. Nettoanlagen- wirkungsgrad: 36,6 %
1994	Erneuerung der Speisewasserpumpe	Einbau einer Speisewasserpumpe mit verbessertem Wirkungsgrad	Einsparung an Eigen- energiebedarf um 80 kW
1995	Teilerneuerung der Dampfturbine	Verbesserung des Turbinenwirkungsgrades	Elektr. Nettoanlagen- wirkungsgrad: 40,5 %; el. Leistung brutto: 124 MW
1995	Gesteigerte Fern- wärmeauskoppelung	Verringerung der Abwärme	Brennstoffnutzung max. 46,5 %
KW Voitsberg 3			
1983	Inbetriebnahme	Frischdampftemperatur 525 °C; Frischdampfdruck 184 bar	Elektr. Nettoanlagen- wirkungsgrad: 37,9 %
1983	Fernwärme- auskoppelung	Verringerung der Abwärme	Brennstoffnutzung max. 42,6 %
1994	Rauchgaswärme- tauscher	Verringerung der Abgasverluste	Elektr. Nettoanlagen- wirkungsgrad: 38,1 %; Brennstoffnutzung max. 44,2 %
1996	Beginn eines Umwelt- managementsystems		
1998	Feuerungsumbau	Durch bessere Steuerung der Verbrennung kann die Anlage mit einem geringeren Luftüberschuss und geringerer Einspritzwassermenge im Zwischenüberhitzer betrieben werden.	Erhöhung des elektr. Nettoanlagenwirkungs- grad um 0,5 % auf 38,6 %.

Jahr	Maßnahme	Beschreibung	Wirkungsgrad
KW Zeltweg			
1962	Inbetriebnahme	Frischdampf Temperatur 535 °C; Frischdampfdruck 177 bar; Frischwasserkühlung; Zwischenüberhitzung	Elektr. Nettoanlagenwirkungsgrad: 36,5 %; elektrische Leistung brutto 130 MW
1982	Umbau auf Steinkohlefeuerung	Durch die geringere Rauchgasmenge und des geringeren Brennstoff-Massenstrom werden die Abgasverluste sowie der elektrische Eigenbedarf verringert.	Elektr. Nettoanlagenwirkungsgrad: 36,9 %; elektrische Leistung brutto: 137 MW
1994	Vergrößerung Zwischenüberhitzer + Rauchgasrezirkulation	Wegen geringerer Rauchgasreinigung durch den Umbau auf Steinkohle, konnten die Dampfparameter am Zwischenüberhitzer nicht mehr erreicht werden. Durch Vergrößerung der Heizflächen und Rezirkulation von Rauchgas in den Brennkammertrichter wurde ein Wirkungsgradverlust vermieden.	Anpassung an hochwertige Steinkohle
1995	Erneuerung der Speisewasserpumpe	besserer Pumpenwirkungsgrad	Einsparung von Eigenenergiebedarf: 150 kW

3.4.5 Fernwärmeauskoppelung

Die Auskoppelung von Fernwärme hat regional große Bedeutung, da durch den Einsatz von Fernwärme die Einzelfeuerungsanlagen ersetzt werden.

Für die Fernwärme kann einerseits Heißdampf, welcher aus dem Turbinenprozess ausgekoppelt wird, verwendet werden, andererseits kann auch die Restwärme der Rauchgase genutzt werden.

Bei der Kraft-Wärme-Kopplung wird ein Teil des Dampfes nach der Turbine in einem Kondensator kondensiert. Im Gegensatz zum Betrieb ohne Wärmeauskopplung wird die Kondensationswärme nicht an das Kühlwasser sondern an das Fernwärmenetz abgegeben. Das auf etwa 130°C aufgeheizte Wasser wird anschließend über ein Rohrleitungsnetz zu den Verbrauchern geleitet. Um eine hohe Energieeffizienz zu gewährleisten, müssen die Netzwasserverluste durch laufende Kontrollen und allfällige Reparaturen möglichst gering gehalten werden. Im allgemeinen betragen die Gesamtverluste beim Wärmetransport zwischen 8 und 10 % der eingespeisten Energie. Kraftwerke mit Kraft-Wärme-Kopplung sind u. a. das Fernheizkraftwerk Mellach, das FHKW Linz Mitte, das FHKW Neudorf/Werndorf, das KW Simmering III und das HKW Salzburg Nord.

KW St. Andrä 2

Zur Verminderung der Emissionen aus Einzelheizungen wurde 1998 ein Fernwärmeversorgungsnetz für die Stadt St. Andrä errichtet, wobei im Jahresdurchschnitt etwa 16 bis 18 GWh_{therm} an das Netz abgegeben werden. Für die Werksheizung sind 2 bis 4 GWh_{therm} erforderlich [DRAUKRAFT, 1996b].

Zur Abdeckung des Fernwärmebedarfs ergeben sich drei Möglichkeiten:

- Bei Betrieb des Dampfkraftwerkes wird aus der Turbine ausgekoppelter Dampf zur Fernwärmeerzeugung herangezogen und über Wärmetauscher dem Warmwasserkreislauf zugeführt.
- Bei Stillstand des Kraftwerkes dienen zwei externe Biomassekessel (2.500 und 4.000 kW) zur Erzeugung von Heißwasser mit einer Temperatur von 120 °C und einem Druck von 6 bar.
- Als Ausfallreserve dient der Hilfsdampferzeuger (Heizöl-leicht).

Durch die Substitution der Einzelfeuerungen (Annahme: Feuerung mit Heizöl-leicht) im Fernwärmeversorgungsgebiet St. Andrä können rund 80 % der SO₂ Emissionen und rund 60 % der CO₂ Emissionen eingespart werden. [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1995].

KW Voitsberg 3

Das KW Voitsberg 3 speist 37,5 MW_{th} in das Fernwärmenetz der STEWEAG ein. Neben der Auskoppelung der Heizwärme können seit 1995 über einen vor der Entschwefelungsanlage installierten rauchgasbeheizten Wärmetauscher weitere 10 MW_{th} genutzt werden. Durch die Nutzung der Rauchgaswärme steigt der Kesselwirkungsgrad um 1,2 Prozentpunkte, der Blockwirkungsgrad steigt wegen der verringerten Auskopplung von Dampf aus der Turbine um 0,2 Prozentpunkte [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1997].

Die Rauchgasentschwefelung im KW Voitsberg 3 ist zweistraßig ausgeführt, weshalb der vor dem Wäscher 2 eingebaute Kunststoff-Rauchgaswärmetauscher nur für die halbe Rauchgasmenge des Blockes ausgelegt ist.

Die rauchgasseitigen Eintrittstemperaturen liegen in Abhängigkeit von der Kessellast und der Kesselverschmutzung zwischen 145 und 155 °C. Der SO₂-Gehalt im Rauchgas liegt zwischen 3000 und 6000 mg/Nm³.

Die verwendeten Materialien müssen gegen Säuren beständig sein. Durch die Rauchgaskühlung wird an den Rohrwandungen der Wärmetauscher der SO₃-Taupunkt unterschritten, wobei das Kondensat einen pH-Wert von < 1 aufweist. Die Austauschfläche des Wärmetauschers wurde deshalb aus PFA hergestellt, alle übrigen rauchgasberührten Teile sind mit PTFE/PFA ausgekleidet. Unbeschichtete metallische Werkstoffe kommen aus Korrosionsgründen nicht zum Einsatz. Die Reinigung des Wärmetauschers erfolgt mit Reinwasser aus dem Feuerlöschsystem. Das saure an den Austauscherrohren ablaufende Kondensat und das mit Säure beladene Waschwasser werden im Bodenbereich des Gehäuses aufgefangen und in den Eindicker der Entschwefelung geleitet [TAUSCHITZ, KAGER & VOGES, 1997].

Unter der Annahme, dass am Standort Voitsberg die Gebäudeheizung mit 50 % Heizöl und 50 % Steinkohle durch Fernwärme ersetzt wird, ergibt sich durch die Auskoppelung der Fernwärme eine Emissionseinsparung von 98 % bei SO₂ und 70 % bei CO₂ [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1995].

4 EMISSIONEN AUS GROSSFEUERUNGSANLAGEN

Aufgrund des hohen Durchsatzes von Kohle und Öl werden durch kalorische Kraftwerke große Schadstofffrachten emittiert. Diese hängen im wesentlichen von der chemischen und physikalischen Charakteristik der eingesetzten Brennstoffe, den Stoffströmen, der Art der Feuerung und der eingesetzten Technik zur Rauchgasreinigung ab.

In den Tab. 35 und Tab. 36 werden relevante Stoffströme eines Kohlekraftwerkes (am Beispiel des KW Voitsberg 3) und eines Ölkraftwerkes (am Beispiel des Kraftwerkes Simmering III) dargestellt.

Tab. 35: Gesamtbilanz KW Voitsberg 3 [UMWELTERKLÄRUNG 2000].

INPUT		OUTPUT	
Energie		Energie	
Kohle	792 MW _{th} (ca. 300 t/h)	Elektrischer Strom	295 MW _{el}
Heizöl.....	1.000 bis 2.000 t/a	Fernwärme	bis 47 MW _{th}
Treibstoffe.....	ca. 110 t/a	Verluste, Abwärme	ca. 450 MW _{th}
		Elektrischer Nettowirkungsgrad ohne Fernwärme	ca. 37,2 %
Luft		Luft	
Verbrennungsluft	930.000 Nm ³ /h	Rauchgase	1,06 Mio. Nm ³
Kühlturmluft:	19 bis 22 Mio. Nm ³ /h	Kühlturmluft	19 bis 22 Mio. Nm ³ /h
REA-Oxidationsluft	15.000 Nm ³ /h		
		Emissionen in die Luft	
		Staub	29 kg/h
		Schwefeldioxid	243 kg/h
		Stickoxide	181 kg/h
Wasser		Wasser	
Flusswasser.....	700 bis 850 t/h	Auslaufkanäle 1 und 2.....	400 bis 550 t/h
Brunnenwasser.....	ca. 14 t/h	H ₂ O-Dampf aus Verbrennung ...	ca. 162 t/h
		H ₂ O-Dampf aus REA.....	ca. 58 t/h
		H ₂ O-Verdunstung (Kühlturm)	200 bis 400 t/h
Betriebsstoffe		Reststoffe, Abfälle	
Kalksteinmehl REA 2.....	8,6 t/h	REA 2 – Gips.....	12 bis 14 t/h
(Kalksteinmehl REA 1)	max. 25 t/h	Asche	ca. 62 t/h
Ammoniakwasser	max. 59 kg/h	Laborchemikalien	250 bis 400 kg/a
CO ₂ für Neutralisation des Naßentschlackers	5 kg/h	Rechengut.....	3 t/a
H ₂ -Zusatz für Generator	1 Flasche/d	Altmetalle.....	100 bis 200 t/a
HCl 33 %ig.....	6,5 kg/h	Abfälle (ohne gef. Abfälle).....	5 bis 10 t/a
NaOH 50 %ig.....	2 kg/h		
NH ₃	0,1 kg/h		
Mineralöle	4,5 t/a		
Reinigungsmittel	1,5 t/a		

Tab. 36: Gesamtbilanz KW Simmering III [MEIER, 2001]

INPUT	OUTPUT
Energie Brennstoffwärmeleistung 792 MWth Heizöl schwer ca. 116.000 t/a Erdgas ca. 400 Mio m ³ /a	Energie Elektrischer Strom 420 MWeI Fernwärme..... max 350 MWth Elektrischer Nettowirkungsgrad ohne 43,4 (HS); 45,2 (EG)
Luft Verbrennungsluft ca. 1.000.000 Nm ³ /h	Luft Rauchgase 1.100.000 Nm ³ /h Emissionen in die Luft Staub 3 kg/h Schwefeldioxid 17,3 kg/h Stickoxide 65,3 kg/h
Wasser Flußwasser 10.800 bis 40.000 t/h	Abwasser Kühlwasser 10.800 bis 40.000 t/h Abwasser aus REA..... 14.060 t/a
Betriebsstoffe Kalksteinmehl REA..... 4,67 t/h Ammoniakgas..... max. 100 kg/h HCl 33 %ig..... 0,13 kg/h NaOH 50 %ig..... 0,17 kg/h Kalkhydrat..... 21,2 kg/h Fe(III)Chlorid..... 1,3 t/a Flockungshilfsmittel 0,2 t/a Trimerkaptotriazin 0,51 t/a	Reststoffe, Abfälle REA – Gips max. 7.777 t/a Flugasche 71 t/a REA – Schlamm 1.170 t/a

4.1 Emissionen in die Luft

4.1.1 Gesetzliche Grundlagen

Mit dem Dampfkessel-Emissionsgesetz des Jahres 1980 begannen in Österreich gesetzliche Vorschriften zur Begrenzung der Emissionen in die Luft zu greifen. Dieses Gesetz wurde 1988 vom Luftreinhaltegesetz für Kesselanlagen (LRG-K; BGBl. Nr. 380/1988 idF BGBl. I Nr. 158/1998) bzw. von der Luftreinhalteverordnung für Kesselanlagen (LRV-K; BGBl. Nr. 19/1989 idF BGBl. II Nr. 324/1997) abgelöst. In den Geltungsbereich des Luftreinhaltegesetzes fallen ortsfeste Dampfkesselanlagen, welche vor dem 1. Jänner 1989 in Betrieb genommen wurden oder deren Errichtung zu diesem Zeitpunkt bewilligt war. Für modernere Anlagen gilt die Luftreinhalteverordnung.

Sowohl im LRG-K als auch in der LRV-K werden Emissionsgrenzwerte für Dampfkesselanlagen in Abhängigkeit von Anlagengröße und eingesetztem Brennstoff vorgeschrieben. Diese Begrenzung betrifft bei fossilen Brennstoffen die Schadstoffe Staub, SO₂, NO_x, CO und NH₃ (aus der sekundären Rauchgasreinigung).

Die Angabe der Emissionen in die Luft erfolgt als Halbstundenmittelwert (HMW) unter Standardbedingungen (0°C, 1.013 mbar, trocken).

Die Werte sind für feste Brennstoffe auf 6 % und für flüssige Brennstoffe auf 3 % Volumenkonzentration Sauerstoff im Rauchgas bezogen.

Im Falle von Mischfeuerungen gelten gleitende Grenzwerte entsprechend den jeweiligen Anteilen an der Brennstoffwärmeleistung. Eine Mischfeuerung gemäß Luftreinhaltegesetz oder Luftreinhalteverordnung liegt dann vor, wenn eine Dampfkesselanlage unter gleichzeitiger Verwendung mehrerer Brennstoffarten befeuert wird, und wenn der Anteil des Hauptbrennstoffes 80 % unterschreitet.

Die europäische Richtlinie zur Begrenzung von Schadstoffemissionen von Großfeuerungsanlagen in die Luft (Großfeuerungsanlagen-Richtlinie; GFA-RL; 2001/80/EG) schreibt Grenzwerte für Luftschadstoffe bei der Verbrennung von fossilen Brennstoffen und von Biomasse vor. Letztere wird dabei wie folgt definiert (im Unterschied zum LRG-K bzw. LRV-K):

Biomasse: die Produkte land- oder forstwirtschaftlichen Ursprungs aus pflanzlichem Material oder Teilen davon, die zur energetischen Rückgewinnung verwendet werden können, sowie die nachstehenden als Brennstoff verwendeten Abfälle:

- pflanzliche Abfälle aus der Land- und Forstwirtschaft;
- pflanzliche Abfälle aus der Nahrungsmittelindustrie, falls die erzeugte Wärme genutzt wird;
- faserige pflanzliche Abfälle aus der Herstellung von natürlichem Zellstoff und aus der Herstellung von Papier aus Zellstoff, sofern sie am Herstellungsort mitverbrannt werden und die erzeugte Wärme genutzt wird;
- Korkabfälle;
- Holzabfälle mit Ausnahme von Holzabfällen, die infolge einer Behandlung mit Holzschutzmitteln oder infolge einer Beschichtung halogenorganische Verbindungen oder Schwermetalle enthalten können, und zu denen insbesondere solche Holzabfälle aus Bau- und Abbruchabfällen gehören.

In den Geltungsbereich der GFA-RL fallen im wesentlichen Anlagen zum Zwecke der Energieerzeugung mit einer Brennstoffwärmeleistung > 50 MW. In der Richtlinie wird zwischen bestehenden Anlagen (d. h. Anlagen, welche vor dem 1. Juli 1987 erstmals genehmigt wurden), sogenannten „alten“ Neuanlagen (d. h. Anlagen, welche im wesentlichen zwischen 1. Juli 1987 und dem 27. November 2002 genehmigt wurden) und „neuen“ Neuanlagen (alle anderen Anlagen) unterschieden. Ab dem 1. Jänner 2008 müssen bestehende Anlagen die Grenzwerte für „alte“ Neuanlagen einhalten, oder von einem nationalen Reduktionsplan erfasst werden (Ausnahme: Beanspruchung der Reststundennutzungsklausel). Diese Richtlinie ist bis 27. November 2002 in nationales Recht umzusetzen.

In der Tab. 37 werden die bestehenden Grenzwerte für Emissionen aus Großfeuerungsanlagen > 50 MW dargestellt (LRG-K, BGBl. Nr. 380/1988 idgF; LRV-K, BGBl. Nr. 19/1989 idgF; europäische Großfeuerungsanlagen-Richtlinie EU-RL 2001/80/EG). Alle hier zitierten österreichischen Gesetze sind im Internet unter <http://www.ris.bka.gv.at/> abrufbar, die europäischen unter <http://europa.eu.int/eur-lex>.

Die Grenzwerte der österreichischen Gesetze gelten als eingehalten, wenn folgende Kriterien erfüllt sind:

- Kein Tagesmittelwert überschreitet den Emissionsgrenzwert.
- Nicht mehr als drei Prozent der Beurteilungswerte überschreiten den Grenzwert um mehr als 20 Prozent.
- Kein Halbstundenmittelwert überschreitet das Zweifache des Emissionsgrenzwertes. Anfahr- bzw. Abfahrzeiten sind in die Beurteilung einzubeziehen.

Tab. 37: Bestehende Grenzwerte für Emissionen aus Großfeuerungsanlagen > 50 MW.

Parameter	Brennstoff	LRG-K; Emissionsgrenzwert (mg/Nm ³) ¹	LRV-K; Emissionsgrenzwert (mg/Nm ³) ¹	EU-RL 2001/80/EG „neue“ Neuanlagen Emissionsgrenzwert (mg/m ³) ^{1,2}
Staub	Kohle	50	50	50–100 MW _{th} : 50 > 100 MW _{th} : 30
	Flüssige	Heizöl schwer: 50 Heizöl mittel: 50 Heizöl leicht: 50 Heizöl extraleicht: 30	Heizöl schwer: 35 Heizöl mittel: 35 Heizöl leicht: 35 Heizöl extraleicht: 30	50–100 MW _{th} : 50 > 100 MW _{th} : 30
	Gas	10 (Rechenwert)	5 (Rechenwert)	5 (Regelfall)
	Biomasse	-	-	Wie feste Brennstoffe
SO ₂	Kohle	Braunkohle: 400–1.000 Steinkohle: 200–1.000	Braunkohle: 400 Steinkohle: 200	50–100 MW _{th} : 850 > 100 MW _{th} : 200
	Flüssige	200–1.100	200–350	50–100 MW _{th} : 850 100–300 MW _{th} : 400–200 > 300 MW _{th} : 200
	Gas	-	-	5–35
	Biomasse	-	-	200
CO	Kohle	250	150	-
	Flüssige	175	80	-
	Gas	100	80	-
NO _x (als NO ₂)	Kohle	200–600	200	50–100 MW _{th} : 400 > 100 MW _{th} : 200
	Flüssige	150–450	100	50–100 MW _{th} : 400 > 100 MW _{th} : 200
	Gas	150–300	100	50–300 MW _{th} : 150–200 ³ > 300 MW _{th} : 100–200 ³
	Biomasse			50–100 MW _{th} : 400 100–300 MW _{th} : 300 > 300 MW _{th} : 200
NH ₃	Alle	10 (auf 6 % O ₂ bezogen)	10 (auf 0 % O ₂ bezogen)	-

¹ Die Werte sind für feste Brennstoffe auf 6 % und für flüssige und gasförmige Brennstoffe auf 3 % Volumenkonzentration Sauerstoff im Rauchgas bezogen.

² In der GFA-RL wird (bis auf Ausnahmen) nur mehr zwischen festen (Biomasse und Sonstige), flüssigen und gasförmigen Brennstoffen unterschieden, wobei letztere in Erdgas, sonstige Gase, Flüssiggas etc. unterteilt sein können.

³ Je nach Brennstoff

4.1.2 Emissionen von Staub, SO₂ und NO_x ausgesuchter Kraftwerke

Die folgenden Tabellen geben einen Überblick über die Emissionen wichtiger Luftschadstoffe aus ausgewählten Kraftwerken. Die eingesetzten Minderungsmaßnahmen sind in Kapitel 3 beschrieben.

Tab. 38: Emissionskennzahlen ausgewählter Kraftwerke für Staub (bezogen auf 3 % oder 6 % O₂; Angaben der Betreiber).

	Grenzwert (mg/Nm ³)	Emissionen		
		(mg/Nm ³)	(t/a)	(g/kWh)
St. Andrä 2	50	<10-20	5	0,03
Voitsberg 3	50	10–30	35	0,04
Zeltweg	50	10	6	0,04
Dürnrrohr 1	50	5	21	0,02
Riedersbach 1	50	2,5–5	1,55	0,008–0,01
Riedersbach 2	50	4–6	8,4	0,012–0,014
Mellach	50	1–10	2,5	0,002
Neudorf/Werndorf 1 + 2	10–50	1–10	12,3	0,01
Linz Mitte	50	8–26	5	0,01
Simmering III	35	25–30	20,1	0,009
Salzburg Nord	20	0	0,13	0,0005

Tab. 39: Emissionskennzahlen ausgewählter Kraftwerke für SO₂ (bezogen auf 3 % oder 6 % O₂; Angaben der Betreiber).

	Grenzwert (mg/Nm ³)	Emissionen		
		(mg/Nm ³)	(t/a)	(g/kWh)
St. Andrä 2	200	100-170	61	0,56
Voitsberg 3	400	230–320	1.005	0,84
Zeltweg	200	170	50	0,6
Dürnrrohr 1	200	<100–130	217	0,42
Riedersbach 1	200	60–100	28,72	0,2–0,3
Riedersbach 2	200	30–120	265,83	0,2–0,5
Mellach	200	40–110	174,8	0,14
Neudorf/Werndorf 1 + 2	200	< 130	131	0,13
Linz Mitte	200	< 200	85	0,16
Simmering III	150	60–90	114,7	0,05
Salzburg Nord	170	101	34,8	0,13

Tab. 40: Emissionskennzahlen ausgewählter Kraftwerke für NO_x (bezogen auf 3 % oder 6 % O₂; Angaben der Betreiber).

	Grenzwert (mg/Nm ³)	Emissionen		
		(mg/Nm ³)	(t/a)	(g/kWh)
St. Andrä 2	450	250–300	137	0,82
Voitsberg 3	200	150–180	621	0,63
Zeltweg	300	250	139	0,96
Dürnröhr 1	200	< 100–150	391	0,45
Riedersbach 1	450	350–400	178,2	1,4–1,5
Riedersbach 2	200–300	250–280	608	0,8–1,0
Mellach	200	150–180	425,2	0,34
Neudorf/Werndorf 1 + 2	150	< 130	224	0,23
Linz Mitte	269	150–290	193	0,35
Simmering III	100	85–95	430,8	0,19
Salzburg Nord	100	70	23,9	0,09

Bei Betrachtung der Tabellen fällt auf, dass mit modernen Systemen zur Rauchgasreinigung unabhängig vom Brennstoff niedrige Emissionskonzentrationen und -frachten erreicht werden. Werden die Emissionsfaktoren (jeweils rechte Spalte) zur Beurteilung herangezogen, so wird deutlich, dass diese bei Kraftwerken mit Kraft-Wärme-Kopplung (z. B. Simmering III, HKW Salzburg Nord) deutlich niedriger liegen als bei Kondensationskraftwerken.

Die angeführten Emissionen schwanken durch die natürliche Variation der Brennstoffzusammensetzung (besonders bei Kohle), durch Variation der Kessellast und durch Variation des Brennstoffmixes (bei Mischfeuerungen) innerhalb eines gewissen Bereiches. Diese Schwankungen sind anhand des Kraftwerkes St. Andrä 2 dargestellt (Tab. 41).

Tab. 41: Emissionsdaten KW St. Andrä (Angaben des Betreibers, Oktober 1997 bis März 2000).

Monat	Mittlere Konzentration [mg/Nm ³ bez. auf 1.013 mbar, 0°C, 6 % O ₂]			Gesamtmasse [t]		
	SO ₂ ¹	NO _x ¹	Staub ¹	SO ₂	NO _x	Staub
Okt. 97	163	319	20	1,9	3,8	0,2
Nov. 97	141	336	20	14,5	34,6	2,1
Dez. 97	120	286	20	0,6	1,5	0,1
Feb. 98	110	229	20	2,9	6,2	0,5
März 98	92	349	20	2,5	9,5	0,5
April 98	161	287	20	6,3	11,1	0,8
Feb. 99	130	276	20	5,47	11,65	0,84
März 99	147	304	20	0,96	2	0,13
Dez. 99	169	294	20	2,6	4,5	0,3
Jan. 00	107	303	20	11,2	31,7	2,1
Feb. 00	141	201	20	8,7	12,4	1,2
März 00	136	244	20	10,4	18,7	1,5

Kein Kraftwerksbetrieb in den nicht angeführten Monaten

¹ ... siehe auch Tab. 91

4.1.3 Emissionen weiterer Schadstoffe

4.1.3.1 N₂O

N₂O ist ein für den Treibhauseffekt und den Ozonabbau verantwortlicher Schadstoff mit hohem „global warming potential“ (GWP = 21). Staubfeuerungen und ölgefeuerte Kessel sind dabei als Emittenten im allgemeinen zu vernachlässigen [RENTZ, 1999; HERVE; 2001], während Wirbelschichtkessel unter Umständen deutlich meßbare N₂O Konzentrationen emittieren können. So gibt HERVE folgende Emissionsfaktoren für deutsche Kraftwerke an:

- Steinkohletrockenfeuerung: 2–5 kg N₂O pro TJ Brennstoff
- Braunkohletrockenfeuerung: 0,5–3 kg N₂O pro TJ Brennstoff
- Heizöl schwer gefeuerter Kessel: 0,04–2 kg N₂O pro TJ Brennstoff
- Erdgas gefeuerter Kessel: 0,06–1 kg N₂O pro TJ Brennstoff
- Wirbelschicht (Steinkohle): 20–45 kg N₂O pro TJ Brennstoff

Diesbezügliche Messungen (vor und nach der SCR-Anlage) am Kraftwerksstandort Voitsberg 3 zeigten Werte um 1 mg/Nm³ (im Bereich der Nachweisgrenze), was ungefähr 0,4 kg N₂O pro TJ Brennstoff entspricht.

4.1.3.2 NH₃

Ammoniak ist als maßgeblicher Schadstoff an der Eutrophierung und Versauerung beteiligt und trägt auch zur Aerosolbildung bei. Aus Kraftwerken wird NH₃ in geringen Mengen durch die sekundärseitigen Systeme zur NO_x-Minderung als sogenannter Ammoniakslupf emittiert (siehe Tab. 42). Nur ein Teil des unmittelbar nach dem Katalysator gemessenen Ammoniaks wird tatsächlich in die Luft emittiert.

Je nach eingesetzter Technologie zur Rauchgasreinigung wird Ammoniak in diversen Belägen (z. B. Luftvorwärmer, Ascheabscheider) und in der Flugasche eingebunden, oder findet sich im Abwasser aus der nassen Entschwefelung wieder. Die Konzentration von NH₃ im Abwasser aus der Rauchgasreinigung ist wegen der hohen Fischgiftigkeit mit 10 mg/l begrenzt.

Tab. 42: NH₃-Emissionen ausgewählter Kraftwerke (Angaben der Betreiber).

	Emission (mg/Nm ³)
Voitsberg 3	<2
Zeltweg	2–3
Dürnrohr 1	4
Riedersbach 2	< 0,49
Mellach	< 1
Neudorf/Werndorf 1 + 2	0,2–0,6
Linz Mitte	< 1
Simmering III	3,8
Salzburg Nord	< 0,5

4.1.3.3 Organische Halogenverbindungen

Dioxine und Furane (PCDD/F) sind toxische und teratogene Substanzen mit hoher Persistenz.

Nach BALLSCHMITER & BACHER (1996) sind Dioxine und Furane bei den üblichen Flammentemperaturen ($> 1.000\text{ °C}$) thermisch instabil. Dies bedeutet, dass bei einer ausreichend langen Verweilzeit in diesem Temperaturbereich eine vollständige Zerstörung möglich ist.

Die Quelle für Dioxine/Furane in den Verbrennungsprodukten ist der Abkühlungsweg der Rauchgase. Dioxine/Furane bilden sich bevorzugt im Temperaturbereich von 250 bis 450 °C , wobei die Bildungsreaktion bevorzugt auf Feststoffoberflächen, katalysiert durch Metallchloride, abläuft. Durch Maßnahmen im Feuerraum (hohe Feuerraumtemperatur und Verweilzeit, gute Durchmischung, vollständiger Ausbrand, Begrenzung des Luftüberschusses), sowie bei der Rauchgasabkühlung (schnelle Abkühlung, Rauchgasreinigung bei Temperaturen unter 250 °C) kann Dioxin- und Furanbildung vermieden werden [MEYER, 1998].

Neben den optimalen Verbrennungsbedingungen ist nach GERHARDT (1998) vor allem der Gehalt an Chlor im Abgas entscheidend. Bei Vorhandensein katalytisch wirkender Stoffe (z. B. Kupfer in der Flugasche) besteht die Möglichkeit der Dioxinbildung. Allerdings wird in der Regel bei einem Schwefelüberschuss (S zu Cl Verhältnis von Kohle: ca. 4:1) im Rauchgas das freie Chlor gebunden, sodass es für die de-novo Synthese nicht mehr zur Verfügung steht. Diese Faktoren müssen im Fall der Mitverbrennung von Abfällen und Klärschlamm berücksichtigt werden.

In St. Andrä wurde ein Emissionswert für PCDD von $0,0018\text{ ng/m}^3$ (HMW, 6 % O_2 , Standardbedingungen) aus der Kohlefeuerung ermittelt. MAIER et al. (1997) gibt für das KW Heilbronn (Steinkohlefeuerung, 700 MW, SCR, Elektrofilter, Nassentschwefelung) Emissionen für Dioxine und Furane in der Größenordnung von $0,005\text{ ng/Nm}^3$ an.

4.1.3.4 Anorganische Halogenverbindungen

HCl und HF sind gut löslich in Wasser und können das Pflanzenwachstum beeinträchtigen.

Der größte Teil der mit dem Brennstoff eingebrachten Halogene wird in Form von HCl, HF, Cl_2 und Salzen freigesetzt, wobei man praktisch von einer vollständigen Wiederfindungsrate des Inputs im Rauchgas ausgeht. Bei der Abkühlung des Gases wird ein Teil der Halogene am Flugstaub abgeschieden. Insbesondere ist bei höher chlorhaltigen Brennstoffen die Möglichkeit der Hochtemperatur-Chlor-Korrosion zu berücksichtigen [MEYER, 1998].

In den Kraftwerken St. Andrä (Trockensorptionsverfahren) und Zeltweg (Trockensorptionsverfahren) werden HCl und HF zu rund 98 % abgeschieden. In St. Andrä wurde für HCl eine Reingaskonzentration von $2,85\text{ mg/Nm}^3$ (HMW, 6 % O_2 , Standardbedingungen) und für HF von $0,4\text{ mg/Nm}^3$ (HMW, 6 % O_2 , Standardbedingungen) gemessen [VERBUND-UMWELTECHNIK, 2000].

In der folgenden Tabelle werden die entsprechenden Emissionswerte der beiden Blöcke des Kraftwerkes Riedersbach dargestellt (jeweils als HMW, bei 6 % O_2 , unter Standardbedingungen).

Tab. 43: HCl und HF Emissionen des Kraftwerk Riedersbach [PFEFFER, 2001].

Kraftwerk Riedersbach	HCl		HF	
	(mg/Nm^3)	(kg/a)	(mg/Nm^3)	(kg/a)
Block 1	< 1	< 550	< 0,3	< 160
Block 2	2,0	4.523	2,9	6.558

Im Kraftwerk Voitsberg werden zwischen 10 und 20 % der Halogene an die alkalische, calciumreiche Flugasche gebunden und am E-Filter abgeschieden. In der nassen Rauchgaswäsche werden noch einmal zumindest 90 % der Halogenverbindungen ausgewaschen, sodass sich ein Gesamtabscheidegrad von > 90 % ergibt [SCHÖNGRUNDER, 2000].

In den folgenden Tabellen werden die emittierten Frachten von HCl und HF einiger Kraftwerke berechnet:

Tab. 44: HCl Emissionen ausgewählter Kraftwerke 1999 (Angaben der Kraftwerksbetreiber).

Kraftwerk	Braunkohle (% roh)	Steinkohle (% roh)	Input Brennstoff (t)	Input Schadstoff (kg/a)	Abscheidegrad (%)	Emission (kg/a)
Dürnrrohr	-	0,05–0,15	162.243	81.000–243.000	99 ¹	810–2430
Voitsberg	0,001–0,002	-	1.329.642	13.300–26.600	>90 ²	1.330–2.660
St. Andrä ³	-	0,14 (% TS)	6.160 (als TS)	8624	97,7	198,4
Zeltweg	-	0,05–0,15	26.394	13.200–39.600	98	264–792

¹ persönliche Mitteilung von Hr. Ing. Heini, Kraftwerk Dürnrrohr

² persönliche Mitteilung von Dr. Schöngrundner, Kraftwerk Voitsberg

³ Konzentration in der Steinkohle: [VERBUND-UMWELTECHNIK, 2000];
Trockensubstanz der Steinkohle: 88 %

Tab. 45: HF Emissionen ausgewählter Kraftwerke 1999 (Angaben der Kraftwerksbetreiber).

Kraftwerk	Braunkohle (% roh)	Steinkohle (% roh)	Input Brennstoff (t)	Input Schadstoff (kg/a)	Abscheidegrad (%)	Emission (kg/a)
Dürnrrohr	-	0,005–0,01	162.243	8.100–16.200	99 ¹	81–162
Voitsberg	0,01–0,02	-	1.329.642	133.000–266.000	>90 ²	13.300–26.600
St. Andrä ³	-	0,014 (% TS)	6.160 (als TS)	862	96,8	27,6
Zeltweg	-	0,005–0,01	26.394	1.320–3.960	98	26,4–52,8

¹ persönliche Mitteilung von Hr. Ing. Heini, Kraftwerk Dürnrrohr

² persönliche Mitteilung von Dr. Schöngrundner, Kraftwerk Voitsberg

³ Konzentration in der Steinkohle: [VERBUND-UMWELTECHNIK, 2000];
Trockensubstanz der Steinkohle: 88 %

Im Kraftwerk Voitsberg werden auf Grund der hohen Stoffströme und des hohen Fluoridgehaltes der Braunkohle, sowie des verhältnismäßig geringen Abscheidegrades hohe HF-Frachten emittiert. Diese liegen deutlich über dem EPER-Schwellenwert (European Pollutant Emission Register) für berichtspflichtige Anlagen (Schwellenwert: 5.000 kg/a).

MAIER et al. (1997) gibt für das KW Heilbronn (Steinkohlefeuerung, 700 MW, SCR, Elektrofilter, Nassentschwefelung) eine HF Emission von 1-3,4 mg/Nm³ an.

4.1.3.5 Polyaromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Polyaromatische Kohlenwasserstoffe sind thermisch stabile Verbindungen mit toxischen, cancerogenen und mutagenen Eigenschaften, welche als Abbauprodukte hochmolekularer aromatischer Verbindungen oder durch Neubildung aus Radikalen entstehen. Bei ausreichend guten Ausbrandbedingungen erfolgt eine vollständige Oxidation. PAK werden vorwiegend an Partikel adsorbiert [MEYER, 1998].

Im KW Heilbronn (Steinkohlefeuerung, 700 MW, SCR, Elektrofilter, Nass-REA) wurde eine Konzentration von C_{org} im Reingas von 1,0 mg/Nm³ gemessen [MAIER et al. 1997].

4.1.3.6 Schwermetalle

Schwermetalle haben zum Teil toxische Eigenschaften (vor allem Cd, Hg, Pb) und können in Boden und Wasser akkumulieren.

Die Schwermetallgehalte der Brennstoffe eines Kohlekraftwerkes sind im allgemeinen sehr gering. Aufgrund der großen Stoffströme können die emittierten Frachten trotzdem beträchtlich sein.

Schwermetalle werden bei der Verbrennung in metallischer Form sowie in Form von Chloriden, Oxiden, Sulfiden usw. flüchtig. Ein großer Teil dieser Schwermetalle wird bei Temperaturen bis 300°C kondensiert und an den Stäuben abgeschieden. Eine Ausnahme bilden die leichter flüchtigen Spurenelemente Hg, Se, B (und Cd), welche unter gewissen Umständen auch im Reingas zu finden sind. Quecksilber passiert als elementares Hg die Rauchgasreinigung ungehindert, wird in der ionischen Form (Hg^{2+}) aber fast vollständig abgeschieden. In welcher Form Hg vorliegt wird durch die Art und Erscheinungsform der Bindungspartner (S, Halogene), der Temperatur und den Betriebsbedingungen im Kessel beeinflusst [HOCQUEL, et al, 1999].

Die Schwermetallemissionen werden von der Zusammensetzung der Kohle, vom Kesseltyp, vom Lastzustand und von anderen Betriebsbedingungen beeinflusst [THE CLEAN COAL CENTRE, 2000].

Bei der nassen Entschwefelung werden unter anderem auch die Schwermetalle effektiv abgeschieden, wobei sie sich zu unterschiedlichen Anteilen im Gips, im Abwasser und im Schlamm verteilen. Zwischen 20 % und 50 % des Inputs von Se, F, B und Hg wurden im Reingas gefunden [MEIJ, 1997].

Mit dem Trockensprühverfahren können unter gewissen Bedingungen ähnliche Abscheideleistungen für Schwermetalle erzielt werden wie mit nassen Verfahren. Je nach System können zwischen 6 und 96,5 % des Hg abgeschieden werden (die Konzentration im Reingas lag zwischen 0,18 und 9,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) [FELSWANG et al., 1995].

Beim Kraftwerk St. Andrä (Trockensorptionsverfahren) werden 70 % des Hg abgeschieden. Die emittierte Fracht liegt in der Größenordnung von 1,1 g Hg/h (entsprechend 0,001 bis 0,003 mg/Nm^3).

Schwermetallbilanz über das KW Voitsberg 3

Am Beispiel des KW Voitsberg 3 wird die Verteilung der in der Kohle enthaltenen Schwermetalle auf die Rückstände dargestellt [MAIER et al., 1989]:

In Voitsberg 3 fallen etwa 95 % der gesamten Asche im Elektrofilter als Flugasche, der Rest als Grobasche im Nassentschlacker an.

Die Wiederfindungsrate beschreibt jenen Anteil an Schwermetallen, welcher in die Asche eingebunden wird.

Im folgenden ist die Verteilung der eingetragenen Schwermetalle bei einem Kohleinput von 295,7 t/h und einem Ascheanfall von 3,6 t/h Grobasche und 69,3 t/h Flugasche dargestellt (Tab. 46). Die Bilanzierung der Schwermetalle erfolgt vom Input über die Kohle bis nach der Staubabscheidung durch den E-Filter, d. h. die Abscheidung durch die nasse Rauchgasentschwefelung ist noch nicht berücksichtigt.

Tab. 46 Schwermetallbilanzierung im Kraftwerk Voitsberg vor der REA [MAIER et al., 1989].

Schwermetall	Konzentration [ppm]			Elementfracht [g/h]			Wiederfindungsrate [%]	Partikelgebundene Fracht zur REA [g/h]
	Kohle	Grob- asche	Flug- asche	Kohle	Grob- asche	Flug- asche		
Arsen	10,8	12,0	43,9	3.193,6	43,2	3.042	96,6	5,2
Cadmium	0,07	0	0,295	20,7	0	20,4	98,6	0,04
Chrom	39,1	204,7	154,5	11.561,9	736,7	10.703,4	99,0	23,3
Kupfer	16,0	63,2	67,6	4.716,4	227,5	4.684,7	104	6,0
Quecksilber	0,28	0	0,1	81,3	0	6,9	8,5	0,01
Nickel	40,5	204,0	158,7	11.961,1	734,4	10.997,9	98,1	4,3
Blei	6,7	11,6	27,7	1.981,2	41,8	1.919,6	99,0	0,9
Selen	0,99	0,6	1,4	291,3	2,2	97,0	34,1	50
Vanadium	41,3	94,7	169,0	12.197,6	340,9	11.711,7	98,8	6,0
Zink	26,1	38,1	116,1	7.717,8	137,0	8.076,9	106	28,5

Die Elemente Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, V und Zn finden sich unter Berücksichtigung der Analysetoleranzen fast quantitativ in der Asche wieder, wobei die Flugasche die Hauptsenke darstellt. Die Elemente Hg und Se können nur zu geringen Teilen in der Grob- und Flugasche gefunden werden und liegen folglich nicht partikelgebunden, sondern gasförmig vor.

In weitergehenden Versuchen wurde die Abscheideleistung der Nass-REA in die Bilanzierung miteinbezogen. In diesen Versuchen betrug der Reststaubgehalt vor der REA 25 kg/h (entsprechend 20 mg/Nm³) und nach der REA 2,9 kg/h (2,3 mg/Nm³), sodass noch einmal 88 % des Reststaubes und damit der partikelgebundenen Schwermetalle entfernt wurden.

In diesen Versuchen zeigte sich auch, dass ein Teil des in die REA eingebrachten (gasförmigen) As, Hg und Se ausgewaschen wurde [MAIER, 1989].

In der folgenden Tabelle wird eine Bilanzierung der Schwermetalle über das gesamte Kraftwerk wiedergegeben. Dabei wird der Input über die Kohle und über den Kalkstein und der Output über Grob- und Flugasche, den Gips und das Rauchgas (sowohl partikelgebunden und gasförmig) berücksichtigt. Das Verfahren arbeitet abwasserfrei.

Tab. 47: Bilanzierung der Schwermetalle über das gesamte Kraftwerk Voitsberg [MAIER, 1989].

