

MINISTERIUM
FÜR EIN
LEBENSWEERTES
ÖSTERREICH

bmlfuwgv.at

ReLaKO

REDUKTIONSPOTENTIAL BEI DEN LACHGAS- EMISSIONEN AUS KLÄRANLAGEN DURCH OPTIMIERUNG DES BETRIEBES



umweltbundesamt[®]

IMPRESSUM



Medieninhaber und Herausgeber:
BUNDESMINISTERIUM
FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT,
UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT
Stubenring 1, 1010 Wien

AutorInnen:
Vanessa Parravicini
Tanya Valkova
Julia Haslinger
Ernis Saracevic
Andreas Winkelbauer
Joseph Tauber
Karl Svardal
Philipp Hohenblum
Manfred Clara
Georg Windhofer
Katja Pazdernik
Christoph Lampert

Druck: Zentrale Kopierstelle des BMLFUW, UW-Nr. 907.
Gedruckt nach der Richtlinie „Druckerzeugnisse“ des Österreichischen Umweltzeichens.

1. Auflage

Alle Rechte vorbehalten.

Wien, 17. April 2015



Kurzfassung

Aufgrund der Klimaschutzrelevanz von Lachgas (N_2O) soll im Rahmen des österreichischen Klimaschutzgesetzes (BGBl. I 106/2011 und KSG-Novelle 2013) auch eine Verringerung der Lachgasemissionen aus österreichischen kommunalen Kläranlagen angestrebt werden. Obwohl die Klimarelevanz der Abwasserreinigung als gering eingestuft werden kann, gehört das Einsparungspotential an Klimagasen aus Kläranlagen im Sinne des Erlangens einer nachhaltigen Wassergütwirtschaft untersucht und abgeschätzt. Die direkte Emission an N_2O in die Atmosphäre stammt auf kommunalen Kläranlagen hauptsächlich aus der biologischen Reinigungsstufe, bei der N_2O als Nebenprodukt der Stickstoffentfernung über Nitrifikation und Denitrifikation gebildet wird. Derzeit liegen nur vereinzelt Messungen von N_2O -Emissionen in der Abluft von Belebungsbecken von kommunalen Kläranlagen vor. Dieser Datenmangel erschwert nicht nur die Abschätzung der N_2O -Emissionen sondern auch ein besseres Verständnis über die Entstehungsmechanismen dieses klimarelevanten Gases. Ein Schwerpunkt dieses Projektes lag daher auf der Messung von Lachgasemissionen auf 8 ausgewählten kommunalen Kläranlagen, bei denen gleichzeitig die spezifischen Betriebsbedingungen für die Stickstoffoxidation und -entfernung erfasst wurden.

Die 8 Kläranlagen wurden so gewählt, dass möglichst die in Österreich am meisten vorkommenden Verfahrenstechniken, Betriebs-/Belastungsbedingungen und Arten der Abwasserzusammensetzung berücksichtigt wurden. Aufgrund der bei den ersten Messungen festgestellten hohen zeitlichen Variabilität der N_2O -Emissionen mussten die ursprünglich geplanten, 2-tägigen Messkampagnen auf mehrere Wochen verlängert werden. Insgesamt wurden im Zeitraum vom August 2012 bis Oktober 2014 24 Messkampagnen durchgeführt.

Die On-Line-Messung des N_2O -Gehalts mittels Infrarotspektrometer erfolgte bei offenen Belebungsbecken in einem Teilstrom der Abluft aus den Belebungsbecken, der mittels einer aufschwimmenden Ablufthaube erfasst wurde. Parallel dazu wurden zur Charakterisierung der Prozessbedingungen in Belebungsbecken mehrere Parameter on-line (u.a. O_2 -Konzentration, pH-Wert, Temperatur) bzw. stichprobenweise (u.a. Ammonium und Nitrit) in Belebungsbecken erfasst. Die Daten der Eigenüberwachung der Kläranlagen lieferten die Grundinformationen über die Belastung und den Betrieb der biologischen Reinigungsstufe. Diese Daten wurden über Bilanzen für die Massenströme CSB, Phosphor und Stickstoff auf Plausibilität überprüft. Die Luftvolumenströme für die Belüftung wurden aus den Gebläsekennzahlen und -betriebsdaten (Frequenz des Antriebmotors) ermittelt.

Während der belüfteten Phasen entspricht der N_2O -Gehalt unter der Ablufthaube jenem, der mit der Abluft aus dem Belebungsbecken ausgestrikt wird. Während der nicht belüfteten Denitrifikationsphasen verändert sich hingegen der N_2O -Gehalt im Luftraum unter der Ablufthaube sehr langsam, weil der Transportkoeffizient (k_{La}) ohne Belüftung wesentlich kleiner ist. Informationen über N_2O -Produktion bzw. -Abbau während der Denitrifikation wurden daher durch On-Line-Messungen im Belebtschlamm mittels eines N_2O -Mikrosensors gewonnen. Aufgrund der festgestellten bedingten Messstabilität des N_2O -Mikrosensors sowie dessen eingeschränkter Messgenauigkeit bei einer N_2O -Konzentration $< 0,1$ mg/L, wurde die Headspace-Methode in GC-MS im Labor als Zusatzmessmethode entwickelt und bei den Feldmessungen eingesetzt, um eine Quantifizierung der N_2O -Konzentration in Stichproben zu erzielen.

Auf allen untersuchten Kläranlagen konnte die Nitrifikation als Hauptquelle für die Bildung von N_2O identifiziert werden. Großteils wird das produzierte N_2O durch die Belüftung auch gleich in die Atmosphäre emittiert. Die N_2O -Produktion während der belüfteten Phasen ist mit der Ammoniumoxidation verknüpft, wie die Korrelation zwischen N_2O -Emission und NH_4^+ -Konzentration in Belebungsbecken bekräftigt.

Belastungsschwankungen der Stickstoffzulaufkraft zwischen Tag und Nacht bzw. von Tag zu Tag zeigten auf allen Kläranlagen einen deutlichen Einfluss auf die produzierte und emittierte N_2O -Fracht.

Anhand der Messergebnisse kann angenommen werden, dass N_2O im Belebtschlamm während der Denitrifikation nicht angereichert wird. Während der Denitrifikationsphasen konnte auf mehreren Kläranlagen eine Abnahme der gelösten N_2O -Konzentration im Belebtschlamm nachgewiesen werden.

Auf Basis der oben genannten Erkenntnisse wurde für die Berechnung der direkten N_2O -Emission aus den Belebungsbecken ausschließlich die N_2O -Emission während der belüfteten Nitrifikationsphasen berücksichtigt. Die N_2O -Emission während der nicht belüfteten Denitrifikationsphasen wurde auch aufgrund des viel geringeren Transferkoeffizienten k_{La} als vernachlässigbar eingestuft. Die aus den Belebungsbecken erfasste N_2O -Emission (N_2O -N-Fracht) lag zwischen 0,002 und 1,52 % (Medianwert: 0,16%) der N-Fracht im Zulauf zur Kläranlage. Dieser Schwankungsbereich stimmt mit den Ergebnissen aus der Fachliteratur gut überein. Die EW_{120} -spezifische N_2O -Emission schwankte je nach Kläranlage zwischen 0,04 und 81 g N_2O/EW_{120} /a (Medianwert: 3,3 g N_2O/EW_{120} /a).

Basierend auf statistischen Auswertungen wurden der Wirkungsgrad der N-Entfernung und die Belastungsverhältnisse in Belebungsbecken als betriebliche Haupteinflussfaktoren auf die N_2O -Produktion und -Emission in Belebungsbecken identifiziert. Ein niedriger N_2O -Emissionsfaktor (g N_2O -N/ g $N_{Zulauf-KA}$) ist bei steigender N-Entfernung bzw. sinkender Raumbelastung zu verzeichnen. Die festgestellte Korrelation mit der N-Entfernung bekräftigt die Rolle der Denitrifikation als N_2O -Senke im Belebungsbecken. Höhere Belastungsverhältnisse im Belebungsbecken können durch die Erhöhung der NH_4 -Konzentration und somit der Wachstumsrate der ammoniumoxidierenden Bakterien zu einer Intensivierung der N_2O -Produktion führen.

Vor allem scheint die Optimierung der N-Entfernung der Kläranlage ein bedeutendes Reduktionspotential durch das optimale Nutzen der Denitrifikation als N_2O -Senke zu besitzen. Basierend auf Praxiserfahrungen kann davon ausgegangen werden, dass auf den meisten Kläranlagen die N-Entfernung lediglich durch gezielte betriebliche Maßnahmen optimiert werden kann. Da die N_2O -Produktion beim Vorliegen von NH_4^+ angeregt wird, wären betriebliche Maßnahmen zur Vermeidung von NH_4 -Peaks bzw. von einem ausgeprägten NH_4^+ -Konzentrationsgradienten im Belebungsbecken von Vorteil (z.B. optimale Einstellung der Belüftungsintervalle bei der intermittierenden Belüftung). Bei der Auslegung neuer Kläranlagen wäre zu beachten, dass ein ausreichend hohes Schlammalter und eine flexible, belastungsabhängige Aufteilung des Belebungsbeckenvolumens zwischen Nitrifikations- und Denitrifikationsvolumen laufend gewährleistet werden kann.