	Input ¹		Output				
	Kohle (g/h; %)	Kalk CaCO ₃ (g/h; %)	Flugasche (g/h; %)	Grob- asche (g/h; %)	Gips (g/h; %)	Reingas	
						Gasförmig (g/h; %)	Partikelgeb. (g/h; %)
Arsen	3.356,6 (99,96)	1,5 (0,04)	3.307,2 (98,5)	14,1 (0,4)	12,6 (0,4)	1,5 (0,4)	0,06 (0,02)
Kupfer	2.269,5 (98,9)	24,2 (1,1)	2.165,8 (94,4)	82,2 (3,6)	17,2 (0,8)	31,0 (1,4)	0,7 (0,03)
Blei	1.411,9 (99,7)	4,9 (0,3)	1.410,2 (99,5)	15,8 (1,1)	5,6 (0,4)	7,4 (0,5)	0,1 (0,01)
Cadmium	24 (100)	0 (0)	23,1 (96,3)	0 (0)	0,1 (0,4)	1,0 (4,2)	0 (0)
Quecksilber	42,2 (99,1)	0,4 (0,9)	21,1 (49,5)	0 (0)	2,1 (4,9)	18,8 (44,1)	0 (0)
Selen	173,2 (100)	0 (0)	88,6 (51,2)	1,0 (0,6)	47,7 (27,5)	28,1 (16,2)	5,8 (3,4)
Chrom	5.251,6 (99,6)	23,4 (0,4)	4.775,1 (90,5)	266,1 (5,0)	189,7 (3,6)	3,3 (0,1)	0 (0)
Nickel	3.090,2 (97,3)	84,3 (2,7)	2.808,0 (88,5)	343,8 (10,8)	7,7 (0,2)	3,6 (0,1)	0,5 (0,02)
Vanadium	8.391,6 (99,7)	22,2 (0,3)	8.224,3 (97,8)	154,6 (1,8)	29,4 (0,4)	0 (0)	0,7 (0,01)
Zink	7.592,4 (99,5)	40,9 (0,5)	7.366,3 (96,5)	62,2 (0,8)	46,8 (0,6)	62,6 (0,8)	3,3 (0,04)

Hg und Se werden zu beträchtlichen Anteilen im gasförmigen Aggregatzustand emittiert (44,1 % und 16,2 %), Se wird zusätzlich auch in partikelgebundener Form freigesetzt. Alle anderen Schwermetalle werden zum weitaus größten Teil bereits am E-Filter und in der REA (As, Cu, Hg, Se und Cr) abgeschieden.

Aus den Werten der Tabelle lässt sich eine emittierte Hg-Konzentration von 0,016 mg/Nm³ errechnen. Selen wird im Ausmaß von 0,028 mg/Nm³ emittiert.

In der nächsten Tabelle werden die Schwermetallfrachten für das Jahr 1999 berechnet. Die dieser Berechnung zugrundeliegende Konzentrationen der Braunkohle sind in der ersten Spalte angegeben, der Schwermetallanteil im Reingas wurde von MAIER (1989) entnommen und repräsentiert die Summe aus partikelgebundenen und gasförmigen Emissionen. Im Jahr 1999 wurden 1.330.000 t Braunkohle mit 37 % Wassergehalt verfeuert.

Tab. 48: Schwermetallfrachten 1999.

Schwermetall	Konzentration in der Braunkohle (mg/kg)	Anteil im Reingas (%)	Emittierte Fracht (kg/a)
As	10,8	0,42	38,0
Cd	0,07	4,2	2,5
Cr	39,1	0,1	32,8
Cu	16	1,47	197,1
Hg	0,28	44,1	103,5
Ni	40,5	0,12	40,7
Pb	6,7	0,51	28,6
Se	0,99	19,6	162,6
V	41,3	0,01	3,5
Zn	26,1	0,84	183,7

4.1.3.7 CO₂

Die kalorischen Kraftwerke haben einen bedeutenden Anteil an den Gesamt-CO₂ Emissionen Österreichs (1999: ca. 17 %; UMWELTBUNDESAMT; 2001). Die CO₂-Emissionen der kalorischen Kraftwerke hängen vor allem vom erzielten Wirkungsgrad und damit auch vom Brennstoff ab. Kraftwerke mit Kraft-Wärme-Kopplung können Wirkungsgrade > 85 % erreichen, wodurch die produktspezifischen Frachten deutlich gesenkt werden.

Tab. 49: Spezifische CO₂-Emissionen ausgewählter Kraftwerke (Angaben der Betreiber).

	Spezifische Emission (kg/kWh)
Voitsberg 3	0,98
St. Andrä 2	0,88
Zeltweg	0,91
Dürnrohr 1	0,81
Riedersbach 1	0,92
Riedersbach 2	0,83
Mellach	0,61
Neudorf/Werndorf 1 + 2	0,54
HKW Salzburg Nord	0,32

4.1.3.8 CO

CO ist kein Schadstoff im herkömmlichen Sinn, sondern wird als ein Maß für die Güte des Ausbrandes herangezogen. Die Emissionen können durch geeignete feuerungstechnische Maßnahmen auf einem sehr niedrigen Niveau gehalten werden. Werden zur Reduktion der NO_x Emissionen feuerungstechnische Maßnahmen herangezogen, so kann sich der Ausbrand verschlechtern (siehe Kraftwerk Voitsberg 3).

Tab. 50: CO-Emissionen ausgewählter Kraftwerke (Angaben der Betreiber).

	Grenzwert (mg/Nm ³)	Emissionen		
		(mg/Nm ³)	(t/a)	(g/kWh)
St. Andrä 2	250	50	k.A.	0,17
Voitsberg 3	250	180	k.A.	0,67
Zeltweg	250	20	k.A.	0,07
Dürrrohr 1	250	10	k.A.	0,03
Riedersbach 1	175–250	10–20	7,14	0,05–0,07
Riedersbach 2	175–250	20–45	87,6	0,08–0,14
Mellach	250	5–15	31,5	0,03
Neudorf/Werndorf 1 + 2	100–175	< 1–< 10	16,9	0,017
FHKW Linz Mitte	175	15–35	18	0,03
Simmering III	100	0–50	65,6	0,03
HKW Salzburg Nord	80	21	8,0	0,03

k.A.: keine Angabe

4.2 Emissionen ins Wasser

Kalorische Kraftwerke beeinflussen die Hydrosphäre durch die Entnahme von Prozesswasser, durch den Wärmeeintrag aus Kühlwässern und durch Abwässer aus der Rauchgasreinigung, aus der Speisewasseraufbereitung und –konditionierung, aus der Entaschung und Entschlackung und aus anderen Prozessen.

In der folgenden Abbildung werden die Abwasserströme des Kraftwerkes Voitsberg 3 im Überblick wiedergegeben (Abb. 23).

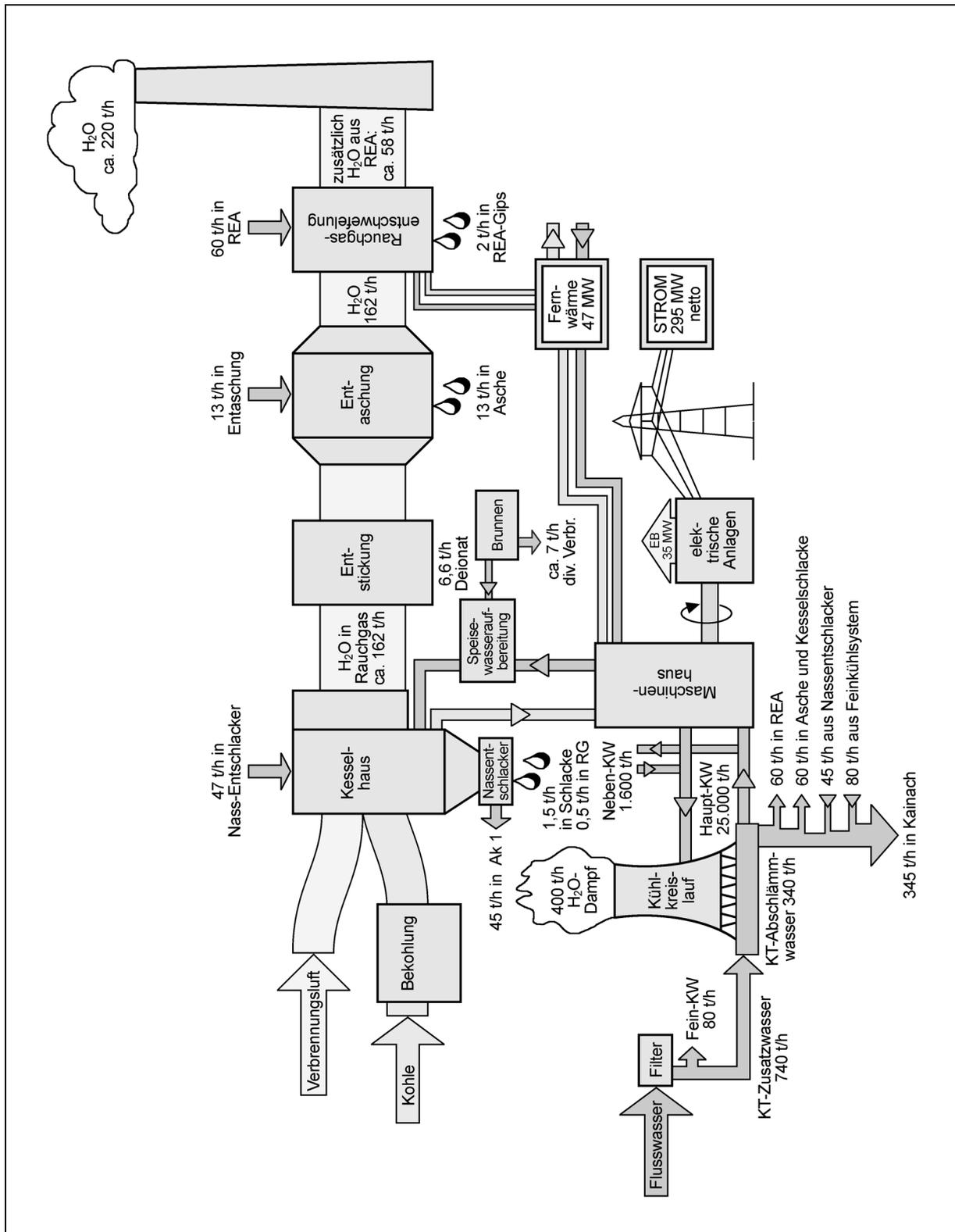


Abb. 23: Wasserkreislauf des Kraftwerkes Voitsberg 3 [UMWELTERKLÄRUNG, 2000].

4.2.1 Rechtliche Grundlagen für die Begrenzung der Emissionen ins Wasser

4.2.1.1 Verordnung über die allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen BGBl. Nr. 186/1996

Die Behörde hat auf Grund der Herkunft eines Abwassers sowie der maßgeblichen Inhaltsstoffe und Eigenschaften im Sinne dieser Verordnung jene Parameter auszuwählen, welche zur Überwachung der Abwasserbeschaffenheit eingesetzt werden.

Nachfolgende, für den Kraftwerksbereich relevante Abwässer sind von dieser Verordnung ausgenommen und werden gesondert behandelt:

- Abwasser aus der Reinigung von Verbrennungsgas
- Abwasser aus Anlagen zur Wasseraufbereitung.
- Abwasser aus Kühlsystemen und Dampferzeugern.

Anhang I stellt die zulässigen Einleitegrenzwerte im Sinne dieser Verordnung dar.

4.2.1.2 Verordnung über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus der Reinigung von Verbrennungsgas BGBl. Nr. 886/1995

Schreibt vor, welche Emissionsgrenzwerte bei der Bewilligung einer Einleitung von Abwasser aus der Gaswäsche von Kraftwerken in ein Fließgewässer bzw. in die Kanalisation vorzuschreiben sind. Abwasser darf in Fließgewässer nur eingeleitet werden, wenn es für die im Abwasser enthaltenen Reststoffe keine sonstige ordnungsgemäße Möglichkeit der Verwertung oder Beseitigung gibt. Einleitungen in die Kanalisation sind nur dann zulässig, wenn sie unvermeidbar sind. Anhang I stellt die zulässigen Einleitegrenzwerte im Sinne dieser Verordnung dar.

Für die Einhaltung der Emissionsgrenzwerte können unter anderem folgende Maßnahmen in Betracht gezogen werden:

- Einsatz schwefel-, chlor- und schwermetallarmer Brennstoffe.
- Zerkleinerung und Homogenisierung der Brennstoffe.
- Einsatz von der Gaswäsche vorgeschalteten trockenen Verbrennungsgasbehandlungsverfahren zum Rückhalt fester Verbrennungsgasinhaltsstoffe.
- Weitestgehende Kreislaufführung des Waschwassers und der eingesetzten Waschchemikalien.
- Verwendung von niedrigbelasteten Abwässern anderer Herkunftsbereiche als Rohwasser für die Gaswäsche.
- Weitestgehender Verzicht auf den Einsatz von Grund- oder Trinkwasser.
- Bevorzugter Einsatz jener Verbrennungsgas- und Abwasserreinigungsverfahren, die verwertungsfähige Reststoffe liefern (z. B. Gips).
- Einsatz physikalischer, chemischer oder physikalisch-chemischer Abwasserreinigungsverfahren zur Neutralisation, zur Reduktion der Gipsübersättigung, zur Strippung von Ammoniak, zur Fällung von Schwermetallen und Fluorid und zur Feststoffabtrennung.
- Vom Abwasser getrennte Entsorgung der bei der Abwasserreinigung anfallenden Rückstände, die nicht wieder verwertet werden können, als Abfall.

4.2.1.3 Verordnung über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus der Wasseraufbereitung BGBl. Nr. 892/1995

Bei einer wasserrechtlichen Bewilligung der Einleitung von Abwasser aus Abwasseraufbereitungsanlagen hat die Behörde zumindest die im Anhang I angeführten Grenzwerte vorzuschreiben.

Die Verordnung gilt für Abwasser aus der Reinigung, Spülung, Regeneration oder Desinfektion von Anlagen zur physikalischen, chemischen oder chemisch-physikalischen Aufbereitung von Niederschlagswasser, Grundwasser oder Wasser aus Oberflächenwässern zu Trink-, Bade- oder Brauchwasser definierter Qualität.

Für die Einhaltung der Emissionsgrenzwerte können unter anderem folgende Maßnahmen in Betracht gezogen werden:

- Minimierung der abzuleitenden Salzfrachten durch bevorzugten Einsatz von Membranverfahren (z. B. Mikrofiltration, Umkehrosmose, ...). Gesonderte Erfassung der Regenerate bzw. Konzentrate von Ionentausch- oder Umkehrosmoseanlagen; der Ableitung vorhergehende gesonderte Reinigung der Regenerate bzw. Kondensate.
- Bevorzugter Einsatz jener Aufbereitungstechnologien, bei denen möglichst geringe Mengen an Aufbereitungsrückständen oder bei denen wieder- oder weiterverwendbare Aufbereitungsrückstände (z. B. Eisenschlämme) anfallen.
- Bevorzugter Einsatz nicht toxischer Aufbereitungschemikalien, deren Gesamtabbaubarkeit durch aerobe Mikroorganismen gegeben ist (größer als 80 % nach einer Testdauer von 14 Tagen). Einsatz mineralölarmer oder mineralölfreier Flockungshilfsmittel. Einsatz von Aufbereitungs- oder Regenerationschemikalien mit möglichst geringem Anteil an halogenorganischen Verbindungen.

Verzicht auf den Einsatz folgender Chemikalien:

1. Ethylendiamintetraessigsäure, ihrer Homologen und deren Salze
 2. Aminopolycarbonsäuren, ihrer Homologen und deren Salze
 3. Metallorganische Verbindungen
 4. Chromate
 5. Nitrite
 6. Organische Polyelektrolyte (auf der Basis von Acrylamid, Acrylnitril, u. ä.) mit einem Monomerenanteil von größer als 0,1 Massenprozent.
- Einsatz von Misch- oder Pufferbecken zwecks Mengen- und Konzentrationsausgleich.
 - Einsatz physikalischer, physikalisch-chemischer oder chemischer (Siebung, Sedimentation, Filtration, Flotation, Fällung/Flockung), bei Direkteinleitern auch biologische Abwasserreinigungsverfahren.
 - Einsatz physikalischer oder chemischer Verfahren zur Konditionierung und Entwässerung der festen Rückstände aus der Wasseraufbereitung und Abwasserreinigung.

4.2.1.4 Verordnung über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus Kühlsystemen und Dampferzeugern BGBl. Nr. 1072/1994

Zur Einleitung von Abwasser aus Kühlsystemen von Kraftwerken in Fließgewässer oder in die Kanalisation hat die Behörde die in dieser Verordnung angeführten Grenzwerte vorzuschreiben. Es wird zwischen Abwässern aus Durchlaufkühlsystemen, Umlaufkühlsystemen (inklusive Absalzung und Systementleerung) und Abwässern aus folgenden Prozessen unterschieden (siehe Anhang I):

- Absalzung (Abflutung), Abschlammung oder Kondensataufbereitung
- Entaschung und Entschlackung
- Beizung
- Verbrennungsgasseitige Reinigung (inklusive Verbrennungsgaskanäle)
- Nasskonservierung.

Für die Einhaltung der Emissionsgrenzwerte können unter anderem folgende Maßnahmen in Betracht gezogen werden:

1. Getrennte Führung von Kühl- und Prozesswasser.
2. Verzicht auf den Einsatz von Grund- und Trinkwasser für Durchlaufkühlsysteme.
3. Einsatz der Durchlaufkühlsysteme nur bei entsprechender Lage an einem Fließgewässer mit hohem Wasserdurchsatz.
4. Schutz vor Korrosion und vor Ablagerungen durch konstruktive Maßnahmen und nicht durch chemische Zusätze (weitestgehender Verzicht auf den Einsatz von Chromaten, Nitriten, Mercaptobenzthiazol, Imidazolverbindungen und Zinkverbindungen als Korrosionsschutzmittel).
5. Verhinderung von mikrobiellem Wachstum durch konstruktive Maßnahmen (Ausschalten von Toträumen, Verzicht auf den Einsatz von organischen Polymer-Werkstoffen mit hohem Monomeranteil). Bei erforderlichem Einsatz von Bioziden: Anwendung intermittierender Verfahren, Verzicht auf die Abgabe von Abflutwasser während der Stoßbehandlung, Verzicht auf den kontinuierlichen Einsatz von Bioziden mit Ausnahme von Wasserstoffperoxid, Ozon oder UV. Genereller Verzicht auf den Einsatz von Organoquecksilber-, Organozinn- oder sonstigen metallorganischen Verbindungen, weitgehender Verzicht auf den Einsatz von quarternären Ammoniumverbindungen.
6. Weiterverwendung von Abwasser zur Reduktion des Frischwasserverbrauches.
7. Umfassende energetische Nutzung der Abwärme im Abwasser (Fernwärme, Kraft-Wärme-Kopplung, Niedertemperaturheizung, ...).
8. Bevorzugte Anwendung von Kreislaufkühlsystemen mit optimierter Austauschrate für das Abflutwasser (kleiner als 5 % der täglich im System umgewälzten Wassermenge) bzw. größtmöglicher Eindickungszahl.
9. Bei erforderlichem Einsatz von Dispergiermitteln: Bevorzugter Einsatz nicht toxischer Substanzen, deren Gesamtabbaubarkeit durch aerobe Mikroorganismen gegeben ist (größer als 80 % nach einer Testdauer von 14 Tagen). Genereller Verzicht auf den Einsatz von Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA) und Diethylentriaminpentaessigsäure (DTPA), ihren Homologen und deren Salzen, weitgehender Verzicht auf den Einsatz von sonstigen Aminopolycarbonsäuren, ihren Homologen und deren Salzen.
10. Bedarfsabhängige Dosierung aller Kühlwasseradditive durch maschinelle Dosiereinrichtungen mit begleitender analytischer Überwachung der Einsatzkonzentration im Kühlkreislauf.
11. Weiterverwendung von Abwasser aus Kühlsystemen als Brauch-, Spül- oder Reinigungswasser usw. zwecks Reduktion des Frischwasserverbrauches.

4.2.2 Emissionen in das Wasser

4.2.2.1 Abwässer aus Kühlsystemen – Wärmeeintrag

Abwärme fällt im Wärmekraftwerk zum überwiegenden Teil im Kondensator der Dampfturbine, zum geringeren Teil in den sogenannten Nebenkühlkreisen (Probenkühler des Kessels, Ölkühler, Generatorkühler, Trafokühler, Kühler und Pumpen für Antriebe) an. Bei der Kühlung kann man folgende Systeme unterscheiden:

- **Durchlaufkühlung**

Diese Art der Kühlung ist in österreichischen Kraftwerken vorherrschend. Das Kühlwasser wird einem Fließgewässer entnommen, fließt nach mechanischer Reinigung durch den Kondensator und wird in das Gewässer zurückgeführt. Zur Vermeidung unzulässiger Erwärmung muss die Durchflussmenge des betreffenden Gewässers hinreichend groß sein. Gegebenenfalls muss die Wärme über Kühltürme abgeleitet werden.

Beispielhaft sei hier das Kraftwerk Dürnrohr 1 angeführt: Das Kühlwasser wird direkt der Donau entnommen und mechanisch gereinigt (Kiesfang, Feinrechen, Siebbandmaschine vor den Kühlwasserpumpen). Die Hauptmenge des Kühlwassers dient zum Kondensieren des Dampfes in den Turbinenkondensatoren. Das erwärmte Kühlwasser wird in voller Menge in die Donau zurückgegeben.

- **Ablaufkühlung**

Wie bei der Durchlaufkühlung wird das Wasser einem Fließgewässer entnommen. Bevor das erwärmte Wasser rückgeführt wird, durchläuft es einen Kühlturm, wo es wieder abgekühlt wird. Die Temperatur wird dabei so weit herabgesetzt, dass eine unzulässige Erwärmung des Entnahmegewässers vermieden wird.

- **Naturzug-Nasskühlturm (z. B. KW Voitsberg 3)**

Der Kühlturm besteht aus einer Betonschale, die sich in der Mitte verjüngt und auf einer gitterähnlichen Tragekonstruktion ruht, um eine allseitige Lufteinströmung zu gewährleisten. Infolge des durch die Wärmezufuhr bedingten Auftriebs bildet sich ein natürlicher Luftzug. Das erwärmte Kühlwasser wird in etwa 12 m Höhe über Verteilerrohre in den Kühlturm geführt und nach unten gegen den aufsteigenden Luftstrom verrieselt. Das gekühlte Wasser wird erneut in den Kondensator zurückgeführt. Aufgrund von Verdunstungsverlusten im Kühlturm (etwa 1 %) kommt es zur Aufsatzung des Kühlwassers. Aus diesem Grund werden Flockungsmittel zum Kühlkreislauf beigemischt und ein Teil des Wassers als Abschlammwasser ausgeschleust. Das Abschlammwasser dient als Zusatzwasser für den Nassentschlacker sowie für die Entschwefelungsanlage und als Anfeuchtwasser für die anfallenden Aschen. Weiters werden Härtestabilisatoren dem Kühlwasser zugefügt. Das durch Verdunstung entstehende Massedefizit wird durch Wasser aus der Kainach ausgeglichen. Tab. 51 stellt die Kenndaten der Kühlwassersysteme für einzelne Kraftwerke dar.

Tab. 51: Kühlwasserkennndaten einzelner Kraftwerke [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1998].

	St. Andrä 2	Voitsberg 3	Zeltweg	Dürnrohr 1
Kühlsystem	Frischwasser	Kühlturm	Frischwasser	Frischwasser
Vorfluter	Lavant	Kainach	Mur	Donau
Kühlwassermenge [m ³ /h]	14.400	720	14.400	46.800
zul. Aufwärmspanne des Kühlwassers [K]	-	-	-	8
zul. Aufwärmspanne des Vorfluters [K]	7	-	2	-
zul. Wärmemenge in Vorfluter [MW]	-	47	-	-

4.2.2.2 Abwässer aus der Entaschung und Entschlackung

Die Grobasche wird in den österreichischen Kohlekraftwerken in Nassentschlackern ausge-tragen. Im allgemeinen werden diese Abwässer gemeinsam mit anderen Teilströmen in der betriebseigenen Abwasserreinigungsanlage behandelt.

Beim KW Dürnrohr werden die Feinsedimente in einem Schrägabsetzbecken abgetrennt, die Sedimente werden deponiert, das Abwasser neutralisiert (oder als REA Prozesswasser ge-nutzt) und in den Prozess zurückgeführt.

4.2.2.3 Abwässer aus der Speisewasserkonditionierung

Um die wasserführenden Teile des Kessels vor Korrosion zu schützen, muss das Speisewas-ser konditioniert werden. Dazu kann man drei Verfahren unterscheiden:

1. Flüchtige Konditionierungsmittel (alkalische Fahrweise; z. B. KW St. Andrä, KW Zeltweg, KW Voitsberg) – Zugabe von Ammoniak und Hydrazin, Schutzschicht: Magnetit.
2. Kombifahrweise mit Sauerstoffdosierung (z. B. KW Dürnrohr, KW Korneuburg) – Zugabe von Ammoniak und Sauerstoff; Schutzschicht: Hämatit und Magnetit (geringere Rauigkeit, geringerer Druckverlust).
3. Nichtflüchtige Alkalisierungsmittel – Zugabe von Natronlauge oder Natriumphosphat, hat geringe Bedeutung.

Das Speisewasser wird in der Kondensatreinigungsanlage mittels Ionentauscher gereinigt. Bei der Regeneration der Ionentauscher werden die gebundenen Ionen – überwiegend Am-monium – als Ammoniumchlorid wieder freigesetzt. Die Salzemissionen hängen nicht nur von der Betriebszeit der Wärmekraftwerke, sondern insbesondere von der Anzahl der Start-vorgänge (vermehrter Einsatz der Kondensatreinigung und Ausschleusen von Wasser aus dem Wasser-/Dampfkreislauf) ab.

Im Falle des Kraftwerkes Dürnrohr fallen dabei zwei- bis dreimal pro Jahr jeweils ca. 20 m³ Regenerierabwasser mit einem Ammoniumgehalt von rund 5 g/l an. Dieses Abwasser wird in einem Zwischenbecken aufgefangen, neutralisiert und in eine ungefähr 5 Kilometer entfernte kommunale Abwasserbehandlungsanlage gepumpt.

Die Regenier-, Spül- und Waschwässer aus der Vollentsalzung und Kondensatreinigung wer-den im Kraftwerk Voitsberg neutralisiert. In Zukunft werden die Regenerierabwässer aus der chemischen Stufe der Kondensatreinigung ebenfalls in die Kanalisation abgegeben werden.

Bei den beiden Blöcken des Kraftwerkes Riedersbach, beim Fernheizkraftwerke Linz Mitte und beim Kraftwerk Simmering 3 (siehe Tab. 52) werden die Abwässer aus der Speisewas-seraufbereitung ebenfalls nach der Neutralisation in das Kanalsystem eingeleitet.

Bei den anderen in dieser Studie beschriebenen Kraftwerken werden diese Abwässer ge-meinsam mit anderen Teilströmen in einer Abwasserreinigungsanlage behandelt.

Das Fernheizkraftwerk Neudorf/Werndorf hat eine eigene Reinigungsanlage für Abwasser aus der Wasseraufbereitung. Die Emissionen werden einmal im Monat anhand einer repräsen-tativen Tagesmischprobe ermittelt (siehe Tab. 52).

Tab. 52: Emissionen ins Wasser aus der Wasseraufbereitung [Angaben der Kraftwerksbetreiber].

Parameter	FHKW Linz Mitte (Indirekteinleiter; mg/l)*	Kraftwerk Simmering 3 (Indirekteinleiter; mg/l)	FHKW Neudorf/Werndorf Abwasserreinigungsanlage 2			
			Grenzwert (mg/l)	Min. (mg/l)	Max. (mg/l)	Mittelwert (mg/l)
pH	7,9 (6,5–9,5)	-	6,5–8,5	6,7	8,6	7,8
Höchsttemperatur (°C)	27,3°C (30°C)	30°C	-	11,8°C	21,2°C	15,8°C
Farbe (mg Pt/l)	-	-	-	2	7	4
El. Leitfähigkeit (µS/cm)	-	-	-	724	6.850	3.854
M-Wert (mval/l)	-	-	-	0,13	1,32	0,55
Ca	-	-	-	57,8	714	200
K	-	-	-	2,2	37,9	19,7
Mg	-	-	-	1,4	23,0	6,3
Na	-	-	-	42,7	985	500
Fe	-	-	< 2,0	n.n.	0,35	0,04
As	< 0,005 (0,1)	0,02	-	-	-	-
Pb	< 0,05 (0,5)	0,02	-	-	-	-
Cd	< 0,005 (0,1)	0,4	-	-	-	-
Cr	< 0,05 (0,5)	-	-	-	-	-
Cu	-	0,1	-	-	-	-
Mn	-	3	-	-	-	-
Hg	< 0,001 (0,01)	0,001	-	-	-	-
Zn	-	0,4	< 2,0	n.n.	0,037	0,014
Ammonium – N	-	-	-	0,78	7,04	3,23
Nitrit – N	-	-	-	n.n.	0,67	0,29
Nitrat – N	-	-	-	2,7	26,9	13,4
Gesamt – N	-	-	-	3,5	29,1	16,9
Ges.-P	-	-	< 2,0	0,03	0,27	0,11
Chlorid	-	-	-	87	1.761	956
Sulfat	-	-	-	57	1.042	265
TOC	-	-	< 30	1	5	3
CSB	-	-	< 90	9	37	21
BSB ₅	-	-	< 20	1	19	7

n.n. ... nicht nachweisbar

* in Klammer sind die Grenzwerte angegeben

** Grenzwert nach Wasserrechtsbescheid

4.2.2.4 Abwässer aus der Rauchgasreinigung

Das Abwasser aus der nassen Rauchgasreinigung wird beim KW Voitsberg im Kreislauf geführt. Bei allen anderen in dieser Studie beschriebenen Kraftwerken mit nasser Rauchgasentschwefelung werden diese Abwässer wegen der möglichen Schwermetallbelastung in einer mehrstufigen Abwasserreinigungsanlage behandelt. Dieser ist ein Ausgleichsbecken vorgeschaltet. Im allgemeinen besteht die Reinigung aus den Teilprozessen Vorklärung, Fällung, Flockung, Sedimentation und Neutralisation, wobei noch eine NH₃-Strippung, eine CSB-Stufe

und eine Schlammwässerung angeschlossen sein kann. Die Abwässer werden in der Regel einmal jährlich von einem gerichtlich beideten Sachverständigen auf Schwermetalle untersucht. In der Tab. 53 sind die Wasseremissionen einiger Kraftwerke dargestellt:

Tab. 53: Emissionen ins Wasser aus der Rauchgasreinigung von kalorischen Kraftwerken [Angaben der Kraftwerksbetreiber].

Parameter	Einheit	Kraftwerk Riedersbach* Block 1 u. 2	Simmering III	FHKW Linz Mitte*	FHKW Mellach*
Höchsttemperatur	°C	-	18	28,7 (30)	-
pH		7,61 (6,5–8,5)	-	7,8 (6,5–9,5)	6,9–7,9 (6,0–9,5)
As	mg/l	-	0,001	< 0,005 (0,1)	-
Sb	mg/l	-	-	-	-
Pb	mg/l	< 0,01 (0,1)	0,03	< 0,05 (0,5)	-
Fe	mg/l	0,07 (2,0)	-	-	0,2–0,5 (2,0)
Cr ges. als Cr	mg/l	0,01 (0,1)	0,03	< 0,05 (0,5)	-
Cd	mg/l	-	0,003	< 0,005 (0,1)	-
Co	mg/l	-	0,002	-	-
Cu	mg/l	< 0,01 (1,0)	0,003	-	-
Ni	mg/l	< 0,01 (1,0)	0,03	-	-
Tl	mg/l	-	0,031	-	-
V	mg/l	-	0,073	-	-
Mn	mg/l	-	0,03	-	-
Hg	mg/l	-	0,0001	< 0,001 (0,01)	-
Zn	mg/l	< 0,02 (2,0)	0,05	-	-
Sn	mg/l	< 0,05 (1,0)	0,001	-	-
F	mg/l	-	0,1	-	-
Cl	mg/l	-	400	-	-
BSB	mg/l	-	-	-	10–28 (30)
CSB	mg/l	11,7 kg/d*** (48 kg/d)	-	-	10–65 (75)
Absetzbare Stoffe	ml/l	-	-	-	< 0,1 (0,3)
Ges.-P	mg/l	-	0,15	-	-
Sulfat als SO ₄	mg/l	1.376 (2.000)	1.215	-	-
Sulfid als S	mg/l	-	0,1	-	-
Sulfit als SO ₃	mg/l	-	10,2	-	-
Ges. geb. Stickstoff	mg/l	-	76,6	-	-
NH ₄ als N	mg/l	7 (-)**	0,85	-	-
Nitrit – N	mg/l	2,1 (5)	-	-	-
TOC als C	mg/l	-	8,6	-	-

* in Klammer ist der Grenzwert angegeben

** Eigenkontrolle

*** 11,7 kg/d entsprechen 31,7 mg/l

In der folgenden Tabelle wird das Protokoll der Wasseruntersuchung „Abwasser aus ARA 1 FHKW Neudorf/Werndorf Jänner–Dezember 2000“ wiedergegeben. Die Parameter werden in diesem Fall einmal monatlich anhand einer repräsentativen Tagesmischprobe gemessen. Die gesamte Abwassermenge betrug 12.506 m³ entsprechend 147 Betriebstagen.

Tab. 54: Abwasser aus ARA 1 FHKW Neudorf/Werndorf Jän–Dez 2000 [KAISER, 2002].

Parameterbezeichnung Prüfnorm		Emissionskonzentration				
		Einheit	E _{max} *	Minimum	Maximum	Normal
Wassertemperatur	DIN 38.404-C4	°C	< 30	11,9	21,4	16,1
Farbe	PMW B-C6/2	mg Pt/l		0	5	3
El. Leitfähigkeit	DIN 38.404-C8	mS/cm		2.940	5.470	4.072
Abfiltrierbare Stoffe	DIN 38.409-H2	mg/l	< 15	1,6	9,2	5,0
pH-Wert	DIN 38.404-C5		6,5–8,5	7,1	8,5	7,6
M-Wert	DIN 38.409-H7	mval/l		0,12	0,92	0,36
Ammonium – N	DIN 38.405-E5	mg N/l	< 9	0,11	8,90	4,13
Nitrit – N	DIN 38.405-D20	mg N/l	< 1	0,02	0,95	0,24
Nitrat – N	DIN 38.405-D20	mg N/l		10,0	59,4	30,7
Hydrazin	DIN 38.413-P1	mg N ₂ H ₄ /l	< 2	n.n.	n.n.	n.n.
Gesamt-Stickstoff		mg N/l	< 100	13,1	65,9	35,1
Chlorid	DIN 38.405-D20	mg Cl/l	< 1.250	123	733	344
Cyanid	DIN 38.405-D13	mg CN/l	< 0,1	n.n.	n.n.	n.n.
Fluorid	DIN 38.405-D4	mg F/l	< 5	n.n.	2,0	0,6
Gesamt-Phosphor	DIN 38.405-D11	mg P/l	< 2,0	0,01	0,23	0,11
Sulfid	DIN 38.405-D26	mg S/l	< 0,2	n.n.	n.n.	n.n.
Sulfit	ÖN EN 10.304-3	mg SO ₃ /l	< 20	n.n.	n.n.	n.n.
Sulfat	DIN 38.405-D19	mg SO ₄ /l	< 2.500	1.414	2.341	1.885
TOC	DIN 38.409-H3	mg O ₂ /l	< 45	2	14	4
CSB	DIN 38.409-H41	mg O ₂ /l	< 140	9	56	25
Summe Kohlenwasserstoffe	DIN 38.409-H18	mg/l	< 20	n.b.	n.b.	n.b.
EOX	DIN 38.409-H8	mg/l	< 0,1	n.b.	n.b.	n.b.
Phenolindex	DIN 38.409-H16	mg/l	< 0,3	n.b.	n.b.	n.b.
Antimon	DIN 38.406-E22	mg Sb/l	< 0,2	n.n.	n.n.	n.n.
Arsen	DIN 38.406-E22	mg As/l	< 0,1	n.n.	0,007	0,001
Blei	DIN 38.406-E22	mg Pb/l	< 0,1	n.n.	n.n.	n.n.
Cadmium	DIN 38.406-E22	mg Cd/l	< 0,05	n.n.	n.n.	n.n.
Chrom-Gesamt	DIN 38.406-E22	mg Cr/l	< 0,5	n.n.	0,005	0,002
Cobalt	DIN 38.406-E22	mg Co/l	< 0,5	n.n.	n.n.	n.n.
Kupfer	DIN 38.406-E22	mg Cu/l	< 0,5	n.n.	0,007	0,002
Mangan	DIN 38.406-E22	mg Mn/l	< 1,0	n.n.	0,020	0,005
Nickel	DIN 38.406-E22	mg Ni/l	< 0,5	n.n.	0,123	0,027
Quecksilber	ÖN ISO 5.666	mg Hg/l	< 0,01	n.n.	n.n.	n.n.
Thallium	DIN 38.406-E22	mg Tl/l	< 0,1	n.n.	n.n.	n.n.
Vanadium	DIN 38.406-E22	mg V/l	< 0,5	0,013	0,395	0,092
Zink	DIN 38.406-E22	mg Zn/l	< 1,0	n.n.	0,054	0,020
Zinn	DIN 38.406-E22	mg Sn/l	< 0,5	n.n.	n.n.	n.n.

* EG nach WR-Bescheid bei Einleitung in den Vorfluter.

n.n. ... nicht nachweisbar.

n.b. ... nicht bestimmt.

4.2.2.5 Abwässer aus der Konservierung

Während des Stillstandes von Kesselanlagen müssen die bei Betrieb mit Wasser oder Dampf beaufschlagten Teile vor Korrosion geschützt werden. Dies geschieht entweder durch Entleeren aller wasserführenden Teile (Trockenkonservierung) oder durch Zugabe von Hydrazin zum Wasser, sodass der Sauerstoff gebunden wird (Nasskonservierung). Bei den Kraftwerken kommen aus statischen Gründen beide Verfahren zur Anwendung. Im Falle des KW Voitsberg wird dieses Wasser bei Anfahren der Anlage abgelassen ($\sim 100 \text{ m}^3$) und in den Kühlkreislauf eingebracht. Bei den Kraftwerken St. Andrä und Zeltweg werden diese Abwässer in Zwischenbehälter aufgefangen und als REA Prozesswasser genutzt.

Im allgemeinen werden diese Abwässer gemeinsam mit anderen Teilströmen in der betriebs-eigenen Abwasserreinigungsanlage behandelt.

4.2.2.6 Abwässer aus der Beizung

Die Beizung ist erforderlich bei neuen Rohrleitungen oder bei der Umstellung von der alkalischen auf die kombinierte Fahrweise. Als Beizmittel werden Flusssäure, Salzsäure oder organische Säuren verwendet. Diese Art von Abwasser fällt nur sehr selten an.

4.2.2.7 Abwässer aus der verbrennungsgasseitigen Reinigung (Feuerraumwaschen, Luvowaschen)

Ablagerungen an den Wärmetauschern werden mittels Hochdruckwäsche entfernt. Das Abwasser ist mit jenem der Nassentschlackung zu vergleichen. Die Reinigung der Luftvorwärmer erfolgt bei Stillstand der Anlage mit alkalischem Wasser. Als Hauptverunreinigung sind neben Aschebestandteilen Ammoniumverbindungen (Ammoniumsulfate) zu nennen. Der Abstand zwischen einzelnen Luvowaschungen beträgt 10.000–20.000 Betriebsstunden.

4.3 Feste Abfälle bzw. Rückstände

Rückstände aus kalorischen Kraftwerken werden in der Kraftwerksterminologie als Reststoffe bezeichnet, und sind nach dem Abfallwirtschaftsgesetz BGBl. Nr. 325/1990 idF BGBl. I Nr. 90/2000 Abfälle. Die Abfalleigenschaft bleibt so lange aufrecht, bis die Stoffe einer zulässigen Verwertung zugeführt werden.

Gemäß ÖNORM S 2100 sind Flugaschen aus der Ölfeuerung (SN 31 301) und feste salzhaltige Rückstände aus der Rauchgasreinigung konventioneller Brennstoffe (z. B. Sprühabsorptionsprodukt; SN 31 314) gefährliche Abfälle. Falls diese Abfälle behandelt werden, behalten sie ihre Schlüsselnummern, können aber ausgestuft werden, sofern alle diesbezüglichen Kriterien der Festsetzungsverordnung (BGBl. II Nr. 227/1997) erfüllt werden. Bei Verfestigungsverfahren wird auf die Deponieverordnung verwiesen (BGBl. Nr. 164/1996).

Gemäß Abfallwirtschaftsgesetz (BGBl. Nr. 325/1990) sind gefährliche Abfälle ab dem 16. Juli 2001 in einer Untertagedeponie für gefährliche Abfälle abzulagern (§ 17). Gefährliche Abfälle, welche nicht verwertet werden, sind auf eine solche Weise zu behandeln, dass sie dem jeweiligen Stand der Technik entsprechend weitgehend reaktionsarm und möglichst konditioniert und geordnet auf einer Deponie abgelagert werden können, und sind nach einer derartigen Behandlung auf einer für diese Abfälle behördlich bewilligten Deponie abzulagern.

In thermischen Kraftwerken – vor allem in Kohlekraftwerken – werden große Mengen an festen Abfällen produziert. In Abhängigkeit von den angewandten Techniken zur Rauchgasreinigung lassen sich diese in folgende Gruppen unterteilen (Tab. 55):

Tab. 55: Abfallarten.

Verfahren		Abfall	Einteilung gemäß ÖNORM S 2100
Ascheabscheidung	Abscheidung im Kessel	Grobasche	SN 31305 – nicht gefährlich
	Elektrofilter, Gewebefilter	Flugasche	SN 31301 – gefährlich, wenn aus der Ölfeuerung stammend
Entstickung	Primärmaßnahmen	kein Rückstand	
	SCR/SNCR	kein Rückstand	
Entschwefelung	Trockenadditivverfahren	Kalkadditivasche Sodaasche	Werden meist gemeinsam mit Flugasche abgeschieden
	Trockensorptionsverfahren	Trockensorptionsprodukt	
	Sprühabsorptionsverfahren	Sprühabsorptionsprodukt	SN 31314 – gefährlich
	Kalksteinwaschverfahren	Gips	SN 31315 – nicht gefährlich
Abwasserreinigung	Reinigung der Rauchgase	Schlamm aus der Abwasserbehandlung	SN 94 801 – gefährlich
	Wasseraufbereitung	Schlamm aus der Kesselwasseraufbereitung	SN 94 105 – nicht gefährlich

SN: Schlüsselnummern gemäß ÖNORM S 2100

4.3.1 Zusammensetzung der Abfälle bzw. Rückstände

Bei der Mehrzahl der in dieser Studie beschriebenen Kraftwerke wird zur Entschwefelung der Rauchgase die nasse Wäsche angewendet, wobei Gips als wiederverwertbares Produkt anfällt. Dieser besteht zum überwiegenden Teil aus Calciumsulfat-Dihydrat. Daneben enthält er unterschiedliche Gehalte an Nebenbestandteilen, die teils aus Flugaschebestandteilen, teils aus Verunreinigungen des Kalksteins stammen.