Anhand der Projektergebnisse wurde ein Berechnungsmodell zur Abschätzung der Lachgasemissionen aus kommunalen Kläranlagen in Abhängigkeit des Wirkungsgrades der N-Entfernung der Kläranlagen entwickelt. Für diesen Betriebsparameter sind für Kläranlagen > 2000 EW im EMREG-OW Daten verfügbar, die eine Hochrechnung der N_2O -Emissionen aus Kläranlagen nahezu für Gesamtösterreich (erfasste EW im Bezugsjahr 2012: 13.956.521) ermöglichen. Anhand des entwickelten Berechnungsmodells lässt sich ein Reduktionspotential der direkten N_2O -Emission von ca. 27% abschätzen, wenn der Wirkungsgrad der N-Entfernung auf allen Kläranlagen in Österreich auf ca. 80% angehoben werden könnte. Die Berechnungsergebnisse der Hochrechnung zeigen eine große Abweichung zu den Ergebnissen nach IPCC 1996 GL bzw. IPCC 2006 GL. Die Diskussion, welche der vorgeschlagenen Berechnungsansätze in der „Österreichische Luftschadstoff-Inventur“ (OLI) 2014 implementiert werden soll, sprengt den Zielrahmen des Projektes. Durch die Projektergebnisse konnten jedoch Wissensgrundlagen etabliert werden, die diesen Entscheidungsprozess unterstützen werden.

Abstract

Due to the high global warming potential of nitrous oxide (N₂O) the Austrian Climate Protection Law (BGBl. I 106/2011 and KSG-Novelle 2013) prescribes a reduction of the emissions of this greenhouse gas including waste water treatment plants (WWTP). Despite of the minor relevance of N₂O-emissions from WWTP for climate change, the reduction potential of this specific greenhouse gas needs to be investigated in terms of achieving a sustainable water quality management. Direct emissions of N₂O in the atmosphere occur at municipal WWTP mainly in the biological waste water treatment step, where N₂O can accumulate as byproduct of the nitrification and denitrification processes. At present only few measurements of N₂O emissions in the exhausted air of activated sludge tanks are available. This lack of field data hampers the estimation of the direct N₂O emissions as well as a better understanding of the production mechanism of this greenhouse gas. Therefore the research project aimed mainly at performing field measurements of direct N₂O-emissions at 8 Austrian municipal WWTPs, where at the same time the specific operating conditions for nitrogen oxidation and removal were monitored.

The 8 WWTPs were selected representing the most common process technologies, operating and loading conditions as well as influent composition in Austria. Due to the high time variability of the N₂O-emissions that was observed in the first measurements, the measurement campaigns were extended from 2 days to several weeks. In total 24 measurement campaigns were performed from August 2012 till October 2014.

A rectangular floating hood of 1 m² was used for the field measurements in open activated sludge tanks and the N₂O-content of the collected exhausted air was measured on-line using an infrared spectrometer. At the same time also other process parameter (e.g. O₂-concentration, pH-value, temperature) were monitored on-line in order to define the operating conditions in the activated sludge tank. Random samples of activated sludge were also collected for ammonium, nitrite and nitrate and analyzed in the laboratory. The monitoring data of the WWTP provided information on the operating and loading condition of the biological waste water treatment. The reliability of these data was checked by mass balances for COD, phosphorus and nitrogen. The aeration flow rate was estimated using blowers' technical data and operating conditions (e.g. frequency of the driving motor).

While the activated sludge tank is aerated the N₂O-concentration in the exhausted air under the hood corresponds to the N₂O being stripped out of the water. During the not aerated denitrification phases the N₂O concentration under the hood changes much slower according to the low transport coefficient ($k_L a$) from the water to the air without aeration. Information concerning N₂O-production and reduction in activated sludge can be gained under these conditions only applying on-line measurements directly in the water phase using e.g. a N₂O-microsensor. Caused by the observed instability of the N₂O-microsensor and its limited accuracy at N₂O concentrations < 0.1 mg/L, the headspace method for GC-MS was additionally implemented to quantify N₂O in random samples.

At all investigated WWTP nitrification was identified as the main source for the production of N₂O. The most part of the produced N₂O was stripped by the aeration air and emitted in the atmosphere. The result has been confirmed by the observed correlation between N₂O-emission and the ammonium (NH₄) concentration in activated sludge during aerated phases. On-line measurements clearly showed that the produced and emitted N₂O was influenced by daily fluctuations of the nitrogen influent load.

Measurement results also revealed that N₂O did not accumulate in denitrifying activated sludge. At several WWTP a decrease of the N₂O-concentration in activated sludge was observed during denitrification phases.

As a consequence the direct N₂O-emissions from activated sludge tanks were evaluated considering the solely N₂O-emission during aerated phases, whereas the N₂O-emission during not aerated denitrification phases was regarded as negligible. The measured direct N₂O-emission from activated sludge tanks ranged between 0.002 and 1.52 % (median value: 0.16%) of the N-Influent load of the WWTP, showing good accordance with literature results. The specific N₂O-emission per person equivalent varied depending on the WWTP between 0.04 und 81 g N₂O /PE₁₂₀ /a (median value: 3.3 g N₂O /PE₁₂₀ /a).

The degree of the N-removal at the WWTP and the loading conditions in activated sludge tanks were identified as the main influencing operating factors on N₂O-emission. A decreasing N₂O-emission factor (g N₂O-N/ g N_{Influent-WWTP}) was mostly coupled with an increasing N-removal degree and a decreasing volumetric loading rate. The observed correlation with the N-removal degree confirms the role of the denitrification as N₂O-sink in activated sludge tanks. Higher loading conditions in activated sludge tanks could intensify the N₂O-production by increasing the NH₄-concentration in the bulk liquid and consequently the growth rate of the ammonium oxidizing bacteria.

Concerning the operational strategy to reduce N₂O-emission from WWTPs, especially the optimization of the N removal shows an exploitable potential by maximizing denitrification as N₂O-sink. In practice it can be assumed, that at the most WWTPs in Austria the N-removal degree could be improved by optimizing operating conditions. Considering that N₂O-production is stimulated in activated sludge tanks by ammonium, NH₄-peaks as well as pronounced NH₄-concentration gradients should be avoided during operation (e.g. though optimal adjustment of the aeration intervals by intermittent aeration). New WWTPs should be designed in a way that a sufficient high sludge age and a flexible load-dependent partition of the volume of the activated sludge tanks between nitrification and denitrification can be continuously provided.

Based on the project results a new estimation model for direct N₂O-emissions from municipal WWTPs depending on the N-removal degree was developed. Since data to evaluate this operating parameter are available in Austria for WWTP > 2000 PE (Austrian emission register EMREG-OW), the N₂O-emission for almost entire Austria can be calculated with this model (13.956.521 PE in the reference year 2012). Through the developed estimation model a reduction potential of the direct N₂O-emissions of about 27% could be assessed, by assuming that the degree of the N-removal at WWTPs in Austria could be increased to 80%. The result of the estimation at national level using the new model differs consistently from the calculation according to the IPCC guidelines 1996 and 2006. It is beyond the scope of the research project to indicate which of the proposed calculation approaches should be implemented in the „Austrian air pollutant inventory“ (OLI) 2014. The knowledge gained on N₂O-production and reduction within the research project will yet support the decision process.



Inhaltsverzeichnis

Kurzfassung	1
Abstract	3
Inhaltsverzeichnis	5
Abbildungsverzeichnis	9
Tabellenverzeichnis	15
Abkürzungsverzeichnis	17
Projektpartner	18
1. Einleitung	19
1.1. Projektziele	20
1.2. Berichtszeitraum	21
1.3. Inhalt des Endberichtes	21
2. N₂O-Emissionen in Österreich und weltweit	22
2.1. N ₂ O-Emissionen in Österreich	22
2.2. N ₂ O-Emissionen weltweit und in der EU	23
3. Literaturstudie	25
3.1. Mikrobiologische Grundlagen der N ₂ O-Produktion	25
3.2. N ₂ O-Emissionen aus Kläranlagen	31
3.2.1. Einflussfaktoren auf die Denitrifikation	36
3.2.2. Einflussfaktoren auf die Nitrifikation	37
4. Berechnungsmodelle für die N₂O-Emissionen aus Kläranlagen	39
4.1. Einleitung	39
4.2. N ₂ O-Berechnung gemäß nationalem Inventurbericht (NIR) 2014	39
4.3. Anpassung der N ₂ O-Berechnungsmethode 2015	41
5. Messung von N₂O-Emissionen auf kommunalen Kläranlagen	44
5.1. Beschreibung der N ₂ O-Messmethodik	44
5.1.1. N ₂ O-Messmethodik für offene Becken	47
5.1.2. N ₂ O-Messmethodik für abgedeckte Becken	52
5.2. N ₂ O-Messtechnik: Messung in der Gasphase (Abluft Belebung)	56
5.2.1. N ₂ O-Messung in der Gasphase über IR-Spektrometrie (On-Line-Messung)	56
5.2.2. N ₂ O-Messung in der Gasphase über GC-MS (Stichproben)	59
5.3. N ₂ O-Messtechnik: Messung in der flüssigen Phase (Belebtschlamm)	62
5.3.1. N ₂ O-Mikrosensor (On-Line-Messung)	63
5.3.2. Headspace Methode für GC-MS (Stichproben)	68
5.4. Begleitende On-Line-Messungen	70