Die Abfälle aus der Rauchgasentschwefelung der Kraftwerke Zeltweg und St. Andrä 2 stellen ein Gemisch aus Flugasche und Rückstand aus der Entschwefelung dar. Die schwefelhaltigen Verbindungen sind Calciumsulfit und Calciumsulfat, wobei das Calciumsulfit als kristallines Halbhydrat dominiert. Das Rückstandsgemisch fällt als feines, trockenes Pulver an.

Der Rückstand aus dem Sprühabsorptionsverfahren des KW Dürnröhr 1 besteht aus einem Gemisch aus Calciumsulfit, Gips und Flugasche.

Neben den Haupt- und Nebenbestandteilen sind auch die Schwermetallkonzentrationen in den Abfällen und Reststoffen für die weiteren Wege der Verwertung oder Entsorgung von Bedeutung. Bis auf die flüchtigen Schwermetalle Hg, Se und Cd werden diese Elemente im wesentlichen in die Flugasche eingebunden (siehe Tab. 47).

Entscheidend für eine mögliche stoffliche Verwertung der Grob- und Flugasche und des Rückstandes aus der Entschwefelung sind deren chemischen und physikalischen Eigenschaften (Tab. 56).

Tab. 56: Chemische Zusammensetzung von Grob- und Flugasche und Rückstand aus der Entschwefelung in % TS [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1995].

	St. Andrä 2	Voitsberg 3	Zeltweg	Dürrrohr 1	Mellach
Grobasche (% TS)					
SiO ₂	35–55	20–35	45–55	45–50	43,49
Al ₂ O ₃	10–21	9–11	5–10	22–25	21,6
Fe ₂ O ₃	9–19	7–9	15–25	8–10	9,71
CaO	7–10	5–8	4–6	4–6	4,24
MgO	3–4	1–2	4–6	2–4	2,23
Na ₂ O	< 1	< 1	ca. 1	ca. 1	0,35
K ₂ O	1–3	< 3	< 1	ca. 2	2,65
SO ₃	< 1,5	< 1	< 1	ca. 4	0,24
Glühverlust	< 2	10–40	10–20	< 5	12,21
TiO ₂					0,91
P ₂ O ₅					0,89
Cl					n.n.
Flugasche (% TS)					
SiO ₂	35–55	45–55	35–55	40–60	46,01
Al ₂ O ₃	14–21	22–28	14–21	25–30	27,10
Fe ₂ O ₃	12–15	7–13	12–15	10–15	8,33
CaO	8–12	3–7	8–12	3–8	4,56
MgO	4–6	1–4	4–6	1–6	4,01
Na ₂ O	< 1	< 1	< 1	ca. 1	0,70
K ₂ O	1–2	2–4	1–2	ca. 1	3,53
SO ₃	1–2	< 1	ca. 1	ca. 2	0,52
Glühverlust	< 3	< 3	ca. 5	< 5	2,09
TiO ₂					1,18
P ₂ O ₅					0,77
Cl					0,01
Rückstand aus der Entschwefelung (% TS)					
SiO ₂	30–40	< 2	10–20	10–15	
Al ₂ O ₃	5–8		8–10	5–10	
Fe ₂ O ₃	18–25	∑ < 1	5–8	2–3	
CaO	10–15	-	30–40	35–45	
MgO	2–3	-	2–3	2–3	
Na ₂ O	< 1	-	0,5–1	< 1	
K ₂ O	1–3	-	0,5–1	< 1	
SO ₃	< 1	-	2–4	2–3	
SO ₂	5–10	-	12–20	20–25	
Cl	< 1,5	-	< 1,5	< 1	
CaSO ₄ · 2 H ₂ O	-	90–98	-	-	
CaSO ₃ · ½ H ₂ O	-	< 0,5	-	-	
CaCO ₃	-	2–10	-	-	
CaCl ₂	-	< 0,1	-	-	

Hauptbestandteile der Aschen aus der Braun- und Steinkohlefeuerung sind Oxide, Silikate und Aluminiumsilikate der in der Kohle enthaltenen Elemente. Sie liegen als kristalline Phasen vor. Bei genügend hohen Temperaturen und Verweilzeiten im Kessel entstehen auch glasige Bestandteile. Flugasche wird als feines Pulver mit Korngrößen < 100 µm und großen spezifischen Oberflächen (2.000 bis 3.000 cm²/g) aus dem Rauchgas abgeschieden.

In den folgenden Tabellen werden Schwermetallgehalte sowie andere Parameter der Grob- und Flugasche, des Gipses aus der Rauchgasentschwefelung und des Filterkuchens aus der Abwasserreinigung einiger Kraftwerke angeführt.

4.3.1.1 REA-Gips

Im allgemeinen sind die Schwermetallkonzentrationen im REA-Gips sehr niedrig und liegen im Bereich von Naturgips. Die flüchtigen Schwermetalle Hg und Se werden teilweise in der nassen Entschwefelung ausgewaschen und können in vergleichsweise höheren Konzentrationen im Gips vorliegen. Organische Schadstoffe werden nur in sehr geringen Konzentrationen im Gips nachgewiesen (siehe dazu auch Tab. 67).

Tab. 57: Schwermetall- und Schadstoffgehalte im Gips aus der Entschwefelung (Angaben der Kraftwerksbetreiber).

Parameter	Einheit	KW Voitsberg 3	KW Riedersbach Block 1 + 2*	FHKW Mellach	FHKW Linz Mitte	FHKW Neudorf/ Werndorf
Cl	%		< 0,1	0,02		0,01
F	%		< 0,1	0,04		< 0,01
S	% SO ₃		45	44,3		44,2
As	mg/kg	1,8	< 5	n.n.	5	n.n.
Ba	mg/kg			4		3
Cd	µg/kg	10	< 300	n.n.	550	< 10
Co	mg/kg		< 0,5	1	0,23	1
Cr	mg/kg	35,4	< 10	43	1,78	11
Cu	mg/kg	3,2	< 5	9		16
Hg	µg/kg	390	< 500	< 10	10	< 10
Mn	mg/kg		< 20	3	19	17
Ni	mg/kg	1,1	< 10	2,3	2,4	25
Pb	mg/kg	0,8	< 2	2,0	2,0	2
Sb	mg/kg		< 0,2	n.n.		n.n.
Se	mg/kg	6,8	< 10	-		-
Sn	mg/kg		< 1	2		4
Tl	mg/kg		< 1	n.n.		-
V	mg/kg	4,2		3,1	3,3	59
Zn	mg/kg	6,7	< 5	49	6,5	23
PAH	mg/kg		< 0,1			
PCB	mg/kg		n.n.			
PCDD/PCDF	ng TE/kg		< 1			
TOC (als C)	% C			0,07		0,05

n.n. ... nicht nachweisbar

* Der ARA-Fällungsgips wird zusammen mit dem REA-Gips in der Gips-Aufbereitungsanlage weiterverarbeitet und als gemeinsames Endprodukt an die Baustoffindustrie verkauft. Die Analysedaten beziehen sich auf das abgegebene Endprodukt.

4.3.1.2 Flugasche

Mit der Flugasche wird auch der größte Teil der schwerflüchtigen Schwermetalle abgeschieden. Die Schwermetallgehalte bewegen sich im allgemeinen in der Größenordnung der Grenzwerte für Bodenaushub und Baurestmassendeponien.

Tab. 58: Schwermetall- und Schadstoffgehalte in der Flugasche (Angaben der Kraftwerksbetreiber).

Parameter	Einheit	KW Voitsberg 3	KW Riedersbach Block 1 + 2	FHKW Mellach	FHKW Linz Mitte
Cl	%		< 0,1	0,01	0,01
F	%			< 0,001	0,005
S	%		< 1	0,52	
Ag	mg/kg			0,3	
As	mg/kg	106,0	< 50	32,5	75
B	mg/kg			231,0	
Ba	mg/kg			3.170	
Be	mg/kg			8,0	
Cd	µg/kg	740	< 500	n.n.	< 1.000
Co	mg/kg			81,5	1
Cr	mg/kg	194,9	< 400	150,5	321
Cu	mg/kg	88,4	< 100	155,5	767
Hg	µg/kg	860	< 1.000	< 0,2	< 1.000
Li	mg/kg			131,0	
Mn	mg/kg			510,0	487
Mo	mg/kg			12,5	
Ni	mg/kg	90,0	< 250	197,2	89
Pb	mg/kg	45,2	< 100	81,2	45
Sb	mg/kg			n.n.	
Se	mg/kg	2,8		n.n.	
Sn	mg/kg			6,7	
Tl	mg/kg		< 2	n.n.	
V	mg/kg	263,6		301,1	280
W	mg/kg			2,0	
Zn	mg/kg	236,1	< 300	209,5	290
PCDD/PCDF	ng TE/kg		< 1		
TOC (als C)	% C		< 8	1,75	

n.n. ... nicht nachweisbar

4.3.1.3 Grobasche

In der Grobasche sind die Schwermetallkonzentrationen in der Regel sehr niedrig (Tab. 59).

Tab. 59: Schwermetall- und Schadstoffgehalte in der Grobasche (Angaben der Kraftwerksbetreiber).

Parameter	Einheit	KW Voitsberg 3	FHKW Mellach
Cl	%		< 0,01
F	%		< 0,001
S	%		0,11
Ag	mg/kg		n.n.
As	mg/kg	8,8	5
B	mg/kg		158,0
Ba	mg/kg		850
Be	mg/kg		1,0
Bi	mg/kg		3,3
Cd	µg/kg	n.n.	n.n.
Co	mg/kg		44,0
Cr	mg/kg	204,7	127,7
Cu	mg/kg	63,2	92,8
Hg	µg/kg	n.n.	n.n.
Li	mg/kg		81,0
Mn	mg/kg		582,5
Mo	mg/kg		3,8
Ni	mg/kg	214,9	94,0
Pb	mg/kg	9,9	9,0
Sb	mg/kg		n.n.
Se	mg/kg	0,6	n.n.
Sn	mg/kg		22,7
Tl	mg/kg		n.n.
V	mg/kg	96,6	204,2
W	mg/kg		n.n.
Zn	mg/kg	38,9	89,0
TOC (als C)	% C		7,93

n.n. ... nicht nachweisbar

4.3.1.4 Filterkuchen

Tab. 60: Schwermetall- und Schadstoffgehalte im Filterkuchen aus der Abwasserreinigung (Angaben der Kraftwerksbetreiber).

Parameter	Einheit	FHKW Neudorf/Werndorf				FHKW Mellach			FHKW Linz Mitte
		Grenzwert*	Min.	Max.	Mittelwert	Min.	Max.	Mittelwert	
Cl	mg/kg	-	-	-	-	-	-	-	1,3
F	mg/kg	-	-	-	-	-	-	-	0,26
TS 40°C	%		44,3	58,6	53,0	57,1	66,7	60,7	
C	%	< 15	13,0	34,9	20,1	2,5	6,8	4,6	
Silikat	%	< 40	1,2	4,0	2,2	7,5	14,2	11,0	
Sulfat	%	< 65	24,2	43,1	36,2	10,0	35,7	18,5	
CO ₂	%		1,0	3,9	3,1	2,7	7,8	5,2	
Ag	%		n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	
Al	%	< 10	0,077	1,413	0,304	1,78	24,33	4,98	
As	mg/kg	< 30	1	16	11	16	46	26	41
Ba	%	< 0,2	0,005	0,010	0,006	0,029	0,093	0,056	
Be	µg/kg	< 10	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	
Ca	%	< 30	14,83	19,52	16,64	17,78	25,28	21,57	
Cd	µg/kg	< 10	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	4.000
Co	mg/kg	< 30	33	99	62	13	35	19	182
Cr	mg/kg	< 200	8	76	32	25	66	41	93
Cu	mg/kg	< 100	16	46	25	43	91	64	90
Fe	%	< 10	0,43	0,90	0,59	2,6	4,48	3,66	
Hg	µg/kg	< 10	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	76
K	%		0,020	0,094	0,040	0,31	0,64	0,48	
Na	%		0,025	0,115	0,062	0,14	0,32	0,20	
Mg	%	< 10	3,09	8,22	5,71	0,27	0,52	0,38	
Mn	%	< 0,5	0,014	0,033	0,026	0,04	0,12	0,09	2.200
Mo	mg/kg	< 100	2	62	36	2	12	6	
Ni	%	< 0,5	0,170	0,491	0,291	0,002	0,006	0,004	11.100 (mg/kg)
Pb	mg/kg	< 500	21	47	31	25	66	36	103
Sb	mg/kg	< 30	10	21	13	1	12	6	
Sn	mg/kg	< 500	n.n.	4	2	2	10	5	
Tl	µg/kg	< 10	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	
V	%	< 2	0,450	0,794	0,596	0,01	0,02	0,01	34.000 (mg/kg)
Zn	mg/kg	< 1.000	19	425	149	82	342	183	758

n.n. ... nicht nachweisbar

* Grenzwert nach Bescheid sowohl für FHKW Mellach und FHKW Neudorf/Werndorf

Bei Ölkraftwerken fällt der hohe Vanadium- und Nickelgehalt im Pressfilterkuchen auf.

4.3.1.5 Sonstige Rückstände

Beim FHKW Neudorf/Werndorf werden nach der SCR die Oxidaschen und unverbrannter Kohlenstoff aus dem Rauchgas ausgewaschen, da diese die Qualität des Gipses aus der nassen Entschwefelung negativ beeinflussen würden (Ebenso würden im Rauchgas enthaltene Phosphate einen Teil des Calciums binden und damit die Effizienz der Entschwefelung verringern). Die nasse Wäsche funktioniert im Prinzip wie eine nasse Entschwefelung mit internem Umlauf. Zur Neutralisation wird Kalkmilch zugegeben. Dadurch entsteht eine wässrige Suspension aus Ruß, Schwermetallhydroxiden und Gips, welche in dieser Form sehr schwer zu entsorgen ist. Durch Zugabe eines geeigneten Flockungshilfsmittels kann die Gipsfraktion (ca. 2/3 der festen Abfallstoffe) vom Russ getrennt werden und dem REA-Gips beigemischt werden.

Tab. 61: Zusammensetzung des Pressfilterkuchens des Kraftwerkes Neudorf/Werndorf (Wassergehalt: 54 %) [KAISER, 2001].

Parameter	Pressfilterkuchen
Rest-C	22,5 %
Silikat	3,2 %
CaCO ₃	1,1 %
CaSO ₄ – Dihydrat	63,1 %
Mg	4,3 %
Ni	0,4 %
V	0,8 %

Die Russfraktion (Pressfilterkuchen, ca. 1.580 t/a) kann auf verschiedene Arten entsorgt werden:

- **Deponierung**
Aufgrund der Eluatwerte der Hydroxidbestandteile ist die Entsorgung auf einer Massendeponie möglich (Deponieklasse 3a).
- **Mitverbrennung im Kohlekraftwerk Mellach**
Die Russfraktion ist ein wässriger, klebriger und daher schlecht förderbarer Stoff. Aufgrund fehlender Trocknungs-, Förder- und Aufgabeeinrichtungen wurde diese Möglichkeit nicht weiter verfolgt.
- **Verwendung als Tonersatzstoff bei der Klinkererzeugung**
Aufgrund eines Feststellungsbescheides der Behörde kann der Pressfilterkuchen in einem Zementwerk als Tonersatzstoff verwendet werden. Durch den hohen Wassergehalt wird kein Nettoenergiegewinn erzielt.

4.3.2 Mengen, Verwertungs- und Entsorgungswege der Abfälle bzw. Rückstände

Die anfallenden Mengen und die Verwertungs- und Entsorgungswege der Abfälle bzw. Reststoffe hängen vom Verbrennungssystem, vom Brennstoff und von der Technologie der Rauchgasreinigung ab (Tab. 62; VERBUNDGESELLSCHAFT, 1997; Information der Kraftwerksbetreiber).

Tab. 62: Aufkommen und Verwertungs- und Entsorgungswege von festen Abfällen bei ausgesuchten Kraftwerken (Angaben der Betreiber).

Kraftwerk	Abfall	Anfall	Verwertung/ Entsorgung	Art der Verwertung/Entsorgung
Kohlekraftwerke				
St. Andrä 2 (1999)	Grobasche	451	451	Lärmschutzwall (Verfestigung)
	Feststoff aus Entschwefelung + Flugasche	6.923	6.923	Lärmschutzwall nach Verfestigung
Voitsberg 3 (1999)	Grobasche	13.750	13.750	Rückverfüllung des Tagbaues
	Flugasche	268.434	268.434	Rückverfüllung des Tagbaues
	REA-Gips	47.299	47.299	Zement- und Putzmittelindustrie
Zeltweg (1999)	Grobasche	75	75	Deponierung
	Feststoff aus Entschwefelung + Flugasche	2.236	2.236	Deponierung
Dürnröhr 1	Grobasche	2.067	2.067	Ziegelindustrie
	Flugasche (aus der Vorabscheidung)	11.000	11.000	Zementindustrie
	Feststoff aus Ent- schwefelung (SAV) + Flugasche	8.440	8.440	Deponierung
Mellach (1999)	Grobasche	4.930	4.930	Zementindustrie
	Flugasche	14.954	14.954	Zementindustrie
	REA-Gips	7.725	7.725	Zementindustrie
	ARA-Kuchen	264	264	Zementindustrie (Tonersatz)
Riedersbach 1 (1998)	Grobasche + Flugasche	3.217	3.217	Baustoffindustrie
	REA-Gips	2.647	2.647	Baustoffindustrie
Riedersbach 2 (1998)	Grobasche + Flugasche	46.332	46.332	Baustoffindustrie
	REA-Gips	9.894	9.894	Baustoffindustrie
Timelkam 2	Grob- + Flugasche	50.560 (1996)	50.560 (1996)	Baustoffindustrie
	Feststoff aus Entschwefelung	2.039 (1999)	2.039 (1999)	Düngemittel, Deponierung
Ölkraftwerke				
Simmering Block 3 (1999)	Flugasche	71	71	Gewinnung von Vanadium
	REA-Gips	7.745	7.745	Zementindustrie
	Schlamm aus der Rauchgasreinigung	1.170	1.170	Deponierung
Salzburg Mitte	REA-Gips	915	915	Deponierung
Salzburg Nord	REA-Gips	1785	1785	Deponierung
Neudorf/Werndorf (1999)	REA-Gips	14.147	14.147	Zementindustrie
	ARA-Kuchen	1.581	1.581	Zementindustrie (Tonersatz)
Linz Mitte (1999)	Flugasche	211	211	Zementindustrie
	REA-Gips	7.557	7.557	Zementindustrie
	ARA-Kuchen	40	40	Abgabe an Entsorgungs- unternehmen

Aus der Tab. 62 ist ersichtlich, dass die Entsorgungs- und Verwertungswege der Abfälle bzw. Reststoffe je nach Kraftwerk unterschieden sind. So wird z. B. der Feststoff aus der Sprühabsorption einmal deponiert (Kraftwerk Dürnrohr Block 1) und einmal ausgestuft und als Düngemittel (Kraftwerk Timelkam 2) eingesetzt. Ähnliche Unterschiede gibt es bei der Grobasche und beim REA-Gips. Letzterer wird in den meisten Fällen von der Zement- und Baustoffindustrie übernommen, im Fall der Salzburger Heizkraftwerke aber deponiert. Ein direkter Erlös aus der Abgabe von REA-Gips, Grobasche oder Flugasche an die Zement- und Baustoffindustrie wird dabei nur selten erzielt (als maximaler Übernahmepreis wurden von Kraftwerksbetreibern 5,1 Euro pro Tonne REA-Gips angegeben), in der Regel werden aber die Transportkosten vom Abnehmer übernommen. Der Vorteil für den Kraftwerksbetreiber besteht in der Einsparung von Deponiekosten.

Aus der Flugasche von ölgefeuerten Kraftwerken kann Vanadium zurückgewonnen werden. Diese Verfahren ist verhältnismäßig teuer, allerdings wird dadurch die Deponierung vermieden, welche nur nach entsprechender Konditionierung möglich ist.

Aufgrund der unterschiedlichen Auslastung der Anlagen kommt es zu beträchtlichen Schwankungen der jährlich produzierten Abfall- und Reststoffmengen. Daher ist es oftmals schwierig, im Falle einer industriellen Wiederverwertung vertraglich festgelegte Liefermengen einzuhalten (Tab. 63). Abhilfe bietet der Bau von Silos zur Speicherung und damit zum Ausgleich der produzierten Mengen.

Tab. 63: Jährliche Schwankungen der produzierten Abfälle bei den Kohlekraftwerken des Verbund [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1995 und VERBUNDGESELLSCHAFT, 1998].

		1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Grobasche	[t/a]	11.258	27.812	31.924	14.789	5.785	9.894	13.434	11.817	13.446	7.999
Flugasche	[t/a]	92.124	221.182	280.100	136.703	45.142	76.754	221.683	183.906	206.156	134.200
Gips	[t/a]	20.966	38.490	43.153	21.792	8.880	11.009	37.375	32.105	39.541	26.562
REA-Produkt	[t/a]	23.079	64.274	48.285	15.019	15.111	26.721	24.415	29.980	20.496	9.044
Summe	[t/a]	147.427	351.759	403.463	188.303	74.918	124.378	296.910	257.808	279.639	177.804

Um einen besseren Vergleich der Daten zu ermöglichen, werden die produzierten Mengen auf die erzeugte elektrische Nettoenergie und die eingesetzte Masse an Brennstoff bezogen. In der Tab. 64 sind einige spezifische Kennzahlen angeführt.

Tab. 64: Spezifische Abfallmengen einiger Kraftwerke [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1995].

		Dürnrohr 1	St. Andrä 2	Voitsberg 3	Zeltweg
Grobasche	kg/t Brennstoff	10	15	10	5
	g/kWh _{el,netto}	3	5	10	2
Flugasche	kg/t Brennstoff	65	-	195	-
	g/kWh _{el,netto}	20	-	190	-
Reststoff aus Trocken- und Sprühabsorption	kg/t Brennstoff	60	130	-	150
	g/kWh _{el,netto}	20	45	-	60
Gips	kg/t Brennstoff	-	-	35	-
	g/kWh _{el,netto}	-	-	35	-

Zusätzlich zu den von den österreichischen Kraftwerksbetreibern eingeschlagenen Behandlungswegen gibt es noch zahlreiche andere Optionen (Tab. 65). Inwieweit diese tatsächlich verwirklicht werden können, hängt von ökologischen, ökonomischen und rechtlichen Rahmenbedingungen ab, welche im Einzelfall zu prüfen sind.

Tab. 65: Verwendungsmöglichkeiten für Kraftwerksabfälle.

	Flugasche		Grobasche		Sorptionsprodukt	Gips
	Braunkohle	Steinkohle	Braunkohle	Steinkohle		
Baustoffindustrie						
Betonzusatzstoff (ohne Flual)						
Leichtzuschlag für Beton						
Porenbeton, Gasbeton						
Hochleistungsbeton						
Flualherstellung						
Zumahlstoff in der Zementindustrie						
Rohmehlbestandteil in der Zementindustrie						
Zusatz zu Zement als Abbindeverzögerer						
Schmal- und Dichtwände						
Baugipse						
Keramische Industrie						
Straßen- und Landschaftsbau						
Füllmaterial für bituminöse Deck-, Binde- und Tragschichten						
Bodenverfestigung, Ungebundene Baustoffe für Erd- und Straßenbau						
Lärmschutzwall						
Deponietechnik, Abfallbehandlung						
Deponierung						
Schadstoffimmobilisierung						
Dichtungsmaterial für Deponiebasisabdichtung						
Flächenfilter für Deponieabdichtungen						
Klärschlammkonditionierung						
Trägermaterial für biologische Abwasserreinigung						
Rohrbettungsmaterial						
Stabilisierte Asche-Zement-Mischung						
Künettenfüllmaterial						
Sonstige Verwertungswege						
Versatzstoff im Bergbau						
Zeolithherstellung						
Alpha- und Beta-Halbhydratherstellung						
Füller in Papierindustrie						
Anhydritherstellung						
Müller-Kühne-Verfahren						
Thermische Verwertung						
Rauchgasentschwefelung						

Die Verwertung und Behandlung von Kraftwerksabfällen ist Stand der Technik. So konnten von den in der Europäischen Union im Jahr 1997 anfallenden 44,7 Millionen Tonnen an Flugasche 16,2 Millionen Tonnen einer Verwertung (ohne Berücksichtigung von Verfüllmaßnahmen) zugeführt werden (Verwertungsrate: 36,2 %). Abb. 25 und Tab. 66 stellen den Anteil der gängigen Verwertungsoptionen (ohne Verfüllmaßnahmen) an der verwerteten Flugasche dar [ECO-BA, 1999].

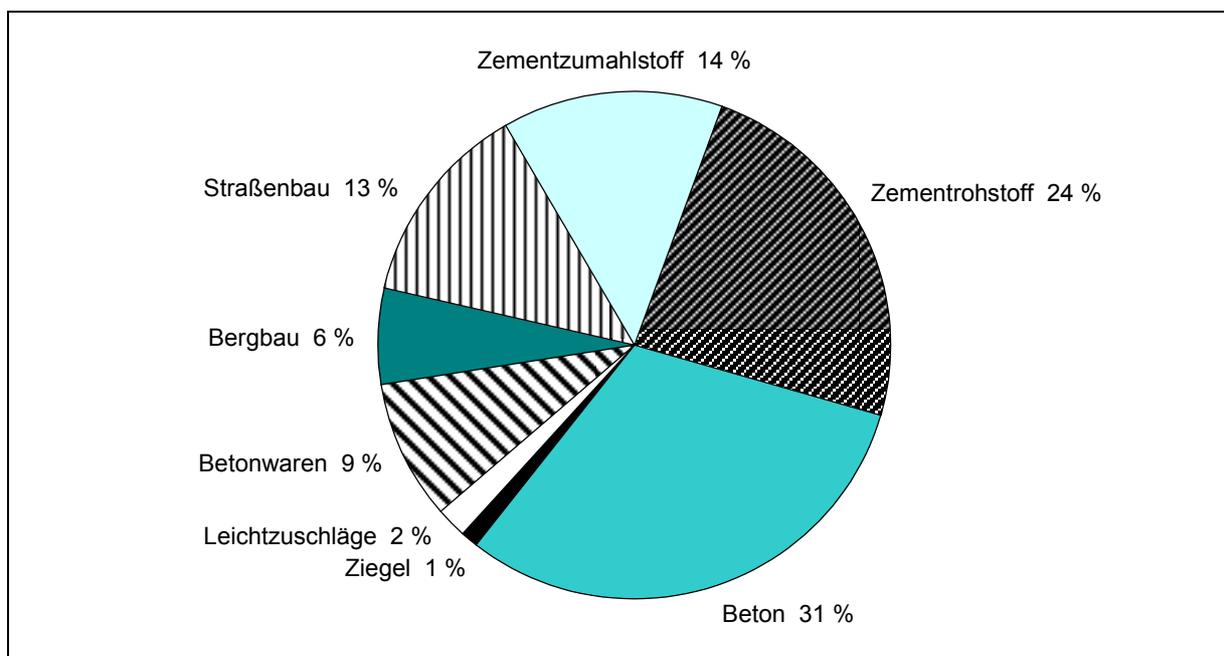


Abb. 24: Verwendung von Flugasche in der Europäischen Union, 1997.

Tab. 66: Verwendung von Flugaschen in der Europäischen Union, 1997.

Verwertungsmaßnahme	Anteil [%]	Masse [Mill. t/Jahr]
Zementzumahlstoff	14	2,3
Zementrohstoff	24	3,9
Beton	31	5,0
Ziegel	1	0,2
Leichtzuschläge	2	0,3
Betonwaren	9	1,5
Bergbau	6	1,0
Straßenbau	13	2,1

4.3.3 Beispiele für die Verwendung von Abfällen aus Kohlekraftwerken

4.3.3.1 Flugasche als Zusatzstoff in Beton

Flugasche kann aufgrund seiner puzzolanischen Eigenschaften als Betonzusatzstoff verwendet werden und einen Teil des Zementes substituieren.

Dabei gilt ein Zusatzstoffe nach ON EN 450 als fein verteilter, anorganischer, puzzolanischer bzw. latent hydraulischer Stoff, welcher dem Beton zur Verbesserung seiner Eigenschaften oder zur Erzielung besonderer Eigenschaften zugegeben werden kann.

ON EN 450 regelt die Qualitätsanforderungen an die Flugasche, nicht jedoch deren Anwendung in Beton. Als chemische Parameter sind in dieser Norm Obergrenzen für den Glühverlust (max. 5 %), den Chloridgehalt (max. 0,1 %) und den Gehalt an freiem Calciumoxid (max. 2,5 %) angeführt. Als Anwendungsnormen dienen ON B 4200-10, DIN 1045 sowie die europäische Vornorm ENV 206.

Um den besseren Qualitäten aufbereiteter Flugaschen Rechnung zu tragen, dürfen nach dem nationalen Anhang der ENV 206, diese Flugaschen in größeren Mengen dem Beton zugesetzt werden, wenn sie den Anforderungen der ON B 3309 genügen.

Als zur Verwendung im Beton geeignet hat sich aufbereitete Flugasche erwiesen, welche vom Verbund unter dem Markennamen Flual vermarktet wurde. Flual ist aufbereitete Braunkohleflugasche, die am Standort des KW St. Andrä 2 durch Trocknung, Mahlung und Sichtung hergestellt wird. Wesentlich dabei ist die Verwendung jahrelang frei gelagerter Deponieasche, wodurch es zu einer Deaktivierung der adsorbierenden Wirkung des Aktivkohlegehaltes (diese führen zu unerwünschten Reaktionen mit Betonzusatzmitteln) kommt.

Der Einsatz von Flual ist seit über 30 Jahren erprobt und konnte beim Bau von nachstehenden Objekten eingesetzt werden:

- Talsperren (Maltatal)
- Flusskraftwerke an der Drau, Salzach und am Inn
- Kühltürme und Schornsteine von kalorischen Kraftwerken
- Straßen- und Eisenbahntunnel
- U-Bahn (Wien).

4.3.3.2 Flugasche in Zement

Flugaschen kommen in der Zementindustrie als Rohmehlbestandteil; in der Mehrzahl der Fälle aber als Zumahlstoff zur Anwendung. Als Rohmehlbestandteil wird die Flugasche nur dann eingesetzt, wenn sie die Spezifikationen für eine höherwertige Verwendung nicht erfüllt. Beim Einsatz als Zumahlstoff erfolgt eine gemeinsame Vermahlung von Flugasche und Zementklinker im Zementwerk. Gemäß ÖNORM EN 197-1 „Zement“ kann der Zement zwischen 6 und 35 % (Massenanteil) Flugasche enthalten, wobei diese Flugasche aus der reinen Kohlefeuerung stammen muss.

Im Unterschied zur früher gültigen ÖNORM B 3310 („Zement für Bauzwecke“) werden in der ÖNORM EN 197-1 keine Qualitätskriterien für Flugasche selber festgelegt, sondern mechanische, physikalische und chemische Anforderungsprofile für die jeweiligen Zementarten definiert. Hinsichtlich chemischer Parameter wird die Höhe des Glühverlustes, des unlöslichen Rückstandes, des Sulfatgehaltes, des Chloridgehaltes und der Puzzolanität begrenzt.

4.3.3.3 Flugasche als zementstabilisierte Aschemischung zur Verfüllung von Hohlräumen

Zementstabilisierte Aschemischungen (Braunkohleflugasche, Zement, Wasser) werden vom Verbund unter dem Markennamen SAM zur Verfüllung von Hohlräumen (hauptsächlich Künnetten für Fernwärmerohre) eingesetzt.

SAM zeigt dabei folgende Eigenschaften:

- gute Pumpbarkeit und Selbstnivellierung
- Setzungsfreiheit
- gute Erhärtung
- leichte Entfernbarkeit
- gleichmäßige Zusammensetzung
- gute Umweltverträglichkeit.

4.3.3.4 Asche als Versatzstoff im Bergbau

Flug- und Grobaschen aus dem Braunkohlekraftwerk Voitsberg 3 werden zur Verfüllung des nahe gelegenen ehemaligen Kohletagbaues Karlschacht 2 verwendet.

Grundlage dafür ist § 159 des Mineralrohstoffgesetzes MinroG (BGBl. Nr. 38/1999), welcher besagt, dass der Bergbauberechtigte nach Beendigung der Bergbautätigkeit geeignete Maßnahmen zur Sicherung der Oberflächennutzung zu treffen hat.

Am Kohletagbau Karlschacht 2 mussten nach der Auskohlung die aus bodenmechanischer Sicht kritischen Bereiche gesichert werden. Im Zuge dieser Maßnahmen wurde die gesamte Westmulde bis zur Geländeoberkante verfüllt. Die Ostmulde wurde ab 1983 mit der Inbetriebnahme des KW Voitsberg 3 rückverfüllt. Zu diesem Zeitpunkt vertrat man die Ansicht, dass die Ostmulde als ausreichend wasserdicht anzusehen ist. Es waren deshalb keine zusätzlichen Abdichtungsmaßnahmen vorgesehen.

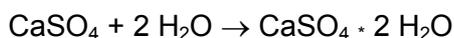
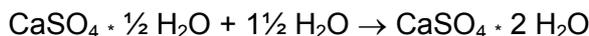
Für die Ascherückverfüllung wurde das Nasseinschlammverfahren angewandt. Dabei wurde Asche mit Wasser aus dem Kühlturm aufgeschlämmt und gleichmäßig in die Mulde verfüllt. Die entstehenden Wasseransammlungen stellten entgegen obiger Annahme eine Gefährdung des Grundwassers dar. Zur Vermeidung von Grundwasserverunreinigungen wurde deshalb von der Berghauptmannschaft erlassen, dass die Ascherückverfüllungstechnik zu ändern und die Nordseite des Karlschachtes abzudichten ist. Zur Abdichtung konnten stabilisierte Aschemischungen (Mischung aus Braunkohleflugasche aus KW Voitsberg 3, Karbidkalk und Wasser bei einem Wasser zu Feststoff-Verhältnis zwischen 0,25 und 0,30) verwendet werden.

4.3.3.5 REA-Gips in der Baustoffindustrie

Prinzipielle Anwendungsgebiete von REA-Gips sind die Verwendung als Erstarrungsregler bei der Zementherstellung und in der Baustoffindustrie zur Erzeugung von Gipsputzen und Gipskartonplatten. Um den Qualitätsansprüchen für diese Verwertungsmöglichkeiten zu genügen, muss das Rauchgas vor der Entschwefelung hinreichend entstaubt werden. Bei Ausfall der Entstaubung erhöht sich der Grauwert des Gipses, sodass dieser deponiert werden muss.

Vor der Verwendung von REA-Gips in der Baustoffindustrie muss dieser getrocknet und anschließend durch Brennen zu Halbhydrat oder Anhydrit entwässert werden. Baugipse bestehen zu mindestens 50 % aus Dehydratationsprodukten des Gipses.

Baugips erhärtet nach Zugabe von Wasser, wobei folgende Reaktionen stattfinden:



Wichtige Faktoren für die Verwendung in der Baustoffindustrie sind die Grösse der Gipskristalle (je grösser, desto besser) und der Kristallwassergehalt.

Für die Verwendung des Produktes REA-Gips wurden u. a. von EUROGYPSUM Qualitätskriterien und Analysenmethoden veröffentlicht. Unabhängig von diesen Qualitätskriterien steht es den Abnehmern von REA-Gips frei, mit dem REA-Gipslieferanten weitergehende, auf den Verwendungszweck zugeschnittene Spezifikationen zu vereinbaren. Es gibt keinen Listenpreis für REA-Gips. Der REA-Gipspreis wird bei Vertragsabschluss zwischen Abnehmer und Lieferanten festgelegt und orientiert sich an den vorherrschenden Marktbedingungen. Maßgeblich wird der Frankopreis für REA-Gips vom Logistikkonzept beeinflusst.

In der Tab. 67 sind wichtige Parameter des REA-Gipses der Fernheizkraftwerke Mellach und Neudorf/Werndorf angeführt (jeweils Mittelwerte aus monatlich gezogenen Stichproben).

Tab. 67: Kontrollanalysen des REA-Gipses der Kraftwerke Mellach und Neudorf/Werndorf [KAISER, 2002; ORTNER, 2002].

Parameter	Einheit	FHKW Neudorf/Werndorf				FHKW Mellach			
		Grenzwert*	Min.	Max.	Mittelwert	Grenzwert*	Min.	Max.	Mittelwert
Wassergehalt	%	12–15	7,9	10,1	9,0	-	9,4	11,1	10,4
Gips Dihydrat	% CaSO ₄ x 2 H ₂ O	> 91	94,4	96,2	95,1	< 90	94,2	96,4	95,2
Calciumsulfid	% CaSO ₃ x 1/2 H ₂ O	< 0,5	2,6	4,1	3,6	< 3,0	0,1	3,1	1,2
Kalkstein	% CaCO ₃	< 4	0,1	4,2	2,2	< 4,5	0,1	3,6	2,1
Säureunlös. Best.	%	< 5	0,06	1,02	0,32	-	0,25	0,67	0,41
Kohlenstoff	% C	< 0,3	0,04	0,08	0,05	-	0,01	0,18	0,07
Schwefel	% SO ₃		43,9	44,7	44,2	-	43,8	44,8	44,3
Chlorid	% Cl ⁻	< 0,1	0,01	0,02	0,01	< 0,1	0,01	0,04	0,02
Phosphat	% P ₂ O ₅	-	-	-	-	< 0,3	0,01	0,02	0,01
Fluorid	% F	-	-	-	-	< 0,3	0,04	0,06	0,04
Aluminium	% Al ₂ O ₃	< 1	0,01	0,19	0,04	-	0,01	0,10	0,04
Eisen	% Fe		0,01	0,03	0,02	-	0,01	0,04	0,03
Kalium	% K ₂ O		0,01	0,05	0,02		0,004	0,05	0,02
Natrium	% Na ₂ O	Σ<0,12	0,01	0,05	0,03	Σ<0,12	0,004	0,02	0,01
Magnesium	% MgO	< 1	0,02	0,15	0,06	< 1	0,01	0,04	0,02
Nickel	ppm Ni	< 700	9	36	25	-	1,0	3,0	2,3
Blei	ppm Pb		1	5	2	-	1,0	3,0	2,0
Zink	ppm Zn		5	54	23	-	3,0	163	49
Vanadium	ppm V	< 1000	17	104	59	-	1,0	6,0	3,1

* Grenzwerte lt. Abnahmevertrag mit Fa. Perlmöser-Zementwerke AG

Gemäß Punkt 5.4 der ÖNORM EN 197-1 wird Calciumsulfat dem Zement zur Regelung des Erstarrungsverhaltens zugegeben. Calciumsulfat kann Gips (Calciumsulfatdihydrat, Calciumsulfathalbydrat) oder Anhydrit (kristallwasserfreies Calciumsulfat) oder eine Mischung davon sein. Gips und Anhydrit liegen als natürliche Stoffe oder als Nebenprodukte industrieller Verfahren (Rea-Gips) vor. Für den Gips selbst gibt es innerhalb der Norm keine Regelungen, aller-

dings darf der Gehalt an Sulfaten im Zement (angegeben als SO_3) in Abhängigkeit von der Zementart maximal 3,5–4 Gew.% betragen, der Chlorid-Gehalt im Zement ist mit 0,1 % begrenzt.

Im Regelfall übernehmen die Kraftwerksbetreiber die Kosten für den Ausgangsstoff des Gipses (Kalkstein) und den Transport des Gipses zum Zementwerk, in manchen Fällen müssen sie bis zu 5 €/t für die Abnahme des Gipses bezahlen.

4.3.3.6 Sprühabsorptionsprodukt als Deponiebasisabdichtung

Das Sprühabsorptionsprodukt aus der Feuerung von konventionellen Brennstoffen ist gemäß ÖNORM S 2100 als gefährlicher Abfall eingestuft. Um dem oft aufwendigen Ausstufungsverfahren zu entgehen, wird es manchmal (mit Bescheid) auch unter der Schlüsselnummer 31 315 (REA-Gips) geführt und in Folge als Düngemittel verwendet.

Das Sprühabsorptionsprodukt aus dem Kraftwerk Dürnröhr eignet sich zur Herstellung mineralischer Dichtschichten für den Deponiebau. Prüfungen bestätigten die Eignung des Produktes, weshalb es zur großtechnischen Umsetzung bei der Klärschlammdeponie Asten kam. Daneben wurde das SAV-Produkt zur Herstellung von Deponieoberflächendichtungen (Hausmülldeponie Steinfeld und Steinabrückl) eingesetzt.

4.3.3.7 Grobasche aus der Kohlefeuerung

Der weitaus größte Teil der Grobasche wird in der Zementindustrie und in der Baustoffindustrie verwertet, nur ein kleiner Teil wird deponiert.

4.3.3.8 Flugasche aus der Ölfeuerung

Flugasche eines österreichischen Kraftwerks mit Ölfeuerung (Simmering III) wird zur Wiedergewinnung von Vanadium verwendet.

4.4 Betriebliche Abfallwirtschaft

Neben den Verbrennungsrückständen fallen beim Kraftwerksbetrieb Abfälle an, deren Menge jedoch vergleichsweise gering sind.

Die Menge der Abfälle hängt dabei weniger von der erzeugten Strommenge, sondern hauptsächlich von den durchgeführten Service- und Wartungsarbeiten ab. Tab. 68 zeigt den Anfall an gefährlichen Abfällen der Kraftwerke des Verbundes.

Tab. 68: Abfallanfall der Verbund-Kraftwerke in kg/a nach ÖNORM S 2100 [VERBUNGESELLSCHAFT, 1998].

Abfall	Schlüsselnummer	1994 (kg/a)	1995 (kg/a)	1996 (kg/a)	1997 (kg/a)	1998 (kg/a)
Abfälle pflanzlicher und tierischer Fetterzeugnisse	12	4.013	3.913	4.699	2.450	204
Abfälle mineralischen Ursprungs*	31	113.666	631	3.008	1.874	352
Metallabfälle	35	2.414	1.548	2.430	1.862	2.043
Andere Abfälle mineralischen Ursprungs sowie Abfälle von Veredelungsprodukten	39	0	0	192	0	0
Säuren, Laugen, Konzentraten	52	244	0	0	1.040	234
Abfälle von Mineralölprodukten**	54	43.938	98.007	174.298	106.454	287.243
Organische Lösemittel, Farben, Lacken, Klebstoffen, Kitten und Harzen	55	4.735	5.508	6.757	5.604	5.229
Kunststoff- und Gummiabfälle	57	0	0	340	0	0
Textilabfälle	58	0	303	0	0	0
Andere Abfälle chemischer Umwandlungs- und Syntheseprodukte	59	849	670	759	1.477	477
Summe gefährlicher Abfälle		169.859	110.580	192.483	120.761	295.782

* 1994 Abbrucharbeiten KW Korneuburg 1

** teilweise interne Verwertung; der erhöhte Wert für das Jahr 1998 resultiert aus dem vollständigen Entleeren des Ölabscheiders am Kraftwerksgelände Voitsberg 3.