5.4.1.	CO ₂ -Messung in der Gasphase.....	70
5.4.2.	Messung der O ₂ -Konz., pH-Wert und Temperatur im Belebtschlamm.....	70
5.5.	Ergänzende analytische Messungen (Stichproben).....	71
5.6.	Übertragung und Speicherung der On-Line-Messdaten.....	71
5.7.	Ermittlung des Abluftvolumenstromes aus der Belebung.....	72
6.	Auswahl der Projektkläranlagen	76
6.1.	Datenerhebung zur Charakterisierung der österreichischen kommunalen Kläranlagen ..	76
6.1.1.	Emissionsregister Oberflächenwasserkörper (EMREG-OW).....	76
6.1.2.	ÖWAV - Kanal- und Kläranlagennachbarschaften 2011	78
6.2.	Auswahlkriterien	79
7.	Auswertung der Messergebnisse	82
7.1.	Kläranlage A	84
7.1.1.	Beschreibung der Kläranlage	84
7.1.2.	Allgemeines zu den Messkampagnen.....	85
7.1.3.	Messkampagne 2013 (31.07.2013-12.08.2013).....	87
7.1.4.	Messkampagne 2014 (13.01.2014-27.01.2014).....	91
7.2.	Kläranlage B	96
7.2.1.	Beschreibung der Kläranlage	96
7.2.2.	Allgemeines zu den Messkampagnen.....	97
7.2.3.	Messkampagnen 2012	99
7.2.4.	Messkampagne 2013 (22.07.2013-31.07.2013).....	102
7.2.5.	Messkampagne 2014 (18.03.2014-27.03.2014).....	104
7.2.6.	Zusammenfassung	107
7.3.	Kläranlage C	109
7.3.1.	Beschreibung der Kläranlage	109
7.3.2.	Allgemeines zu den Messkampagnen.....	110
7.3.3.	Messkampagne 2013 (17.06.2013-26.06.2013).....	111
7.3.4.	Messkampagne 2014 (23.04.2014-30.04.2014).....	116
7.3.5.	Zusammenfassung	120
7.4.	Kläranlage D.....	121
7.4.1.	Beschreibung der Kläranlage	121
7.4.2.	Allgemeines zu den Messkampagnen.....	122
7.4.3.	Messkampagne Juli 2013 (01.07.2013-19.07.2013).....	126
7.4.4.	Messkampagne 2014 (31.03.2014-17.04.2014).....	131
7.4.5.	Zusammenfassung	137
7.5.	Kläranlage E	139
7.5.1.	Beschreibung der Kläranlage	139
7.5.2.	Allgemeines zu den N ₂ O-Messkampagnen.....	140
7.5.3.	Beschreibung der N ₂ O-Messkampagnen	143
7.5.4.	Messkampagnen 2012 (21.-22.08.2012 und 24.-25.10.2012)	144
7.5.5.	Messkampagne 2013 (19.08.-02.09.2013).....	146
7.5.6.	Messkampagne 2014 (04.-17.06.2014).....	149
7.5.7.	Diskussion der Messergebnisse	153



7.6.	Kläranlage F	156
7.6.1.	Beschreibung der Kläranlage	156
7.6.2.	Allgemeines zu den Messkampagnen.....	158
7.6.3.	Messkampagne Oktober 2013 (24.09.2013-27.10.2013).....	160
7.6.4.	Messkampagne 2014 (06.05.2014-02.06.2014).....	165
7.6.5.	Zusammenfassung	169
7.7.	Kläranlage G.....	170
7.7.1.	Beschreibung der Kläranlage	170
7.7.2.	Allgemeines zu den Messkampagnen.....	171
7.7.3.	Messkampagne 2013 (09.09.2013-19.09.2013).....	172
7.7.4.	Messkampagne 2014 (04.03.2014-13.03.2014).....	175
7.7.5.	Zusammenfassung	178
7.8.	Kläranlage H.....	179
7.8.1.	Beschreibung der Kläranlage	179
7.8.2.	Allgemeines zu den Messkampagnen.....	180
7.8.3.	Messkampagne Februar 2014 (05.02.2014-27.02.2014).....	182
7.8.4.	Messkampagne September 2014 (09.09.2014-02.10.2014).....	186
7.8.5.	Zusammenfassung	190
7.9.	Zusammenfassung der Messergebnisse.....	192
7.9.1.	N ₂ O-Produktion und -Emission aus Belebungsbecken	192
7.9.2.	Einflussfaktoren auf die N ₂ O-Emission aus Belebungsbecken	196
8.	Berechnungsmodell zur Abschätzung der N₂O-Emissionen aus Kläranlagen	205
8.1.	Multivariater Zusammenhang	205
8.2.	Bivariater Zusammenhang	207
8.3.	Berechnungsmodell für die N ₂ O-Emissionen aus Kläranlagen	210
9.	Hochrechnung der N₂O-Emissionen aus Kläranlagen auf nationaler Ebene...	211
9.1.	Berechnung der N ₂ O-Emissionen über die N-Entfernung der Kläranlagen	211
9.2.	Berechnung der N ₂ O-Emissionen über die volumenspezifische CSB-Belastung _{KA} der Belebungsbecken ausgewählter Kläranlagen	212
9.3.	Diskussion der Ergebnisse.....	212
9.4.	Vergleich mit anderen Berechnungsoptionen nach IPCC GL	213
10.	Abschätzung des Reduktionspotentials der N₂O-Emissionen aus Belebungsbecken.....	215
10.1.	Betriebliche bzw. bauliche Maßnahmen zur Reduktion der direkten N ₂ O-Emissionen aus Belebungsbecken	215
10.2.	Abschätzung des Reduktionspotential bei den direkten N ₂ O-Emissionen aus Belebungsbecken.....	216
11.	Weiterer Forschungsbedarf.....	218
12.	Danksagung.....	219
Literatur	220	

Appendix	228
1. Ergänzende Analytik (Stichproben).....	228
1.1. Analytische Parameter in Belebtschlammproben	228
1.2. Analytische Parameter in Zulaufproben	229
1.3. Messung von H ₂ S, CO ₂ und O ₂ in der Gasphase (Stichproben)	230
2. Übertragung und Speicherung der On-Line-Messdaten.....	231
2.1. Systemarchitektur des Messnetzes.....	231
2.2. Aspekte der automatischen Datenverarbeitung, Hardware Realisierung.....	232
2.3. Softwaretools iTUWmon „Measurements“ und „Examine“	233
3. Bilanzierung von Stoffströmen auf Kläranlagen	236
3.1. Bilanz der Trockensubstanz	237
3.2. Phosphorbilanz.....	237
3.3. Stickstoffbilanz.....	238
3.4. CSB-Bilanz	239
3.5. eDAB	241
4. Statistische Auswertung mittels multivariater Regressionsanalyse	243
5. Einflussfaktoren der N₂O-Emission.....	244