4.5 Lärmemissionen

Lärmemissionen werden in Wärmekraftwerken vor allem durch folgende Maßnahmen vermieden:

- Einsatz lärmarmen Maschinen und Aggregate
- Schalldämpfung an einzelnen Maschinen und Aggregaten
- betriebliche Maßnahmen (Vermeidung des Radladerbetriebes während der Nacht ...).

Zur Minderung der Lärmemissionen kann man unterscheiden zwischen:

Aktive Schallminderung

Die Schallemissionen werden am Entstehungsort durch konstruktive Maßnahmen verhindert oder gedämpft.

- *Primärmaßnahmen*
Es werden nur solche Einrichtungen eingesetzt, deren maximaler Schallpegel unter einem definierten Grenzsollpegel liegt. Solche konstruktiven Maßnahmen sind z. B. bei Gebläsen

eine optimale Auslegung der Umfangsgeschwindigkeit oder bei Getrieben die Form und Oberflächengüte von Zahnrädern.

- **Sekundärmaßnahmen**

Dazu gehören Schall-Dämmung und Schall-Dämpfung. Bei der Schall-Dämmung wird die Schallausbreitung durch Hindernisse (Wände, Ummantelungen) behindert, Schalldämpfer (Mineralfasern, Kunststoffschäume) absorbieren die Schallenergie und setzen sie in Wärme um. Beispiel für Sekundärmaßnahmen sind die Einkapselung der Turbine durch eine Schallschutzhaube sowie die Ausführung von Kanälen und Rohrleitungen mit Schalldämpfern.

Passive Schallminderung

Durch passive Schallminderungsmaßnahmen werden alle Geräuschimmissionen soweit wie möglich eingeschränkt. Dazu gehören Schallschutzmaßnahmen an Nachbargebäuden und das Tragen von Schallschutzmittel durch das Personal.

Um die Beeinträchtigung der Anrainer möglichst gering zu halten, werden in der Kraftwerks-umgebung maximal zulässige Schallimmissionen festgelegt. Beispielhaft seien hier die ein-zuhaltenden Dauerschallpegel ($L_{A,eq}$) für ein 420 Meter vom KW Voitsberg 3 entfernt liegendes Krankenhaus angeführt: Diese betragen bei Tag 55 dB, bei Nacht 48 dB [DRAUKRAFT, 1996c].

4.6 Umweltüberwachungssysteme am Beispiel ausgesuchter Kraftwerke

An den Standorten KW Voitsberg 3, KW Zeltweg und KW St. Andrä 2 werden seit 1969 ständig Messungen zur Luftgüteüberwachung durchgeführt. Ab den Jahren 1982/83 wurde um jedes KW ein aus sechs Umweltmessstationen bestehendes Überwachungsnetz aufgebaut. Die Aufgabe dieser Messstationen ist es, Einflüsse der Rauchgase auf die Luftqualität und die Schadstoffkonzentrationen festzustellen. Sie dienen auch zur Beweissicherung bei Auftreten etwaiger Schäden [DRAUKRAFT, 1991].

Die Dauermessstationen erfassen Messdaten für Schwefeldioxid, Staub, Ozon, Stickoxid, die Betriebswerte der Kraftwerke (Emission und Leistung) sowie meteorologische Werte. Jede Station besteht aus einem Container, in welchem die Messinstrumente untergebracht sind, und ist über Datenleitungen mit der Messzentrale im Kraftwerk verbunden [DRAUKRAFT, 1991].

Am Standort KW Dürnröhr 1 (Tullnerfeld) besteht das Umwelt-Messsystem im wesentlichen aus sieben automatischen Immissionsmessstellen, von denen drei zusätzlich mit Open-Top-Chambers ausgestattet sind sowie aus Emissionsmessgeräten am Schornstein des Kraftwerkes. Sämtliche Daten werden über Funkverbindungen an das Kraftwerk übermittelt und als Halbstundenmittelwerte ausgewertet. Die aktuellen Messdaten sind öffentlich zugänglich und können in Zwentendorf und in Tulln abgelesen werden.

Nähert sich der Gehalt an Schadstoffen in der Luft den behördlich festgelegten Immissions-Grenzwerten, müssen vom Kraftwerkpersonal geeignete Maßnahmen gesetzt werden (Umstellung der Feuerung auf Gas, Leistungsrücknahme ...).

Die Open-Top-Chambers basieren auf der Empfindlichkeit bestimmter Pflanzen gegenüber Luftschadstoffen. In eine geschlossene Wachstumskammer wird gefilterte Luft geblasen, in eine zweite ungefilterte Umgebungsluft. Sollte der Schadstoffgehalt in der Luft ein gewisses Maß überschreiten, würden die Pflanzen in den Kammern Unterschiede aufweisen [VERBUNDKRAFT & EVN, 1989].

4.7 Störfallvorsorge

Kalorische Kraftwerke gelten nicht als störfallgeneigte Anlagen. Die gesetzten Maßnahmen zur Beherrschung von Störfällen dienen daher vornehmlich dem Schutz der Arbeitnehmer und der Anlage.

Maßnahmen zur Störfallvermeidung sind nach VERBUNDGESELLSCHAFT (1995):

- Sicherheitsventile und Not-Abschaltsysteme
- Auffangwannen und -behälter für gefährliche Flüssigkeiten (Säuren, Laugen, Öle ...)
- Detektionssysteme für Leckagen
- Brand-Gefahrmeldesysteme.

Bei der Lagerung von druckverflüssigtem Ammoniak müssen für den Störfall Alarmierungs- und Gefahrenabwehrpläne vorliegen.

5 ÖKONOMISCHE BETRACHTUNG VON UMWELTSCHUTZMASSNAHMEN BEI KOHLEKRAFTWERKEN

5.1 Allgemeine Aspekte

Die Gesamtkosten für die Installation von Emissionsminderungsmaßnahmen können auf folgende Weise aufgeteilt werden [GRUBER, 1991]:

- Investitionsabhängige Kosten
 - Abschreibungen und Zinsen
 - Steuern und Versicherungen
 - Wartung und Instandhaltung.
- Betriebsabhängige Kosten
 - Betriebsmittelverbrauch (Wasser, Dampf, Strom, Additive usw.)
 - Personal
 - Reststoffentsorgung.

Die investitionsabhängigen Kosten der Emissionsminderungsmaßnahmen lassen sich dabei im wesentlichen auf folgende Komponenten aufteilen:

- Umbauten an bestehenden Kesselanlagen
- Apparate, Reaktoren, Behälter, Maschinen, Brenner, Katalysatoren, Rührer usw.
- Ausstattung mit Bühnen und Treppen inklusive Stahlkonstruktion
- Kanäle, Rohrleitungen, Armaturen, Ventile zwischen den einzelnen Anlagenkomponenten inklusive der erforderlichen Gebläse
- Mess-, Regel- und Elektrotechnik inklusive Analysetechnik
- Versorgungsvorrichtungen und Lagerung der Betriebsmittel
- Einrichtungen zur Förderung, Behandlung und Lagerung der entstehenden Reststoffe
- Anschlüsse
- Wärmerückgewinnungsteil
- Montage, Inbetriebnahme, Probetrieb
- Verpackung und Transport
- Engineering.

HOLSCHUMACHER & RENTZ (1995) weisen in diesem Zusammenhang auch auf mögliche Opportunitätskosten hin.

Die Abschätzung der Investitionskosten für die Installation von Emissionsminderungstechnologien ist sehr schwierig, da sich die Rahmenbedingungen selbst für vergleichbare Anlagen beträchtlich unterscheiden können.

Bei einem modernen Kraftwerk werden bis zu 30 % der Gesamtinvestition für Emissionsminderungstechnologien aufgewendet. Von diesen Investitionen entfallen ca. 40 % auf die Rauchgasentschwefelung, ca. 20 % auf die Stickoxidminderung, jeweils 10 % auf die Staubabscheidung und auf die Abwasseraufbereitung und etwa 20 % werden für andere Maßnahmen (z. B. Lärmschutz) benötigt.

In einer Studie wurden typische Betriebs- und Wartungskosten für die Subsysteme eines Kraftwerkes errechnet [OGI, 1999]. Demnach entfallen auf Kessel, Turbine und Generator zusammen 78 % der gesamten Betriebs- und Wartungskosten, auf die Rauchgasentschwefelung 10 %, auf die SCR Anlage 6 %, auf den Elektrofilter 2 % und auf die Abwasserreinigungsanlage 4 %.

Nach HOLSCHUMACHER & RENTZ (1995) hängen die Investitionskosten in folgender Weise von der thermischen Kraftwerksleistung ab (Tab. 69).

Tab. 69: *Abhängigkeit der Investitionen von der thermischen Leistung*
[HOLSCHUMACHER & RENTZ, 1995].

Technik	Investition (Mio. €)	Geltungsbereich (MW _{th})
Kalksteinwäsche	$1,14 \cdot P_{th}^{0,57}$	100–1.800
Sprühabsorptionsverfahren	$2,05 \cdot P_{th}^{0,37}$	100–850
SCR/High-dust	$0,28 \cdot P_{th}^{0,70}$	100–1.400
SCR/Tail-end	$0,05 \cdot P_{th}^{0,98}$	100–800

Die notwendigen Investitionen lassen sich in nachstehende Anteile gliedern.

Tab. 70: *Investitionsanteile einzelner Komponenten an der Gesamtinvestition in %*
[HOLSCHUMACHER & RENTZ, 1995].

Technik	Ingenieurleistung	Infrastruktur	Montage	Standardapparate	besondere Apparate	Leittechnik
Kalksteinwaschverfahren	8–14	4–7	35–50	25–40	5–10	10–16
Sprühabsorptionsverfahren	8–13	5–8	45–65	25–35	3–7	14–18
SCR/High-dust	8–12	1–3	30–40	55–70	5–10	2–7
SCR/Tail-end	10–14	2–4	25–35	60–75	5–10	2–7
Desonox	8–12	5–7	20–35	40–60	20–25	8–13

HOLSCHUMACHER & RENTZ (1995) führen für ausgewählte Emissionsminderungstechniken folgende Investitionen und Betriebskosten an (Tab. 71).

Tab. 71: *Investitionen und Betriebskosten von Emissionsminderungstechniken*
[HOLSCHUMACHER & RENTZ, 1995].

Technik	Investition (€/kW _{el})	Betriebskosten (Cent/kWh)
Kalksteinwäsche	128–409	0,8–1,3
Sprühabsorptionsverfahren	77–307	0,5–1,0
Trockenadditivverfahren	26–102	0,2–0,5
Wellmann-Lord-Verfahren	153–664	0,8–1,8
Walther-Verfahren	230–281	0,5–1,2
Feuerungstechnische Maßnahmen (NO _x)	8–41	0,2
SNCR	10–61	0,3–0,5
SCR	92–332	0,3–1,0

5.2 Betriebskosten bei ausgewählten Kraftwerken

Im folgenden werden die Investitionen und betriebsabhängigen Kosten von Emissionsminderungsmaßnahmen ausgewählter Kraftwerke dargestellt.

5.2.1 Staubabscheidung

Die Investitionskosten für filternde Abscheider werden vor allem durch die Parameter Filterfläche und Qualität (Säure- und Hitzebeständigkeit) des Filtermaterials beeinflusst. Die Rein- gasstaubkonzentration besitzt hingegen bei hohen Abscheidegraden keinen wesentlichen Einfluss auf die Investition. Entscheidend für die Kosten von filternden Abscheidern ist neben dem Energiebedarf von etwa 0,8 bis 1,5 kWh/1.000 m³ die Standzeit des Filtermaterials (etwa 10.000 Bh) und die Entsorgung der Flugasche. Die betriebsabhängigen Kosten für filternde Abscheider liegen für Kohlefeuerungen zwischen 0,006 und 0,33 €/1.000 m³ [VERBUND-UMWELTTECHNIK, 2000]

Von den Betreibern des FHKW Mellach werden jährliche Betriebskosten von 0,11 Mio € und jährliche Wartungskosten von 0,058 Mio € angegeben.

Hauptparameter der Investition für elektrische Abscheider sind der zu behandelnde Rauchgasvolumenstrom und die benötigte Abscheidefläche. Die Betriebskosten elektrischer Abscheider ergeben sich aus dem Energiebedarf (0,3 bis 0,8 kWh/1.000 m³), dem Personal (nicht in jedem Fall erforderlich) und der Flugascheentsorgung. In Summe betragen die betriebsabhängigen Kosten etwa 0,2 €/1.000 m³ Rauchgas [VERBUND-UMWELTTECHNIK, 2000].

Die jährlichen Betriebskosten betragen beim Kraftwerk Simmering III 0,65 Mio € (inklusive Abschreibung in der Höhe von 0,23 Mio € und Deponierung von 300 t Flugasche).

5.2.2 SO₂-Abscheidung: Kalkadditivverfahren

Die Investition für Kalkadditivverfahren setzt sich zusammen aus:

- Additivdosieranlage (Bunker, Gebläse, Dosiereinrichtung, Rohrleitungen, Mühle)
- Rauchgaskanäle und Gebläse
- Staubabscheidersystem
- Reststoffentsorgungsvorrichtung (Fördereinrichtung, Silo)
- Mehraufwand an Russbläsern und für zentrale Leittechnik.

Für Trockenadditivverfahren auf Calciumbasis sind bei größeren Rauchgasvolumenströmen vor allem die Kosten für den Betriebsmittelverbrauch dominierend. In Abhängigkeit von der Qualität des Additivs und von der Verfahrensführung (Reststoffrückführung zur besseren Additivausnutzung) variieren die Betriebskosten zwischen 2,6 und 3,3 €/1.000 m³ [VERBUND-UMWELTTECHNIK, 2000]. Den Hauptteil bilden dabei die Kosten für die Additive und die Reststoffentsorgung.

5.2.3 SO₂-Abscheidung: Sprühabsorptionsverfahren

Hauptinflussfaktor für die Investition sind der Rauchgasvolumenstrom sowie die Art und die Auslegung des Sprühreaktors. Unterschiedliche Stoffstromführungen und Automatisierungsgrade bewirken z. T. große Streubreiten der Investition.

Die Kosten für Betriebsmittel hängen im wesentlichen von der SO₂-Konzentration im Rohgas und der gewünschten SO₂-Reingaskonzentration sowie der Verfahrenskonzeption (mit oder ohne Staubvorabscheidung ab). Die betriebsabhängigen Kosten für Kohlekraftwerke liegen bei etwa 1,0 bis 1,5 €/1.000 m³ Rauchgas [VERBUND-UMWELTTECHNIK, 2000]. Beispielfähig können die Kosten für das im Kraftwerk Dürnrohr 1 installierte Sprühabsorptionsverfahren angeführt werden:

Investition:	ca. 42,2 Mio. €
Spezifische Fixkosten:	0,0044 €/kWh
Spezifische Betriebskosten:.....	0,0029 €/kWh
Spezifische Kosten (Summe):.....	0,0073 €/kWh (0,0073 €/kWh)

5.2.4 SO₂-Abscheidung: Nasse Rauchgasentschwefelung

Ausschlaggebend für die Investitionshöhe sind vor allem der Rauchgasvolumenstrom und die Verfahrenskonzeption.

Hierbei wirken sich unterschiedliche anbieterspezifische Ausführungen der nachstehenden Komponenten aus:

- Wäschermaterialien
- Bauart des Wäschers
- Konzeption der Oxidation
- Verfahrensführung (Kreislauf)
- Vorwäscher
- Tropfenabscheider
- Wiederaufheizungssysteme
- Gebläseschaltung
- Mess- und Regeltechnik
- Art und Qualität des Additives – Bauweise der Suspensionsaufbereitungsanlage
- Reststoffentsorgung.

Die vielfältigen Ausführungsmöglichkeiten führen zu erheblichen Bandbreiten bezüglich der Investitionshöhe.

Die betriebsabhängigen Kosten werden vor allem vom SO₂-Abscheidegrad, von der Ausführung der Rückstandsaufbereitung (Energiebedarf, Gipsreinigung, Trocknung) und von der Art der Staubabscheidung determiniert. Als Richtgröße für die betriebsabhängigen Kosten bei Kohlekraftwerken können 0,22 bis 1,5 €/1.000 m³ Rauchgas genannt werden.

Bei den beiden Blöcken des Kraftwerkes Riedersbach betragen die jährlichen Betriebskosten ungefähr 1,38 Mio €. Darin sind die Kosten für den Energiebedarf, für die Gipsentsorgung, für die Wartung, das Personal und den Kalkstein enthalten.

Beim FHKW Mellach müssen für den Betrieb jährlich 0,32 Mio € und für die Wartung 0,41 Mio € aufgewendet werden.

Die Betreiber des FHKW Neudorf/Werndorf geben jährliche Betriebskosten von 0,33 Mio € und jährliche Wartungskosten von 0,185 Mio € an.

Die jährlichen Betriebskosten in der Höhe von 7,6 Mio € beinhalten beim Kraftwerk Simmering 3 die Kosten für Abschreibung (2,46 Mio €), Kalkstein (10.000 t), elektrische Energie (7.000 kWh/h) und für die Gipsentsorgung (15.000 t Gips und 5,09 € pro t).

Am Beispiel des Kalksteinwaschverfahrens konnten HOLSCHUMACHER & RENTZ (1995) zeigen, dass trotz großer Schwankungsbreiten ein degressiver Verlauf der Investitionskosten als Funktion der thermischen Kapazität erkennbar ist.

5.2.5 NO_x-Minderung: Feuerungstechnische Primärmaßnahmen

Die Investitionen für die Installation von feuerungstechnische Maßnahmen werden vor allem durch die spezifischen Randbedingungen der Feuerung beeinflusst. GRUBER (1991) gibt die Bandbreite für die durchschnittlich erforderlichen spezifischen Investitionen an (Tab. 72).

Tab. 72: Spezifische Investitionen für Feuerungstechnische NO_x-Emissionsminderungsmaßnahmen [GRUBER, 1991].

Minderungsmaßnahme	Spez. Investitionen (€/kWh _{th})
NO _x -arme Brenner	1,0–3,1
Oberlufteinrichtung	2,0–4,6
Rauchgasrezirkulation	2,6–5,1
Brennstoffstufung	2,0–4,1

5.2.6 NO_x-Minderung: Selektive katalytische Reduktion

Der wesentliche Einflussparameter auf die Investitionshöhe ist das erforderliche Katalysatorvolumen, welches durch den Rauchgasstrom, den maximal zulässigen NH₃-Schlupf und durch den gewünschten NO_x-Umsatz vorgegeben wird. Als Richtwerte für die Katalysatorkosten werden 10.000 bis 13.000 €/m³ Katalysatorvolumen angeführt.

Hauptinflussfaktor auf die betriebsabhängigen Kosten der SCR-Verfahren ist die Standzeit des Katalysators, welche von den brennstoffspezifischen Rauchgascharakteristika und der Anordnung im Rauchgasweg beeinflusst wird. Der Bedarf an Reduktionsmittel ist eine Funktion der NO_x-Rohgaskonzentration. Energiekosten ergeben sich aus dem Druckverlust und einer eventuell nötigen Wiederaufheizung der Rauchgase vor dem Katalysator.

Beim FHKW Mellach betragen die jährlichen Betriebskosten 0,1 Mio € und die jährlichen Wartungskosten 0,058 Mio €.

Die Betreiber des FHKW Neudorf/Werndorf geben jährliche Betriebskosten von 0,087 Mio € und jährliche Wartungskosten von 0,029 Mio € an.

Die jährlichen Betriebskosten für die SCR-Anlage beim Kraftwerk Simmering 3 liegen in der Höhe von 1,31 Mio €. Diese beinhalten die Kosten für Abschreibung (0,47 Mio €), für 360 t Ammoniak (zu 0,26 € pro kg) und für die elektrische Energie (300 kWh/h).

Als Beispiel werden die Kosten für die SCR-Anlage des Kraftwerkes Dürnrohr 1 angeführt:

Investition:	24 Mio. €
Spezifische Fixkosten:	0,0024 €/kWh
Spezifische Betriebskosten:	0,0005 €/kWh
Spezifische Kosten (Summe):	0,0029 €/kWh

5.2.7 NO_x-Minderung: Selektive nicht katalytische Reduktion

Die Investitionen umfassen die Einrichtungen zur Dosierung des Reduktionsmittels, die Aufgabevorrichtungen und die Mess-, Regel- und Steuerungseinrichtungen. Je größer die Lastschwankungen des Kessels sind, desto höher wird die Investition (mehr Eindüseebenen, höherer Mess- und Regelungsaufwand).

Betriebsabhängige Kosten entstehen vorwiegend durch den Reduktionsmittelverbrauch und in geringerem Maß durch den Energieaufwand.

5.2.8 Abwasserreinigungsanlage

Für eine zweistufige Abwasserreinigungsanlage werden im Fall des FHKW Mellach insgesamt 17.400 € jährlich für Hilfsmittel und Wartung aufgewendet.

Von den Betreibern des FHKW Neudorf/Werndorf werden Aufwendungen für Hilfsmittel in der Höhe von 58.000 € und für Wartung in der Höhe von 145.000 € jährlich angegeben. Die Abwässer werden in zwei verschiedenen Systemen gereinigt:

System 1: Ausgleichsbecken, Vorklärung, 3 Fällungsschritte (Fällung, Koagulation, Sedimentation), NH₃-Stripper, Neutralisation, Sandfilter

System 2: Fällung, Koagulation, Lamellenabtrenner, Neutralisation, Sandfilter.

Beim Kraftwerk Simmering 3 betragen die Betriebskosten jährlich 1,19 Mio €. Darin sind Kosten für Betriebshilfsmittel und Abschreibungskosten enthalten.

5.3 Investitionskosten bei ausgewählten Kraftwerken

In der folgenden Tabelle sind die Investitionskosten für Rauchgasreinigungstechnologien bei ausgewählten Kraftwerken aufgelistet (Tab. 73).

Tab. 73: Investitionskosten für Rauchgasreinigungstechnologien (Angaben der Betreiber).

Kraftwerk	Maßnahme	Investition (Mill. €)
Voitsberg 3	Elektrofilter	10,9
	Kalkadditivverfahren	7,6
	Nasse Rauchgasentschwefelung	80,7
	SCR-Anlage	18,2
	Feuerungstechnische Maßnahmen	4,9
	Wärmetauscher im Rauchgaskanal	3,9
St. Andrä 2	Gewebefilter	3,9
	Absorber (SO ₂)	13,4
	Feuerungstechnische Maßnahmen (Brennstoffumstellung)	14,5
	Biomasserost	1,5
Zeltweg	Elektrofilter + Absorber (SO ₂)	26,5
	SNCR-Verfahren	0,7
	Biomassevergaser	4,7
Dürnrohr	Elektrofilter	18,2
	Sprühabsorptionsanlage	42,2
	SCR-Anlage	27,6
Riedersbach 1 + 2	Nasse Rauchgasentschwefelung	43,6
	Stickoxidreduktion: Primäre Maßnahmen, SNCR, SCR	6,5
FHKW Mellach	Nasse Rauchgasentschwefelung (inkl. Staubabscheidung)	38,15
	SCR	20,71
	Abwasserreinigungsanlagen (zweistufig: Fällung, Flockung, Sedimentation)	0,94
FHKW Neudorf/Werndorf	Nasse Rauchgasentschwefelung	13,1
	Nasser Elektrofilter	4,3
	SCR	4,0
	Nasse Wäsche	4,4
	Abwasserreinigungsanlage	2,25
HKW Salzburg Nord	Sprühabsorption	6,4
Simmering Block 3	Nasse Rauchgasentschwefelung	47,2
	Elektrofilter	1,45
	SCR (Katalysator, Ammoniaklagerung, Leitungen und Kontrolleinrichtungen)	11,45
	Abwasserreinigungsanlage	1,74

6 MITVERBRENNUNG VON BIOMASSE UND ABFÄLLEN

Die Idee, Abfälle und Biomasse in Kraftwerken mitzuverbrennen wird hauptsächlich aus wirtschaftlichen und abfallwirtschaftlichen Gründen verfolgt: Aufgrund der Marktliberalisierung und des vergleichsweise hohen Kohlepreises suchen Betreiber von Kohlekraftwerken nach Möglichkeiten zur Reduktion der Betriebskosten. Die Mitverbrennung von Abfällen führt einerseits zu Einsparungen auf der Input-Seite (in Abhängigkeit von den verrechneten Übernahme-preisen), andererseits kann unter Umständen ein gewisser Prozentsatz der Biomasse und Abfälle den erneuerbaren Energieträgern zugeordnet werden, wodurch höhere Erlöse aus dem Stromverkauf erzielt werden können.

In der Deponieverordnung (BGBl. Nr. 164/1996) wurde der maximal zulässige Gehalt an organischem Kohlenstoff (TOC) im abzulagernden Abfall ab 1. Jänner 2004 (in Ausnahmefällen ab dem 1. Jänner 2009) mit 5 % festgelegt. Abfälle aus der mechanisch-biologischen Vorbehandlung dürfen diesen Grenzwert überschreiten, wenn der obere Heizwert 6.000 kJ/kg Trockensubstanz unterschreitet. Diese Vorgaben bedingen in der Regel eine thermische oder mechanisch-biologische Vorbehandlung der Abfälle.

In einer Studie [BAUMELER et al., 1998]. wurde das Aufkommen von brennbaren Abfällen (das sind Abfälle mit einem unteren Heizwert von 6.000 kJ/kg Trockensubstanz) in Österreich mit 10,4 Millionen Tonnen (Feuchtsubstanz) pro Jahr abgeschätzt. Davon werden ca. 3,5 Mio t stofflich verwertet, 3,4 Mio t deponiert, ca. 2,4 Mio t verbrannt, 0,9 Mio t kompostiert und 0,2 Mio t mechanisch-biologisch behandelt

Laut Bundesabfallwirtschaftsplan 2001 werden in Österreich insgesamt 188 thermische Verwertungs- und Behandlungsanlagen – davon 135 Anlagen für die Behandlung von innerbetrieblichen Abfällen – betrieben, deren Gesamtkapazität mit 2,7 Millionen Tonnen abgeschätzt wurde [BMLFUW, 2001].

Zurzeit ist die Errichtung von zumindest sieben weiteren Abfallverbrennungs- oder Mitverbrennungsanlagen mit einer geschätzten Gesamtkapazität von ungefähr 950.000 t pro Jahr geplant [ROLLAND, 2001]. Diese Projekte befinden sich in unterschiedlichen Stadien der Entwicklung, wobei im Oktober 2001 mit dem Bau einer Anlage begonnen wurde. In Wien ist zusätzlich zu den oben angeführten geplanten Anlagen die Inbetriebnahme einer dritten Müllverbrennungsanlage mit einer Kapazität von 450.000 Jahrestonnen vorgesehen.

Zurzeit ist der Bau einiger der geplanten Anlagen noch nicht sichergestellt. Es ist jedoch absehbar, dass die Mitverbrennung von Abfällen in kalorischen Kraftwerken, industriellen Feuerungsanlagen und Zementwerken von deren Betreibern in Zukunft forciert werden wird.

In diesem Kapitel werden einige in österreichischen Kohlekraftwerken durchgeführte Versuche zur Mitverbrennung von Abfällen und Biomasse näher beschrieben.

Auf die Mitverbrennung von Tiermehl und Tierfett wird in dieser Studie nur kurz eingegangen, da diese in einer Studie des Umweltbundesamtes ausführlich behandelt wird [GRECH, 2001]. In einigen anderen Studien wurde die Mitverbrennung von Abfällen [VERBUND, 2001 B], Klärschlamm [VERBUND, 2001 B; BÖHMER, 2001] und Biomasse [VERBUND, 1999; VERBUND, 2001 A] zum Teil recht detailliert beschrieben, sodass hier nur eine kurze Zusammenfassung wiedergegeben wird.

6.1 Gesetzliche Grundlagen

6.1.1 Luftreinhaltegesetz bzw. Luftreinhalteverordnung für Kesselanlagen

Im Luftreinhaltegesetz (LRG-K BGBl. Nr. 380/188 idgF.) und in der Luftreinhalteverordnung (LRV-K BGBl. Nr. 19/1989 idgF.) für Kesselanlagen (Kapitel 4.1.1) werden neben Emissionsgrenzwerten für Kohle-, Öl-, und Gasfeuerung u. a. auch Emissionsgrenzwerte für die Verbrennung von Hausmüll und Holzbrennstoffen vorgeschrieben. Holzbrennstoffe im Sinne des LRV-K sind naturbelassenes Holz, bindemittelfreie Holzbricketts, Hackschnitzel, Sägemehl oder Schleifstaub, sowie Rinde, Reisig und Zapfen, sowie innerbetrieblich anfallendes Restholz, soweit das Holz nicht druckimprägniert ist und keine Halogenverbindungen enthält.

Die Angabe der Emissionen in die Luft erfolgt als Halbstundenmittelwert (HMW) unter Standardbedingungen (0°C, 1.013 mbar, trocken). Die Werte sind bei der Verbrennung von Müll auf 11 % Sauerstoff im Abgas und bei der Verbrennung von Holzbrennstoffen auf 13 % Sauerstoff im Abgas bezogen.

Bei der Verbrennung mehrerer Brennstoffarten oder Abfällen ist für die Bestimmung von Emissionsgrenzwerten die Mischungsregel heranzuziehen, wobei für die Berechnung der Anteil der mitverbrannten Abfälle an der gesamten Brennstoffwärmeleistung herangezogen wird.

Wird in einem Kraftwerk ein anderer als im LRG-K bzw. im LRV-K genannter Brennstoff (Regelbrennstoff) verbrannt oder mitverbrannt, so muss der Stand der Technik (und damit die Emissionsgrenzwerte) jeweils durch Sachverständige der zuständigen Behörde ermittelt werden. Die von diesen erstellten Gutachten basieren im allgemeinen auf bestehende Gesetze bzw. Verordnungen (z. B. Verordnung über die Verbrennung gefährlicher Abfälle, EU-RL 2000/76/EG über die Verbrennung von Abfällen).

In der folgenden Tabelle sind die Grenzwerte des LRV-K für die Verbrennung von Holzbrennstoffen und für die Verbrennung von Müll angegeben.

Tab. 74: Grenzwerte für Dampfkesselanlagen zur Müllverbrennung und für die Verbrennung von Holzbrennstoffen, bezogen auf 11 % bzw. 13 % Sauerstoff im Verbrennungsabgas (gemäß LRV-K).

Parameter	Holzbrennstoffe (in mg/m ³ ; bezogen auf 13 % O ₂)	Hausmüll (bezogen auf 11 % O ₂)	
		Abfallmassenstrom 750–15.000 kg/h (mg/m ³)	Abfallmassenstrom > 15.000 kg/h (mg/m ³)
Staub	50–150	20	15
HCl	-	15	10
HF	-	0,7	0,7
CO	100–250	50	50
NO _x als NO ₂	200–500	300	100
SO ₂	-	100	50
Pb, Zn, Cr und Verbindungen	3,0*	3,0	2,0
As, Co, Ni und Verbindungen	0,7*	0,7	0,5
Cd und lösliche Verbindungen	0,05*	0,05	0,05
Hg und seine Verbindungen	0,1*	0,1	0,05
Organische Stoffe als C	50	20	20
PCDD/PCDF Toxizitäts- äquivalent nach I-TEF	0,1 ng/m ³ **	0,1 ng/m ³	0,1 ng/m ³

* Bei mit schwermetallpigmentierten Lacken behandeltes Restholz

** Nur wenn die Entstehung von Dioxinen oder Furanen zu erwarten ist

6.1.2 Verordnungen über die Verbrennung gefährlicher Abfälle

Die EU-Richtlinie 94/67/EG über die Verbrennung gefährlicher Abfälle wurde mittels zweier Verordnungen in nationales Recht umgesetzt:

- Verordnung des Bundesministers für wirtschaftliche Angelegenheiten über die Verbrennung gefährlicher Abfälle in gewerblichen Betriebsanlagen (BGBl. II Nr. 32/1999).
- Verordnung des Bundesministers für Umwelt, Jugend und Familie über die Verbrennung von gefährlichen Abfällen (BGBl. II Nr. 22/1999).

Die beiden Verordnungen sind seit 1. Februar 1999 in Kraft. Ab 1. Juli 2000 müssen bestehende Anlagen, die gefährliche Abfälle thermisch verwerten oder behandeln, die Grenzwerte einhalten. Eine Ausnahme bildet der NO_x -Grenzwert, den Mitverbrennungsanlagen erst ab 1. Jänner 2002 einhalten müssen.

Die Definition der Mitverbrennung in diesen Verordnungen ist in Kapitel 6.1.4 angeführt. Grenzwerte für die Verbrennung von gefährlichen Abfällen (ab 40 % der Brennstoffwärmeleistung) sind in der Tab. 75 aufgelistet.

Tab. 75: Grenzwerte für die Verbrennung gefährlicher Abfälle
(als HMW unter Standardbedingungen, bezogen auf 11 % O_2).

Parameter	BGBl. II Nr. 22/1999 (mg/m^3)	BGBl. II Nr. 32/1999 (mg/m^3)
Staub	10	10
HCl	10	10
HF	0,7	0,7
CO	100	100
NO_x als NO_2	400 ab 5.000 m^3/h : 300 ab 10.000 m^3/h : 150 (bestehende Anlage) ab 10.000 m^3/h : 100 (neue Anlage)	300
SO_2	50	50
Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn einschließlich ihrer Verbindungen	0,5	0,5
Cd und seine löslichen Verbindungen	0,05	0,05
Hg und seine Verbindungen	0,05	0,05
Organische Stoffe als C	10	10
NH_3	10	
PCDD/PCDF Toxizitätsäquivalent nach I-TEF	0,1 ng/m^3	0,1 ng/m^3

6.1.3 EU-Richtlinie über die Verbrennung von Abfällen

In der EU-Richtlinie über die Verbrennung von Abfällen (RL 2000/76/EG) werden Grenzwerte für Verbrennungs- und Mitverbrennungsanlagen vorgeschrieben. Die Mitverbrennung in Öfen der Zementindustrie wird in dieser Richtlinie gesondert geregelt, ebenso werden Grenzwerte für Emissionen ins Wasser angeführt. Anlagen, in denen ausschließlich Biomasse (Definition siehe 4.1.1) verbrannt wird, fallen unter die Großfeuerungsanlagenrichtlinie und werden von der Abfallverbrennungsrichtlinie nicht erfasst. Diese Richtlinie soll mit 28. Dezember 2005 die bestehende EU-Richtlinie 94/67/EG (Richtlinie über die Verbrennung von gefährlichen Abfällen) sowie die Richtlinien 89/369/EWG und 89/429/EWG (Richtlinien des

Rates über die Verhütung bzw. Verringerung der Luftverunreinigung durch bestehende und neue Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll) ersetzen.

In dieser Richtlinie wird eine bestehende Verbrennungs- oder Mitverbrennungsanlage im wesentlichen als Anlage definiert, welche vor dem 28. Dezember 2002 genehmigt wurde. Für diese Anlagen gilt die vorliegende Richtlinie ab dem 28. Dezember 2005. In Betrieb befindliche Anlagen, deren Zweck in der Energieerzeugung besteht und die die Mitverbrennung bis spätestens 28. Dezember 2004 aufnehmen, sind als bestehende Mitverbrennungsanlagen zu betrachten.

Diese Richtlinie muss bis zum 28. Dezember 2002 in nationales Recht umgesetzt werden.

Bei der Mitverbrennung von Abfällen in Kraftwerken werden die Grenzwerte für SO₂, NO_x und Staub anhand einer Mischungsregel berechnet, während für Schwermetalle und Dioxine/Furane feste Grenzwerte vorgeschrieben werden (siehe Tab. 76). Die Grenzwerte sind als Tagesmittelwerte angeführt und auf einen im Einzelfall zu berechnenden Sauerstoffgehalt bezogen.

Tab. 76: Grenzwerte für Luftschadstoffe bei der Mitverbrennung von Abfällen in Kraftwerken gemäß Richtlinie 2000/76/EG.

Schadstoff bzw. Summe der Schadstoffe	Emissionsgrenzwert (mg/Nm ³)
Cd, Tl	0,05
Hg	0,05
Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V	0,5
Dioxine/Furane	0,1 ng/Nm ³

In der Tab. 77 sind Emissionsgrenzwerte für Ableitungen von Abwasser aus der Abgasreinigung angegeben. Die Temperatur, der pH-Wert und die Durchflussmenge sind kontinuierlich zu bestimmen, die Emission von suspendierten Feststoffen ist täglich, die Emissionen der sonstigen in Tab. 77 angeführten Schadstoffe einmal im Monat anhand einer repräsentativen Tagesmischprobe zu messen.

Tab. 77: Grenzwerte für Emissionen ins Wasser bei der Mitverbrennung von Abfällen in Kraftwerken gemäß Richtlinie 2000/76/EG.

Schadstoff ¹	Grenzwert (mg/l)
Suspendierte Feststoffe	45
Hg	0,03
Cd	0,05
Tl	0,05
As	0,15
Pb	0,2
Cr	0,5
Cu	0,5
Ni	0,5
Zn	1,5
Dioxine/Furane	0,3 ng/l

¹ Schwermetalle plus deren Verbindungen

6.1.4 Abfallverbrennungsverordnung (BGBl. II Nr. 389/2002)

Die neue Abfallverbrennungsverordnung (BGBl. II Nr. 389/2002) soll die oben angeführten Verordnungen ersetzen und die EU-Richtlinie über die Verbrennung von Abfällen (2000/76/EG) in nationales Recht umsetzen. In den Geltungsbereich der neuen Verordnung fallen alle Anlagen zur Verbrennung und Mitverbrennung von gefährlichen und nicht gefährlichen Abfällen, wodurch es zu einer Harmonisierung der nationalen Gesetzgebung kommt. Darüber hinaus wurden Anforderungen, welche sich aus der Richtlinie zur Einhaltung nationaler Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe (NEC-Richtlinie 2001/81/EG) und aus Gründen der Einhaltung von Luftgütekriterien ergeben, berücksichtigt.

Die Abfallverbrennungsverordnung gilt für neue Anlagen bereits ab dem Zeitpunkt des Inkrafttretens (1. November 2002), bestehende Anlagen müssen ab dem 28. Dezember 2005 an die neuen Bestimmungen angepasst sein. Allerdings ist in der Verordnung für einige Schadstoffe und Mitverbrennungsanlagen die Genehmigung von längeren Übergangsfristen durch die Behörde vorgesehen.

Die Verordnung legt Anforderungen an den Stand der Verbrennungstechnik, an Eingangskontrollen, Emissionsmessungen und an die Betriebsbedingungen der Anlage fest. Im Anhang werden Emissionsgrenzwerte für Verbrennungsanlagen (Anlage 1) und Mitverbrennungsanlagen (Anlage 2) vorgeschrieben, wobei bei letzteren zwischen Zementanlagen, Großfeuerungsanlagen und sonstigen Feuerungsanlagen unterschieden wird. Für Schwermetalle und Dioxine/Furane werden fixe Grenzwerte vorgeschrieben, im Fall von Quecksilber ist eine kontinuierliche Messung vorgesehen (Ausnahme: Hg Gehalt in den eingesetzten Abfällen ist kleiner als 0,5 mg/kg (bei $H_u = 25$ MJ/kg), oder die Beurteilungswerte betragen nicht mehr als 20 % des Emissionsgrenzwertes).

Für die Schadstoffe SO_2 , NO_x , Staub, C_{org} , HCl, HF, CO und NH_3 sind die Gesamtemissionsgrenzwerte anhand einer Mischungsregel zu ermitteln. Der Mischungsregel liegt dabei der Ansatz zugrunde, für die Emissionen aus der Verbrennung von Abfällen jene Grenzwerte vorzusehen, welche für Verbrennungsanlagen gelten. Entsprechend dem Anteil des Abfalleinsatzes an der Gesamtbrennstoffwärmeleistung wird ein „Mischgrenzwert“ aus den Grenzwerten für Verbrennungsanlagen und den für Großfeuerungsanlagen geltenden Grenzwerten gebildet. Für die Schadstoffe SO_2 , NO_x , Staub und CO werden in der Verordnung (Anlage 2, Punkt 3.5) Grenzwerte für das Verfahren der Energieerzeugung festgelegt (Tab. 78).

Tab. 78: Emissionsgrenzwerte der Abfallverbrennungsverordnung (BGBl. II Nr. 389/2002).

Schadstoff	Verbrennungsanlagen (in mg m ⁻³ , bezogen auf 11 % O ₂)		Mitverbrennung in Großfeuerungsanlagen [mg m ⁻³] ⁶		
	Tages- mittelwert	Halbstunden- mittelwert	Verfahrens- bzw. Gesamtgrenzwert für Energieerzeugung		
			50–100 MW	> 100–300 MW	> 300 MW
Staub	10	10	50 (als HMW) (als TMW: 20)	30 (als HMW) (als TMW: 15 ⁵)	30 (als HMW) (als TMW: 15 ⁵)
SO ₂	50	50	200 (als HMW)	200 (als HMW)	200 (als HMW)
NO ₂	200/150/70/100 ¹	300/200/100 ¹	200 ² (als HMW)	200 ³ (als HMW)	200 ⁴ (als HMW)
CO	50	100	150 (als HMW)	150 (als HMW)	150 (als HMW)
HCl	10	10	gemäß Mischungsregel ⁷		
HF	0,5	0,7	gemäß Mischungsregel ⁷		
C _{org}	10	10	gemäß Mischungsregel ⁷		
NH ₃	Mittelwert über 0,5–8 Stunden: 5		gemäß Mischungsregel ⁷		
Hg + Verbindungen	0,05	0,05	Gesamtemissionsgrenzwert: 0,05 (als HMW und TMW)		
Cd, Tl + Verbindungen	Mittelwert über 0,5–8 Stunden: 0,05		Gesamtemissionsgrenzwert (6 % O ₂): 0,05 (Mittelwert über 0,5–8 Stunden)		
Σ Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn + Verbindungen	Mittelwert über 0,5–8 Stunden: 0,5		Gesamtemissionsgrenzwert (6 % O ₂): 0,5 (Mittelwert über 0,5–8 Stunden)		
PCDD+PCDF	Mittelwert über 6–8 Stunden: 0,1 ng/Nm ³		Gesamtemissionsgrenzwert (6 % O ₂): 0,1 ng/Nm ³ (Mittelwert über 6–8 Stunden)		

¹ in Abhängigkeit des Abfalleinsatzes

² Für bestehende Anlagen mit einer Gesamtbrennstoffwärmeleistung von 50 bis 100 MW, bei denen der Anteil der Brennstoffwärmeleistung aus der Verbrennung von Abfällen nicht mehr als 20 vH beträgt, kann die Behörde bis längstens 31. Oktober 2009 anstelle des Gesamtemissionsgrenzwertes der Mischungsregel einen festen Emissionsgrenzwert von höchstens 380 mg/m³, Bezugssauerstoffgehalt 6 %, festlegen.

³ Für bestehende Anlagen mit einer Gesamtbrennstoffwärmeleistung von mehr als 100 bis 300 MW, bei denen der Anteil der Brennstoffwärmeleistung aus der Verbrennung von Abfällen nicht mehr als 20 vH beträgt, kann die Behörde bis längstens 31. Oktober 2009 anstelle des Gesamtemissionsgrenzwertes der Mischungsregel einen festen Emissionsgrenzwert von höchstens 300 mg/m³, Bezugssauerstoffgehalt 6 %, festlegen.

⁴ Für bestehende Anlagen mit einer Gesamtbrennstoffwärmeleistung von mehr als 300 MW, bei denen der Anteil der Brennstoffwärmeleistung aus der Verbrennung von Abfällen nicht mehr als 20 vH beträgt, kann die Behörde bis längstens 31. Oktober 2009 anstelle des Gesamtemissionsgrenzwertes der Mischungsregel einen festen Emissionsgrenzwert von höchstens 220 mg/m³, Bezugssauerstoffgehalt 6 %, festlegen.

⁵ Für bestehende Anlagen mit einer Gesamtbrennstoffwärmeleistung von mehr als 100 MW gilt bis 31. Oktober 2009 ein Tagesmittelwert von 20 mg/m³.

⁶ der Bezugssauerstoff ist – falls nicht anders angegeben – je nach Abfalleinsatz zu berechnen

⁷ da für HCl, HF und C_{org} in der Regel keine Grenzwerte vorgeschrieben sind, ist grundsätzlich der Wert für Verbrennungsanlagen einzuhalten; für NH₃ müsste der Wert aus der LRV-K (10 mg m⁻³; bezogen auf 0 % O₂) in die Mischungsregel eingesetzt werden

6.1.5 Definition von Mitverbrennungsanlagen

Werden Abfälle nicht in Abfallverbrennungsanlagen sondern in industriellen Feuerungsanlagen oder in kalorischen Kraftwerken verbrannt, so spricht man von Mitverbrennung.

In der **österreichischen Abfallverbrennungsverordnung (BGBl. II Nr. 389/2002)** wird eine Mitverbrennungsanlage wie folgt definiert:

Eine Mitverbrennungsanlage ist jede ortsfeste oder mobile technische Anlage, deren Hauptzweck in der Energieerzeugung oder der Produktion stofflicher Erzeugnisse besteht und

- In der Abfall als Regel- oder Zusatzbrennstoff verwendet wird oder
- In der Abfall im Hinblick auf die Beseitigung thermisch behandelt wird.

Werden in einer Mitverbrennungsanlage mehr als 40 % der in einem Monat tatsächlich zugeführten durchschnittlichen Gesamtbrennstoffwärmeleistung mit gefährlichen Abfällen erzeugt oder unaufbereitete gemischte Siedlungsabfälle verbrannt, so sind die in Emissionsgrenzwerte für Verbrennungsanlagen einzuhalten.

Für die Mitverbrennung von nicht gefährlichen Abfällen ist keine derartige Begrenzung vorgesehen. Unter der Schwelle von 40 %, bzw. generell für nicht gefährliche Abfälle werden die Grenzwerte (im Fall von kalorischen Kraftwerken für SO₂, NO_x und Staub) anhand einer Mischungsregel berechnet.

In der Verordnung des Bundesministers für wirtschaftliche Angelegenheiten über die **Verbrennung gefährlicher Abfälle in gewerblichen Betriebsanlagen (BGBl. II Nr. 32/1999)** und in der Verordnung des Bundesministers für Umwelt, Jugend und Familie über die **Verbrennung von gefährlichen Abfällen (BGBl. II Nr. 22/1999)** ist eine Mitverbrennungsanlage als eine Verbrennungsanlage definiert, ... in der *Abfälle* als Ersatz- oder Zusatzbrennstoff bis zu 40 vH der in einem Kalendervierteljahr tatsächlich zugeführten durchschnittlichen Gesamtbrennstoffwärmeleistung eingesetzt werden. Rest- und Althölzer (das sind Holzabfälle der Schlüsselnummerngruppe 171 und der Schlüsselnummern 17201 und 17203 der ÖNORM S 2100; im wesentlichen unbehandeltes Holz), Altöle gemäß § 21 AWG, Altreifen und Altreifenschnitzel (Schlüsselnummern 57502 der ÖNORM S 2100) und kommunale Klärschlämme (Schlämme aus der Behandlung kommunaler Abwässer der Schlüsselnummergruppen 943 und 945 der ÖNORM S 2100) gelten bei der Berechnung der 40 vH Grenze nicht als Abfälle, sondern als andere Brennstoffe.

Anlagen, die diese 40%-Grenze überschreiten, haben die Grenzwerte für Abfallverbrennungsanlagen einzuhalten. Unter dieser Schwelle werden die Grenzwerte anhand einer Mischungsregel berechnet. Die 40 %-Begrenzung wird auf den Einsatz von gefährlichen Abfällen beschränkt, wenn für eine Verbrennungsanlage eine Positivliste erlassen, bzw. wenn die Richtlinie über die Verbrennung von nicht gefährlichen Abfällen umgesetzt wird, spätestens aber mit Ablauf der Umsetzungsfrist.

6.1.5.1 Mischungsregel

Durch die Anwendung der Mischungsregel soll garantiert werden, dass die Mitverbrennung von Abfällen zu keinen höheren Emissionen von Schadstoffen in dem durch diese Mitverbrennung verursachten Abgasvolumenstrom führt, als dies bei der Abfallverbrennung der Fall ist (EU-Richtlinie über die Verbrennung von Abfällen; RL 2000/76/EG).

Dieses Ziel wird erreicht, wenn bei einem Kraftwerk oder einer anderen Mitverbrennungsanlage der tatsächliche Emissionswert dem Emissionsgrenzwert entspricht oder gerade um den notwendigen Sicherheitsabstand vom Emissionsgrenzwert abweicht.

In jenen Fällen, wo die aus dem Brennstoff resultierenden Emissionen deutlich unter den Emissionsgrenzwerten liegen, versagt die Mischungsregel hinsichtlich der Gleichregelung mit

Abfallverbrennungsanlagen. Der zusätzliche Freiraum für Schadstoffemissionen wird bei Mitverbrennungsanlagen umso größer, je geringer der Anteil an mitverbrannten Abfällen ist.

Dieser Mangel der Mischungsregel (und auch von festen Grenzwerten, welche von Abfallverbrennungsanlagen übernommen wurden) kann anhand der Mitverbrennung von quecksilberhaltigen Abfällen (z. B. Klärschlamm, Aktivkohle, Shredderabfall) deutlich gemacht werden: In Kohlekraftwerken sind üblicherweise keine Systeme zur Abscheidung dieses flüchtigen Schwermetalles installiert. Die Quecksilberkonzentration in konventionellen Brennstoffen ist im allgemeinen gering, sodass auch die Emissionen aus deren Verfeuerung sehr niedrig sind und deutlich unter dem Emissionsgrenzwert liegen. Dadurch ergeben sich für den Teilstrom des Rauchgases, welcher aus der Mitverbrennung von Abfällen kommt, große Spielräume. In der Tabelle sind diesbezügliche Berechnungen für die Mitverbrennung von Abfällen in der Höhe von 10 % der Brennstoffwärmeleistung dargestellt:

Tab. 79: Gegenüberstellung von Mitverbrennung und Alleinverbrennung.

Kalorisches Kraftwerk		Abfallverbrennungsanlage	
Grenzwert	0,05 mg/Nm ³	Grenzwert	0,05 mg/Nm ³
Tatsächlicher Emissionswert aus konventioneller Feuerung	0,005 mg/Nm ³	Tatsächlicher Emissionswert der Abfallverbrennungsanlage	0,005 mg/Nm ³
Mitverbrennung von 10 % der Brennstoffwärmeleistung: Emission aus konventioneller Feuerung (90 %)	0,0045 mg/Nm ³	Emission aus 90 % Abfallverbrennung	0,0045 mg/Nm ³
Emissionspielraum für den Teilstrom des Rauchgases aus der Abfallmitverbrennung (10 %)	0,0455 mg/Nm ³	Emission für den Teilstrom des Rauchgases, welcher 10 % Abfalleinsatz entspricht	0,005 mg/Nm ³
Faktor	9,1		

D. h. durch das vollständige Ausnützen des Grenzwertes können die Emissionen im Teilstrom des Rauchgases aus der Abfallmitverbrennung weitaus höher als die jeweils gültigen Grenzwerte für Abfallverbrennungsanlagen sein (z. B. bei Mitverbrennung von 10 % der Brennstoffwärmeleistung um das 9,1-fache). Aufgrund der Verdünnung des hochbelasteten Teilstromes des Rauchgases könnten auch Abfälle mit sehr hohen Schadstoffgehalten mitverbrannt werden, was aus der Sicht des vorbeugenden Umweltschutzes abzulehnen ist.

6.1.6 Elektrizitätswirtschafts- und Organisationsgesetz (ELWOG; BGBl. I Nr. 143/1998 idF BGBl. I Nr. 100/2000)

Dieses Bundesgesetz regelt die Organisation der Elektrizitätswirtschaft neu. Wichtige Ziele dieses Bundesgesetzes sind die Versorgung der österreichischen Bevölkerung und der Wirtschaft mit kostengünstiger elektrischer Energie in hoher Qualität zu gewährleisten, eine Marktorganisation für die Elektrizitätswirtschaft gemäß dem EU Primärrecht und den Grundsätzen des Elektrizitätsbinnenmarktes zu schaffen, sowie einen Ausgleich für gemeinwirtschaftliche Verpflichtungen im Allgemeininteresse zu erzielen, welche den Elektrizitätsunternehmen auferlegt wurden.

Dieses Gesetz hat das Ziel, den „hohen Anteil erneuerbarer Energie in der österreichischen Elektrizitätswirtschaft weiter zu erhöhen“ (ELWOG §3, Absatz 3).

Im Sinne dieses Bundesgesetzes werden folgende Formen der Energie als erneuerbar definiert (soweit sie für die Erzeugung von elektrischer Energie Verwendung finden; ELWOG §7, Absatz 11):

- Wasserkraft
- Biomasse
- Biogas
- Geothermische Energie
- Wind
- Sonne.

Müll und Klärschlamm gelten im Sinne des ELWOG nicht als erneuerbare Energiequellen.

Unter ELWOG § 4, Absatz 5 (Gemeinwirtschaftliche Verpflichtungen) ist unter anderem angeführt, dass die Netzbetreiber zur „Abnahme elektrischer Energie aus Erzeugungsanlagen, in denen die erneuerbaren Energieträger eingesetzt werden“ verpflichtet sind.

Anlagen, die auf Basis der erneuerbaren Energieträger feste oder flüssige heimische Biomasse, Biogas, Deponie- und Klärgas, geothermische Energie, Wind- und Sonnenenergie betrieben werden, sind als Ökostromanlagen anzuerkennen. Dies gilt ebenso für Mischfeuerungsanlagen mit hohem biogenem Anteil sowie bei Verbrennung von Abfällen mit hohem biogenem Anteil. Sonstige Anlagen, die auf Basis von Müll oder Klärschlamm betrieben werden, sind jedenfalls nicht als Ökoanlagen anzuerkennen. Die Anerkennung hat durch die Landesregierung zu erfolgen. Betreiber von anerkannten Ökostromanlagen sind berechtigt, die Abnahme der von diesen Anlagen erzeugten Energie von jenem Netzbetreiber zu verlangen, an dessen Netz sie angeschlossen sind (ELWOG § 40, Absatz 1).

Seit 1. März 2001 sind die diesbezüglichen Länderausführungsgesetze in Kraft. Obwohl sich die Definitionen für erneuerbare Energie, Biomasse, etc. in diesen Länderausführungsgesetzen zum Teil beträchtlich unterscheiden, wird Klärschlamm nicht zu erneuerbaren Energieträgern zugeordnet.

In der EU-Richtlinie 2001/77/EG vom 27. September 2001 zur Förderung der Stromerzeugung aus erneuerbaren Energiequellen im Elektrizitätsbinnenmarkt wird der Begriff Biomasse in erweiterter Form definiert: „Biomasse: der biologisch abbaubare Anteil von Erzeugnissen, Abfällen und Rückständen der Landwirtschaft (einschließlich pflanzlicher und tierischer Stoffe), der Forstwirtschaft und damit verbundener Industriezweige sowie der biologisch abbaubare Anteil von Abfällen aus Industrie und Haushalten“. Es bleibt abzuwarten, welche Konsequenzen diese Begriffsbestimmung für die Mitverbrennung in Österreich haben wird.

6.2 In österreichischen Kraftwerken eingesetzte Abfälle und Biomasse

In den österreichischen Kohlekraftwerken wurden bis jetzt folgende Abfälle versuchsweise eingesetzt:

- **Abfälle**
 - Klärschlamm
 - Altöle (auch in Ölkraftwerken)
 - Tiermehl
 - Tierfett
 - Kunststoffhaltiger Textilabfall
 - Altkunststoff aus der „gelben Tonne“ (ÖKK Material)

- Kunststofffraktion aus dem Elektronikschrottbereich
- Kunststoffreicher Gewerbemüll
- Shredderleichtfraktion
- Aktivkohlerückstände
- Rejectmaterial
- Altpapierrückstände
- Leichtfraktion aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung
- Gummiabfälle
- Eisenbahnschwellen.
- **Biomasse**
 - Holzabfälle
 - Sägespäne
 - Rinde
 - Sägehackgut.

Bei den meisten Versuchen zur Mitverbrennung von Abfällen und Biomasse in österreichischen Kohlekraftwerken betrug die eingesetzte Menge zwischen 0 und ungefähr 25 % der thermischen Gesamtwärmeleistung des Kessels.

Die Mitverbrennung von Biomasse und Abfällen in kalorischen Kraftwerken erfordert zahlreiche logistische Schritte, wobei diese in innerbetriebliche (Lagern, Fördern, Einbringen in den Kessel) und ausserbetriebliche Maßnahmen (Bereitstellung und Transport) unterteilt werden können.

Abfälle und Biomasse können in der Regel nicht über die Kohlemühlen bzw. über die Ölbrenner in den Kessel eingebracht werden. Im Kraftwerk St. Andrä wurde hierfür ein eigener Biomasserost installiert, während beim Kraftwerk Zeltweg ein Vergaser vorgeschaltet wurde.

6.3 Mitverbrennung von Biomasse in Kohlekraftwerken

Hintergrund der Mitverbrennung von Biomasse in Kohlekraftwerken ist einerseits die umweltpolitische Forderung, durch vermehrten Einsatz regenerativer Energieträger den Ausstoß an fossilem CO₂ zu reduzieren, andererseits die regionalpolitische Forderung, die in der Land- und Forstwirtschaft vorhandenen Biomassepotentiale zu nutzen.

Wegen des dezentralen Anfalls und der geringen Energiedichte hat Biomasse keine besondere Eignung als Hauptbrennstoff in Wärmekraftwerken. Bei der Mitverbrennung von Biomasse in Großkraftwerken sind aber die Investitionskosten wegen der bereits vorhandenen Infrastruktur gering und der Personalaufwand niedrig, sodass sich gute Voraussetzungen zur thermischen Biomasseverwertung ergeben.

Dabei bieten sich folgende Varianten an [MORY & TAUSCHITZ, 1999]:

- Verbrennung der Biomasse in einer externen Brennkammer (Rostfeuerung oder Wirbelschicht)
- Verbrennung auf einem Rost, welcher im Feuerraum des Kohlekessels integriert ist
- Mahlung der Biomasse und Einblasung in die Brennkammer
- Vergasung der Biomasse und Verbrennung des Gases im Kraftwerkskessel.

Die Mitverbrennung von Biomasse in Kohlekraftwerken erfordert die Berücksichtigung einer Reihe von Kriterien:

- Verweilzeit des Brennstoffs im Feuerraum
- Verschlackung der Heizflächen durch Biomasseasche mit tiefem Erweichungspunkt
- Korrosion
- Vergiftung des Katalysators (SCR) durch Alkalien (Na, K)
- Anbackungen und Korrosion in der Rauchgasentschwefelungsanlage
- Korrosion im Elektrofilter
- Veränderung der Aschequalität (im Vergleich zur Kohlefeuerung erhöhte Konzentrationen von Na, K, Cl, Cd, As, Pb, Zn in der Flugasche)
- Veränderung des Kesselverhaltens aufgrund der höheren spezifischen Rauchgasmenge
- Emissionen in die Luft (vor allem Cl, Pb, Cd, Cu, Zn, Feinststaub (Partikelgröße < 10 µm)).

6.3.1 Biomasserost KW St. Andrä 2

Zur Mitverbrennung von Biomasse wurde gleichzeitig mit der Umstellung von Braun- auf Steinkohle im Jahr 1994 zwei Verbrennungsroste installiert.

Die Biomasseroste ($2 \times 5 \text{ MW}_{\text{therm}}$) sind dabei direkt unter dem Kesseltrichter angeordnet. Die Biomasse wird stirnseitig über hydraulische Einschubdosierer aufgegeben, der Rostabwurf erfolgt direkt in den Nassentschlacker, welcher sich unterhalb des Rostes befindet. Die Verbrennungsluft für den Rost wird aus dem Verbrennungsluftsystem entnommen (Abb. 25). Ein Teil der Biomasse wird am Rost nur vergast. Der Ausbrand der Gase erfolgt in der Kohleflamme.

Als Brennstoff dient überwiegend Rinde und zu einem geringeren Teil Hackgut und geshreddeter Baumschnitt. Der Wintervorrat für die Biomasse wird im Sommer und Herbst angeliefert und auf einem Freilagerplatz gelagert. Die Biomasse wird mittels Radlader aufgenommen und auf einen Schubboden aufgegeben. Die Beschickung des Schubbodens erfolgt in der Regel einmal pro Tag, wobei der Biomassebedarf 16 Schüttraummeter je Stunde beträgt. Ab dem Schüttdoden ist die Biomasseförderung automatisiert.

Durch biologische Umsetzungsprozesse kann es bei der Lagerung zu einem Energieverlust von etwa 15 % kommen. Der Heizwert der eingesetzten Biomasse beträgt 5,9 bis 8,1 MJ/kg.

Ein Problem ist der hohe Anteil an Fremtteilen wie z. B. Steine, Drähte und große Holzstücke, welche Störungen im Förderprozess verursachen können. Vor der Aufgabe auf den Schubboden muss die Biomasse geshreddert werden.

Biomasse wird durch die Feuerraumstrahlung gezündet und weist einen guten Ausbrand auf. Bei ausschließlicher Mitverbrennung von Holzabfällen erfolgt eine rasche Verbrennung, weshalb die Gefahr des Rückbrandes in die Aufgabeschächte erhöht ist.

Laut Auskunft des Betreibers hat der Einsatz von Biomasse unter diesen Bedingungen auf das Kesselverhalten und auf die Emissionen von NO_x und Dioxinen und Furanen keinen erkennbaren Einfluss.

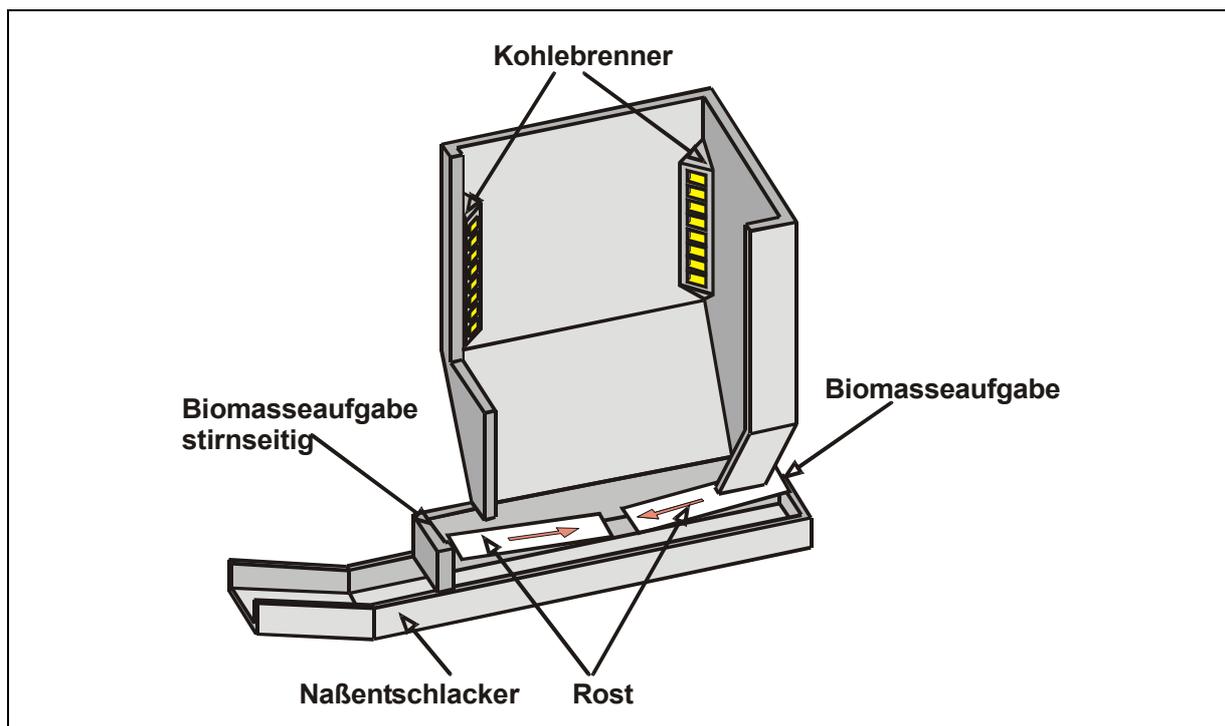


Abb. 25: Biomasserost St. Andrä 2 [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1999b].

Die Schwermetallkonzentrationen der untersuchten Biomasse und der Flugasche aus deren Mitverbrennung im Kraftwerk Zeltweg (Tab. 82) liegen (bis auf die Schwermetalle Mn, Cd, und Zn) im Bereich der in St. Andrä verfeuerten Kohlen bzw. allgemein von Flugasche (siehe auch Tab. 58). Ein Vergleich zwischen Flugaschen aus der Verfeuerung von Biomasse und der Kohleverfeuerung ist im Falle des KW St. Andrä nur bedingt möglich, da hier die Flugasche und der Trockensorptionsrückstand gemeinsam abgeschieden werden.

Es ist bekannt, dass die Konzentrationen von Cd, Hg, Cu, Ni, Pb und Zn in der reinen Biomasse-Flugasche sehr hoch sein können [OBERNBERGER, 1997].

Im Fall von St. Andrä konnten die bei der Mitverbrennung von Biomasse entstehenden Rückstände weiterhin für den Bau eines Lärmschutzwalles verwendet werden.

Die Versuche zur Verbrennung von Biomasse wurden in St. Andrä nicht weitergeführt. Anstatt dessen wurde im Jahr 2000 ein Versuchsbetrieb mit unterschiedlichen Abfallfraktionen und Biomasse begonnen (siehe Kapitel 6.5).

6.3.2 Biomassevergasung KW Zeltweg

Im KW Zeltweg wurde Biomasse in einem externen Vergaser teilvergast und das entstehende Gas dem Kessel zugeführt. Bei den meisten heute in Betrieb befindlichen Biomassevergasern ist das Ziel die Produktion eines hochwertigen, reinen Gases für den Einsatz in Gasmotoren und Gasturbinen. Für die Zusatzfeuerung im Kohlekessel ist jedoch weder ein hochwertiges noch besonders reines Gas erforderlich. Dadurch verringern sich die anlagentechnischen Anforderungen, insbesondere entfällt dadurch die Trocknung und die Heißgasreinigung [MORY & TAUSCHITZ, 1999].

Das Verfahren beruht nach VERBUNDGESELLSCHAFT (1999b) auf der Vergasung von Biomasse unter Sauerstoffmangel. In einem Wirbelschichtkessel wird ein Teil der eingesetzten Biomasse verbrannt, sodass die für die Vergasung benötigte Wärme entsteht. Das entstehende Gas wird dem Kohle-Kessel als Brennstoff zugeführt.

Der Vergaser ist als zirkulierende Wirbelschicht ausgeführt (Abb. 26), und arbeitet bei einer Temperatur von rund 850 °C. Biomasse wird in den unteren Teil des Vergasers eingeführt, trocknet im Wirbelbett und wird zur Erreichung der erforderlichen Temperaturen teilweise verbrannt. Die getrockneten und teilweise entgasten Teilchen besitzen geringere Dichte und werden mit dem Gasstrom in den oberen Teil des Vergasers geführt und vollständig vergast. Große Teilchen werden über ein Zyklon wieder in den Prozess zurückgeführt.

Das entstehende Brenngas wird gemeinsam mit den feinkörnigen Teilchen (Holzkohlestaub und Asche) in den Kessel geführt und dort in der Kohleflamme mitverbrannt.

Laut Angaben des Betreibers kam es im Vergleich zur Kohlenfeuerung zu keiner signifikanten Änderung der Emissionen von HCl, HF, N₂O, Schwermetallen, C_xH_y, BTEX (Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylol), Dioxinen/Furanen, PAK und leichtflüchtigen halogenierten Kohlenwasserstoffen in die Luft [VERBUND, 1999b].

Die Zusammensetzung der bei der Mitverbrennung anfallenden Abfälle und Rückstände lag in der Bandbreite jener des Hauptbrennstoffes Kohle. Die Eluatwerte und Gesamtgehalte von C, Cl, Zn, Cr, Pb, As, Co, Ni, Cd, Hg, Cu und anderen Schadstoffen liegen zum überwiegenden Teil innerhalb der Grenzwerte für Bodenaushubdeponien (BGBl. Nr. 164/1996) [VERBUND, 1999b].

Im Vergaser selbst bleiben nur die grobkörnigen Bestandteile zurück (Steine, Metallteile).

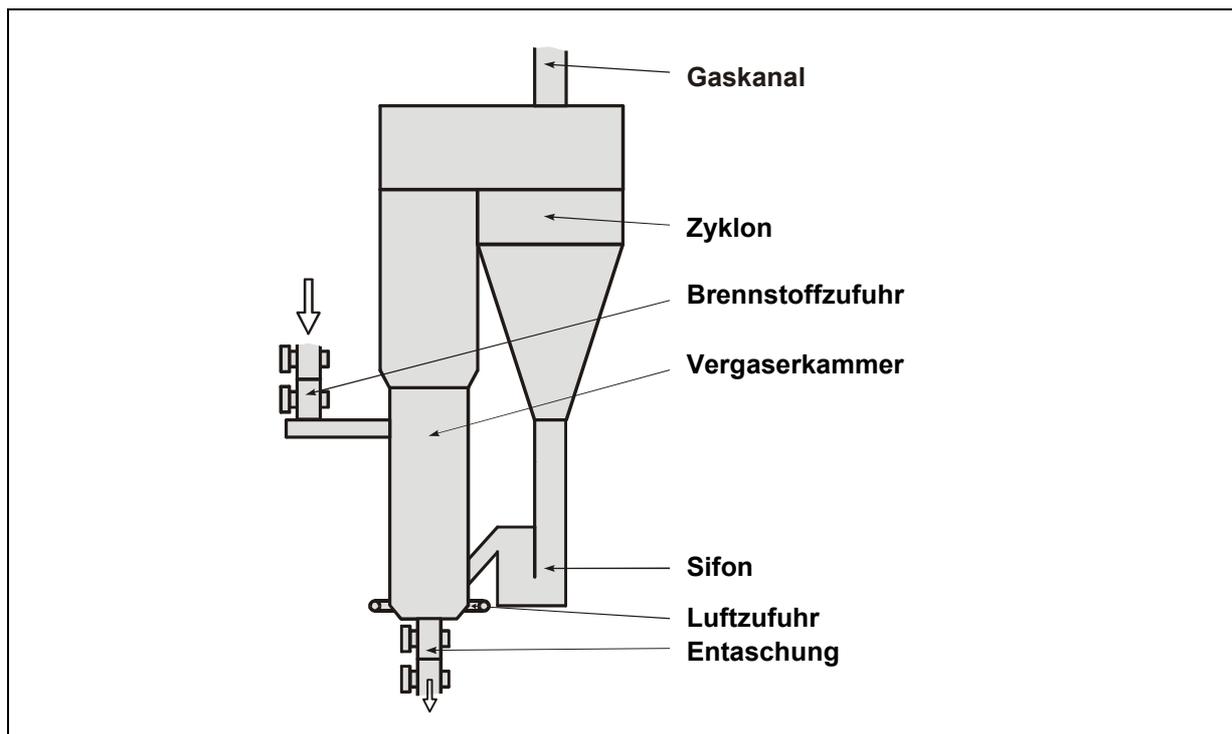


Abb. 26: Biomassevergaser KW Zeltweg [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1999b].

Tab. 80 stellt die wesentlichen Kennzahlen der vergasten Abfälle und Biomasse dar; Tab. 81 zeigt die Analyseergebnisse typischer Abfallgemische.

Tab. 80: Kennzahlen der Abfälle und der Biomasse für die Biomassevergasung KW Zeltweg [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1999b].

Brennstoff	Feuchte [Massen-%]	Heizwert [kJ/kg]	Dichte [kg/m ³]	Energieinhalt [kWh/m ³]
Rinde (Fichte)	50–60	6.200–8.200	280–380	650
Hackgut (Lärche)	35	10.900	300	900
Sägespäne (Lärche)	40–50	8.200–10.500	250–320	730
Rinde + Hackgut	56	6.800	360	680
Rinde + Hackgut + Eisenbahnschwellen	48	9.299	320	790
Rinde + Hackgut + Abbruchholz	48	8.300	360	830
Rinde + Hackgut + Plastik (ohne PVC)	58	6.400	310	550
Rinde + Hackgut + getr. Klärschlamm	46	8.500	350	830
Rinde + Hackgut + Rückstände aus der Elektronikschrottverwertung	48	8.800	310	730

Tab. 81: Analyseergebnisse mitverbrannter Abfälle und Biomasse – wasserfrei (jeweils Mittelwert aus zwei Proben) [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1999b].

	Einheit	Rinde (Fichte)	Lärchen Hackgut	Rinde+ Hackgut+getr. Klärschlamm	Rinde+ Hackgut+ Abbruchholz	Rinde+ Hackgut+ Kunststoffe	Rinde+ Spanplatten+ Kunststoffe aus E-Schrott- aufbereitung
Kohlenstoff	%	49,78	51,01	47,06	48,69	50,64	50,43
Wasserstoff	%	5,41	6,10	5,59	5,77	5,73	5,75
Sauerstoff	%	36,98	42,28	30,06	36,17	36,85	34,95
Stickstoff	%	0,45	0,21	2,82	1,48	0,70	1,42
Gesamtschwefel	%	0,04	0,02	0,40	0,12	0,05	0,09
Asche	%	7,34	0,38	14,07	7,77	6,03	7,37
Verbrennbare	%	92,66	99,62	85,93	92,23	93,97	92,63
Flüchtige	%	69,06	83,04	66,70	72,71	71,39	70,56
H _o	kJ/kg	19.658	20.380	19.111	19.601	20.112	20.351
H _u	kJ/kg	18.478	19.050	17.891	18.343	18.862	19.097
Chlorid	% Cl	0,000	0,000	0,112	0,035	0,071	0,135
Fluorid	% F	0,000	0,000	0,012	0,003	0,004	0,004

Tab. 82 stellt die Konzentrationen von Nebenbestandteilen und Schwermetallen in Rinde und der daraus entstehenden Flugasche dar [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1999b].

Tab. 82: Konzentrationen von Nebenbestandteilen und Schwermetallen in Rinde
[VERBUNDGESELLSCHAFT, 1999b].

Element	Biomasse (Rinde)		Flugasche – wasserfrei [mg/kg]
	wasserfrei [mg/kg]	roh [mg/kg]	
Al	2.289	1.190	38.500
As	< 10	< 10	< 10
Ba	156		1.740
Ca	26.015	13.528	210.000
Cd	< 5	< 5	< 10
Co	< 5	< 5	20
Cr	22	11	300
Cu	< 10	< 10	170
Fe	1.873	974	37.700
Hg	< 0,5	< 0,5	< 1
K	2.289	1.190	32.400
Mg	1.561	812	28.000
Mn	520	271	7.900
Mo	< 10	< 10	22
Na	375	195	7.000
Ni	12	6	160
P	< 1.000	< 1.000	5.500
Pb	< 10	< 10	83
Sb	< 20	< 20	< 20
Se	< 10	< 10	< 20
Si	14.568	7.575	196.000
Sr	31	16	510
Ti	177	92	2.400
V	< 10	< 10	53
Zn	107	56	1.600

Der 1998 angelaufene Probetrieb der Vergasungsanlage zeigte, dass die angestrebte thermische Nennleistung von 10 MW erreicht wurde. Dazu wurden täglich etwa 500 m³ Biomasse vergast, wodurch etwa 30 Tonnen Kohle pro Tag substituiert werden konnten. Tab. 83 stellt die Kennzahlen des Kraftwerkes Zeltweg mit integrierter Biomassevergasung dar.

Im Jahr 2001 wurde das Kraftwerk Zeltweg vom Kraftwerksbetreiber für eine unbestimmte Zeit konserviert, sodass in absehbarer Zeit nicht mit einer Fortführung der Mitverbrennung an diesem Standort zu rechnen ist.

Tab. 83: Kennzahlen: KW Zeltweg inkl. Biomassevergasung [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1999b].

		Kohle	Biomasse
Brennstoffwärmeleistung	MW _{th}	330	10
Brennstoff		Polnische Steinkohle	Rinde, Sägespäne, Hackgut, Abfälle
Gesamtleistung	MW _{th} MW _{el}		340 137
Brennstoffbedarf	t/h	47	3,5–5
Heizwert des Brennstoffes	MJ/kg	27	6–12
Heizwert des Gases	MJ/Nm ³		2,5–5
Elektrischer Eigenbedarf ohne Brennstoffaufbereitung	kW/MW _{th}		24,75
Elektrischer Eigenbedarf für Brennstoffaufbereitung	kW/MW _{th}	4,65	11,28

6.4 Mitverbrennung von Klärschlämmen in kohlebefeueten Kraftwerken

6.4.1 Allgemeine Betrachtungen

Die thermische Verwertung/Entsorgung von Klärschlamm in Kohlekraftwerken kann aus folgenden Gründen vorteilhaft sein:

- Es kann auf die bestehende Infrastruktur zurückgegriffen werden.
- Die installierten Rauchgasreinigungssysteme für SO₂, Staub und NO_x entsprechen dem Stand der Technik für die Verbrennung von Stein- bzw. Braunkohle. Eine Erweiterung der Systeme zur Abscheidung von z. B. Schwermetallen und organischen Schadstoffen wurde in einigen deutschen Kraftwerken durchgeführt und ist bei allen österreichischen Kraftwerken prinzipiell möglich.
- Klärschlamm ist ein Rückstand aus einem kurzzeitigen Kreislauf, weshalb das bei der Mitverbrennung entstehende CO₂ zum größten Teil als klimaneutral betrachtet werden kann.
- Es bestehen im Ausland (Deutschland) umfangreiche Erfahrungen zur Mitverbrennung von Klärschlamm. In Österreich wurde Klärschlamm versuchsweise mitverbrannt, erste Ergebnisse liegen vor.
- Die Mitverbrennung von Klärschlamm kann eine energetische Verwertung sein.
- Die Mitverbrennung von Klärschlamm in bestehenden Kraftwerken ist gegenüber der Monoverbrennung in neu zu errichtenden Anlagen als kostengünstig anzusehen.

Nach SPLIETHOFF & HEIN (1997) sind sowohl Trockenfeuerungen als auch Schmelzkammerfeuerungen zur Mitverbrennung von Klärschlamm geeignet. Alle Kohlekraftwerke in Österreich sind als Trockenstaubfeuerungen ausgeführt.

Bei der Mitverbrennung von Klärschlamm in Kraftwerken ist jedoch auf folgende Punkte Bedacht zu nehmen:

- Erhöhung des Brennstoffvolumenstromes aufgrund des vergleichsweise niedrigeren Heizwertes von Klärschlamm.
- Erhöhung des Abgasvolumenstromes (Änderung des Wärmeüberganges).
- Verweilzeiten der Partikel im Kessel.

- Erniedrigung des Ascheerweichungspunktes und dadurch entstehende Anbackungen im Kessel.
- Erhöhte Erosion der Heizflächen durch den erhöhten Aschegehalt und durch erhöhte Strömungsgeschwindigkeiten.
- Hochtemperaturkorrosion durch erhöhte Chlorgehalte des Klärschlammes.
- Auswirkungen auf die Rauchgasreinigungseinrichtungen durch Änderung der Rauchgaszusammensetzung (z. B. Deaktivierung der DeNO_x Anlage durch As, P, F oder Alkalimetalle; erhöhte Flugascheabscheidung am Elektrofilter; Beeinträchtigung der REA).
- Emissionen von Schwermetallen in die Luft (die Emissionen flüchtiger Schwermetalle wie Hg können sich bei der Mitverbrennung erhöhen).
- Mehrbelastung der Abwasserreinigung durch Entwässerung und Trocknung des Klärschlammes.
- Einfluss auf die Qualität der bei der Verbrennung und Rauchgasreinigung anfallenden Abfälle bzw. Reststoffe, insbesondere durch deren Gehalt an Alkalien, Sulfaten, Chloriden, Silikaten, unverbranntem Kohlenstoff und Schwermetallen.
- Die bestehenden Verwertungs- und Entsorgungswege der Flugasche, Grobasche und des Output aus der Rauchgasentschwefelung müssen neu überprüft werden.
- Zusätzlicher Aufwand durch Transport, Lagerung und Aufbereitung.

In Österreich sind die kohlebefeuernden kalorischen Kraftwerke hauptsächlich in den Wintermonaten in Betrieb. Falls die Mitverbrennung von Klärschlamm in kalorischen Kraftwerken realisiert wird, ist es erforderlich, diese Kraftwerke ganzjährig zu betreiben. Die ökonomischen Folgen sind zu überprüfen.

Zusätzlich muss garantiert sein, dass bei Ausfall des Kessels die Entsorgungssicherheit (Klärschlamm ist schlecht lagerbar) weiterhin gewährleistet ist. Diese kann zum Beispiel dadurch gegeben sein, dass sich mehrere Anlagen zu einem System zusammenschließen.

Ziel der Mitverbrennung ist es, den Klärschlamm ohne technisch aufwendige und kostenintensive Zwischenschritte in die Feuerung zu integrieren. Die Mitverbrennung größerer Mengen erfordert zumeist zusätzliche Installationen an der Kraftwerksanlage, wobei hier vor allem Einrichtungen zur Lagerung, zum innerbetrieblichen Transport, Einrichtungen zur Entwässerung und Trocknung, Aufgabereinrichtungen sowie zusätzliche Rauchgasreinigungsmaßnahmen (wie z. B. Aktivkohlefilter) zu nennen sind.

Da bei der Mitverbrennung zusätzliche Schadstoffe im Rauchgas (z. B. Schwermetalle) zum Teil auch kontinuierlich zu messen sind, erhöht sich auch der messtechnische Aufwand.

Weitere Vor- und Nachteile der Mitverbrennung von Klärschlamm unterscheiden sich nicht von der Mitverbrennung anderer Abfälle und sind im Kapitel 6.7 dargestellt

6.4.2 Logistik

Logistische Maßnahmen lassen sich prinzipiell in innerbetriebliche (Lagern und Fördern), sowie in außerbetriebliche Maßnahmen (Transport) unterteilen. Einrichtungen zur innerbetrieblichen Logistik sind Bunker, Silos, Lagerplätze sowie diverse Förderaggregate.

Zwei besonders wichtige Punkte müssen beachtet werden:

- Schwankungen in der angelieferten Klärschlammengen müssen durch den Bau von geeigneten Silos ausgeglichen werden.
- Bei Ausfall oder Stillstand des Kessels muss die Entsorgungssicherheit von Klärschlamm weiterhin gewährleistet sein. Das erfordert die Bereitstellung alternativer Entsorgungswege (z. B. Verband mehrerer Kraftwerke).

Neben den Vorrichtungen zum Handling des Klärschlammvolumens sind auch Vorkehrungen zur Sicherung der Klärschlammqualität (z. B. Heizwert, Schwermetallgehalt) notwendig. Diese umfassen die Analyse der eingegangenen Klärschlämme, die Auswertung und Aufbewahrung der Analysenergebnisse sowie die Möglichkeit, Klärschlamm unzureichender Spezifikation zurückzuweisen.

6.4.3 Lagerung

Klärschlämme können in Lagereinrichtungen (z. B. Behälter oder Bunker), welche mit Ausstragseinrichtungen (z. B. Zellenradschleusen oder Schnecken) ausgestattet sind, am Kraftwerksstandort gelagert werden.

Lagereinrichtungen dienen zur:

- Aufnahme der angelieferten Klärschlämme,
- Pufferung von Anlieferungsschwankungen (Wochenendbetrieb),
- Verhinderung von Geruchs- und Staubemissionen.

Die Lagereinrichtungen sind so zu konzipieren, dass der Klärschlamm in Reihenfolge der Anlieferung dem Kessel zugeführt wird („first in – first out“). Entwässerte Klärschlämme gasen je nach Schlammalter weiter aus, was zu erheblichen Geruchsbelästigungen führen kann.

Aufgrund der hohen Kosten der Klärschlamm Lagerung und des erheblichen Genehmigungsaufwandes ist es vorteilhaft, das Lagervolumen zu minimieren. Hier wird nach Möglichkeit das „just in time“-Prinzip angestrebt. Allerdings hängt diese Art der Einbringung von der Betriebsperiode des Kohlekessels ab, welche auf längere Sicht nicht vorhersehbar ist.

Bei der Lagerung von Nassklärschlamm in geschlossenen Behältern muss auch die Möglichkeit einer Methangasexplosion berücksichtigt werden. Nach THOMÉ-KOZMIENSKY (1998) können diesbezüglich folgende Maßnahmen getroffen werden:

- Vermeidung von CH₄-Ansammlungen in den Schlammsilos und dem Annahmehunker durch Luftaustausch sowie
- Überwachung der CH₄-Konzentrationen.

Der Luftaustausch kann durch Ansaugen der Verbrennungsluft für den Kessel aus dem Schlammsilo erzielt werden. Im Falle des Kraftwerkstillstandes ist die Aufrechterhaltung der Durchlüftung durch Gebläse sicherzustellen. Eine geeignete Behandlung der Abluft muss in diesem Fall ebenfalls gewährleistet sein.

Entwässerte Schlämme können aufgrund ihrer krümeligen Konsistenz auch auf Schlamm Lagerplätzen gelagert werden. Diese müssen überdacht sein, abfließendes Wasser muss erfasst und entsprechend gereinigt werden.

URBAN & FRIEDEL (1994) weisen darauf hin, dass die längere Lagerung eines Klärschlammes mit hoher TS aufgrund seines hygroskopischen Verhaltens nicht sinnvoll ist.

6.4.4 Klärschlammaufbereitung

In Kläranlagen fällt der Schlamm mit einer Feststoffkonzentration von etwa 2 bis 5 % an. Zur Mitverbrennung wird der Klärschlamm mechanisch entwässert und thermisch bzw. mittels solarer Energie getrocknet.

Für die mechanische Wasserabtrennung stehen zwei Grundoperationen zur Verfügung:

- Abtrennung durch Filtration mit Hilfe von Unter- bzw. Überdruck
- Schwereabtrennung in maschinell erzeugten Schwerefeldern.