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1	. Anteile der einzelnen Treibhausgase an den nationalen Gesamt-Treibhausgasemissionen im Jahr 2012 (Umweltbundesamt, 2014b).....	22
Abbildung 2.	Methan- und Lachgasemissionen aus der Abwasserbehandlung bzw. -entsorgung (Senkgruben, Kläranlagen), 1990–2011 (Umweltbundesamt, 2014b).	23
Abbildung 3.	Trends in global emissions of nitrous oxide by major source category (1970-2005) in Tg N ₂ O (EDGAR, 2013) Quelle: http://edgar.jrc.ec.europa.eu/part_N2O.php	24
Abbildung 4.	Lachgasemissionen 1990-2011 in EU 27 und EU 15 dargestellt in CO ₂ -Äquivalent (EEA, 2013).....	24
Abbildung 5.	Anteile der Lachgasemissionen 2011 in EU 27 (EEA, 2013) Quellen: Status quo (aktuellste Daten) und Trends.	24
Abbildung 6.	Natürliche, biologische Stickstoffumsetzungen (Kampschreur et al., 2009)	26
Abbildung 7.	Schematische Darstellung der N ₂ O-Entstehungspfade durch ammonium-oxidierende Bakterien (aus Schneider, 2013).	27
Abbildung 8.	Graphische Darstellung der Denitrifikation und der biologischen dissimilatorischen Nitrat-Ammonifikation.....	30
Abbildung 9.	Löslichkeit von N ₂ O in Wasser in Abhängigkeit der Temperatur.....	31
Abbildung 10.	Gegenüberstellung der verschiedenen Berechnungsoptionen für die Ermittlung der N ₂ O-Emissionen aus Kläranlagen.	43
Abbildung 11.	Ablufthaube während einer Messung in einem Belebungsbecken.....	47
Abbildung 12.	Graphische Darstellung der Messanordnung	48
Abbildung 13.	Veränderung des N ₂ O-Gehaltes im Luftraum unter der Ablufthaube beim Einschalten der Belüftung gemessen bzw. berechnet mit der exponentiellen Gleichung für CSTR-Reaktoren (Messdaten aus der Messkampagne Sept. 2012 auf Kläranlage C).	50
Abbildung 14.	Grundlagen der Messung der Strömungsgeschwindigkeit eines Gases in einer Leitung mittels Staudrucksonde.....	53
Abbildung 15.	Kleinere Ablufthaube für die Messung in abgedeckten Belebungsbecken	55
Abbildung 16.	Die Temperaturabhängigkeit und Linearisierung des N ₂ O-Messsignals beim IR-Spektrometer ohne Temperierung der Messzelle	56
Abbildung 17.	IR-N ₂ O-Spektrometer Thermo Modell 46i.....	57
Abbildung 18.	Querempfindlichkeit des N ₂ O-Signals in Abhängigkeit des CO ₂ -Gehaltes beim IR-N ₂ O-Spektrometer Thermo Modell 46i.....	57
Abbildung 19.	Gasaufbereitungssystem für das IR-Gasspektrometer Thermo 46i.	58
Abbildung 20.	Beispiel-Chromatogramm einer Gasprobe mit CO ₂ (Retentionszeit: 12,5 min) und N ₂ O (Retentionszeit: 14,5 min).	59
Abbildung 21.	Eine Kalibrationskurve für die N ₂ O-Messung mit GC-MS.....	60
Abbildung 22.	Vergleich der Messergebnisse von GC-MS und IR-Spektrometrie bei der Bestimmung des N ₂ O-Gehaltes von Abluftproben aus der Belebung der Projektkläranlagen (Messkampagnen 2013/2014). Probenahmemethode: 22 mL mit Glasspritze.	61
Abbildung 23.	Vergleich der Messergebnisse von GC-MS und IR-Spektrometrie bei der Bestimmung des N ₂ O-Gehaltes von Abluftproben aus der Belebung der Projektkläranlagen (Messkampagnen 2013/2014). Probenahmemethode: 2 min. Spülen.	61
Abbildung 24.	Abweichung des N ₂ O-Abluftgehaltes von GC-MS und IR-Spektrometer (Auswertung der Messwerte in Abbildung 23).....	62
Abbildung 25.	N ₂ O-Mikrosensor (rechts) und Monometerkonsole (links).....	63

Abbildung 26.	Kalibrationskurven des N ₂ O-Sensors bei verschiedenen Temperaturen (Versuch v. 16.5.2013).....	64
Abbildung 27.	Einfluss der Temperatur auf das Null-Messsignal eines N ₂ O-Sensors (eigene Messungen vom 16.5.2013)	66
Abbildung 28.	Einfluss der Temperatur auf das Messsignal eines N ₂ O-Sensors bei den Konzentrationen: 0,6; 0,12; 0,24; 1,2 mg N ₂ O/L (eigene Messungen vom 16.5.2013).	66
Abbildung 29.	Selbstangefertigte Schutzhülle des N ₂ O-Mikrosensors.	67
Abbildung 30:	Eine Kalibrationskurve für die N ₂ O-Messung in der Flüssigkeit (Deionat bzw. Belebtschlamm) mit der Headspace-Methode für GC-MS.	69
Abbildung 31.	Stickstoff zu CSB Verhältnis im Zulauf kommunaler Kläranlagen bezogen auf die Anlagenanzahl für die Jahre 2010 und 2011 erfasst im EMREG-OW.....	77
Abbildung 32.	Stickstoff zu CSB Verhältnis im Zulauf kommunaler Kläranlagen bezogen auf die Belastung berechnet aus der CSB Fracht mit 120 g/EW/d für die Jahre 2010 und 2011 erfasst im EMREG-OW.....	77
Abbildung 33.	Stickstoff zu CSB Verhältnis im Zulauf kommunaler Kläranlagen bezogen auf die Belastung berechnet aus der CSB-Fracht mit 120 g/EW/d für das Jahr 2012 (EMREG-OW).	78
Abbildung 34.	Anzahl der kommunalen Kläranlagen in Österreich (2012) in unterschiedlichen Größenklassen und unterschieden nach Anlagenverfahren (nach Spatzierer 2013). Legende: F = KA mit Faulung; B = KA mit aerober Schlammstabilisierung; SBR = Belebungsanlagen mit Aufstaubetrieb; T = KA mit Tropfkörper.....	79
Abbildung 35.	Schematischer Grundriss der Kläranlage A.....	85
Abbildung 36.	Überblick über den gesamten Zeitraum der Messkampagne 2013 auf Kläranlage A.	88
Abbildung 37.	On-Line-Messung der NH ₄ -N-Konzentration im Ablauf des Belebungsbeckens 2 auf Kläranlage A.....	88
Abbildung 38.	Typische Tagesganglinie des N ₂ O-Abluftgehaltes auf Kläranlage A.....	89
Abbildung 39.	Verlauf der N ₂ O-On-Line-Messung und Stichproben für N-gelöst an zwei Messtagen während Messkampagne 2013 auf Kläranlage A.	90
Abbildung 40.	Gegenüberstellung der Zulaufmenge und des gemessenen N ₂ O-Abluftgehaltes während Messkampagne 2014 auf Kläranlage A.....	91
Abbildung 41.	Zusammenhang zwischen der NH ₄ -N-Zulaufmengen, NH ₄ -N-Konzentration im Belebungsbecken und dem N ₂ O-Abluftgehalt auf Kläranlage A während Messkampagne 2014.	93
Abbildung 42.	Gegenüberstellung des N ₂ O-Abluftgehaltes aus BB 2 und des N/CSB-Verhältnisses im Zulauf der Biologie auf Kläranlage A.	94
Abbildung 43.	Überprüfen der Vergleichbarkeit beider Straßen auf Kläranlage A.	95
Abbildung 44.	Schematischer Grundriss der Kläranlage B.....	97
Abbildung 45.	Überblick über die Zeiteinstellungen der SBR-Becken (TW=Trockenwetter, RW=Regenwetter). Legende: Beschickung Laufzeit = Dauer des Reinigungszyklus (Denitrifikation + Nitrifikation).....	98
Abbildung 46.	Beschickung der einzelnen SBR-Reaktoren auf Kläranlage B während der Messkampagne 2014.....	98
Abbildung 47.	Messung auf Kläranlage B (11.10.2012-12.10.2012).....	100
Abbildung 48.	Messung auf Kläranlage B (31.10.2012-02.11.2012).....	101
Abbildung 49.	Messung auf Kläranlage B (06.12.2012-11.12.2012).....	101
Abbildung 50.	Überblick über den gesamten Zeitraum der Sommermesskampagne auf Kläranlage B.	102

Abbildung 51.	SBR-Reinigungszyklus mit On-Line-Messung der N ₂ O-Abluftgehaltes und Stichproben für N gelöst.....	103
Abbildung 52.	Gegenüberstellung der Zulaufmenge und des gemessenen N ₂ O-Gehaltes in der Abluft...	104
Abbildung 53.	Zusammenhang der NH ₄ -N-Zulaufkonzentrationen der 4h-MP mit dem N ₂ O-Abluftgehalt.	106
Abbildung 54.	Zusammenhang zwischen N-Belastung und Emissionsfaktor beim SBR-Becken.	106
Abbildung 55.	Ergebnisse der On-Line-Messung für N ₂ O, CO ₂ und O ₂ während der Wintermesskampagne auf Kläranlage B.	107
Abbildung 56.	Verlauf des N ₂ O-Gehalt in der Abluft und der Stichproben für N-gelöst in SBR am 20.03.2014.	107
Abbildung 57.	Zusammenhang des mittleren Wirkungsgrads der N-Entfernung und des Emissionsfaktors auf der Kläranlage B.	108
Abbildung 58.	Schematischer Grundriss der Kläranlage C.	110
Abbildung 59.	Überblick über den gesamten Zeitraum der Messkampagne 2013 auf Kläranlage C.	112
Abbildung 60.	Gegenüberstellung der Zulaufmengen der Indirekteinleiter und des N ₂ O-Abluftgehaltes auf Kläranlage C während Messkampagne 2013.....	113
Abbildung 61.	Gegenüberstellung des ins Belebungsbecken 2 eingeleiteten Prozesswassers und des N ₂ O-Abluftgehaltes während Messkampagne 2013.	114
Abbildung 62.	Gegenüberstellung der NH ₄ -N-Konzentration und des N ₂ O-Abluftgehaltes in BB 2 auf Kläranlage C während der Messkampagne 2013.....	114
Abbildung 63.	Verlauf des N ₂ O-Abluftgehaltes und der Stichproben für N-gelöst am 20.06.2013.	115
Abbildung 64.	Überblick über den N ₂ O-Gehalt in Abluft aus BB 1 während der Messkampagne 2013.....	116
Abbildung 65.	Gegenüberstellung der Zulaufmenge und des gemessenen N ₂ O-Gehaltes in der Abluft...	117
Abbildung 66.	Zusammenhang zwischen der NH ₄ -N-Zulaufmenge, NH ₄ -N-Konzentrationen im Belebungsbecken 2 und dem N ₂ O-Abluftgehalt auf Kläranlage C.	118
Abbildung 67.	Entwicklung der N-Konzentrationen im Belebungsbecken 2 und des N ₂ O-Gehaltes unter der Ablufthaube an einem Messtag auf Kläranlage C.	119
Abbildung 68.	Gegenüberstellung des N ₂ O-Abluftgehaltes in BB 2 auf Kläranlage C und des N/CSB-Verhältnisses im Zulauf der Biologie.	120
Abbildung 69.	Schematischer Grundriss der Kläranlage D.	123
Abbildung 70.	Beschickung des Prozesswasserbehandlungsbeckens und Verlauf der NO ₃ -N-, NH ₄ -N- und O ₂ -Konzentration während der beiden Messkampagnen.	125
Abbildung 71.	Überblick über die Messungen in der zweistufigen Biologie während der Messkampagne 2013 auf Kläranlage D.	128
Abbildung 72.	Gegenüberstellung des N ₂ O-Abluftgehaltes und der NO ₃ -N- und NH ₄ -N-Konzentrationen in der zweiten Stufe der Kläranlage D während der Messkampagne Juli 2013.	129
Abbildung 73.	Ganglinien der NH ₄ -N- bzw. NO ₃ -N-Konzentration und des N ₂ O-Gehaltes in der Abluft im Prozesswasserbehandlungsbecken während der Messkampagne 2013 auf Kläranlage D.	130
Abbildung 74.	Verlauf der O ₂ - und N ₂ O-Konzentrationen in der Flüssigkeit (als V-Signal dargestellt) sowie des N ₂ O-Gehaltes in der Abluft im Prozesswasserbehandlungsbecken der Kläranlage D.	131
Abbildung 75.	Überblick über die Messungen in der zweistufigen Biologie während der Messkampagne 2014 auf Kläranlage D.	133
Abbildung 76.	Gegenüberstellung des in der ersten Stufe gemessenen N ₂ O-Abluftgehaltes und des N/CSB-Verhältnisses der Tages- und der 2 h-Mischproben im Zulauf der Biologie auf Kläranlage D.	134