Der spezifische Arbeitsaufwand für die Abtrennung von einem Kubikmeter Schlammwasser mittels statischer Eindickung beträgt etwa 10^{-3} bis 10^{-2} kWh, während für die maschinelle Entwässerung 1 bis 10 kWh benötigt werden [BEVER, 1994].

Allen Entwässerungsverfahren ist gemeinsam, dass das abgeschiedene Wasser (Filtrat- bzw. Dekantatwasser) in unterschiedlichem Ausmaß, insbesondere bei Entwässerung unter erhöhten Temperaturbedingungen, belastet ist und eine erhebliche Rückbelastung der Abwasserreinigungsanlage darstellt.

Die thermische bzw. solare Trocknung kann extern, am Kraftwerksstandort durch Abwärmennutzung (Direkt- oder Indirekttrocknung) bzw. gemeinsam mit der Kohle in der Kohlemühle erfolgen. Im letzten Fall ist die maximale Mahltrocknungsleistung der Kohlemühle zu beachten. Die beim Trocknen des Klärschlammes anfallenden Brüden sowie die Systemabluft können zur Verbrennung in den Kessel geleitet werden.

Bei der solaren Trocknung wird die Energie der Sonne zur Verdunstung des Wassers benutzt. Dadurch kann der größte Teil des Energiegehaltes des Klärschlammes zur Substitution fossiler Energieträger genutzt werden. Häufiges Wenden des Klärschlammes beschleunigt den Trocknungsvorgang und verhindert die Bildung von anaeroben Zonen (und damit die Methangasbildung). Im Jahresdurchschnitt kann ein Trockensubstanzgehalt von 70 % bei einem Energiebedarf von 20–30 kWh pro Tonne entzogenem Wasser erzielt werden (BUX, 2001).

6.4.5 Prozessführung

Die folgenden Eigenschaften von Klärschlamm haben maßgeblichen Einfluss auf die Prozessführung:

- Der Heizwert von getrocknetem Klärschlamm liegt etwa zwei Drittel unter dem von Steinkohle.
- Der Aschegehalt ist etwa fünfmal größer als der von Steinkohle.
- Der Heizwert von Klärschlamm wird überwiegend durch flüchtige Bestandteile eingebracht.
- Der Restkoksanteil von Klärschlamm ist gegenüber dem der Kohle sehr gering.

In der Tab. 84 wird die Zusammensetzung von typischen Kohlen (Braun- und Steinkohle) mit der von Klärschlämmen (industriell und kommunal) verglichen.

In der Tab. 84 werden obige Aussagen bestätigt. Außerdem ist aus den Daten ersichtlich, dass der Schwermetallgehalt im Klärschlamm um ein Vielfaches (bis zum Faktor 90) höher liegen kann als der in Stein- oder Braunkohle. Der Gehalt an Schwermetallen hängt stark von der Art und Herkunft des Klärschlammes ab und ist im Einzelfall zu untersuchen.

Tab. 84: Vergleich: Kohle – Klärschlamm.

Parameter	Einheit	Braunkohle und Steinkohle ^{1,2,3}	Klärschlamm (kommunal – industriell) ^{1,2,4,5,6}
Wassergehalt	Gew.-%	3–60	65–95
Heizwert H _u	MJ/kg TS	7–38	9–12
Aschegehalt	Gew.-% (wf)	3–17	40–62,8
Flüchtige	Gew.-% (wf)	17–60	13–47
Fixer C	Gew.-% (wf)	19	1
C	Gew.-% (wf)	60–80	33–50
H	Gew.-% (wf)	3–9	4–7
N	Gew.-% (wf)	0,5–2	2–9,4
S	Gew.-% (wf)	0,5–3	0,5–2
Cl	mg/kg TS	200–300	500–3.000
F	mg/kg TS	16–20	100–350
As	mg/kg TS	0,4–18	4–14,4
B	mg/kg TS	k.A.	30–130
Ba	mg/kg TS	k.A.	300–500
Be	mg/kg TS	0,1	0,9–2
Pb	mg/kg TS	0,4–50	15–412
Cd	mg/kg TS	0,02–5	4–6
Co	mg/kg TS	0,6–21	2–13,5
Cr	mg/kg TS	1,4–39,1	40–130
Cu	mg/kg TS	1–33	30–540
K	mg/kg TS	k.A.	1.500–3.900
Mn	mg/kg TS	88–160	210–1.000
Na	mg/kg TS	k.A.	1.100–4.400
Ni	mg/kg TS	1,6–40,5	30–94
Hg	mg/kg TS	0,1–0,3	0,2–48 *
Se	mg/kg TS	k.A.	< 5
Sb	mg/kg TS	1–5	2,4–8,5
Th	mg/kg TS	0,1–0,3	1,2–2
V	mg/kg TS	1–105	9–35,4
Sn	mg/kg TS	4	10–100
Zn	mg/kg TS	5–60	420–1.700
AOX	mg/kg TS	k.A.	172–406
PCDD/F	ng/kg TS	k.A.	35–3.364

k.A. :... keine Angabe

¹ ... THOMÉ-KOZMIENSKY (1998)

² ... MEYER (1998)

³ ... MAIER et al. (1989)

⁴ ... VERBUNDGESELLSCHAFT (2000)

⁵ ... BMUJF (1997): nicht stabilisiert

⁶ ... UBA (1995) * ein Wert von 17 Proben

6.4.6 Zusammensetzung und Masse der Abfälle bzw. Rückstände

Masse der Abfälle bzw. Rückstände

Für die Substitution von Steinkohle ist die Aufgabe einer bis zu dreimal höheren Menge an Klärschlamm erforderlich, um den gleichen Heizwert zu erreichen. Durch den etwa fünffach höheren Aschegehalt können sich die Aschemengen daher bis zu einem Faktor von 15 erhöhen, wenn die Steinkohle vollständig durch Klärschlamm ersetzt werden würde. [GERHARDT et al., 1996].

Werden zwischen 5 bis 25 % Klärschlamm mitverbrannt, kann es im Vergleich zur reinen Kohlefeuerung zu einer Verdoppelung bis Verfünffachung der Aschenmenge kommen.

Glühverlust

Im Hinblick auf die Deponierung und Wiederverwendung der Abfälle aus der Rauchgasreinigung und der Verbrennung ist der Glühverlust eine wesentliche Kenngröße. Dieser wird z. B. in der österreichischen Norm ON EN 450 (Flugasche für Beton) mit maximal 5 % begrenzt.

Ascheschmelzpunkt

Generell kann gesagt werden, dass der Ascheschmelzpunkt bei der Mitverbrennung von Klärschlamm um rund 85 °C sinkt, wodurch bei Schmelzkammerfeuerungen der Schlackenfluss verbessert wird [GERHARDT et al., 1996]. Bei Trockenfeuerungen können niedrigschmelzende Aschen zur Verschlackung und Verschmutzung der Wärmetauscher-Heizflächen führen.

Laut MAIER et al. (1997) konnte bei Mitverbrennungsversuchen in der Staubfeuerung des KW Heilbronn gezeigt werden, dass keine Veränderungen der Kugelgestalt der Glasmatrix von Flugaschen festzustellen sind.

Schwermetallgehalt der Abfälle bzw. Rückstände

Voraussagen über die Qualität der Rückstände sind nur bei genauer Kenntnis der Eingangsstoffe zielführend. Besonders der stark schwankende Schwermetallgehalt von Klärschlämmen macht es unmöglich, generelle Aussagen zu treffen (siehe auch Tab. 84).

DÜLMER & SCHMITT-RIEGRAF (1998) weisen auf ein Forschungsprojekt des Institutes für Mineralogie an der Universität Münster zur Beurteilung des Emissionsverhaltens von Kraftwerksrückständen hin. Es wurde festgestellt, dass Rückstände (Kesselasche, Flugasche) aus der Mitverbrennung von Klärschlamm gegenüber Aschen aus der reinen Braunkohlefeuerung teilweise erhöhte Schwermetallkonzentrationen enthalten. Auslaugversuche nach DEV S4 zeigen jedoch, dass die deutschen Grenzwerte der TA Siedlungsabfall eingehalten werden. Lediglich Elutionsversuche mit 0,8 molarer Essigsäure zeigten Grenzwertüberschreitungen für Kupfer und Zink. Nach der Verfestigung der Asche durch hydraulische Abbindereaktionen werden die Schadstoffe jedoch hinreichend fixiert, sodass keine Grenzwertüberschreitungen nachgewiesen werden konnten.

Qualität der Abfälle bzw. Rückstände

Die Zusammensetzung von Flugasche und Grobasche aus der Kohlestaubfeuerung ist für die weitere Verwendung von großer Bedeutung. Die für die Baustoffindustrie relevanten Konzentrationen an Alkalien und Sulfaten nehmen mit steigendem Klärschlammanteil ab (unerwünschter Effekt); der MgO-Gehalt bleibt gleich. Weitere wichtige Parameter sind der Gehalt an unverbranntem Kohlenstoff und der Chloridgehalt (soll möglichst niedrig sein). Die Korngrößenverteilung wird durch die Mitverbrennung von Klärschlamm nicht beeinflusst [SPLIETHOFF & HEIN, 1997].

Aschen aus der Verbrennung von Kohle werden vor allem in der Baustoffindustrie (Zement- und Betonindustrie) eingesetzt. In Deutschland dürfen Flugaschen aus Kohlekraftwerken nur dann für die Betonherstellung verwendet werden, wenn der Anteil an mitverbranntem Klärschlamm 5 Gew.% TS nicht übersteigt (Norm DIN EN 450).

BORN (1999) vergleicht die Zusammensetzung ausgewählter Brennstoffe sowie deren Aschen (Tab. 85, siehe dazu auch Tab. 84 und Tab. 90).

Tab. 85: Vergleich von Braunkohle- und Klärschlammaschen [BORN, 1999].

	Rheinische Braunkohle	Mitteldeutsche Braunkohle	Klärschlamm
INPUT = Brennstoff (Massen-%)			
Organische Substanz	38,1	37,5	50,8
Wasser	60,2	54,2	7,8
Asche	1,7	8,3	41,4
<i>Elementaranalyse (wf)</i>			
C	65,4	71,2	48,6
H	4,5	5,9	6,9
N	1,0	0,8	6,3
O	28,8	17,8	36,7
S _{Verbindungen}	0,26	4,27	1,10
Cl _{ges}	0,04	0,03	0,39
OUTPUT = Asche (Massen-%)			
Al ₂ O ₃	7,90	11,10	15–35
CaO	22,70	31,40	1–30
CO ₂	-	-	7,20
Fe ₂ O ₃	8,00	8,90	2–30
K ₂ O	0,90	0,02	1–5
MgO	9,30	4,10	3,30
Na ₂ O	2,70	0,10	0,2–2
P ₂ O ₅	-	-	7,70
SO ₃	14,10	32,50	1,90
SiO ₂	33,70	10,70	30–40
TiO ₂	n.b.	0,60	-

6.5 Versuche zur Mitverbrennung im Kraftwerk St. Andrä

6.5.1 Mitverbrennung von Klärschlamm

Im Kraftwerk St. Andrä wurden von Februar 2000 bis April 2001 in einem Versuchsbetrieb Biomasse und Abfälle eingesetzt. Dabei wurde u. a. auch Klärschlamm einer Mitverbrennung zugeführt.

Tab. 86 zeigt die bei den Mitverbrennungsversuchen in St. Andrä eingesetzten Mengen an Regelbrennstoffen (Steinkohle, Braunkohle und Biomasse), Klärschlamm und anderen Abfällen (wie Holzabfälle und Kunststoffe) im Überblick.

Tab. 86: *Eingesetzte Brennstoff-, Klärschlamm- und Abfallmengen im KW St. Andrä [VERBUNDGESELLSCHAFT, 2001 B].*

	Nullversuch [t/h]	Mitverbrennungsversuche [t/h] _{roh}
Regelbrennstoffe		
Steinkohle	25	25–27
Braunkohle	12	10
Biomasse	4,5	0–7,7
Klärschlamm*	0	2,2–3,1
Weitere Abfälle	0	2,0–6,1

* 90 % Klärschlamm aus der Papier- und Zellstoffindustrie (70 % TS);
10 % anaerob stabilisierter Klärschlamm (60 % TS)

Die Klärschlämme wurden gemeinsam mit der Kohle in der Braunkohlemühle getrocknet. Die Trocknung erfolgte durch rückgeführtes Rauchgas, wodurch gleichzeitig die Explosionsgefahr in der Mühle gebannt wurde. Die Beimengung von Klärschlamm lag in der Größenordnung von ca. 10 Gew.-% vom Regelbrennstoff.

Klärschlamm wurde dabei in Kombination mit anderen Abfällen eingesetzt. Das prinzipielle Verhalten unterschiedlicher (Schad-)Stoffe bei der Mitverbrennung in einem kalorischen Kraftwerk lässt sich durch Messung einzelner Parameter im Rauchgas bzw. durch Untersuchungen der Reststoffe ableiten.

Basis für diese Untersuchungen ist die Zusammensetzung der in den Versuchen eingesetzten Klärschlämme und der Regelbrennstoffe Braun- und Steinkohle (Tab. 87).

Zum Vergleich der Emissionen und Reststoffqualitäten wurden „Nullversuche“ mit den Regelbrennstoffen (Steinkohle, Braunkohle und Biomasse) durchgeführt.

Die Emissionen der Schadstoffe CO, org. C, SO₂, NO_x, HCl, HF und Staub wurden kontinuierlich gemessen.

Die Parameter

- Summe aus Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn,
- Summe Cd und Tl,
- Hg,
- PCDD/F,
- NH₃.

wurden im Reingas diskontinuierlich bestimmt. Die entsprechenden Emissionsmessungen sind im Vergleich zum Betrieb mit dem Regelbrennstoff in Tab. 91 dargestellt.

Tab. 87: Vergleich der im KW St. Andrä eingesetzten Klärschlämme mit Braun- und Steinkohle [VERBUNDGESELLSCHAFT, 2001 B].

Parameter		Braunkohle	Steinkohle	Klärschlamm
Wassergehalt	[%]	36	12	30–40
Heizwert	[MJ/kg]	12,9	26	10
Asche	[Gew.-% _{TS}]	19,90	8,90	28
Kohlenstoff	C [Gew.-% _{TS}]	56,20	76,80	38–40
Stickstoff	N [Gew.-% _{TS}]	0,87	1,70	2–5
Gesamtschwefel	S [Gew.-% _{TS}]	0,82	0,71	0,4–1,0
Chloridgehalt	Cl [Gew.-% _{TS}]	0,03	0,14	0,2–0,3
Fluoridgehalt	F [Gew.-% _{TS}]	0,022	0,014	0,01–0,02
Sauerstoff	O [Gew.-% _{TS}]	18,10	7,00	20–25
Wasserstoff	H [Gew.-% _{TS}]	4,20	4,90	4,6–5,2
Aluminium	Al [mg/kg _{TS}]	17.200,0	9.600,0	10.000–15.000
Antimon	Sb [mg/kg _{TS}]	3,0	3,0	5–7
Arsen	As [mg/kg _{TS}]	11,0	3,0	4,5–5
Barium	Ba [mg/kg _{TS}]	140,0	107,0	300–400
Beryllium	Be [mg/kg _{TS}]	2,0	2,0	2
Blei	Pb [mg/kg _{TS}]	8,7	44	16–58
Bor	B [mg/kg _{TS}]	29,0	25,0	44–54
Cadmium	Cd [mg/kg _{TS}]	2,0	2,0	4–6
Chrom gesamt	Cr [mg/kg _{TS}]	36,0	23,0	60–70
Cobalt	Co [mg/kg _{TS}]	6,4	10,0	2–3,5
Kupfer	Cu [mg/kg _{TS}]	25,0	23,0	30–120
Mangan	Mn [mg/kg _{TS}]	104,0	34,0	600–1000
Molybdän	Mo [mg/kg _{TS}]	2,0	2,0	5–6
Nickel	Ni [mg/kg _{TS}]	38,0	26,0	30–40
Quecksilber	Hg [mg/kg _{TS}]	0,15	0,15	0,2–1,6
Selen	Se [mg/kg _{TS}]	3,0	3,0	4,5–5,0
Thallium	Tl [mg/kg _{TS}]	1,0	1,0	2
Vanadium	V [mg/kg _{TS}]	36,0	29,0	9–11
Zink	Zn [mg/kg _{TS}]	35,0	48,0	400–750
Zinn	Sn [mg/kg _{TS}]	2,0	3,0	10–20

Wie aus der Tab. 91 ersichtlich, kommt es bei den durchgeführten Versuchen zur Mitverbrennung zu keiner wesentlichen Erhöhung der Schadstoffkonzentrationen im Abgas. Eine Beurteilung der emittierten Frachten ist nicht möglich, da keine Angaben über allfällige Änderungen des Rauchgasvolumenstromes gemacht wurden.

Es sind sowohl der Brennstoffinput als auch die Emissionen in Bereichen angegeben, sodass der Anteil der Emissionen aus der Klärschlamm-Mitverbrennung (d. h. Verbrennung von Kohle plus Klärschlamm) nicht ersichtlich ist. Aus den eingesetzten Mengen an Brennstoffen und der jeweiligen Brennstoffzusammensetzung lässt sich außerdem ableiten, dass in manchen Fällen (z. B. hauptsächliche Verfeuerung von Steinkohle mit geringen Anteilen an Biomasse und Klärschlamm) der Schadstoffinput sogar geringer ist als bei den sogenannten Nullversuchen. Für eine genaue Beurteilung der Emissionen aus der Klärschlamm-Mitverbrennung in diesem Kraftwerk sind auf jeden Fall weitergehende Messergebnisse heranzuziehen.

Zusätzlich zu den Emissionsmessungen wurden auch die Flugasche, die Grobasche und der Feststoff aus der Entschwefelung untersucht. Nachstehende Tabellen vergleichen die Schwermetallgehalte der Abfälle aus dem Nullversuch mit denen aus den Versuchen zur Mitverbrennung (Trockensorptionsreststoff und Grobasche). Es wurde jeweils der Gesamtgehalt und der eluierbare Anteil an Schwermetallen in den Abfällen untersucht. Zum Glühverlust wurde keine Angabe gemacht.

Tab. 88: Gesamt- und Eluatgehalte von Grobasche und dem Gemisch aus Flugasche und Feststoff aus der Entschwefelung [VERBUNDGESELLSCHAFT, 2001 B].

Parameter	Gemisch: Flugasche und Feststoff aus der Entschwefelung			
	Gesamtgehalt [mg/kg]		Eluatgehalte [mg/kg] ¹	
	Nullversuch	Mitverbrennung	Nullversuch	Mitverbrennung
Al	2,9	3,4–3,6	12	8,5–11
As	34	31–37	< 0,2	< 0,2
Cd	< 2	4–7	< 0,1	< 0,1
Cr	49	55–64	0,91	0,81–0,85
Cu	135	80–140	< 0,1	< 0,1
Hg	0,6	0,6–1,3	< 0,01	< 0,01
Ni	91	93–100	< 0,2	< 0,2
Pb	230	228–650	< 0,3	< 0,3
Zn	140	245–570	< 0,2	< 0,2
Parameter	Grobasche			
	Gesamtgehalt [mg/kg]		Eluatgehalte [mg/kg] ¹	
	Nullversuch	Mitverbrennung	Nullversuch	Mitverbrennung
Al	4,4	4,8–5,9	21	8,8–133
As	11	11–13	< 0,2	< 0,2
Cd	< 2	< 2	< 0,1	< 0,1
Cr	59	86–260	0,11	< 0,1–0,12
Cu	80	590–7800	0,1	0,1–0,23
Hg	< 0,2	< 0,2	< 0,01	< 0,01
Ni	70	130–290	< 0,2	< 0,2
Pb	57	130–3400	< 0,3	< 0,3–1,7
Zn	100	190–5590	< 0,2	0,2–1,1

¹ gemäß ÖNORM S 2072

Die Konzentrationen einiger Schadstoffe im Gemisch Flugasche/Feststoff aus der Entschwefelung steigen bei der Mitverbrennung von Klärschlamm und anderen Abfallfraktionen deutlich an. Die Konzentrationen von Hg sind bis zu einem Faktor 2, die von Pb bis zu einem Faktor 3 und die von Cd bis zu einem Faktor 4 erhöht gegenüber der Verbrennung von Kohle und Biomasse.

Die Grobasche aus der Mitverbrennung enthält vor allem die schwer flüchtigen Schwermetalle Pb, Zn, Cu und Cr in deutlichen höheren Ausmaßen. Diese hohen Schadstoffgehalte stehen einer stofflichen Verwertung der Rückstände entgegen.

Für die Deponierung von Abfällen ist der Grad der Immobilisierung und Stabilisierung von Schwermetallen von Bedeutung. Das Ausmaß der Immobilisierung kann durch die Schwermetallkonzentrationen im Eluat (z. B. nach der ÖNORM S 2072) bestimmt werden.

Tab. 88 zeigt, dass sich die Mobilisierbarkeit der Schwermetalle des Trockensorptionsrückstandes bei den Versuchen zur Mitverbrennung nicht ändert. In den Eluaten der Grobasche wurden dagegen erhöhte Gehalte an Al, Cu, Zn und Pb gefunden.

Da im Kraftwerk St. Andrä der Entschwefelungsrückstand und die Flugasche gemeinsam abgeschieden werden, kann eine Verfestigung der Abfälle mittels Wasserzugabe erfolgen. Dadurch wird die Eluierbarkeit von Schwermetallen stark vermindert. Die verfestigten Abfälle werden am Betriebsgelände des Kraftwerkes St. Andrä zur Schüttung eines Lärmschutzwalles eingesetzt. Im Fall der Mitverbrennung von Klärschlamm konnten die Abfälle weiterhin dafür verwendet werden.

In den beschriebenen Versuchen wurde immer eine Kombination von Klärschlämmen mit Biomasse und anderen Abfällen eingesetzt. Der Klärschlamm stammte zu 90 % aus der Zellstoff- und Papierindustrie. Um die Auswirkungen der Mitverbrennung von Klärschlamm auf das Kraftwerk (z. B. Korrosion), auf die Emissionen in Luft und Wasser und auf die Qualität der Abfälle aus der Verbrennung und der Rauchgasreinigung beurteilen zu können, ist die Durchführung weiterer Versuche (auch mit kommunalem Klärschlamm) notwendig.

Die Kosten der Klärschlamm-Mitverbrennung können für das KW St. Andrä mit etwa 36 bis 51 €/t_(30 % TS), beziffert werden. Diese würden zur Zeit dem Anlieferer verrechnet werden.

6.5.2 Mitverbrennung von Abfällen

Im Kraftwerk St. Andrä wurden von Februar 2000 bis April 2001 insgesamt 17.020 t Abfälle mitverbrannt (siehe Tab. 89), was einer durchschnittlichen Zufeuerungsrate von 6,8 t/h entspricht [VERBUND, 2001 B].

Tab. 89: *Eingesetzte Brennstoffe und Abfälle im Kraftwerk St. Andrä (Bezugszeitraum: 24.03.2000–31.03.2001) [VERBUNDGESELLSCHAFT, 2001 B].*

Abfall bzw. Brennstoff	Schlüsselnummer gemäß ÖNORM S 2100	Menge (t)	Heizwert (MJ/kg)
Steinkohle		60.735	26–28
Braunkohle		23.320	12–14
Rinde	17101	2.735	6–8
Holzabfälle	17xxx	3.570	10–12
Papier, Pappe	18xxx	1.709	12–14
Aktivkohle	31417	125	7–9
Altöl	54102	765	40–42
Gummi und Kunststoffe	57xxx	249	20–35
Gewerbeabfälle	91xxx	33	22,0
Klärschlamm	94xxx	3.543	30 % TS: 1–3 70 % TS: 8–11
Textilien	58xxx	9	30,0
Futtermittel (Tiermehl)	11701	4.235	17–19
Tierfett	12302	51	38–40

Biomasse und feste Abfälle werden auf dem Kraftwerksgelände auf offenen Lagerplätzen, fluidisierbare Abfälle und Abfälle, welche sich elektrostatisch nicht aufladen, werden in bestehende Silos gelagert. Flüssige Abfälle werden einerseits direkt von beheizten Silo-LKW in den Kessel eingedüst, andererseits in bestehenden Altöl- und Ammoniakwassertanks gelagert.

Die Abfälle werden an verschiedenen Stellen in den Kessel eingebracht:

Biomasserost:	Rejectmaterial, Kunststoffe, Holzabfälle, Biomasse, Leichtfraktion aus der MBA
Braunkohlemühlen:	Mischfutter, Sägespäne, Klärschlamm (70 % TS)
Eindüsstellen:	Tiermehl
Ölbrenner:	Altöl
Ölschlambrenner:	Tierfett
Steinkohlemühlen:	Aktivkohle, Klärschlamm (30 % TS).

Die Höhe der Zufeuerungsrate von Abfällen lag bei den durchgeführten Hauptversuchen zwischen 8 % und 23 % der thermischen Gesamtleistung, wobei die einzelnen Abfallfraktionen in unterschiedlichen Mischungsverhältnissen eingesetzt wurden.

Durch die Mitverbrennung von Abfällen konnten in dem Versuchszeitraum rund 6.700 t Steinkohle und 2.500 t Braunkohle substituiert werden.

Einschränkungen für den Durchsatz einzelner Abfälle ergaben sich aufgrund folgender Parameter:

- **Biomasse, Holzabfälle:** Biomasse und Holzabfälle müssen eventuell vor der Aufgabe in den Kessel zerkleinert werden und sind gut mit anderen Abfällen (z. B. Kunststoff, Rejectmaterial) mischbar. Einschränkungen für den Durchsatz ergeben sich durch die Notwendigkeit, im Verdampferbereich eine oxidierende Atmosphäre aufrechtzuerhalten.
- **Kunststoffe:** Kunststoffe können sehr hohe Chlorgehalte aufweisen. Wichtig ist auch hier die Aufrechterhaltung der oxidierenden Atmosphäre im Verdampferbereich.
- **Rejectmaterial:** Das Ausbrandverhalten wird stark vom Kunststoffanteil beeinflusst. Auch hier sind die Beschränkung des Chlorgehaltes und die Aufrechterhaltung der oxidierenden Atmosphäre im Verdampferbereich sehr wichtig.
- **Altöl:** Bei einer Einsatzmenge von über 2,5 t/h wurden erhebliche Kesselverschlackungen festgestellt. Hohe Verschmutzungsgrade im Altöl verursachen eine rasche Verstopfung der Filter.
- **Tiermehl:** Es traten Probleme bei der Lagerung und Förderung durch Anbackungen ein. Ein wichtiger Parameter ist die Begrenzung des Chlorgehaltes.
- **Aktivkohle:** Wurde nur in geringen Mengen eingesetzt, wobei keine negativen Erscheinungen festgestellt wurden.
- **Tierfett:** Muss bei Temperaturen über 40°C gefördert werden. Erhöhtes Risiko der Kesselverschlackung bei einem Durchsatz > 1 t/h.
- **Sägespäne:** Wurde nur in geringen Mengen eingesetzt, wobei keine negativen Erscheinungen festgestellt wurden.
- **Mischfutter:** Der Durchsatz wurde durch die Mahlleistung der Braunkohlemühle begrenzt.

Die Zusammensetzung der Brennstoffe Stein- und Braunkohle sowie der mitverbrannten Abfälle ist in der folgenden Tabelle wiedergegeben (Tab. 90).

Tab. 90: Zusammensetzung von Brennstoffen und Abfällen [VERBUNDGESELLSCHAFT, 2001 Bj.]

Parameter	Einheit	Steinkohle	Braunkohle	Aktivkohle	Altholz	Rinde	Rückstände aus MBA	Klärschlamm (70 % TS)	Hackgut	Shredder-abfall	Spanplatten	Tiermehl	Tierfett	Kunststoff	Kunststoff (Verpackung)	Kunststoff (PET)
Heizwert roh	[kJ/kg _{roh}]	26.230	12.920	6.700	10.270	7.320	15.470	10.990	12.000	12.650	12.730	17.520	36.610	22.000	15.740	12.970
Wassergehalt	[Gew.-%]	12,4	36,1	57,8	24,6	50,9	24,3	27,1	30,7	10,5	28,9	4,6	0,3	8,8	9,5	23,2
Asche	[Gew.-% _{TS}]	8,9	19,9	27,9	21,9	13,2	23,5	28,3	0,32	38,8	1,5	23,09	1,0	10,9	8,7	27,8
Kohlenstoff	[Gew.-% _{TS}]	76,8	56,2	57,9	39,6	47,7	48,6	40,6	50,21	39,6	50,2	42,79	75,0	54,6	45,0	49,2
Stickstoff	[Gew.-% _{TS}]	1,70	0,87	0,26	0,99	0,54	1,9	5,4	0,11	1,5	2,6	8,02	0,4	0,41	0,3	0,08
Gesamtschwefel	[Gew.-% _{TS}]	0,71	0,82	0,12	0,14	0,05	0,32	0,95	0,01	0,49	0,04	0,65	0,01	0,12	0,1	0,01
Chloridgehalt	[Gew.-% _{TS}]	0,14	0,03	0,02	0,09	0,02	1,0	0,32	0,02	0,67	0,46	0,7	0,00	2,28	0,19	0,19
Fluoridgehalt	[Gew.-% _{TS}]	0,014	0,022	0,01	0,009	0,005	0,01	0,012	0,005	0,069	0,003	0,01	0,001	0,008	0,007	0,022
Sauerstoff	[Gew.-% _{TS}]	7,0	18,1	12,3	32,9	33,5	18,0	20,0	43,75	14,8	40,0	19,32	10,0	26,5	40,1	18,6
Wasserstoff	[Gew.-% _{TS}]	4,90	4,2	1,5	4,4	4,9	7,0	4,6	5,61	4,8	5,8	6,14	11,0	7,5	5,8	4,3
Aluminium	[mg/kg _{TS}]	9.600	17.200	580	2.100	1.300	11.000	10.300	1.300	15.100	440	100	10,0	25.600	6.170	13.900
Antimon	[mg/kg _{TS}]	3,0	3,0	0,1	4,0	4,0	7,2	5,0	4,0	190	230	4,0	3,0	4,0	4,0	23,0
Arsen	[mg/kg _{TS}]	3,0	11,0	4,0	4,3	4,0	2,0	5,0	4,0	12,0	4,0	4,0	3,0	4,0	4,0	4,0
Barium	[mg/kg _{TS}]	107,0	140,0	7,7	1.500	130,0	k.A.	300,0	130	1.590	110,0	14,0	k.A.	75,0	94,0	210,0
Beryllium	[mg/kg _{TS}]	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	k.A.	2,0	2,0	2,0	2,0	0,0	k.A.	2,0	2,0	2,0
Blei	[mg/kg _{TS}]	44	8,7	4,0	230	13	89	16	13	8.900	25	5	2	38	100	21
Bor	[mg/kg _{TS}]	25,0	29,0	6,0	19,0	19,0	k.A.	54,0	19,0	700,0	20,0	10,0	k.A.	15,0	280,0	16,0
Cadmium	[mg/kg _{TS}]	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,2	6,0	2,0	24,0	5,0	1,0	1,0	2,0	2,0	2,0
Chrom gesamt	[mg/kg _{TS}]	23,0	36,0	4,3	95,0	18,0	240	40,0	18,0	680	8,0	2,6	2,0	26,0	12,0	400
Cobalt	[mg/kg _{TS}]	10,0	6,4	2,0	5,1	2,0	1,8	2,0	2,0	41	2,0	2,0	2,0	2,6	2,0	14,0
Kupfer	[mg/kg _{TS}]	23,0	25,0	4,3	47,0	12,0	3.070	31,0	12,0	4.200	7,3	12,0	2,0	47,0	43,0	35,0
Mangan	[mg/kg _{TS}]	34,0	104,0	11,0	210,0	590	204	1.000	590	970	120,0	21,0	2,0	63,0	38,0	326

Parameter	Einheit	Steinkohle	Braunkohle	Aktivkohle	Altholz	Rinde	Rückstände aus MBA	Klärschlamm (70 % TS)	Hackgut	Shredder-abfall	Spanplatten	Tiermehl	Tierfett	Kunststoff	Kunststoff (Verpackung)	Kunststoff (PET)
Molybdän	[mg/kg _{TS}]	2,0	2,0	2,0	2,6	2,0	k.A.	5,0	2,0	82	2,0	k.A.	k.A.	2,1	2,0	14,0
Nickel	[mg/kg _{TS}]	26,0	38,0	4,0	39,0	12,0	20,0	30,0	12,0	454	8,8	4,0	3,0	14,0	6,5	210
Quecksilber	[mg/kg _{TS}]	0,15	0,15	0,76	0,2	0,2	0,4	0,21	0,2	2,7	0,77	0,2	0,1	0,2	0,2	0,2
Selen	[mg/kg _{TS}]	3,0	3,0	4,0	4,0	4,0	2,0	5,0	4,0	10,0	4,0	k.A.	k.A.	4,0	4,0	4,0
Thallium	[mg/kg _{TS}]	1,0	1,0	2,0	2,0	2,0	0,2	2,0	2,0	2,0	2,0	4,0	1,0	2,0	2,0	2,0
Vanadium	[mg/kg _{TS}]	29,0	36,0	4,1	7,1	3,9	3,5	9,0	3,9	26,0	2,0	2,0	2,0	2,6	2,0	25,0
Zink	[mg/kg _{TS}]	48,0	35,0	4,7	1.330	140	900	420	140	10.200	41,0	110,0	k.A.	110,0	140,0	75,0
Zinn	[mg/kg _{TS}]	3,0	2,0	4,0	5,0	2,0	17,0	10,0	2,0	398	13,0	4,0	3,0	5,7	7,1	4,2

In der Tab. 90 sind (Schwer)metalle (und der Chloridgehalt) grau hinterlegt, wenn deren Konzentration in der Abfallfraktion die in den Regelbrennstoffen überschreitet. Dabei ist zu beachten, dass es sich bei oben dargestellten Werten um Einzelanalysen handelt. Bezüglich Schwermetalle weisen einzig Tiermehl und Tierfett niedrigere oder zumindest vergleichbare Konzentrationen als Stein- und Braunkohle auf. Alle anderen Abfallarten enthalten teilweise höhere Schwermetallkonzentrationen. Besonders hervorzuheben sind hier Klärschlamm, Shredderabfall, manche Kunststoffe und Aktivkohle, wobei letztere hohe Quecksilberkonzentrationen enthalten kann.

Emissionen in die Luft bei der Mitverbrennung von Abfällen

Tab. 91: Emissionsmessungen bei der Mitverbrennung von Abfällen im Kraftwerk St. Andrä [VERBUNDGESELLSCHAFT, 2001 B].

Parameter	Zeitbezug	Grenzwert		Messwerte [mg/Nm ³]	
		(10 % Brennstoff-wärmeleistung)	(20 % Brennstoff-wärmeleistung)	Nullversuch	Mitverbrennung
SO ₂	HMW	125	116	113	83–93
NO _x	HMW	300	300	162	151–206
CO	HMW	160	153	12	12–16
Staub	HMW	30	28	**	1,8–4,0
C _{org}	HMW	10	10	0,5	0,1–0,4
HCl	TMW	10	10	1,9	0,9–4,7
HF	TMW	0,7	0,7	0,27	0,04–0,4
Cd+Tl	0,5–8 Std-Wert	0,05	0,05	< 0,004	< 0,004
Hg	0,5–8 Std-Wert	0,05	0,05	0,001	0,001–< 0,002
Sb+As+Pb+Cr+ Co+Cu+Mn+Ni+ V+Sn	0,5–8 Std-Wert	0,5	0,5	0,08	0,07–0,13
PCDD/F [ng/m ³]	6–8 Std. Wert	0,1	0,1	0,0012	0,0009–0,002
NH ₃	HMW	10	10	0,25	0,04–0,5

Mess- und Grenzwerte bezogen auf 11 % O₂, 0°C, 1.013 mbar und trockenem Rauchgas, NH₃ auf 0 % O₂ bezogen

** beim Nullversuch wurde der Staubwert in % eines fiktiven 100 % Wertes gemessen, und ist damit mit den Emissionswerten der Mitverbrennungsversuche nicht vergleichbar. Laut Betreiberangaben dürfte er sich aber in ähnlichen Dimensionen bewegen.

Bei der Mitverbrennung sinken die Emissionen von SO₂, was aufgrund des vergleichsweise geringen Schwefelgehaltes der eingesetzten Abfälle und Biomasse zu erwarten war. Die Emissionen von NO_x steigen bei einigen Versuchen an, da sie sekundärseitig nicht gemindert werden. Die Emissionen von CO, Dioxinen und Furanen und organischem C bleiben auch bei der Mitverbrennung auf niedrigem Niveau, d. h. die Abfälle werden vollständig verbrannt.

Die Staubemissionen können aufgrund unterschiedlicher Messmethoden bei Nullversuch und Mitverbrennungsversuchen nicht miteinander verglichen werden. Die Emissionen von HCl und HF steigen bei manchen Versuchen leicht an. Diese Schadstoffe werden mittels Trockensorptionsverfahren und Gewebefilter abgeschieden, welche hohe Abscheideraten ermöglichen.

Die Emissionen von Schwermetallen, Cd, Tl und Hg bleiben im wesentlichen gleich, bzw. erhöhen sich bei manchen Mitverbrennungsversuchen geringfügig. Aufgrund der Zusammensetzung der einzelnen Abfallfraktionen und den eingesetzten Mengen ist ersichtlich, dass die

Minderung dieser Emissionen inputseitig erfolgte, d. h. die Abfälle wurden (auch) so gemischt, dass sich der Eintrag von Schwermetallen in den Kessel bei der Mitverbrennung im Vergleich zur reinen Kohlefeuerung nicht wesentlich erhöhte.

Es wurden in dem Bericht keine Angaben zum jeweiligen aus der Abfallmitverbrennung resultierenden Rauchgasvolumenstrom gemacht. Daher kann keine Aussage über die emittierten Frachten getätigt werden.

Abfälle aus der Mitverbrennung

Die Grobasche und das Gemisch aus Flugasche und dem Feststoff aus der Entschwefelung aus dem Kraftwerk St. Andrä werden mittels Wasserzugabe verfestigt und zum Bau eines Lärmschutzwalles verwendet. Für diesen Verwendungszweck ist neben den Gesamtgehalten auch die Eluierbarkeit von Schwermetallen bedeutend. Erste Untersuchungen zeigten bei Rückständen aus der Mitverbrennung von Abfällen einhergehend mit erhöhten Gesamtgehalten eine Verschlechterung der Eluatqualität [VERBUND, 2001 B] (siehe dazu auch Kapitel 6.5.1).

Allerdings konnte gezeigt werden, dass nach der Selbstverfestigung (aufgrund der hydraulisch-puzzolanischen Eigenschaften) eines Gemisches von Grobasche, Flugasche und Feststoff aus der Entschwefelung (Dauer: 28 Tage) eine weitgehende Einbindung anorganischer Schadstoffe stattfindet.

6.6 Mitverbrennung von Tiermehl und Tierfett

Die Mitverbrennung von Tiermehl in kalorischen Kraftwerken ist in einer Studie des Umweltbundesamts [GRECH, 2001], aus der die hier dargestellten Ergebnisse entnommen wurden, ausführlich beschrieben.

Bei allen Kraftwerksanlagen, in denen Tiermehl eingesetzt wird, ist ein geschlossenes System der Anlieferung, Übernahme, Lagerung und Förderung von Tiermehl realisiert. Das Tiermehl wird im Silowagen angeliefert, in die Lagersilos eingeblasen und von dort zu den Kesseln transportiert. Entsprechend den Angaben der Betreiber ist der Fettgehalt von Tiermehl ein Problem bei der pneumatischen Förderung.

Die Tiermehlaufgabe erfolgt in Kraftwerksanlagen entweder über separate Brenner oder gemeinsam mit dem Kohlestaub.

Im Zuge der Tierfettverbrennung wird die vorhandene Infrastruktur, welche für den Einsatz von Heizöl schwer installiert wurde, genutzt. Die Lagerung erfolgt in den Schweröltanks, die Aufgabe in den Feuerraum wird über die vorhandenen Schwerölbrenner bewerkstelligt. Um die Pumpfähigkeit des Tierfettes gewährleisten zu können, ist – ähnlich wie bei Heizöl schwer – eine eventuelle Beheizung und ein Rührwerk notwendig.

Die Problembereiche und damit verbunden die limitierenden Faktoren der Verbrennung und Mitverbrennung von Tiermehl sind bei den einzelnen Anlagen verschieden. Im Unterschied dazu konnten bei der Verbrennung von Tierfett nach Angaben der Betreiber keine Problembereiche identifiziert werden.

Einen limitierenden Faktor bei der Verbrennung von Tiermehl in Kraftwerken stellt der Chlorgehalt (Korrosion) dar. Ein vollständiger Ausbrand muß beachtet werden, da ansonsten unverbranntes Tiermehl in die Abfälle und Reststoffe (Asche, Schlacke) ausgetragen werden kann.

Der Phosphorgehalt des Tiermehls kann zu erhöhten P-Gehalten in der Asche der Kraftwerke führen. Dieser stellt somit einen limitierenden Faktor aus Sicht der Produktqualität, die entscheidend für die Weiterverwendung der Asche in der Zementindustrie ist, dar.

Bei den Emissionen in die Luft ist auf Grund der Zusammensetzung von Tiermehl und Tierfett in Bezug auf Schwermetalle nicht mit einer Verschlechterung der Emissionssituation zu rechnen. Durch Tiermehl findet aber ein erhöhter Chloreintrag statt. Die eventuell daraus resultierenden Emissionen können effizient abgeschieden bzw. teilweise mit dem Staub ausgeschleust werden. Der vergleichsweise hohe Stickstoffgehalt im Tiermehl hat nach Angaben der Betreiber zu keiner Erhöhung der Emissionen geführt.

Zum Zeitpunkt der Erstellung der Studie [GRECH, 2001] konnte erst auf einige Monate Erfahrung bei der Verbrennung von Tiermehl und Tierfett zurückgegriffen werden. Eine genaue Darstellung der aufgetretenen Änderungen der Emissionssituation und insbesondere der Reststoffe und Abfälle konnte daher nicht getroffen werden.