Abbildung 77.	Gegenüberstellung der Messungen in der zweistufigen Biologie während der Messkampagne 2014 auf Kläranlage D (NH ₄ , NO ₃ und NO ₂ von 2h-Mischproben im Zulauf zur 1. und 2. Stufe).	135
Abbildung 78.	Gegenüberstellung des N ₂ O-Abluftgehaltes und der on-line gemessenen NO ₃ -N- und NH ₄ -N-Konzentrationen in den Belebungsbecken der Kläranlage H während der Messkampagne 2014.	136
Abbildung 79.	Überblick über die Messung im Prozesswasserbehandlungsbecken der Kläranlage D während der Messkampagne 2014.	136
Abbildung 80.	Zusammenhang des gemessenen N ₂ O-Abluftgehaltes mit der N ₂ O-Konzentration in der Flüssigkeit (in mV) im Belebungsbecken der zweiten Stufe und im Prozesswasserbehandlungsbecken auf Kläranlage D.	137
Abbildung 81.	Schematischer Grundriss der Kläranlage E.	141
Abbildung 82.	Verlauf des N ₂ O-Gehaltes in der Abluft von BB2, BB1 und Selektor 1 (2. Kaskade).	145
Abbildung 83.	Verlauf des N ₂ O-Gehaltes in der Abluft von BB2 (2. Kaskade), der Belüftungsmenge und der kommunalen Zulaufmenge.	145
Abbildung 84.	Verlauf der NH ₄ -N-Konzentration im Ablauf der 3. Kaskade (Ablauf BB8 und BB7) und des N ₂ O-Gehaltes in der Abluft.	146
Abbildung 85.	Verlauf des N ₂ O-Gehaltes in der Abluft von BB2 (2. Kaskade).	147
Abbildung 86.	Verlauf des N ₂ O-Gehaltes in der Abluft, der Belüftungsmenge und der kommunalen Zulaufmenge.	147
Abbildung 87.	Verlauf des N ₂ O-Gehaltes in der Abluft und der kommunalen Zulaufmenge.	148
Abbildung 88.	Verlauf der NH ₄ -N-Konzentration im Ablauf von BB8 und BB7 und des N ₂ O-Gehaltes in der Abluft von BB8.	148
Abbildung 89.	Verlauf des N ₂ O-Gehaltes in der Abluft von BB8 und im Belebtschlamm (N ₂ O-Sensor).	149
Abbildung 90.	Verlauf des N ₂ O-Gehaltes in der Abluft von BB2 (2. Kaskade).	150
Abbildung 91.	Verlauf des N ₂ O-Gehaltes in der Abluft in BB2, der kommunalen Zulaufmenge und der Konzentration an CSB und NH ₄ -N im Zulauf-Biologie (2h-Mischproben).	150
Abbildung 92.	Verlauf des N ₂ O-Gehaltes in der Abluft und der Belüftungsmenge in BB2.	151
Abbildung 93.	Verlauf des N ₂ O-Gehaltes in der Abluft von B8 und der kommunalen Zulaufmenge.	152
Abbildung 94.	Verlauf der NH ₄ -N-Konzentration im Ablauf von BB8 und BB7 und des N ₂ O-Gehaltes in der Abluft von BB8.	152
Abbildung 95.	N ₂ O-Emissionsfaktor N ₂ O-N/ N _{Zulauf-KA} für BB8 (Tageswert) als Funktion der N-Zulauffracht zur Biologie (Tagesfracht) an den Messtagen der Messkampagnen 2013 und 2014.	153
Abbildung 96.	Verlauf des N ₂ O-Gehaltes in der Abluft und der NO ₃ -Konzentration im Ablauf von BB2 im Zeitraum der Messkampagne 2014.	154
Abbildung 97.	N ₂ O-Emissionsfaktor N ₂ O-N/ N _{Zulauf-KA} für BB2 (Tageswerte) als Funktion des N/CSB-Verhältnisses an Messtagen der Messkampagnen 2013 und 2014.	155
Abbildung 98.	Schematischer Grundriss der Kläranlage F.	157
Abbildung 99.	Anteil der Indirekteinleiter an der CSB-Belastung im Zulauf der Kläranlage F.	158
Abbildung 100.	Überblick über die Prozesswassereinleitung während der beiden Messkampagnen.	159
Abbildung 101.	Überblick über den gesamten Zeitraum der Messkampagne 2013 auf Kläranlage F.	161
Abbildung 102.	Verlauf der O ₂ -Konzentration im Selektor 1 und des N ₂ O-Abluftgehaltes im Selektor 2.	162
Abbildung 103.	Gegenüberstellung der NH ₄ -N- bzw. NO ₃ -N-Konzentration und der Ganglinien des N ₂ O-Gehaltes in der Abluft in den Belebungsbecken (Kaskaden) der Kläranlage F.	163
Abbildung 104.	Zusammenhang des N ₂ O-Abluftgehaltes mit der N ₂ O-Konzentration in der Flüssigkeit im Belebungsbecken 1 der Kläranlage F.	164