6.7 Auswirkungen der Mitverbrennung

Die Mitverbrennung von Abfällen und Biomasse wirkt sich auf den gesamten Kraftwerksbetrieb aus, wobei folgende Einflüsse bzw. Neuerrichtungen und notwendige Adaptierungen von Anlagenteilen besonders hervorgehoben werden können:

- In Einzelfällen (z. B. Klärschlamm): Notwendigkeit des ganzjährigen Betriebes
- Errichtung/Adaptierung von Einrichtungen zur innerbetrieblichen Lagerung und Förderung
- Errichtung/Adaptierung von Einrichtungen zum Eintrag von Biomasse und Abfällen in den Kessel
- Einfluss auf den Kesselbetrieb, z. B. erhöhte Korrosionsgefahr, Sicherung eines guten Ausbrandes
- Einfluss auf die Emissionen in die Luft (z. B. Hg, Dioxine) und ins Wasser (z. B. Schwermetalle)
- Einfluss auf die Abfälle aus der Verbrennung und der Rauchgasreinigung sowie die Möglichkeiten der Verwertung und Entsorgung
- Notwendigkeit der Installation weiterer Systeme zum Monitoring

Vor- und Nachteile der Mitverbrennung

Die thermische Verwertung/Entsorgung von Abfällen und Biomasse in Kohlekraftwerken kann aus folgenden Gründen vorteilhaft sein:

- Es kann auf die bestehende Infrastruktur zurückgegriffen werden.
- Die installierten Rauchgasreinigungssysteme für SO₂, Staub und NO_x entsprechen dem Stand der Technik für die Verbrennung von Stein- bzw. Braunkohle. Eine Erweiterung der Systeme zur Abscheidung von z. B. Quecksilber und organischen Schadstoffen wurde in einigen deutschen Kraftwerken durchgeführt und ist bei allen österreichischen Kraftwerken prinzipiell möglich.
- Biomasse und einige Abfälle (z. B. Klärschlamm) sind Rückstände aus einem kurzzeitigen Kreislauf, weshalb das bei der Mitverbrennung entstehende CO₂ zum größten Teil als klimaneutral betrachtet werden kann.
- Es bestehen im Ausland (Deutschland) umfangreiche Erfahrungen zur Mitverbrennung von Klärschlamm. In Österreich wurde Klärschlamm versuchsweise mitverbrannt, erste Ergebnisse liegen vor.

- Die Mitverbrennung von Abfällen und Biomasse kann eine energetische Verwertung sein.
- Die Mitverbrennung von Abfällen und Biomasse in bestehenden Kraftwerken ist gegenüber der Monoverbrennung in neu zu errichtenden Anlagen als kostengünstig anzusehen.

Bei der Mitverbrennung von Abfällen und Biomasse in Kraftwerken ist jedoch auf folgende Punkte Bedacht zu nehmen:

- Erhöhung des Brennstoffvolumenstromes aufgrund des vergleichsweise niedrigeren Heizwertes.
- Erhöhung des Abgasvolumenstromes (Änderung des Wärmeüberganges).
- Verweilzeiten der Partikel im Kessel.
- Erniedrigung des Ascheerweichungspunktes und dadurch entstehende Anbackungen im Kessel.
- Erhöhte Erosion der Heizflächen durch den erhöhten Aschegehalt und durch erhöhte Strömungsgeschwindigkeiten.
- Hochtemperaturkorrosion durch erhöhte Chlorgehalte einiger Abfälle (z. B. Klärschlamm).
- Auswirkungen auf die Rauchgasreinigungseinrichtungen durch Änderung der Rauchgaszusammensetzung (z. B. Deaktivierung der DeNO_x-Anlage durch As, P, F oder Alkalimetalle; erhöhte Flugascheabscheidung am Elektrofilter; Beeinträchtigung der REA).
- Emissionen von Schwermetallen in die Luft (die Emissionen flüchtiger Schwermetalle wie Hg können sich bei der Mitverbrennung erhöhen).
- Mehrbelastung der Abwasserreinigung durch Entwässerung und Trocknung des Klärschlammes.
- Einfluss auf die Qualität der bei der Verbrennung und Rauchgasreinigung anfallenden Abfälle bzw. Reststoffe, insbesondere durch deren Gehalt an Alkali- und Erdalkalioxiden, Eisen- und Aluminiumoxid, P₂O₅, Sulfaten, Chloriden, Silikaten, unverbranntem Kohlenstoff und Schwermetallen.
- Die bestehenden Verwertungs- und Entsorgungswege der Flugasche, Grobasche und des Output aus der Rauchgasentschwefelung müssen neu überprüft werden.
- Zusätzlicher Aufwand durch Transport, Lagerung und Aufbereitung.

6.7.1 Korrosionsrisiko bei der Mitverbrennung von Abfällen und Biomasse

In einer Studie des VERBUND (2001 B) wurde das Risiko von Korrosion bei der Mitverbrennung von Abfällen abgeschätzt und die zugrundeliegenden Mechanismen untersucht.

Korrosion bedeutet eine Änderung der Werkstoffeigenschaften an der Phasengrenzfläche durch Reaktionen zwischen Werkstoff und Umgebung. Das Korrosionsrisiko wird im wesentlichen bestimmt durch

- die Verbrennungsbedingungen,
- der Rohrwandoberflächentemperatur,
- dem Verhältnis der Elemente Cl, S, Na und K in den eingesetzten Brennstoffen und Abfällen.

Durch Abfälle wird vor allem der Chlorideintrag in den Kessel erhöht. Chlorhaltige Verbindungen können Korrosion sowohl durch Kondensation von Alkalichloriden als auch durch Diffusion von gasförmigen HCl fördern.

In der angesprochenen Studie des Verbund werden verschiedene Mechanismen der Korrosion vorgestellt:

Korrosion in sauerstoffarmer Rauchgasatmosphäre

Die Korrosionsneigung ist in reduzierender Atmosphäre mit hohen CO-Gehalten (im Prozentbereich) in Gegenwart von Chlor begünstigt. Bei NO_x -armen Steinkohlefeuerungen (Cl-Gehalt der Steinkohle: $> 0,1\%$) ist durch den Einsatz von Wandluft die Bildung von CO-Strahlen im Bereich der Feuerraumberohrung zu vermeiden.

Als Mechanismus wird angenommen, dass CO die Schutzschicht Fe_2O_3 (Hämatit) reduziert und das reduzierte Eisen anschließend mit HCl (und S) zum flüchtigen FeCl_2 (und FeS_2) reagiert. Die Bildung von HCl wird durch hohe Temperaturen (ab 600°C) und hohem Wassergehalt im Rauchgas gegenüber Cl_2 begünstigt.

Korrosion unter Beteiligung von Alkaliverbindungen

Bei ausreichenden Sauerstoffgehalten können Alkalichloride Korrosion verursachen. Dabei kommt es zur Ablagerung bestimmter partikel- oder dampfförmiger Rauchgasbestandteile auf den Rohrwandoberflächen.

- **Salzschmelzen – Korrosion**

Als Ursache für diese Art der Korrosion werden Verbindungen angesehen, welche durch Reaktion von Schwefel bzw. seinen Verbrennungsprodukten SO_2 und SO_3 und den in der Asche vorkommenden Oxiden (z. B. Na_2O , K_2O) entstehen können und mit dem im Rauchgas enthaltenen Schwefeloxiden zu den Sulfaten Na_2SO_4 und K_2SO_4 reagieren.

Bei Temperaturen zwischen 320°C und 480°C wird die Bildung von Alkalipyrosulfaten (z. B. NaS_2O_7) angenommen, welche mit Eisenoxid komplexe Alkali – Eisen – Sulfate bilden können.

- **Hochtemperatur – Chloridkorrosion**

Diese Korrosionsform wird im wesentlichen durch kondensierte Alkalichloride (NaCl , KCl) bei oxidierender Atmosphäre im Aschebelag der Berohrung hervorgerufen.

Als wesentliche Schritte werden beschrieben:

- Kondensation von Alkalichloriden in den Aschebelägen
- Sulfatierung der Alkalien in den Aschebelägen unter Freisetzung von Chlor
- Bildung von Eisenchlorid an der Werkstoffoberfläche
- Verdampfen des Eisenchlorides in Abhängigkeit von der lokalen Betriebstemperatur
- Zersetzung des Eisenchlorides durch Reaktion mit Sauerstoff und Schwefeloxiden unter erneuter Freisetzung von Chlor, welches damit katalytisch wirkt.

In der Studie des Verbund werden zur Abschätzung des Korrosionsrisikos vier Korrosionskennzahlen genannt:

- I: Schwefel – Chlor Verhältnis (S/Cl in kmol/kmol):

Das Korrosionsrisiko wird bei einem S/Cl -Verhältnis von > 4 als gering, bei $2 < \text{S/Cl} < 4$ als mittel und bei < 2 als hoch eingestuft.

- II: Chlorkorrosionszahl (k_{CK}):

Diese wird je nach Autor mit

$k_{\text{CK}} = \text{S}/(2 \times \text{Max (Alkalichlorid)})$ oder mit

$k_{\text{CK}} = 2 (\text{NaCl}_{(\text{g})} + \text{KCl}_{(\text{g})})/\text{SO}_{\text{x}(\text{g})}$ angegeben, wobei alle Konzentrationen in kmol pro kg Brennstoff angegeben sind.

Bei einem $\text{S}/(2 \times \text{Max (Alkalichlorid)}) > 1$ wurden nur geringe Cl-Ablagerungen festgestellt.

- III: Alkalichloridpotential K_{AP}

$K_{\text{AP}} = \text{NaCl}_{(\text{g})} + \text{KCl}_{(\text{g})}$, mit der Einheit kmol/kg Brennstoff.

Ein hohes Alkalichloridpotential bedeutet ein hohes Risiko eines Korrosionsangriffes durch Kondensation von Alkalichloriden.

- IV: Chlorverteilungszahl K_{CV}

$K_{CV} = (\text{NaCl}_{(g)} + \text{KCl}_{(g)})/\text{HCl}$ mit den Einheiten kmol/kg Brennstoff.

Hohe Chlorverteilungszahlen bedeuten eine höhere Depositionswahrscheinlichkeit von Alkalichloriden. Ein zunehmender S-Gehalt im Rauchgas reduziert die Alkalichloridbildung und führt die Chloride im Rauchgas in HCl über.

Im Kraftwerk St. Andrä wurden verschiedene Abfälle und Biomasse versuchsweise mitverbrannt. Diese weisen durchwegs höhere Chlorgehalte als der Regelbrennstoff Kohle auf, wobei besonders biogene Abfälle, Altholz, Pappe und Papier hohe Alkalikonzentrationen enthalten.

Aufgrund der Zusammensetzung wurden folgende Korrosionskennzahlen abgeschätzt:

Tab. 92: Korrosionskennzahlen der im Kraftwerk St. Andrä eingesetzten Abfälle und Brennstoffe [VERBUND, 2001 B].

Abfall bzw. Brennstoff	Korrosionskennzahl		
	S/Cl	K_{CK}	K_{AP}
Steinkohle Krupinski	5,6	0,36	39,5
Köflacher Braunkohle	302,2	0,007	0,8
Aktivkoks	6,63	0,3	5,6
Altholz I	1,72	1,2	24,5
Altholz II	1,59	1,3	45,1
Altöl I	18,24	0,048	4,9
Altöl II	11,24	0,075	7,1
Altöl III	7,46	0,093	7,8
Biomasse (Rinde)	2,76	0,7	5,6
Klärschlamm I	3,28	0,6	90,3
Klärschlamm II	15,85	0,1	16,9
Klärschlamm III	2,50	0,8	53,6
Kunststoff I	0,06	34,4	53,6
Kunststoff II	0,06	5,3	98,8
Kunststoff III	0,58	3,4	53,6
Spanplatten	0,10	3,3	20,4
Tiermehl	1,03	1,9	197,5

Einige Abfälle (z. B. Kunststoff, Klärschlamm) weisen aufgrund der Kennzahlen ein erhöhtes Korrosionsrisiko im Verdampfer- oder Überhitzerbereich auf. Für die Mitverbrennung von Abfällen und Biomasse im Kraftwerk St. Andrä wurden daher folgende Bedingungen festgelegt:

- Der Chlorgehalt in der mitverbrannten Abfallmischung darf nicht mehr als 0,15 Gew.-% wasserfrei betragen. Der Chlorgehalt einer Einzelfraktion muss unter 0,2 Gew.-% wasserfrei liegen.
- Aufgrund der technischen Limitierung der Luftzufuhr darf die aufgegeben Brennstoffwärmeleistung der Abfälle 12 MWth nicht übersteigen.
- Für Tiermehl wurde in Abhängigkeit vom Cl-Gehalt die Dosierrate bestimmt. Diese beträgt max. 0,7 t/h bei einem Cl-Gehalt von 1,0 Gew.-% wasserfrei und max. 1,1 t/h bei einem Cl-Gehalt von 0,7 Gew.-% wasserfrei.

6.7.2 Schadstoffemissionen bei der Mitverbrennung von Abfällen und Biomasse

(Flüchtige) Schwermetalle

In Kohlekraftwerken sind im Unterschied zu Abfallverbrennungsanlagen keine Systeme zur Abscheidung von Schwermetallen (z. B. nasse Wäscher) installiert. Die Senken für schwerflüchtige Schwermetalle sind hier die Flugasche, die Abfälle aus der trockenen und halbtrockenen Rauchgasentschwefelung oder der REA-Gips. Die flüchtigen Schwermetalle Hg und Se (zum Teil auch Cd) werden zu einem großen Teil auch über den Luftpfad emittiert.

Im Kapitel 4.1.3.6 wurden Schwermetalle über die Input- und Outputströmen eines Kraftwerkes bilanziert. Der Eintrag der Schwermetalle erfolgte hauptsächlich über den Brennstoff Kohle und nur zu einem geringen Teil über den Kalk. Bis auf die flüchtigen Schwermetalle Hg und Se reicherten sich die Schadstoffe in der Flugasche an, Cr, Cu und Ni fanden sich zu geringen Anteilen auch in der Grobasche wieder, während im Gips noch Anteile von Hg, Se und Cr nachgewiesen werden konnten.

Beim Einsatz von Abfällen mit höheren Schwermetallgehalten als Kohle kann davon ausgegangen werden, dass sich die Schwermetalle prozentuell ähnlich auf die Rückstände verteilen.

Asche aus kleinen Biomassefeuerungsanlagen kann im Vergleich zu Flugasche aus Kohlekraftwerken erhöhte Konzentrationen von Hg (bis zu 4 mg/kg TS), Cd (bis zu 23 mg/kg TS) und Zn (bis zu 2.800 mg/kg TS) enthalten [LAND SALZBURG, 1000]. Bei der Mitverbrennung von Biomasse in Kohlekraftwerken ist die Verteilung und Anreicherung von Schwermetallen zu überprüfen.

Für St. Andrä wurden – basierend auf den Gesamtgehalten an Schwermetallen in den einzelnen festen Abfällen aus der Verbrennung und der Rauchgasreinigung und im Reingas – Transferkoeffizienten bestimmt (Tab. 93).

Tab. 93: Transferkoeffizienten für verschiedene Elemente anhand eines vereinfachten Ansatzes für qualitative Erstabschätzungen [VERBUND, 2001].

Element	Transferkoeffizient Grobasche	Transferkoeffizient Flugasche und Trockensorptionsprodukt	Transferkoeffizient Reingas
Cu	52,7	46,8	0,6
Cl	0,4	97,5	2,1
F	1,9	95,9	2,2
Pb	15,3	84,4	0,2
Cd	3,3	93,1	3,6
Cr	17,0	82,4	0,6
Co	8,7	90,1	1,1
Ni	14,7	83,7	1,6
Hg	1,8	77,8	20,3
Zn	24,7	75,2	0,1
Sb	9,8	87,3	2,8
As	3,0	95,0	2,0
Mn	17,0	82,9	0,1
V	6,0	93,4	0,5
Sn	27,4	64,7	7,9

In Einzelfällen waren die Wiederfindungsraten sehr gering (z. B. Cd: 25 %; Hg: 65 %), so dass diese Transferkoeffizienten nur als grobe Annäherung verstanden werden können.

Generell verhielten sich aber die untersuchten Schwermetalle ähnlich wie schon in Kapitel 4.1.3.6 beschrieben.

Neben den Gesamtgehalten an Schwermetallen ist deren Eluierbarkeit (Umweltverfügbarkeit) von Bedeutung. Erste Untersuchungen zeigten bei Rückständen aus der Mitverbrennung von Abfällen einhergehend mit höheren Gesamtgehalten eine Verschlechterung der Eluatqualität [VERBUND, 2001 und Kapitel 6.5].

Bei mangelnder Effizienz der Abscheidevorrichtungen kann die Minderung der Emissionen von (flüchtigen) Schwermetallen in die Luft auch inputseitig erfolgen, d. h. der Eintrag von Schwermetallen in den Kessel wird verringert durch:

- Festlegung von Obergrenzen von Schwermetallgehalten bestimmter Abfälle, welche in Kohlekraftwerken mitverbrannt werden sollen.
- Festlegung von Obergrenzen des Abfalleinsatzes.

Die Mitverbrennung von Abfällen, welche höhere Schwermetallgehalte als die Regelbrennstoffe (Braunkohle, Steinkohle) aufweisen, führt – falls die Abscheidevorrichtungen nicht entsprechend angepasst bzw. ergänzt werden – zu einer Erhöhung der Emissionen des jeweiligen Kraftwerkes, und bedeutet im Vergleich zu Abfallverbrennungsanlagen immer eine Verdünnung der Schwermetallemissionen (sowohl in die Luft als auch in die festen Rückstände; siehe dazu auch Anmerkungen zur Mischungsregel).

Bei Abfallverbrennungsanlagen werden Schwermetalle nach dem Stand der Technik in der nassen Wäsche abgeschieden und im Filterkuchen aus der Abwasserreinigung konzentriert. Dieser wird anschließend als gefährlicher Abfall deponiert. Diese erwünschte Konzentration der Schwermetalle in einer Abfallfraktion findet bei der Mitverbrennung von Abfällen in kalorischen Kraftwerken nicht statt.

Sekundärseitig könnten die Schwermetallemissionen durch den nachträglichen Einbau von Aktivkohlefiltern (z. B. Wanderbettadsorbern) oder nassen Wäschern reduziert werden.

Dioxine und Furane

In der Gegenwart von Cl und katalytisch wirkenden Metalloxiden (z. B. CuO) können während des Verbrennungsvorganges Dioxine und Furane gebildet werden.

In den österreichischen Kohlekraftwerken sind keine Einrichtungen zur Adsorption von Dioxinen und Furanen (A-Koksfilter) oder katalytische Anlagen zur Minderung dieser Schadstoffe installiert. Die Bildung dieser Schadstoffe kann primärseitig durch feuerungstechnische Maßnahmen verringert werden (siehe dazu auch 4.1.3.3).

7 STAND DER TECHNIK

7.1 Auswahl des Standortes

Durch geeignete Auswahl des Standortes kann einerseits der Aufwand für die Infrastruktur minimiert werden, andererseits kann dadurch die Abwärme einer Großfeuerungsanlage optimal genutzt werden.

Bei der Standortauswahl sind u. a. folgende Faktoren zu berücksichtigen:

- Geographische Nähe zum eingesetzten Energieträger (z. B. in Nachbarschaft zum Kohleabbau) oder gute Verkehrsanbindung (z. B. in der Nähe von Pipelines; Bahnanbindung)
- Gesicherte Nutzung des aus dem Turbinenprozess ausgekoppelten Heißdampfes und/oder der Restwärme der Rauchgase (Absatz von Fernwärme, Nutzung als Prozessdampf)
- Minimierung der Wärmeabfuhr über Fließgewässer mit hohem Wasserdurchsatz
- Meteorologische Situation und Vorbelastung des Standortes
- Einbindung in das elektrische Netz.

7.2 Auswahl des Brennstoffes

Die Auswahl der Brennstoffe bestimmt den Brennstoffnutzungsgrad und die erforderliche Abscheideleistung der Rauchgas- und Abwasserreinigungsanlagen.

7.2.1 Kohle

Stand der Technik ist der Einsatz von hochwertigen Kohlen, welche u. a. folgenden Anforderungen entsprechen sollen:

- Hoher Heizwert
- Geringer Wassergehalt
- Geringer Schwefelgehalt zur Entlastung der REA.
- Geringer Aschegehalt (Schwermetallgehalt).
- Geringer Gehalt an Chlorid und Fluorid.

Stand der Technik ist die weitestgehende Zerkleinerung und Homogenisierung der Kohle.

7.2.2 Heizöl

Die Verfeuerung von Heizölen mit relativ niedrigem S-Gehalt (1 % S) führt zu einer Reduktion der Rohgaskonzentration und damit zu einer Entlastung der Rauchgasentschwefelungsanlage, bzw. zu einer Volumensreduktion der Rückstände.

Zur Verhinderung der Verkokung der Brennerdüsen und von Ablagerungen im Brennerraum sollten der Gehalt von Asphaltenen, der Gehalt an Sedimenten, der Aschegehalt und im speziellen die Konzentration von V, Ni und Hg niedrig sein.

7.2.3 Gas

Reine Gaskraftwerke werden in dieser Studie nicht beschrieben. Bei vielen österreichischen Öl- und Kohlekraftwerken wird allerdings Gas zugefeuert.

7.3 Effiziente Nutzung der Energie

Folgende Maßnahmen sind Stand der Technik:

- Verbrennung: Minimierung der Wärmeverluste durch unverbrannte Gase (H_2 , CO) und durch unverbrannte Bestandteile in den Rückständen (Glühverlust) bei gleichzeitiger Verhinderung der Kondensation der Abgase an den Heizungsflächen (Korrosion)
- Möglichst hohe Drücke und Temperaturen des Arbeitsmediums Dampf. Mehrfache Zwischenüberhitzung des Dampfes zur Erhöhung des elektischen Nettowirkungsgrades
- Möglichst hohes Druckgefälle im Niederdruckteil der Dampfturbine durch möglichst niedrige Temperatur des Kühlwassers (Frischwasserkühlung)
- Minimierung der Wärmeverluste über das Abgas (Nutzung der Restwärme als Fernwärme)
- Minimierung der Wärmeverluste über die Schlacke
- Minimierung der Wärmeverluste durch Ableitung und Strahlung durch Isolierung
- Minimierung des Eigenbedarfes durch geeignete Maßnahmen (z. B. Beizen des Verdampfers, höherer Wirkungsgrad der Speisewasserpumpe, dampfbetriebene Speisewasserpumpen, ...)
- Vorwärmung des Kesselspeisewassers mit Dampf
- Fernwärmeauskoppelung
- Optimierte Schaufelgeometrie der Turbinen.

Durch eine geeignete Kombination dieser Maßnahmen kann ein Kesselwirkungsgrad von 90–94 % erreicht werden. Die Brennstoffnutzung kann durch die (nachträgliche) Auskoppelung von Fernwärme erheblich gesteigert werden.

Mittels Kraft–Wärme–Kopplung können Brennstoffnutzungsgrade zwischen 80 und 87 % erzielt werden.

7.4 Emissionen in die Luft

7.4.1 Monitoring

Die kontinuierliche Messung folgender Emissionen bzw. Betriebsparameter im Rauchgas von Großfeuerungsanlagen ist Stand der Technik: Sauerstoffgehalt, Geschwindigkeit, Wassergehalt, Druck, Temperatur, Volumen, Staub, SO_2 , NO_x , CO_2 , und CO.

Die Emissionen der Schadstoffe HCl, HF, N_2O , NH_3 und TOC können ebenfalls kontinuierlich gemessen werden.

Kontinuierlich gemessene Emissionen werden als Halbstundenmittelwerte angegeben.

Diskontinuierlich gemessene Emissionen werden unter Angabe des Messzeitraumes als Konzentration angegeben.

Um einen optimalen Betrieb des Kessels und der Rauchgasreinigungseinrichtungen zu gewährleisten, sind zusätzliche Messungen ausgewählter Betriebsparameter und Schadstoffkonzentrationen an verschiedenen Stellen der Rauchgaskanäle notwendig.

Die Emissionen werden üblicherweise folgendermaßen angegeben:

- Als Massenkonzentration der luftverunreinigenden Stoffe in den Einheiten Milligramm je Kubikmeter (mg/m^3) oder Nanogramm je Kubikmeter (ng/m^3), bezogen auf das Abgasvolumen im Normzustand (273 K, 1013 hPa) nach Abzug des Feuchtegehaltes an Wasserdampf sowie auf einen bestimmten Sauerstoffgehalt (z. B.: 3, 6 bzw. 11 % O_2).
- Als Massenströme der luftverunreinigenden Stoffe in den Einheiten Kilogramm je Stunde (kg/h), Gramm je Stunde (g/h) oder Milligramm je Stunde (mg/h).
- Als Massenverhältnis der Massenströme der emittierten Stoffe zu der Masse des eingesetzten Brennstoffes (Emissionsfaktor) in den Einheiten Kilogramm je Tonne (kg/t), Gramm je Tonne (g/t) oder Milligramm je Tonne (mg/t).

Die Errichtung von Immissionsmessstationen zur automatischen Erfassung der Konzentrationen für SO_2 , Staub, Ozon, Stickoxide, der Betriebswerte des Kraftwerkes (Emission und Leistung) sowie von meteorologischen Werten ist z. B.: in den österreichischen Kraftwerken Dürnrohr, Neudorf/Werndorf oder Mellach realisiert. Falls sich die Gehalte an Schadstoffen in der Luft den behördlich festgelegten Immissionsgrenzwerten nähern, müssen innerhalb des Kraftwerkes geeignete Maßnahmen (Leistungsrücknahme, Umstellung der Feuerung auf Gas, u. a.) gesetzt werden.

7.4.2 Emissionen von Luftschadstoffen

Die Emissionen in die Luft werden in der Folge als Halbstundenmittelwerte (HMW) unter Standardbedingungen (0°C, 1013 mbar, trocken) angegeben. Die Werte sind für feste Brennstoffe auf 6 % und für flüssige Brennstoffe auf 3 % Volumenkonzentration Sauerstoff im Rauchgas bezogen und beziehen sich auf den Volllastbetrieb.

7.4.2.1 Staub

Stand der Technik zur Reduktion der Staubemissionen ist der Einsatz von Elektrofiltern oder Schlauchfiltern. Diese sind unabhängig vom Rauchgasvolumenstrom und vom Brennstoff bei neuen und bei alten Anlagen anwendbar.

Eine Abscheidung von Staub und schwerflüchtigen Schwermetallen erfolgt auch in der nassen Wäsche zur Rauchgasentschwefelung. Hier können zusätzlich zu den Filteranlagen bis zu 90 % des Reststaubgehaltes ausgewaschen werden

Unabhängig vom Brennstoff können Staubemissionen $< 5 \text{ mg}/\text{Nm}^3$ (bei 3 bzw 6 % O_2) als Halbstundenmittelwert eingehalten werden. Dies entspricht einer Abscheideleistung von $> 99,8 \%$.

Referenzanlagen:

- *KW Riedersbach 1 und 2*: Kombination aus Elektrofilter und nasser Entschwefelung
- *KW Mellach*: Kombination aus Schlauchfilter und nasser Entschwefelung
- *HKW Salzburg Nord*: Kombination aus Schlauchfilter und Sprühabsorptionsverfahren.

Bei ölgefeuerten Kraftwerken können mittels nassem Elektrofilter Staub und Aerosole (SO_3) aus dem Rauchgas abgeschieden werden. Stand der Technik zur Abtrennung der Aerosole aus dem Rauchgas ölgefeuerter Kraftwerke sind nasse Elektrofilter. Damit kann die SO_3 Konzentration im Reingas unter $5 \text{ mg}/\text{Nm}^3$ (bei 3 % O_2 , HMW) gesenkt werden, wodurch das

Auftreten des sogenannten „Blauen Rauches“ vermieden wird. Der Reststaub wird gemeinsam mit SO_2 durch die Nasswäsche abgeschieden (Referenzanlage: FHKW Neudorf/Werndorf 1 und 2).

7.4.2.2 SO_2 , HCl und HF

Stand der Technik zur Minderung der **HCl und HF** Emissionen ist der Einsatz von chlorid- und fluoridarmen Kohlen und die Installation von Einrichtungen zur effektiven Abscheidung von Staub und SO_x . Damit können bei Steinkohlekraftwerken HCl und HF Emissionen von jeweils unter 3 mg/Nm^3 eingehalten werden (Referenzanlagen: KW St. Andrä, KW Riedersbach).

Bei Braunkohle mit hohem Fluoridgehalt können für HF Werte $< 10 \text{ mg/Nm}^3$ erreicht werden.

Stand der Technik für die **Rauchgasentschwefelung** ist das Kalkwaschverfahren. Dabei wird SO_2 in einer Suspension aus Kalksteinmehl absorbiert und nach der Oxidation als Gips ausgefällt.

Das Kalkwaschverfahren ist das einzige Verfahren zur Rauchgasentschwefelung, welches ein verwertbares Endprodukt (Gips) liefert. Dieser kann entweder in der Zementindustrie als Erstarrungsregler oder in der Baustoffindustrie zur Erzeugung von Gipskartonplatten (bei hoher Qualität) oder zur Erzeugung von Gipsputzen (bei niedriger Qualität) verwendet werden. Durch die Verwertung des Gipses sind die Betriebskosten im Vergleich zu anderen Verfahren geringer.

Das Kalkwaschverfahren kann sowohl bei neuen als auch bei alten Anlagen angewendet werden. Die in Österreich installierten nassen Wäscher zur Entschwefelung sind für einen Rauchgasvolumenstrom von 140.000 bis $1.250.000 \text{ m}^3/\text{h}$ ausgelegt.

Der größte Teil der Flugasche muss vor der nassen Wäsche mit Elektro- oder Gewebefiltern abgeschieden werden (Richtwert für Staub: $< 35 \text{ mg/Nm}^3$), um die erforderliche Qualität des Gipses zu gewährleisten.

Bei ölgefeuerten Kraftwerken kann der nassen Entschwefelung statt des Filters auch ein Rauchgaswäscher vorgeschaltet sein. In diesem Fall entsteht eine wässrige Suspension aus Gips, Ruß und Schwermetallhydroxiden, welche in einer entsprechend ausgelegten Abwasserreinigungsanlage behandelt werden muss.

Die nasse Entschwefelung kann bei geringem Chloridgehalt der Kohle abwasserfrei betrieben werden. In anderen Fällen entsteht Abwasser, welches in einer entsprechend ausgelegten Abwasserreinigungsanlage behandelt werden muss.

Stand der Technik ist ein Entschwefelungsgrad $> 95\text{--}97\%$ bzw. eine SO_2 Emission von $40\text{--}130 \text{ mg/Nm}^3$ (bezogen auf 3% bzw. 6% O_2 im Rauchgas; Referenzanlagen: KW Simmering III, KW Riedersbach 1 und 2, FHKW Mellach, FHKW Neudorf/Werndorf).

Mit Ausnahme der flüchtigen Verbindungen Quecksilber und Selen werden im Wäscher auch Schwermetalle effektiv abgeschieden.

Die im folgenden angeführten Beispiele für Rauchgasreinigungssysteme führen ebenfalls zu einer effektiven Verminderung der SO_2 -Emissionen.

Allerdings entstehen dabei Abfälle, welche in den meisten Fällen deponiert werden müssen. Im Vergleich zum Kalkwaschverfahren erzielen diese Systeme höhere Abscheideleistungen für HCl und HF.

- **Kalkadditivverfahren mit Nachreaktion in Kombination mit einer zirkulierenden Wirbelschicht**

Bei einer Rohgaskonzentration $> 2.000 \text{ mg/Nm}^3$ sind Emissionen von $100\text{--}170 \text{ mg/Nm}^3$ (6 % O_2 , HMW) erreichbar (Abscheideleistung: 90–94 %). Gleichzeitig werden HCl und HF zu 98 % abgeschieden. Als Rückstand fällt eine Mischung von Kalziumsulfid und Kalziumsulfat an, welcher deponiert wird bzw. in Einzelfällen unter definierten Rahmenbedingungen zum Bau von Lärmschutzwällen oder Deponieabdichtungen verwendet werden kann (Referenzanlagen: KW St. Andrä, KW Zeltweg).

- **Sprühabsorptionsverfahren**

Dieses abwasserfreie Verfahren ermöglicht bei einer Rohgaskonzentration von $1.100\text{--}1.700 \text{ mg/Nm}^3$ Emissionen unter 100 mg/Nm^3 (3 % bzw. 6 % O_2 , HMW; Abscheideleistung: $> 92 \%$). Die Abscheideleistung wird durch die Kalkzugabe limitiert: Bei höherer Kalkdosierung erhöht sich der Abscheidegrad, der Gehalt an freiem Kalk im Rückstand verringert dessen Qualität und führt zu Problemen beim Betrieb. Der entstehende Abfall (eine Mischung aus Flugasche, Kalziumsulfid, -sulfat, -carbonat, -chlorid, und Kalk) muss deponiert werden (Referenzanlagen: KW Dürnrohr; HKW Salzburg Nord).

7.4.2.3 NO_x

Stand der Technik zur Reduktion der Emissionen von NO_x ist die Anwendung des SCR-Verfahrens (Selective Catalytic Reduction) in Kombination mit zusätzlichen feuerungstechnischen Maßnahmen.

Feuerungstechnische Maßnahmen sind u. a. die Installation von NO_x -armen Brennern, das Einblasen eines Teiles der Gesamtluftmenge oberhalb der Brennerebene (Oberluft) und die Rezirkulation des Rauchgases. Die Implementierung von feuerungstechnischen Maßnahmen ohne sekundäre Verfahren führt zu einer NO_x -Minderung von ungefähr 40–50 % (bei Braunkohlekraftwerken von bis zu 75 %), verschlechtert aber den Ausbrand und erhöht den Glühverlust in den Rückständen.

Mit einer Kombination von feuerungstechnischen Maßnahmen und SCR können NO_x -Emissionen unter 100 mg/Nm^3 (3 % bzw. 6 % O_2 , HMW; Abscheideleistung: bis zu 90 %) eingehalten werden. Der Ammoniak schlupf liegt bei $< 5 \text{ ppm}$ ($< 4 \text{ mg/Nm}^3$), die Emission von N_2O unter 1 mg/Nm^3 (Referenzanlagen: KW Simmering III; HKW Salzburg Nord).

Der Katalysator ist auch in bestehende Anlagen integrierbar.

Das SCR-Verfahren arbeitet mit einem Katalysator (zumeist TiO_2), an welchem die Stickoxide im Rohgas mit Hilfe des zugefügten Reduktionsmittel zu elementarem Stickstoff und Wasser umgewandelt werden. Als Reduktionsmittel wird in den meisten Fällen eine wässrige Lösung von Ammoniak (25 %) verwendet. Aufgrund des hohen Wassergefährdungspotentials sind besondere Vorkehrungen bei Lagerung und Transport zu treffen.

Das Verhältnis zwischen eingedüstem Ammoniak und den Stickoxiden muss optimal eingestellt werden, um den Ammoniak schlupf möglichst gering zu halten und trotzdem eine effektive Stickoxidreduktion zu gewährleisten.

SO_2 im Rohgas wird am Katalysator zu SO_3 oxidiert, welches mit Ammoniak zu Ammoniumsulfatverbindungen reagiert. Diese können sich bei niederen Temperaturen an der Katalysatoroberfläche ablagern. Die optimale Temperatur des Katalysators liegt in Abhängigkeit vom SO_3 Gehalt zwischen 320°C und 370°C .

Bei der SCR-Technologie wird je nach Anordnung zwischen der Rohgasschaltung (High-Dust) und der Reingasschaltung (Low-Dust) unterschieden. In österreichischen Kohle- und Ölkraftwerken werden **Rohgasschaltungen** eingesetzt.

In Abhängigkeit von der Anordnung der SCR-Anlage und des Aschegehaltes der Kohle muss der Katalysator gereinigt werden (typisches Intervall: 5.000 Betriebsstunden). Bei Kohlekraftwerken beträgt die Lebensdauer einer Katalysatorebene bei optimalem Betrieb zwischen 40.000 und 80.000 Stunden. Nach dieser Zeit muss der Katalysator entweder gewechselt oder gewaschen werden.

Bei Ölkraftwerken kommt es durch die Einlagerung von Vanadium zu einer Erhöhung der Katalysatoraktivität. Der Reinigungsintervall beträgt zwischen 17.000 und 35.000 Betriebsstunden, die Gesamtlebensdauer über 70.000 Betriebsstunden.

7.4.2.4 NH₃

Bei optimalem Betrieb der SCR-Anlage kann der Ammoniakslupf unter 5 mg/Nm³ (bei 3 bzw. 6 % O₂) gehalten werden (Referenzanlagen: KW Zeltweg, KW Riedersbach 2, KW Mellach, KW Neudorf/Werndorf, FHKW Linz Mitte, KW Simmering III; HKW Salzburg Nord).

7.4.2.5 CO

Stand der Technik bei kalorischen Kraftwerken sind CO Emissionen unter 30 mg/Nm³ (auf 3 % bzw. 6 % O₂, HMW). Maßgebliche Parameter sind der Luftüberschuss (abhängig von der Art des Brennstoffes, der Feuerung und der Kesselleistung) und die gute Durchmischung von Brennstoff und Luft (Referenzanlagen: KW Zeltweg; KW Dürnrohr 1; KW Riedersbach 1, KW Mellach, HKW Salzburg Nord).

7.4.2.6 CO₂

Eine Senkung der CO₂-Emissionen wird durch die Steigerung des Wirkungsgrades erreicht. Entsprechende Maßnahmen werden unter dem Kapitel Effiziente Nutzung der Energie beschrieben.

7.4.2.7 Schwermetalle

Ein großer Teil der Schwermetalle kondensiert bei der Abkühlung der Rauchgase unter eine Temperatur von 300°C und wird mit dem Flugstaub am Elektro- oder Gewebefilter abgeschieden.

Eine effektive Abscheidung der Schwermetalle erfolgt auch in der nassen Entschwefelung. Hier können zusätzlich zu den Staubfilteranlagen bis zu 90 % des Reststaubes abgeschieden werden. Eine Ausnahme bilden die flüchtigen Schwermetalle Hg⁰ und Se, welche zum Teil auch im Reingas zu finden sind.

Folgende Emissionskonzentrationen können eingehalten werden (als 0,5–8 Stunden Wert; auf 6 % O₂; Referenzanlagen: KW St. Andrä, KW Voitsberg)

- Cd + Tl: < 0,006 mg/m³
- Hg: 0,0015–0,02 mg/m³
- Sb, As, Pb, Cr, Cu, Co, Mn, Ni, V, Sn: in Summe 0,1–0,12 mg/m³.

7.5 Emissionen in das Wasser

Der Stand der Technik für die Reduktion der Emissionen ins Wasser wird für die wichtigsten Abwasserströme wie folgt beschrieben:

7.5.1 Kühlwasser

Folgende Maßnahmen sind Stand der Technik:

- Getrennte Führung von Kühl- und Prozesswasser.
- Verzicht auf den Einsatz von Grund- und Trinkwasser für Durchlaufkühlsysteme.
- Minimierung der Wärmeabgabe an Fließgewässer. Einsatz der Durchlaufkühlsysteme nur bei entsprechender Lage an einem Fließgewässer mit hohem Wasserdurchsatz.
- Schutz vor Korrosion und vor Ablagerungen durch konstruktive Maßnahmen und nicht durch chemische Zusätze (Verzicht auf den Einsatz von Chromaten, Nitriten, Mercaptobenzthiazol, Imidazolverbindungen und Zinkverbindungen als Korrosionsschutzmittel).
- Verhinderung von mikrobiellem Wachstum durch konstruktive Maßnahmen (Ausschalten von Toträumen, Verzicht auf den Einsatz von organischen Polymer-Werkstoffen mit hohem Monomeranteil). Bei erforderlichen Einsatz von Bioziden: Anwendung intermittierender Verfahren, Verzicht auf die Abgabe von Abflutwasser während der Stoßbehandlung, Verzicht auf den kontinuierlichen Einsatz von Bioziden mit Ausnahme von Wasserstoffperoxid, Ozon oder UV. Genereller Verzicht auf den Einsatz von Organoquecksilber-, Organozinn- oder sonstigen metallorganischen Verbindungen, weitgehender Verzicht auf den Einsatz von quarternären Ammoniumverbindungen.
- Weiterverwendung von Abwasser zur Reduktion des Frischwasserverbrauches. Ausgeschleustes Wasser aus dem Kühlkreislauf kann für die Nassentschlackung, für die Rauchgasreinigung oder als Anfeuchtwasser für die anfallenden Aschen verwendet werden.
- Umfassende energetische Nutzung der Abwärme im Abwasser (Fernwärme, Kraft-Wärmekupplung, Niedertemperaturheizung, ...).
- Bevorzugte Anwendung von Kreislaufkühlsystemen mit optimierter Austauschrate für das Abflutwasser bzw. größtmöglicher Eindickungszahl.
- Bei erforderlichem Einsatz von Dispergiermitteln: Bevorzugter Einsatz nicht toxischer Substanzen, deren Gesamtabbaubarkeit durch aerobe Mikroorganismen gegeben ist (größer als 80 % nach einer Testdauer von 14 Tagen). Genereller Verzicht auf den Einsatz von Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA) und Diethylentriaminpentaessigsäure (DTPA), ihren Homologen und deren Salzen, weitgehender Verzicht auf den Einsatz von sonstigen Aminopolycarbonsäuren, ihren Homologen und deren Salzen.
- Bedarfsabhängige Dosierung aller Kühlwasseradditive durch maschinelle Dosiereinrichtungen mit begleitender analytischer Überwachung der Einsatzkonzentration im Kühlkreislauf.
- Die kontinuierliche Reinigung der Rohre des Kondensators mit Hilfe des Taprogge-Systems ist Stand der Technik. Dabei werden mit Schleifmitteln beschichtete Kunststoffbälle durch die Kondensatorrohre geschickt, im Ablauf wieder entfernt und in den Kreislauf zurückgebracht.

7.5.2 Speisewasseraufbereitung

Folgende Maßnahmen sind Stand der Technik:

- Minimierung der abzuleitenden Salzfrachten durch bevorzugten Einsatz von Membranverfahren (z. B. Mikrofiltration, Umkehrosmose, ...). Dieses Verfahren wird bei den Heizkraftwerken der OMV-Raffinerie in Schwechat angewendet.
- Gesonderte Erfassung und Reinigung der Konzentrate von Ionentausch- oder Umkehrosmoseanlagen.
- Bevorzugter Einsatz jener Aufbereitungstechnologien, bei denen möglichst geringe Mengen an Aufbereitungsrückständen oder bei denen wieder- oder weiterverwendbare Aufbereitungsrückstände (z. B. Eisenschlämme) anfallen.
- Bevorzugter Einsatz nicht toxischer Aufbereitungschemikalien, deren Gesamtabbaubarkeit durch aerobe Mikroorganismen gegeben ist (größer als 80 % nach einer Testdauer von 14 Tagen). Einsatz mineralölarmer oder mineralölfreier Flockungshilfsmittel. Einsatz von Aufbereitungs- oder Regenerationschemikalien mit möglichst geringem Anteil an halogenorganischen Verbindungen. Verzicht auf den Einsatz von Ethylendiamintetraessigsäure, ihren Homologen und deren Salzen; Aminopolycarbonsäure, ihren Homologen und deren Salzen; metallorganischen Verbindungen; Chromaten; Nitriten und organischen Polyelektrolyten mit einem Monomerenanteil von größer als 0,1 Massenprozent.
- Einsatz von Misch- oder Pufferbecken zwecks Mengen- und Konzentrationsausgleich.
- Einsatz physikalischer, physikalisch-chemischer oder chemischer (Siebung, Sedimentation, Filtration, Flotation, Fällung/Flockung), bei Direkteinleitern auch biologische Abwasserreinigungsverfahren.
- Einsatz physikalischer oder chemischer Verfahren zur Konditionierung und Entwässerung der festen Rückstände aus der Wasseraufbereitung und Abwasserreinigung.