Abbildung 105. Überblick über den gesamten Zeitraum der Messkampagne 2014 auf Kläranlage F.	166
Abbildung 106. Gegenüberstellung des N_2O -Abluftgehaltes und der on-line gemessenen NO_3-N - und NH_4-N -Konzentrationen in den Belebungsbecken der Kläranlage F während der Messkampagne 2014.....	168
Abbildung 107. Schematischer Grundriss der Kläranlage G (BF: Belüftungsfeld).	171
Abbildung 108. Überblick über den gesamten Zeitraum der Messkampagne 2013 auf Kläranlage G.....	173
Abbildung 109. Ergebnisse der On-Line- und Stichprobenmessungen an einem Tag über Belüftungsfeld 1 im Belebungsbecken 2 der Kläranlage G.	174
Abbildung 110. Ergebnisse der Messungen an einem Tag über beide Belüftungsfelder im Belebungsbecken 2 der Kläranlage G.	175
Abbildung 111. Überblick über den gesamten Zeitraum der Messkampagne 2014 auf Kläranlage G.....	176
Abbildung 112. Gegenüberstellung der Ablaufmenge und NH_4-N -Zulaufkonzentration während der Messkampagne 2014 auf Kläranlage G.	177
Abbildung 113. Ergebnisse der On-Line- und Stichprobenmessungen an einem Tag während der Messkampagne 2014 auf Kläranlage G.	178
Abbildung 114. Schematischer Grundriss der Kläranlage H.	180
Abbildung 115. Überblick über den gesamten Zeitraum der Messkampagne Februar 2014 auf Kläranlage H.	183
Abbildung 116. Zusammenhang der NH_4-N -Zulaufmengen [kg/2h] mit dem gemessenen N_2O -Abluftgehalt in allen drei Belebungsbecken der Kläranlage H.....	184
Abbildung 117. Gegenüberstellung der Zulaufmengen, der Rücklaufschlammengen und des N_2O -Abluftgehaltes aus Belebungsbecken 2 auf Kläranlage H während der Messkampagne Februar 2014.....	185
Abbildung 118. Gegenüberstellung der On-Line-Messwerte im Ablauf des Belebungsbeckens 3 und des N_2O -Abluftgehaltes aus Belebungsbecken 3.....	185
Abbildung 119. Überblick über den gesamten Zeitraum der Messkampagne September 2014 auf Kläranlage H.	187
Abbildung 120. Gegenüberstellung des N_2O -Abluftgehaltes aus Belebungsbecken 2 und Belebungsbecken 3 und der NO_3-N - und NH_4-N -Konzentrationen im Ablauf der Biologie auf Kläranlage H während der Messkampagne September 2014.....	188
Abbildung 121: Gegenüberstellung des N_2O - und CO_2 -Gehaltes in der Abluft aus Belebungsbecken 1 während der Messkampagne 2014 auf Kläranlage H.	189
Abbildung 122. Gegenüberstellung der N_2O -Emissionsfaktoren $N_2O-N/N_{Zulauf-Bio}$ an den einzelnen Messtagen und der N-Zulaufmengen zur Biologie.	191
Abbildung 123. Emissionsfaktor $N_2O-N / N_{Zulauf-KA}$ als Funktion des Wirkungsgrades der N-Entfernung (Tagesmittelwerte aus 20 Messkampagnen).....	197
Abbildung 124. Emissionsfaktor $g_{N_2O}/EW_{120/a}$ als Funktion des Wirkungsgrades der N-Entfernung (Tagesmittelwerte aus 20 Messkampagnen).....	197
Abbildung 125. Emissionsfaktor $N_2O-N / N_{Zulauf-KA}$ als Funktion der Raumbelastung (Tagesmittelwerte aus 20 Messkampagnen).	199
Abbildung 126. Emissionsfaktor $N_2O-N / N_{ZulaufKA}$ als Funktion der volumenspezifischen CSB-Belastung $_{KA}$ im Zulauf zur Kläranlage (Tagesmittelwerte aus 20 Messkampagnen).	199
Abbildung 127. Emissionsfaktor $N_2O-N / N_{ZulaufKA}$ als Funktion der volumenspezifischen N-Belastung im Zulauf zur Kläranlage (Tagesmittelwerte aus 20 Messkampagnen).	200
Abbildung 128. Emissionsfaktor $N_2O-N / N_{ZulaufKA}$ als Funktion des N/CSB-Verhältnisses im Zulauf zur Belebungsbecken (Biologie) (Tagesmittelwerte aus 20 Messkampagnen).	201

Abbildung 129. Emissionsfaktor $N_2O-N / N_{ZulaufKA}$ als Funktion der Wassertemperatur im Belebungsbecken (Tagesmittelwerte aus 20 Messkampagnen).....	202
Abbildung 130. Gegenüberstellung der mit der Abluft emittierten N_2O -Fracht, O_2 -Konzentration im Belebungs-becken und Ablaufmenge der Kläranlage.	202
Abbildung 131. Streudiagramm zwischen $N_2O-N / N_{Zulauf-KA}$ und N-Entfernung mit Regressionsgerade (Datenpool aus 20 Messkampagnen).....	208
Abbildung 132. Streudiagramm zwischen $N_2O-N / N_{ZulaufKA}$ und N-Entfernung mit Regressionsgerade (Datenpool ohne 2. Messkampagne Kläranlage F und ohne 2. Messkampagne Kläranlage F).....	208
Abbildung 133. Streudiagramm zwischen $N_2O-N / N_{ZulaufKA}$ und der volumenspezifischen CSB-Belastung _{KA} mit Regressionsgerade (Datenpool bestehend aus 20 Messkampagnen).....	209
Abbildung 134. Streudiagramm zwischen $N_2O-N / N_{Zulauf-KA}$ und der volumenspezifischen CSB-Belastung _{KA} mit Regressionsgerade (Datenpool ohne 2. Messkampagne Kläranlage F und ohne 2. Messkampagne Kläranlage F).....	210
Abbildung 135. Emissionsfaktor $N_2O-N / N_{Zulauf-KA}$ in Abhängigkeit der N-Entfernung mittels Stufenansatz.	212
Abbildung 136. Vergleich aller berechneten Optionen zur Ermittlung der direkten N_2O -Emissionen aus Kläranlagen.....	213
Abbildung 137. Systemarchitektur iTUWmon.....	231
Abbildung 138. Hardware-Realisierung der Messdatenerfassung.....	233
Abbildung 139. iTUWmon-Applikation zur Datenerfassung	234
Abbildung 140. Datenvisualisierung und Export mit iTUWmon.Examine.....	234
Abbildung 141. Grundschemata einer Massenbilanz (eigene Darstellung, nach SVARDAL et al., 1998).	236
Abbildung 142. TS-Bilanz eines Eindickers (eigene Darstellung, nach SVARDAL et al., 1998).	237
Abbildung 143. Phosphorbilanz einer Kläranlage (SVARDAL et al., 1998).	238
Abbildung 144. Stickstoffbilanz einer nitrifizierenden/denitrifizierenden Kläranlage (Svardal et al., 1998). .	238
Abbildung 145. CSB-Bilanz einer Kläranlage (Svardal et al., 1998).	240
Abbildung 146: Beispiel für ein in eDAB erstelltes Kläranlagenschema (eigene Darstellung).....	241
Abbildung 147: Beispiel für eine in eDAB erstellte CSB-Bilanz (Frachten in kg/d) (eigene Darstellung).	242
Abbildung 148. Emissionsfaktor $kg N_2O-N / kg N_{Zulauf-Biologie}$ als Funktion des Wirkungsgrades der N-Entfernung (Tagesmittelwerte aus 20 Messkampagnen).	245
Abbildung 149. Emissionsfaktor $kg N_2O-N / kg N_{ZulaufKA}$ als Funktion der Schlammbelastung B_{TS} im Belebungsbeck0en (Tagesmittelwerte aus 20 Messkampagnen).	245
Abbildung 150. Emissionsfaktor $kg N_2O-N / kg N_{ZulaufKA}$ als Funktion des N/CSB-Verhältnisses im Zulauf zu den Kläranlagen (Tagesmittelwerte aus 20 Messkampagnen).	246

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1. N ₂ O-Produktion durch denitrifizierende und/oder nitrifizierende Biozönosen auf Kläranlagen – Zusammenfassung der Ergebnisse der Literaturstudie.....	33
Tabelle 2. N ₂ O-Emissionen aus häuslichem Abwasser 2012 (NIR, 2014).	41
Tabelle 3. Beprobungsprogramm an einem Probenahmetag während einer N ₂ O-Messkampagne.....	46
Tabelle 4. Ergebnisse der Auswertung der Laborversuche vom 16.5.2013 zur Bestimmung des Temperaturfaktors des N ₂ O-Sensors.	67
Tabelle 5. Allgemeine Merkmale der ausgewählten Projektkläranlagen (Mittelwerte 2013).....	80
Tabelle 6. Durchgeführte N ₂ O-Messkampagnen im Zeitraum vom August 2012 bis Oktober 2014.....	82
Tabelle 7. Ergebnisse der N ₂ O-Messungen und Zulaufcharakteristik für die Messkampagne 2013 auf Kläranlage A.	87
Tabelle 8. Ergebnisse der N ₂ O-Messungen und Zulaufcharakteristik für die Messkampagne 2014 auf Kläranlage A.	92
Tabelle 9. Schwankungsbreite der Wassertemperatur und des pH-Werts im SBR-Becken bei den einzelnen Messungen	99
Tabelle 10. Ergebnisse der N ₂ O-Messungen und Zulaufcharakteristik für die Messkampagnen Oktober bis Dezember 2012 auf Kläranlage B	100
Tabelle 11. Ergebnisse der N ₂ O-Messungen und Zulaufcharakteristik für die Messkampagne Juli 2013 auf Kläranlage B.	103
Tabelle 12. Ergebnisse der N ₂ O-Messungen und Zulaufcharakteristik für die Messkampagne 2014 auf Kläranlage B.	105
Tabelle 13. Ergebnisse der N ₂ O-Messungen und Zulaufcharakteristik für die Messkampagne 2013 auf Kläranlage C.	112
Tabelle 14. Ergebnisse der N ₂ O-Messungen und Zulaufcharakteristik für die Messkampagne 2014 auf Kläranlage C (Die N-Entfernung von 92,5 % entspricht dem Mittelwert für April 2014 im Betriebsprotokoll).	118
Tabelle 15. Ergebnisse der N ₂ O-Messungen und Zulaufcharakteristik für die Messkampagne Juli 2013 auf Kläranlage D.	127
Tabelle 16. Ergebnisse der N ₂ O-Messungen und Zulaufcharakteristik für die Messkampagne 2014 auf Kläranlage D	132
Tabelle 17. Ermittelte Abluftmengen der untersuchten Belebungsbecken (Mittelwerte der vier durchgeführten N ₂ O-Messkampagnen).	142
Tabelle 18. Betriebsbedingungen und Belastungsverhältnisse der Kläranlagen in unterschiedlichen Bilanzzeiträumen.	143
Tabelle 19. Emittierte N ₂ O-Fracht und Zulaufcharakteristik im Rahmen der Messkampagne 24.-25.10.2012. Die Frachten wurden mit Daten aus dem Betriebsprotokoll der Kläranlage gerechnet.	144
Tabelle 20. Emittierte N ₂ O-Fracht und Zulaufcharakteristik im Rahmen der Messkampagne 19.8.-02.9.2013. Die Frachten wurden mit Daten aus dem Betriebsprotokoll der Kläranlage gerechnet.	146
Tabelle 21. Emittierte N ₂ O-Fracht und Zulaufcharakteristik im Rahmen der Messkampagne 04.-17.06.2014. Die Frachten wurden mit Daten aus dem Betriebsprotokoll der Kläranlage gerechnet.	151
Tabelle 22. Aufteilung der N ₂ O-Emission aus den jeweiligen drei Kaskaden.	155
Tabelle 23. Ergebnisse der N ₂ O-Messungen und Zulaufcharakteristik für die Messkampagne 2013 auf Kläranlage F.	162
Tabelle 24. Ergebnisse der N ₂ O-Messungen und Zulaufcharakteristik für die Messkampagne 2014 auf Kläranlage F.	165

Tabelle 25. Ergebnisse der N ₂ O-Messungen und Zulaufcharakteristik für die Messkampagne 2013 auf Kläranlage G (alle Daten stammen aus eigenen Messungen).....	173
Tabelle 26. Ergebnisse der N ₂ O-Messungen und Zulaufcharakteristik für die Messkampagne 2014 auf Kläranlage G.	176
Tabelle 27 Ergebnisse der N ₂ O-Messungen und Zulaufcharakteristik für die Messkampagne Februar 2014 auf Kläranlage H.	182
Tabelle 28. Ergebnisse der N ₂ O-Messungen und Zulaufcharakteristik für die Messkampagne September 2014 auf Kläranlage H.	186
Tabelle 29. Überblick über ausgewählte Betriebsbedingungen und die ermittelten N ₂ O-Emissionsfaktoren im Rahmen der N ₂ O-Messkampagnen. Die angegebenen Werte sind Tagesmittelwerte für die jeweiligen Messkampagnen (siehe Seite 81).	194
Tabelle 30. Legende der Darstellung der Auswertungsergebnisse.	196
Tabelle 31. Zusammenhang zwischen N ₂ O-N / N _{Zulauf-KA} und 4 Variablen (Datenpool bestehend aus 20 Messkampagnen).	205
Tabelle 32. Multivariater Zusammenhang zwischen N ₂ O-N / N _{Zulauf-KA} und 2 Variablen (Datenpool bestehend aus 20 Messkampagnen).	206
Tabelle 33. Multivariater Zusammenhang zwischen N ₂ O-N / N _{Zulauf-KA} und 2 Variablen (Datenpool bestehend aus 18 Messkampagnen, ohne 2. Messung Kläranlage F und 2. Messung Kläranlage H).	207
Tabelle 34. Bivariater Zusammenhang zwischen N ₂ O-N / N _{Zulauf-KA} und N-Entfernung (Datenpool bestehend aus 20 Messkampagnen).	207
Tabelle 35. Bivariater Zusammenhang zwischen N ₂ O-N / N _{Zulauf-KA} und N-Entfernung _{KA} (Datenpool bestehend aus 18 Messkampagnen, ohne 2. Messung Kläranlage F und 2. Messung Kläranlage H).	208
Tabelle 36. Bivariater Zusammenhang zwischen N ₂ O-N / N _{ZulaufKA} und der volumenspezifischen CSB-Belastung _{KA} (Datenpool bestehend aus 20 Messkampagnen).	209
Tabelle 37 Bivariater Zusammenhang zwischen N ₂ O-N / N _{ZulaufKA} und der volumenspezifischen CSB-Belastung _{KA} (Datenpool bestehend aus 18 Messkampagnen, ohne 2. Messung Kläranlage F und 2. Messung Kläranlage H).	209
Tabelle 38. Zahlenwerte des Stufenansatzes zur Berechnung der direkten N ₂ O-Emission.	211
Tabelle 39 Einsparungspotential bei den direkten N ₂ O-Emissionen aus Belebungsbecken für unterschiedliche Optimierungsszenarien (Daten aus EMREG-OW, Bezugsjahr 2012).	216
Tabelle 40 Mittlere Betriebsbedingungen und N ₂ O-Emissionsfaktoren aller durchgeführten Messkampagnen.	244



Abkürzungsverzeichnis

AOB	Ammonium-oxidierende Bakterien
Biologie	Biologische Reinigungsstufe (Belebung)
B _R	Raumbelastung
B _{TS}	Schlammbelastung
GL	Guidelines
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
KA	Kläranlage
m ³ i.N.	Kubikmeter in Normzustand
NIR	Österreichischer nationaler Inventurbericht
OLI	Österreichische Luftschadstoff-Inventur
PS	Primärschlamm
PW	Prozesswasser
RS	Rücklaufschlamm
TMP	Tagesmischprobe
ÜS	Überschussschlamm

Projektpartner

Die Projektpartner für das gegenständliche Projekt sind:

- 1) Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft der TU Wien



Ansprechpartner:

DI Dr. Vanessa Parravicini, DI Dr. Karl Svardal

Tel: +43 / 1 / 58801-22612 bzw. 22624

vparravi@iwag.tuwien.ac.at; svardal@iwag.tuwien.ac.at;

Das Institut fungiert als Projektkoordinator und ihm obliegen die wissenschaftliche und wirtschaftliche Projektleitung und das Projektmanagement.

- 2) Umweltbundesamt GmbH



Ansprechpartner:

DI Georg Windhofer, DI Dr. Manfred Clara,

DI Philipp Hohenblum

Abteilung Oberflächengewässer/Surface Water

Spittelauer Lände 5

1090 Wien

Da neben der Messung von Lachgasemissionen aus ausgewählten kommunalen Kläranlagen ein wesentliches Projektziel ist, diese Emissionen für Gesamtösterreich hochzurechnen, wird im Projekt auf die Expertise und Erfahrung vom Umweltbundesamt im Bereich der Anwendung von Berechnungsmodellen für Treibhausgasemissionen sowie in der Erfassung von Studien auf nationaler Ebene zurückgegriffen.

1. Einleitung

Distickstoffmonoxid (N_2O), auch unter dem Trivialnamen „Lachgas“ bekannt, ist ein farbloses Gas aus der Gruppe der Stickoxide. Lachgas ist ein treibhausrelevantes Gas und trägt zu rund 5-6 % zum anthropogen verursachten Treibhauseffekt bei, weshalb N_2O auch im Kyoto-Protokoll reglementiert ist. Die Treibhausgaswirksamkeit von N_2O ist gemäß dem 4. Zustandsbericht des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC 2007) 298 mal so hoch wie jene von Kohlendioxid (CO_2).

Lachgas entsteht vorwiegend beim Abbau von stickstoffhaltigem Dünger, aber auch im Bereich der Güllelagerung sind beachtliche Emissionen zu verzeichnen. Ferner entsteht Lachgas in Abgaskatalysatoren beim Abbau von Stickoxiden, in der chemischen Industrie und bei der Abwasserreinigung. Aufgrund seiner Treibhausrelevanz ist Lachgas im Rahmen verschiedener Berichtspflichten zu erfassen: z.B. UN Framework Convention on Climate Change – UNFCCC; EU Monitoring Mechanism (EU-Verordnung Nr. 525/ 2013).

Die Europäische Union hat im Rahmen des Kyoto-Protokolls die Verpflichtung übernommen, ihre Treibhausgasemissionen bis zum Zeitraum 2008 bis 2012 gegenüber 1990 um 8 % zu mindern. Diese Verpflichtung wurde innerhalb der EU in einer Lastenteilung zwischen den Mitgliedsstaaten aufgeteilt, nach der Österreich mit 13 % Emissionsminderung gegenüber dem Basisjahr einen erheblichen Beitrag zu leisten hat. 2007 einigten sich die Minister der verschiedenen EU-Mitgliedsstaaten auf eine Verschärfung dieser Verpflichtung und auf eine verpflichtende Senkung der Emission treibhausrelevanter Gase gegenüber 1990 um 20 % bis 2020.

In diesem Kontext wurde 2011 in Österreich das Klimaschutzgesetz verabschiedet (BGBl. I 106/2011). Das österreichische Klimaschutzgesetz hat das Ziel eine koordinierte Umsetzung wirksamer Maßnahmen zum Klimaschutz zu ermöglichen und bricht die österreichweit zulässigen Emissionen von Treibhausgasen für die Jahre 2008 bis 2012 auf verschiedene Sektoren herunter (Raumwärme, Abfallwirtschaft, Verkehr, Landwirtschaft etc.). So wurde für den Sektor Abfallwirtschaft, zu dem auch die Abwasserbehandlung zählt, die Höchstmenge der Treibhausgasemissionen 2008 bis 2012 mit 10.500 kt CO_2 -Äquivalenten festgelegt. Mit der Novellierung des Gesetzes (KSG-Novelle 2013) am 17. Juni 2013 wurden die jährlichen, sektoralen Höchstmengen von Treibhausgasemissionen auf die Jahre 2013 bis 2020 (Effort-Sharing Decision, ESD) erweitert. Zudem schreibt das Klimaschutzgesetz 2011 entsprechend der Entscheidung 406/2009 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. April 2009 über die Anstrengungen der Mitgliedstaaten zur Reduktion ihrer Treibhausgasemissionen bis 2020 eine Verringerung der österreichischen Treibhausgasemissionen um 16 % vor (Treibhausgasemissionen außerhalb des EU-Emissionshandelssystems und bezogen auf das Referenzjahr 2005; Umweltbundesamt 2014b).