7.5.3 Speisewasserkonditionierung

Die Behandlung der Abwässer aus der Kondensatreinigung (Regeneration der Ionentauscher) nach der Neutralisation in einer Abwasserreinigungsanlage ist Stand der Technik.

In einem Kohlekraftwerk wird Ammoniak und Sauerstoff in Kombination eingesetzt. Durch Zugabe von Ammoniak wird ein alkalisches Milieu eingestellt und eine geringe Menge Sauerstoff zugesetzt. Dadurch wird einerseits die Zugabe des als cancerogen eingestuften Hydrazin vermieden und der Ammoniakverbrauch gesenkt. Des Weiteren bildet sich auf der Innenseite der Rohre eine Schutzschicht aus Magnetit und Hämatit, welche eine deutlich geringere Rauigkeit aufweist als die Schutzschicht aus Magnetit, welche bei der alkalischen Fahrweise gebildet wird. Damit wird der Druckverlust und der Energiebedarf der Speisewasserpumpe gesenkt.

7.5.4 Abwasser aus der Rauchgasreinigung

Folgende Maßnahmen sind Stand der Technik:

- Bevorzugter Einsatz jener Rauchgas- und Abwasserreinigungsverfahren, welche Gips als verwertbaren Reststoff liefern.
- Weitestgehende Kreislaufführung des Waschwassers und der eingesetzten Waschchemikalien. Bei der nassen Rauchgasreinigung kann die Gipssuspension eingedickt und bis auf eine Restfeuchte von 15 % entwässert werden. Das Klarwasser aus dem Entwässer wird erneut mit Kalksteinmehl versetzt und in den Wäscher zurückgeführt.

- Gegebenenfalls kann niedrigbelastetes Abwasser aus anderen Herkunftsbereichen (z. B. Kühlwasser, Wasser aus der Nassentschlackung, ...) als Rohwasser für die nasse Rauchgasreinigung verwendet werden.
- Genereller Verzicht auf die Verwendung von Grund- und Trinkwasser als Rohwasser für die Rauchgaswäsche.
- Einsatz von der Gaswäsche vorgeschalteten Filtern zur Abscheidung fester Stoffe.
- Verminderung von NO_x und Ammoniak Emissionen vor dem Wäscher.
- Einsatz physikalischer, chemischer oder physikalisch-chemischer Abwasserreinigungsverfahren zur Neutralisation, zur Reduktion der Gipsübersättigung, zur Strippung von Ammoniak, zur Fällung von Schwermetallen und Fluorid und zur Feststoffabtrennung.
- Vom Abwasser getrennte Entsorgung der bei der Abwasserreinigung anfallenden Abfälle.

7.6 Lärm

Stand der Technik ist die Implementierung folgender Maßnahmen:

- Einsatz lärmarmen Maschinen und Aggregate
- Schalldämpfung an einzelnen Maschinen und Aggregaten
- Betriebliche Maßnahmen (Vermeidung des Radladerbetriebes während der Nacht)
- Einhausung bestimmter Maschinen und Aggregate.

7.7 Abfälle bzw. Rückstände

Stand der Technik ist der Betrieb und die Konzeption der Feuerung und der Rauchgasreinigungsanlagen in der Art, dass die Zusammensetzung der Aschen und des REA-Gipses den Qualitätsanforderungen für den Einsatz in der Zement- und Baustoffindustrie entspricht.

Unter der Voraussetzung, dass sich die Eigenschaften des Zements bzw. der Baustoffe (wichtige Parameter sind u. a. der Glühverlust, der Gehalt an Chloriden und der Gehalt an freiem CaO) durch die Zugabe von Kraftwerksrückständen verbessern (z. B. Erhöhung der Langzeitfestigkeit) oder zumindest nicht ändern und keine Anreicherung an Schadstoffen (Schwermetalle) im Endprodukt stattfindet, bestehen folgende Wiederverwendungsmöglichkeiten:

- Einsatz von Gips (Entschwefelungsprodukt aus der nassen Rauchgaswäsche) nach der Trocknung und Entwässerung in der Zement- und Baustoffindustrie
- Einsatz von Grobasche in der Ziegelindustrie
- Einsatz von Flugasche als Betonzusatzstoff, sowie als Rohmehlbestandteil und/oder Zuzugmahlstoff in der Zementindustrie

Der Filterkuchen aus der Abwasserreinigungsanlage ist wegen der hohen Schadstoffbelastung im Regelfall entsprechend dem Stand der Technik zu deponieren.

Abfälle, welche aufgrund ihrer Zusammensetzung keiner weiteren Verwendung zugeführt werden können, sind nach dem Stand der Technik zu deponieren.

8 GLOSSAR

- Brennstoffstickoxid** Ein Teil des im Brennstoff enthaltenen Stickstoffs wird bei der Verbrennung zu Stickoxiden oxidiert
- Brennwert H_o** Siehe Heizwert H_u
- Brüden** Abgas, welches bei der Trocknung von Klärschlamm entweicht und welches leicht flüchtige, meist organische Inhaltsstoffe aus dem Schlamm enthält
- Grobasche** Ascheanteil der direkt aus dem Kessel ausgeschleust wird
- Feuerungstechnische Maßnahme** Vermeidung von Emissionen durch Optimierung der Verbrennungsbedingungen
- Flugasche** Feinkörniger Staub der hauptsächlich aus kugelförmigen, glasigen Partikeln besteht und bei der Verbrennung feingemahlener Kohle anfällt. Flugasche besteht im wesentlichen aus SiO_2 und Al_2O_3 und hat puzzolanische Eigenschaften
- REA-Gips** Produkt aus der Rauchgasentschwefelung mit dem Kalksteinwaschverfahren
- Heizwert H_u** Wärmemenge, die bei vollständiger Verbrennung von 1 kg Brennstoff unter konstantem Druck freigesetzt wird, unter Abzug der Verdampfungswärme des im Brennstoff vorhandenen und bei der Verbrennung gebildeten Wasser vom Brennwert H_o
- Puzzolanische Eigenschaften** Ein puzzolanisches Material (zumeist Silizium- oder Aluminiumverbindungen) entwickelt in Verbindung mit Kalk und Wasser Zementeigenschaften
- Rauchgasentstickung** Verminderung der Stickoxidemissionen durch feuerungstechnische Primärmaßnahmen bzw. durch selektive katalytische und nicht katalytische Reduktion
- Rauchgasentschwefelung** Überführung des gasförmigen Schwefeldioxid aus dem Rauchgas in ein festes Reaktionsprodukt
- Nasse Verfahren:* Die Entschwefelung erfolgt durch eine Waschlösung, in der die Reaktionsprodukte in wässriger Form vorliegen.
- Halbtrockene Verfahren:* Die Waschlösung verdampft im Abgasstrom; die Reaktionsprodukte werden trocken abgeschieden.
- Trockene Verfahren:* Sowohl Additive als auch Reaktanden werden trocken zu- bzw. abgeführt.
- SCR** Selektive Katalytische Reduktion von Stickoxiden
- Schmelzkammerfeuerung** Kohlestaubfeuerung, bei der die Feuerraumtemperatur über dem Schmelzpunkt der Asche liegt. Dadurch kann die flüssige Asche als Schlacke am Kesselboden abgezogen werden
- Schwefeldioxid** Bei der Verbrennung schwefelhaltiger Brennstoffe wird Schwefel hauptsächlich als Schwefeldioxid emittiert. Aufgrund negativer Auswirkungen auf die Umwelt ist die Konzentration des SO_2 im Abgas limitiert. Hohe Konzentrationen sind die Hauptursache für Waldschäden sowie für Schäden an Bauwerken und Kulturgütern. Beim Menschen bewirkt SO_2 eine erhöhte Anfälligkeit für Atemwegserkrankungen
- SNCR** Selektive Nicht Katalytische Reduktion von Stickoxiden

- Stickoxide**..... Bei Verbrennungsvorgängen können nach verschiedenen Mechanismen Oxide des Stickstoffes emittiert werden. am häufigsten sind dabei NO und NO₂ zu beobachten. NO₂ ist an der Ansäuerung des Regenwassers über die Bildung von Salpetersäure beteiligt und stört den Stoffwechsel von Pflanzen. NO₂ erhöht beim Menschen die Anfälligkeit gegenüber Atemwegserkrankungen
- Thermisches**
- Stickoxid**..... Ein Teil des Luftstickstoffes wird bei der Verbrennung zu Stickoxide oxidiert. Diese Reaktion findet in nennenswertem Ausmaß erst ab einer Temperatur von 1300 °C statt. Die Reaktionsrate hängt exponentiell von der Temperatur ab und ist proportional dem Sauerstoffgehalt. Der Anteil des thermisch gebildeten NO_x beträgt bei Kohlefeuerungen zwischen 20 und 40 % der Gesamtstickoxide
- Trockenfeuerung** Kohlestaubfeuerung, bei der die Feuerraumtemperatur über der Schmelztemperatur der Asche liegt. Die Asche fällt im Kessel als Grobasche, zum überwiegenden Teil aber als Flugasche, die mittels Elektro- bzw. Gewebefiltern aus dem Rauchgas abgeschieden wird, an
- Zusatzstoff** Zusatzstoffe sind in der Betonindustrie fein verteilte anorganische, puzzolanisch oder latent hydraulische Stoffe, die dem Beton zugegeben werden können, um bestimmte Eigenschaften zu verbessern.

9 ABKÜRZUNGEN

AAEV	allgemeine Abwasseremissionsverordnung
A	Österreich
Abs.	Absatz
ARA	Abwasserreinigungsanlage
Art.	Artikel
AWG	Abfallwirtschaftsgesetz
BAT	Best available techniques
Bh	Betriebsstunden
BK	Braunkohle
ca.	circa
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
DENOX	Entstickung
DZK	Dreizugkessel
EDV	Elektronische Datenverarbeitung
E-Filter	Elektrofilter
EG	Erdgas
el.	elektrisch
EMAS	Eco Management and Audit Scheme
EOX	Extrahierbare organisch gebundene Halogene
EU	Europäische Union
EVN	Energieversorgung Niederösterreich AG
Fa	Firma
FTM	Feuerungstechnische Maßnahmen
FHKW	Fernheizkraftwerk
GAVO	Gasvorwärmer
GFA-RL	Großfeuerungsanlagen – Richtlinie
GuD	Gas und Dampf
GW	Grenzwert
HD	Hochdruck
HEL	Heizöl extra leicht (S-Gehalt: max 0,1 %)
HKW	Heizkraftwerk
HL	Heizöl leicht (S-Gehalt: max 0,2 %)
HM	Heizöl mittel (S-Gehalt: max 0,4 %)
HMW	Halbstundenmittelwert
H_o	Brennwert (siehe Glossar)
HS	Heizöl schwer (S-Gehalt: max 1 %)
H_u	Heizwert (siehe Glossar)
IPPC	Integrated Pollution Prevention and Control
IPTS	Institute for Prospective Technological Studies
K	Kärnten
KAV	Kalkadditivverfahren
KELAG	Kärntner Elektrizitäts-Aktiengesellschaft
KW	Kraftwerk
KWV	Kalksteinwaschverfahren

L/G-Verhältnis	Flüssigkeits-Gas-Verhältnis
LKW	Lastkraftwagen
LRG-K	Luftreinhaltegesetz für Kesselanlagen
LRV-K	Luftreinhalteverordnung für Kesselanlagen
LUVO	Luftvorwärmer
max.	maximal
MD	Mitteldruck
Mio.	Million
MW	Meßwert
ND	Niederdruck
Nm³	Normkubikmeter (0°C, 1013 mbar, trocken)
NÖ	Niederösterreich
ÖDK	Österreichische Draukraftwerke AG
OKA	Oberösterreichische Kraftwerke AG
OÖ	Oberösterreich
PAH	Polycyclic aromatic hydrocarbons (= PAK)
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PFA	Perfluoralkoxy-Copolymer
PL	Polen
ppm	parts per million
PTFE	Polytetrafluorethylen
REA	Rauchgasentschwefelungsanlage
REGAVO	Regenerativer Gasvorwärmer
RL	Richtlinie
RPM	Umdrehungen pro Minute
RUS	Rußland
S	Salzburg
SAM	Stabilisierte Aschemischung
SAV	Sprühabsorptionsverfahren
SCR	Selektive katalytische Reduktion
SK	Steinkohle
SNCR	Selektive nicht katalytische Reduktion
St.	Steiermark
STEWEAG	Steirische Wasserkraft- und Elektrizität AG
STW	Stadtwerke
TAV	Trockenadditivverfahren
th.	thermisch
tr.	Trocken
TE	Toxizitätsequivalente
TOC	Total organic carbon (ges. org. Kohlenstoff)
TS	Trockensubstanz
TSV	Trockensorptionsverfahren
W	Wien
WL	Wellman-Lord-Verfahren

10 REFERENZEN- UND LITERATURANGABEN

- ALBRECHT W. (1992): NO_x-Emissionen aus Kohlenstaubflammen. In VGB Kraftwerkstechnik 72, Heft 7: 614–621.
- BACHHIESL M. (1996): Untersuchung der Staubabscheidung und Rauchgasentschwefelung im DKW St. Andrä. Diplomarbeit; Institut für Verfahrenstechnik; Technische Universität Graz.
- BAUMELER A., BRUNNER P.H., FEHRINGER R., KISLIAKOVA A., SCHACHERMAYER E. (1998): Reduktion von Treibhausgasen durch Optimierung der Abfallwirtschaft (CH₄). Schriftenreihe der Energieforschungsgemeinschaft im Verband der E-Werke Österreichs; VEÖ, Wien 1998
- BAUMGARTNER A. (2000): Verwertung von Reststoffen aus thermischen Prozessen am Beispiel der kohlebefeueren Kraftwerke des Verbund. Diplomarbeit; Montanuniversität Leoben.
- BLUMRICH S. et al. (1991): Effektive Rauchgasreinigung mit dem DESONOX-Verfahren. In: Staub – Reinhaltung der Luft, Heft 51: 467–471.
- BÖHMER S., RUMPLMEYER A., RAPP K., BAUMGARTNER A. (2001): Mitverbrennung von Klärschlamm in kalorischen Kraftwerken. Bericht 194 des Umweltbundesamtes. Wien. 2001
- BRAUNSTEIN L., MAIHÖFER A. & WIED W. (1993): Die Sulfatbildung bei der Rauchgasentschwefelung nach dem Wellmann-Lord-Verfahren. In: VGB Kraftwerkstechnik 73, Heft 5: 456–462.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT (1995): Systemanalyse und Stoffbilanz eines kalorischen Kraftwerkes – SYSTOK. Monographie, Band 67; Wien.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, JUGEND UND FAMILIE (1997): Zur Situation der Verwertung und Entsorgung des kommunalen Klärschlammes in Österreich. Monographie, Band 95, Wien.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, JUGEND UND FAMILIE (1999): Emissionsbegrenzung und Anwendungsbereiche von Gasturbinen und GuD-Anlagen. Schriftenreihe des BMUJF, Band 3/1999.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (2001). Bundesabfallwirtschaftsplan Bundesabfallbericht 2001.
- BUX M; BAUMANN R (2001): Kurzfassung Ergebnisse: Wissenschaftliche Begleitung der solaren Klärschlamm-trocknung auf der KA-Füssen; Institut für Agrartechnik in den Tropen und Subtropen, Universität Hohenheim.
- CENNI R.; FRANDSEN F.; GERHARDT T.; SPLIETHOFF H.; HEIN K.R.G. (1998): Study on trace metal partitioning in pulverised combustion of bituminous coal and dry sewage sludge. In: Waste Management 18 (6/8): 433-444.
- DRAUKRAFT (1991): Dampfkraftwerk Voitsberg 3. Informationsbroschüre.
- DRAUKRAFT (1995): Umweltbericht.
- DRAUKRAFT (1996a): Dampfkraftwerk Zeltweg – Daten und Fakten im Überblick. Informationsbroschüre.
- DRAUKRAFT (1996b): Dampfkraftwerk St. Andrä – Daten und Fakten im Überblick. Informationsbroschüre.
- DRAUKRAFT (1996c): Umwelterklärung zum Standort Voitsberg.
- DRAUKRAFT (1997): Chemisches Labor Voitsberg – Jahresbericht.
- ECOBA (1999): Pressemitteilung.
- FARWICK H. & RUMMENHOHL V. (1993): SCR-Katalysatoren – Fünf Jahre Betriebserfahrung mit SCR-Anlagen und daraus entwickelte Konsequenzen und Maßnahmen. In: VGB Kraftwerkstechnik 73, Heft 5: 437–441.
- FELSVANG K.; JUIP G.; ELS H.; SPANNBAUER H.; STILLER H. (1995): Control of mercury air toxics and SO₂ by advanced scrubbing technology. In: Power-Gen Europe 95 conference, Amsterdam, Netherlands, 16-18 May 1995. Utrecht, Netherlands, PenWell Conferences and Exhibitions, pp 477-98 (May 1995).

- FUJISHIMA H, TSUCHIYA Y (1993): Application of wet type electrstatic precipitator for utilities coel fired boiler. In: 10th Particulate control symposium and 5th international conference on electrostatic precipitation. Volume 2, April 5-8, 1993, Washington DC. Electric Power Research Institute and International Society for Electrostatic Precipitation.
- GAISBERGER G. (2001): Fragebogen zum FHKW Mellach.
- GEBEL K., MADLSPERGER G., PFEFFER S. (1994): Feuerungstechnische und nichtkatalytische NO_x-Minderung am Kessel des 160 MW Kraftwerkes Riedersbach 2. VDI-Verein deutscher Ingenieure, Halle, Arbeitskreis „Energietechnik“, Kolloquium am 22.9.1994 in Merseburg
- GERHARDT T.; REBMANN M.; SPLIETHOFF H. & HEIN K.R.G. (1996): Untersuchungen zur Mitverbrennung von kommunalen Klärschlämmen in Kohlenstaubfeuerungen. In: VGB Kraftwerkstechnik 76, Heft 5: 403–413.
- GERHARDT T. (1998): Thermische Behandlung von kommunalen Klärschlämmen in Kohlestaubfeuerungen. VGB – Technisch-wissenschaftliche Berichte „Feuerungen“, ISBN 0937-0188.
- GRECH H., ANGERER T., SCHEIBENGRAF M. (2001): Bestandsaufnahme der thermischen Entsorgung von verarbeiteten tierischen Proteinen in Österreich. Umweltbundesamt. Bericht 192. Wien (2001).
- GRUBER K.H. (1991): Zur methodischen Auswahl von Emissionsminderungsmaßnahmen. Physica Verlag Heidelberg, ISBN 3-7908-0547-5.
- GUTBERLET H. (1983): Gips aus der Rauchgasentschwefelung. Sonderdruck aus VGB Kraftwerkstechnik; 63. Jahrgang; Heft 4: 335–344.
- GUTBERLET H. (1997): Kraftwerkschemie in Rauchgasreinigungsanlagen. In: VGB Kraftwerkstechnik 74, Heft 1: 54–59.
- HAAR E. (1998): Energiewirtschaft aus der Sicht des Erzeugers und Verteilers. Vorlesungsunterlagen, Institut für Innovationsmanagement, Universität Graz.
- HANNES K., MITTELBACH G. & SCHREIER W. (1994): Ballastkohlekraftwerk mit brennstoffgestufter Feuerung in Kombination mit selektiver nichtkatalytischer Reduktion von Stickoxiden. In: VGB Kraftwerkstechnik 74, Heft 2: 139–146.
- HARTENSTEIN A. & MAYER A. (1995): SCR-Katalysatorstechnik mit Harnstoff für Industrie- und Heizkraftwerke. In: VGB Kraftwerkstechnik 75, Heft 2: 110–117.
- HERVE P., KARL U., RENTZ O. (2001): NO_x and N₂O emissions from stationary combustion sources in Germany. In: International Conference Industrial Atmospheric Pollution: NO_x and N₂O emission control: Panel of available Techniques, Paris 21–23. März, 2001.
- HOCQUEL M., SPLIETHOFF H., HEIN K.R.G. (1999): Verhalten von Quecksilberemissionen bei der Mitverbrennung von Klärschlämmen in Kohlestaubfeuerungen unter besonderer Berücksichtigung des gasförmigen Anteils. In: <http://www.bwplus.fzk.de>.
- HOLSCHUMACHER R. & RENTZ O. (1995): Emissionsarme Energieerzeugung in Kohlekraftwerken – Determinanten der Entwicklung und Ausbreitung von Emissionsminderungstechnologien; ein internationaler Vergleich. ISBN 3 503 03870 1, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- HÜVEL B. & RINK M. (1995): Kombination einer ammoniakalische Naßwäsche zur Entschwefelung mit einer SCR-Entstickung. In: VGB-Kraftwerkstechnik 75, Heft 9: 802–804.
- IEA Coal Research (1999): FGD installations on coal fired plants. In: In-House Data base. London, UK, IEA Coal Research – The clean coal centre.
- KAISER J. (2001): Fragebogen zum FHKW Neudorf/Werndorf.
- KOEBEL M., ELSENER M. & MARTI T. (2000): Reduzierung von Stickoxiden in Abgasen mittels Harnstoff. Paul Scherrer Institut; Villingen CH, In: www.enwa.ch.
- KOLAR J. (1995): Verwertungsmöglichkeiten für Reststoffe der Sprühabsorptionsverfahren. In: VGB Kraftwerkstechnik 75, Heft 2: 167–173.
- KÖSER H., GREULICH U. & KUBISA R. (1991): Zur regenerativen Abgasentschwefelung mit Hilfe von Magnesiumverbindungen. In: Vorträge der VGB-Konferenz Kraftwerk und Umwelt 1991: 57–60.

- KRATSCHMANN H. & NISTLER W. (1988): Die Maschinenteknik im Kraftwerk Dürnrohr. In: ÖZE; Jg 41; Heft 9/10: 341–354.
- LAND SALZBURG (1999): Messung des Schwermetallgehaltes in 17 verschiedenen Biomassefeuerungsanlagen. Salzburg.
- MAIER H., SCHÖNGRUNDNER W. & MUCH K. (1989): Das Verhalten von Schwermetallen in einer Braunkohlefeuerung. In: VGB Kraftwerkstechnik 69, Heft 8: 824–828.
- MAIER H. (1990): Emissionen rauchgasflüchtiger und filtergängiger Schwermetalle aus braunkohlebeheizten Anlagen. In: VGB Kraftwerkstechnik 70, Heft 10: 876–881.
- MAIER H.; TRIEBEL W.; BUCK P. & WALDHAUDER H. (1997): Auswirkungen der versuchsweisen Mitverbrennung von thermisch getrocknetem Klärschlamm in einem Steinkohlekraftwerk. In: VGB-Fachtagung „Feuerungen 1997“; Essen.
- MEIER W. (2001): Fragebogen zum KW Simmering 3.
- MEYER B. (1998): Prozeßabläufe und ökologische Bewertung der thermischen Klärschlammbehandlung. In: Vorträge des deutsch-tschechischen Fachsymposiums Klärschlamm Entsorgung unter besonderer Berücksichtigung der Mitverbrennung – Methoden, Perspektiven und Pilotprojekte; Freiberg.
- MEIJ R. (1997): Behaviour, control and emissions of trace species by coal fired power plants in Europe. 58087-KST/MAT 97-6546, Arnhem, The Netherlands, KEMA, 53 pp (Nov 1997).
- MEIJ R., TE WINKEL B.H., HAVINGA H. (1999): Emissies naar van micro –en spoorelementen tijdens bijstoken van 10 % secundaire brandstoffen en biomassa in poederkoolgestookte eenheden in Nederland. 99530162-KST/MAT 99-6579, Arnhem, The Netherlands, KEMA, 49 pp (Jul 1999).
- MORY A. & TAUSCHITZ J. (1999): Mitverbrennung von Biomasse in Kohlekraftwerken. VGB Kraftwerkstechnik; 1/99: 65–70.
- OBERNBERGER I., STROMBERGER M. (1997): Stoffströme und Reaktionskinetik einer Kompostierung im Biozellenreaktor mit anschließender Nachrotte und mit Holzasche als Zuschlagstoff. Institut für Verfahrenstechnik. TU Graz
- OGI S, MIYATA N, KUMAGAI A, BURFORD D P (1999): Features of the CT-121 system for FGD operating cost reduction. In: Proceedings of the EPRI-DOE-EPA combined utility air pollution control symposium. Volume 1: SO₂ controls, 16–20 August 1999, Atlanta, GA, USA. TR-113187-V1, Electric power Research Institute, Palo Alto, CA, USA; US Department of Energy, Pittsburgh, PA, USA; USA and US Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC, USA, pp 3-69 to 3-82.
- ONLAND H. & APELT O. (1996): Optimierung der Elektrofilteranlage eines 370 MW-Steinkohlekraftwerksblockes. In: VGB Kraftwerkstechnik 76, Heft 12: 1009–1016.
- ÖSTERREICHISCHES NORMUNGSMINISTERIUM (1995): ÖNORM EN 450; Flugasche für Beton – Definitionen, Anforderungen und Güteüberwachung.
- PFEFFER S. (2001): Fragebogen zum KW Riedersbach.
- PRUSCHEK R., OELJEKLAUS G. & BRAND V. (1996): Zukünftige Kohlekraftwerkssysteme. In: VGB Kraftwerkstechnik 76, Heft 6: 441–448.
- REIDICK H., KESSEL W., FRITZ P. & HEIN K. (1991): Feuerungstechnische Maßnahmen zur NO_x-Minderung an ausgewählten braunkohlebeheizten Dampferzeugern. In: VGB Kraftwerkstechnik 71, Heft 5: 440–444.
- RENTZ O., NUNGE S., LAFORSCH M., HOLTMANN T. (1999): Reports of the Task Forces on the assessment of abatement options/techniques for nitrogen oxides and volatile organic compounds from stationary sources; UFOPLAN N° 296 94 828; September 1999.
- RITTER M., OHR B., GUGELE B. (1999): Luftschadstofftrends in Österreich 1980-1998. Bericht 165, Umweltbundesamt GmbH.
- ROIDER B. (2001): Fragebogen zum HKW Salzburg Nord.
- ROLLAND C., GRECH H. (2001): Stand der Abfallbehandlung in Österreich im Hinblick auf das Jahr 2004. Bericht 182. Umweltbundesamt GmbH.

- SAUER H, THOMSEN H, SCHEUCH H (1997): Dry removal of gaseous pollutants from flue gases with circulating fluidised bed scrubbers. In: Proceedings of PowerGen Asia 1997, Singapore, 9–11 Sept. 1997. Volume 2. Times Conferences and Exhibitions Pte Ltd. pp 221–227.
- SCHIRMER U. (2000): Aktuelle Situation der Mitverbrennung von Abfallstoffen in Kraftwerken. In: Bio- und Restabfallbehandlung IV, biologisch – mechanisch – thermisch, 1. Auflage, ISBN 3-928673-31-9, Witzhausen.
- SCHÖNGUNDNER W.; HIEBLER J. & ZIERLER W.: Betriebserfahrungen mit einer High-dust SCR-Anlage an einem braunkohlebefeuerten 330 MW_{el}-Kraftwerksblock.
- SCHÖNGRUNDNER (2000): Persönliche Mitteilung.
- SCHRÖFELBAUER H.; NOVAK M. & TAUSCHITZ J. (1994): Das Nachrüst- und Erneuerungskonzept für die Wärmekraftwerke des Verbundkonzerns. In: VGB Kraftwerkstechnik 74, Heft 1: 4–14.
- SCHRÖFELBAUER H.; DRAXLER A. & TAUSCHITZ J. (1996): Modernisierung der Dampfkraftwerke St. Andrä und Zeltweg. In: VGB Kraftwerkstechnik 76, Heft 6: 449–456.
- SCHÜTZ M. (1997): Stand der Rauchgasentschwefelungstechnik. In: VGB Kraftwerkstechnik 77, Heft 11: 943–945.
- SOUD H. N. (2000): Developments in FGD. In: IEA Coal Research CCC/29. ISBN 92-9029-339-X.
- STEIRER K. (1999): Klärschlamm-Mitverbrennung in Kohlekraftwerken. In: Seminar der VDI-Bildungswerk GmbH vom 06.–07.05.1999 in München: Abfallwirtschaft im Umbruch – Verwertung/Mitverbrennung/Sekundärbrennstoffe
- TAUSCHITZ J. & ZELLINGER G. (1991): Stickoxidreduktion im braunkohlebefeuerten Kraftwerk Voitsberg 3. In: Vorträge der VGB-Konferenz „Kraftwerk und Umwelt“: 108–113.
- TAUSCHITZ J., KAGER W. & VOGES W. (1997): Restwärmeauskopplung im Kraftwerk Voitsberg 3. In: VGB Kraftwerkstechnik 77, Heft 2: 98–103.
- THE CLEAN COAL CENTRE (2000): Trace element emissions. Nr. 34, June 2000.
- THOMÉ-KOZMIENSKY K.J. (1998): Klärschlamm Entsorgung. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky; Neuruppin.
- UMWELTBUNDESAMT (1995): Analytische Untersuchung von Klärschlamm – Analysenbericht. Bericht 046.
- UMWELTBUNDESAMT (2001): Aktualisierung der Luftschadstoff-Trends in Österreich 1980–1999; BE-181. Wien, 2001.
- UMWELTERKLÄRUNG (2000): Umwelterklärung zum Standort Voitsberg gemäß EMAS Verordnung (EWG 1863/93).
- UNIVERSITÄT BIELEFELD (2000): Entstickung – ein Beitrag zur Luftreinhaltung. Homepage: <http://dc2.uni-bielefeld.de>.
- VERBUNDGESELLSCHAFT (1995): Umweltbericht.
- VERBUNDGESELLSCHAFT (1996): Umweltbericht.
- VERBUNDGESELLSCHAFT (1997): Umweltbericht.
- VERBUNDGESELLSCHAFT (1998): Umweltbericht.
- VERBUNDGESELLSCHAFT (1999a): Forschungsbericht.
- VERBUNDGESELLSCHAFT (1999b): BioCoComb: Errichtung und Betrieb einer Biomassevergasungsanlage im Dampfkraftwerk Zeltweg. Schriftenreihe der Forschung im Verbund; Band 55.
- VERBUNDGESELLSCHAFT (2001 A): Energetische Nutzung von Stroh in kalorischen Kraftwerken anhand eines konkreten Beispiels – Wärmekraftwerk Dürnrohr. Schriftenreihe der Forschung im Verbund; Band 69.
- VERBUNDGESELLSCHAFT (2001 B): Mitverbrennung von Sekundärbrennstoffen. Schriftenreihe der Forschung im Verbund; Band 73.
- VERBUNDGESELLSCHAFT (2000): intern.

VERBUNDGESELLSCHAFT (2001): intern.

VERBUNDKRAFT & EVN (1996): Umwelterklärung zum Standort Dürnrohr.

VERBUNDKRAFT & EVN (1989): Dürnrohr, ein Kohlekraftwerk der Zukunft.

VERBUNDKRAFT & EVN: Kraftwerk Dürnrohr, ein Meilenstein für den Umweltschutz. VERUND-UMWELTTECHNIK (2000): Stand der Technik für Großfeuerungsanlagen in Österreich im Hinblick auf die IPPC-RL, in Anlehnung an die Vorgaben der General Outline of IPPC BAT Reference Documents. Klagenfurt, Juni 2000.

VGB-KRAFTWERKSTECHNIK (1992): Lehrhefte für die Ausbildung zum Kraftwerker – Kraftwerkshilf- und Nebenanlagen. Heft 8, Dritte Auflage, Essen.

VGB-KRAFTWERKSTECHNIK (1995): Lehrhefte für die Ausbildung zum Kraftwerker – Feuerungen und Dampferzeuger. Heft 7, Zweite Auflage, Essen.

WINTER H., SCHRICKEL J. & STIETZ M. (1996): Umsetzung und Konsequenzen aus der Störfall-Verordnung am Beispiel des Ammoniaklagers von Block 7 im RDK. In VGB Kraftwerkstechnik 76, Heft 2: 151–155.

WÖSS A. (2001): Fragebogen zum FHKW Linz Mitte.

ZELLINGER G. & GRUBER K.H.: Betriebserfahrungen mit dem SNCR-Verfahren zur Stickoxidreduktion an verschiedenen Feuerungssystemen.

ANHANG: Grenzwerte für Emissionen in die Hydrosphäre

Parameter	BGBl. Nr. 86/1996		BGBl. Nr. 886/1995				BGBl. Nr. 892/1995		BGBl. Nr. 1072/1994 ⁵						
	Fließgewässer	Kanalisation	Braunkohle, Heizöl	Braunkohle	Steinkohle	Heizöl	Fließgewässer	Kanalisation	Fließgewässer	30 °C	35 °C	36 °C	35 °C	30 °C	36 °C
Temperatur	30 °C	35 °C	30 °C	30 °C	35 °C	35 °C	30 °C	35 °C	30 °C	35 °C	36 °C	30 °C	35 °C	30 °C	36 °C
Aufwärmspanne	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Bakterientoxizität G _B	11	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Daphnientoxizität G _D	11	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Fischttoxizität G _F	< 2 ⁸	–	7,8	–	–	–	2 ⁸	–	–	–	–	–	–	< 2 ⁷	–
Algentoxizität G _A	11	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Beeinträchtigung biologischer Abbauvorgänge	–	7	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
abfiltrierbare Stoffe	30 mg/l; 50 mg/l ⁷	9	30 mg/l	30 mg/l	30 mg/l	30 mg/l	30 mg/l ⁷	150 mg/l ⁷	7	9	9	30 mg/l	9	50 mg/l	9
absetzbare Stoffe	0,3 ml/l	10 ml/l ⁹	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
pH-Wert	6,5–8,5	6,5–9,5	6,5–8,5	6,5–9,5	6,5–9,5	6,5–9,5	6,5–8,5	6,5–9,5	–	–	–	6,5–8,5	6,5–9,5	6,5–8,5	6,5–9,5
Aluminium	2 mg/l	7	–	–	–	–	2 mg/l	7	–	–	–	–	–	–	–
Antimon	–	–	0,2 mg/l	0,2 mg/l	0,2 mg/l	0,2 mg/l	0,2 mg/l	–	–	–	–	–	–	–	–
Arsen	0,1 mg/l	0,1 mg/l	0,1 mg/l	0,1 mg/l	0,1 mg/l	0,1 mg/l	0,1 mg/l	0,1 mg/l	–	–	–	–	–	–	–
Barium	5 mg/l	5 mg/l	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Blei	0,5 mg/l	0,5 mg/l	0,1 mg/l	0,1 mg/l	0,1 mg/l	0,1 mg/l	0,5 mg/l	0,5 mg/l	–	–	–	–	–	0,1 mg/l	0,1 mg/l
Blei ¹	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Cadmium	0,1 mg/l	0,1 mg/l	0,05 mg/l	0,05 mg/l	0,05 mg/l	0,05 mg/l	0,1 mg/l	0,1 mg/l	–	–	–	–	–	0,05 mg/l	0,05 mg/l

Parameter	BGBI. Nr. 86/1996		BGBI. Nr. 886/1995				BGBI. Nr. 892/1995		BGBI. Nr. 1072/1994 ⁵					
	Fließgewässer	Kanalisation	Brunkohle, Heizöl	Brunkohle	Steinkohle	Heizöl	Brunkohle, Heizöl	Fließgewässer	Kanalisation	Durchlaufkühlung	Fließgewässer	Kanalisation	Fließgewässer	Kanalisation
Cadmium ¹	-	-	-	1 mg/t	2 mg/t	10 mg/t	1 mg/t	-	-	-	-	-	-	-
Chrom _{ges} als Cr	0,5 mg/l	0,5 mg/l	0,5 mg/l	-	-	-	0,5 mg/l	-	-	-	0,2 mg/l	0,2 mg/l	0,5 mg/l	0,5 mg/l
Chrom _{ges} als Cr ¹	0,1 mg/l	0,1 mg/l	-	10 mg/t	20 mg/t	100 mg/t	10 mg/t	-	-	-	-	-	-	-
Chrom-VI als Cr	1,0 mg/l	1,0 mg/l	0,5 mg/l	-	-	-	0,5 mg/l	-	-	-	-	-	-	-
Cobalt	2,0 mg/l	7	-	-	-	-	-	2,0 mg/l	7	-	-	-	2,0 mg/l	7
Eisen	0,5 mg/l	0,5 mg/l	0,5 mg/l	10 mg/t	20 mg/t	100 mg/t	0,5 mg/l	0,5 mg/l	0,5 mg/l	-	0,5 mg/l	0,5 mg/l	0,5 mg/l	0,5 mg/l
Kupfer	0,5 mg/l	0,5 mg/l	1,0 mg/l	-	-	-	1,0 mg/l	-	-	-	-	-	-	-
Kupfer ¹	0,5 mg/l	0,5 mg/l	0,5 mg/l	10 mg/t	20 mg/t	100 mg/t	0,5 mg/l	1,0 mg/l	7	-	-	-	-	-
Mangan	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nickel	0,01 mg/l	0,01 mg/l	0,01 mg/l	10 mg/t	20 mg/t	100 mg/t	10 mg/t	-	-	-	-	-	0,5 mg/l	0,5 mg/l
Nickel ¹	0,01 mg/l	0,01 mg/l	0,01 mg/l	10 mg/t	20 mg/t	100 mg/t	10 mg/t	-	-	-	-	-	-	-
Quecksilber	0,1 mg/l	0,1 mg/l	0,1 mg/l	1 mg/t	2 mg/t	10 mg/t	1 mg/t	0,01 mg/l	0,01 mg/l	-	-	-	-	-
Quecksilber ¹	0,1 mg/l	0,1 mg/l	0,1 mg/l	1 mg/t	2 mg/t	10 mg/t	1 mg/t	-	-	-	-	-	-	-
Silber	2,0 mg/l	2,0 mg/l	0,5 mg/l	-	-	-	0,5 mg/l	-	-	-	-	-	-	-
Thallium	2,0 mg/l	2,0 mg/l	1,0 mg/l	20 mg/t	40 mg/t	200 mg/t	20 mg/t	-	-	-	-	-	-	-
Vanadium	2,0 mg/l	2,0 mg/l	0,5 mg/l	100 mg/t	100 mg/t	100 mg/t	0,5 mg/l	-	-	-	-	-	0,5 mg/l	0,5 mg/l
Zink	2,0 mg/l	2,0 mg/l	1,0 mg/l	10 mg/t	20 mg/t	100 mg/t	1,0 mg/l	2,0 mg/l	2,0 mg/l	-	3,0 mg/l	3,0 mg/l	1,0 mg/l	1,0 mg/l
Zink ¹	2,0 mg/l	2,0 mg/l	0,5 mg/l	20 mg/t	40 mg/t	200 mg/t	0,5 mg/l	-	-	-	-	-	-	-
Zinn	0,2 mg/l	0,2 mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
freies Cl als Cl ₂	0,4 mg/l	0,4 mg/l	-	-	-	-	-	0,2 mg/l	0,2 mg/l	0,2 mg/l ⁷	0,3 mg/l	0,3 mg/l	0,2 mg/l	0,2 mg/l
Gesamtchlor als Cl ₂	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hydrazin	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Parameter	BGBI. Nr. 86/1996		BGBI. Nr. 886/1995				BGBI. Nr. 892/1995		BGBI. Nr. 1072/1994 ⁵				
	Fließgewässer	Kanalisation	Braunkohle, Heizöl	Fließgewässer		Heizöl	Kanali-sation	Fließgewässer	Kanalisation	Durchlauf-kühlung		4	
				Braunkohle	Steinkohle					Fließgewässer	Kanalisation	Fließgewässer	Kanalisation
Ammonium als N	10 mg/l	¹⁰	10 mg/l										
Cyanid als CN ²	0,1 mg/l	0,1 mg/l	0,1 mg/l			10 mg/l							
Chlorid als Cl	⁷	–	–			0,1 mg/l		7					
Fluorid als F	10 mg/l	20 mg/l	20 mg/l			20 mg/l							
Gebundener Stickstoff als N			¹⁰					20 mg/l					
Nitrat als N	¹¹	¹¹	–			–		–					
Nitrit als N	1,0 mg/l	10 mg/l	–			–		–					
Phosphor als P	2,0 mg/l	–	2,0 mg/l			–		–					
Sulfat als SO ₄	¹¹	200 mg/l	2500 mg/l			–		2,0 mg/l					
Sulfid als S	0,1 mg/l	1,0 mg/l	0,2 mg/l			–		–					
Sulfid als S ¹			4 mg/t	8 mg/t	40 mg/t	–		–					
Sulfid als SO ₃	1,0 mg/l	10 mg/l	20 mg/l			0,2 mg/l		–					
TOC als C	25 mg/l	–	30 mg/l; 50 mg/l ⁷			4 mg/t		30 mg/l					
CSB als O ₂	75 mg/l	–	90 mg/l; 150 mg/l ⁷			–		90 mg/l					
BSB ₅ als O ₂	20 mg/l	–	–			–		20 mg/l					
AOX als Cl	0,5 mg/l	0,5 mg/l	–			–		0,2 mg/l					
EOX als Cl	–	–	0,1 mg/l			–		–					
schwerflüchtige lipophile Stoffe	20 mg/l	100 mg/l	–			–		–					
Summe KWST	10 mg/l	20 mg/l	–			–		–					

Parameter	BGBI. Nr. 86/1996		BGBI. Nr. 886/1995				BGBI. Nr. 892/1995		BGBI. Nr. 1072/1994 ⁵					
	Fließgewässer	Kanalisation	Heizöl, Braunkohle, Steinkohle	Braunkohle	Steinkohle	Heizöl	Kanalisation	Fließgewässer	Kanalisation	Fließgewässer	Durchlaufkühlung	Fließgewässer	Kanalisation	Fließgewässer
POX als Cl	0,1 mg/l	0,1 mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Phenolindex als Phenol	0,1 mg/l	10 mg/l	0,3 mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Summe Tenside	1,0 mg/l	⁹	-	-	-	-	1,0	⁹	-	-	-	-	-	-
BTX	0,1 mg/l	0,1 mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

¹ bezogen auf die Tonne installierter Brennstoffkapazität

² leicht freisetzbar

³ für Abwasser aus Umlaufkühlsystemen, welches im Zuge der Absalzung oder der teilweisen oder vollständigen Systementleerung eingeleitet wird.

⁴ gilt für Abwasser aus der Absalzung, Abschlämme oder Kondensatreinigung, Entschlammung, Entschlackung, Beizung, verbrennungsseitigen Reinigung und Naßkonservierung.

⁵ für Abwasser, das bei der Entleerung von Umlaufkühlsystemen mit geschlossenem Kühlkreislauf anfällt gilt BGBI. Nr. 186/1996

⁶ keine Beeinträchtigung biologischer Abbauvorgänge

⁷ Spezifikation siehe Verordnung

⁸ bei Verdacht oder Hinweis auf schädigende Wirkung

⁹ keine Beeinträchtigung der Kanalisation- und Abwasserreinigungsanlage

¹⁰ im Einzelfall festlegen

¹¹ im Bedarfsfall