Der Anteil von Lachgas an den gesamten Treibhausgasemissionen Österreichs betrug im Jahr 2012 etwa 6,5 % (NIR, 2014). Im Jahr 2012 wurden in Österreich etwa 16.844 Tonnen N_2O (5.222 kt CO_2 -Äquivalente) emittiert, womit gegenüber 1990 die N_2O -Emissionen um 15,8 % bzw. um rund 3.149 t N_2O (entspricht rund 976 kt CO_2 -Äquivalent) gesunken sind. Laut der nationalen Inventur (NIR, 2014) wurden im Berichtsjahr 2012 bei der Abwasserreinigung rund 859 t N_2O (266 kt CO_2 -Äquivalent) freigesetzt. Dies entspricht rund 5,1 % der gesamten N_2O -Emission.

Lachgasemissionen können nach dem heutigen Stand des Wissens im Zuge der kommunalen Abwasserbehandlung sowohl bei der Denitrifikation als auch bei der Nitrifikation entstehen. Lachgas kann als Nebenprodukt bei der Denitrifikation entstehen, wenn die Reduktion von Nitrat in gasförmigen molekularen

Stickstoff nicht vollständig abläuft. Darüberhinaus haben Ergebnisse aus der Fachliteratur in den letzten Jahren immer häufiger bekräftigt, dass auch die Nitrifikation, die biologische Oxidation von Ammonium zu Nitrat, einen wesentlichen Beitrag zur Lachgasproduktion leistet (z.B. Bougard *et al.*, 2006). Da nur in belüfteten Becken ein effizienter Gasaustausch erfolgt, wird Lachgas primär während Belüftungsphasen in die Atmosphäre emittiert. Nachteilige Prozessbedingungen wie z.B. Anreicherung von Nitrit und/oder niedrige Sauerstoffkonzentrationen können sowohl während der Nitrifikation als auch während der Denitrifikation die Lachgasproduktion und -emission begünstigen (z.B. Schulthess *et al.*, 1994). Literaturangaben bezüglich der Quantifizierung der Lachgasemissionen aus kommunalen Kläranlagen sind meist widersprüchlich und liegen bezogen auf die zufließende N-Zulaufkraft verstreut in einem Messbereich von 0,003 % (Ahn *et al.*, 2010) bis 30 % (Itokawa *et al.*, 2001), wobei die höheren Werte aus Laboruntersuchungen stammen. Werden ausschließlich Messungen aus großtechnischen Kläranlagen berücksichtigt, reduziert sich die Schwankungsbreite der **freigesetzten N₂O-Facht auf 0,003 und 2,6 % der N-Zulaufkraft** (siehe Kapitel 3.2).

Derzeit liegen nur vereinzelt Messungen von N₂O-Emissionen auf kommunalen Kläranlagen sowohl in Österreich als auch auf internationaler Ebene vor. Für internationale Berichtspflichten werden zumeist standardisierte Berechnungsmodelle verwendet. So werden Lachgasemissionen aus dem häuslichen Abwasser nach der Methode der IPCC 1996 Guidelines grob über die durchschnittliche Pro-Kopf-Eiweißzufuhr, die Einwohnerzahl und den Anschlussgrad ermittelt. Für den Österreichischen Nationalen Inventurbericht (zuletzt NIR, 2014) wurden die Lachgasemissionen nach dieser Methode unter Annahme einer Lachgasfreisetzung von 1 % der in der Kläranlage entfernten Stickstoffkraft bestimmt. Der Industrieanteil wurde mit zusätzlichen 30 % der kommunalen Emission festgelegt (Orthofer *et al.*, 1995). Dieser Wert beruht auf einer Expertenschätzung und bezieht sich auf die in Kläranlagen eingebrachte Stickstoffkraft.

Im Rahmen der Erstellung des NIR 2015 wird derzeit die Berechnungsmethode für die Ermittlung der N₂O-Emissionen von Abwasser geprüft und ein Umstieg auf die Methodik gemäß IPCC 2006 Guidelines vorbereitet. Hintergrund ist, dass spätestens 2015 – mit Beginn der Berichterstattung im Rahmen der 2. Kyoto-Verpflichtungsperiode (2013-2020) – die österreichische Treibhausgas-Inventur nach den neuen Regeln (IPCC 2006 GL) zu übermitteln ist.

Aufgrund der Umweltrelevanz von Lachgas und der widersprüchlichen Datenlage bezüglich Emissionen von N₂O aus Kläranlagen ist eine Neubewertung der Datengrundlage bzw. eine Absicherung bestehender Modelle erforderlich, bevor auf eine Verringerung der Emissionen durch betriebliche Maßnahmen eingegangen werden kann. Daher liegt ein Schwerpunkt dieses Projektes auf der konkreten Messung von Lachgasemissionen auf Kläranlagen, bei denen gleichzeitig die spezifischen Betriebsbedingungen für die N-Oxidation und N-Entfernung erfasst werden. Somit soll eine Überprüfung der derzeitigen und künftigen standardisierten Berechnungsansätze möglich werden.

1.1. Projektziele

Die Hauptschwerpunkte des Forschungsprojektes können wie folgt zusammengefasst werden:

- Bestimmung der Lachgasemissionen aus 8 ausgewählten kommunalen Kläranlagen.
- Identifikation von Betriebsbedingungen und Verfahrenstechniken, die die Lachgasemission bei der biologischen Reinigung kommunaler Abwässer verringern.

- Ableitung von Empfehlungen für lachgasemissionsarme Betriebsweisen von Abwasserreinigungsanlagen sowie von konstruktiven Maßnahmen zur Verringerung der N₂O-Emissionen.
- Abschätzung der Kosten, die für die Implementierung der einzelnen Maßnahmen notwendig sind.
- Darstellung, inwiefern relevante Maßnahmen bei Bewilligungsverfahren berücksichtigt werden könnten.
- Entwicklung eines nachvollziehbaren Berechnungsmodells zur Abschätzung der Lachgasemissionen aus kommunalen Kläranlagen in Abhängigkeit der Verfahrenstechnik, der Betriebsbedingungen und der Abwasserzusammensetzung.
- Abschätzung der Lachgasemissionen aus österreichischen kommunalen Kläranlagen- und Hochrechnung auf nationale Ebene, basierend auf einer möglichst genauen Einteilung der österreichischen kommunalen Kläranlagen in entsprechenden Emissionsklassen.
- Abschätzung/Hochrechnung des Reduktionspotentials für Lachgasemissionen aus kommunalen österreichischen Kläranlagen. Da das Reduktionspotential der jeweiligen Maßnahmen einzeln bewertet wird, können durch Kombination der Maßnahmen verschiedene Reduktionsszenarien evaluiert werden.

1.2. **Berichtszeitraum**

Der Berichtszeitraum erstreckt sich vom Projektstart am 3.05.2012 bis Projektabschluss am 13.02.2015.

1.3. **Inhalt des Endberichtes**

Der Bericht dient zur Beschreibung der Tätigkeiten im Forschungsprojekt. Die ersten Kapitel 2 und 3 sind den Grundlagen der N₂O-Emission aus Kläranlagen gewidmet. Kapitel 4 beschreibt die bestehenden Berechnungsmodelle (nach IPCC) für die N₂O-Emissionen aus Kläranlagen. Im Kapitel 5 wurde der Schwerpunkt auf die Beschreibung der Messmethodik gelegt. Die Vorgehensweise bei der Auswahl der Projektkläranlagen sowie die Auswertung der Messergebnisse sind jeweils im Kapitel 6 und im Kapitel 7 ausführlich beschrieben. Basierend auf den Messergebnissen wurde ein neues Berechnungsmodell entwickelt (Kapitel 8), mit dem die Hochrechnung der N₂O-Emissionen aus Kläranlagen auf Landesebene durchgeführt wurde (Kapitel 9). Schließlich befasst sich Kapitel 10 mit der Abschätzung des Reduktionspotentials für die N₂O-Emissionen durch den Einsatz von gezielten betrieblichen Maßnahmen.

2. N₂O-Emissionen in Österreich und weltweit

2.1. N₂O-Emissionen in Österreich

Die Treibhausgas-Emissionen betragen im Jahr 2012 in Österreich 80,1 Mio. Tonnen Kohlenstoffdioxid-Äquivalent und lagen somit um 2,5 % über dem Niveau von 1990 und um 11,3 Mio. Tonnen über dem jährlichen Durchschnittswert des für 2008 bis 2012 festgelegten Kyoto-Ziels von -13 % gegenüber 1990 (= 68,8 Mio. Tonnen CO₂-Äquivalent).

Die im Kyoto-Protokoll reglementierten Treibhausgase sind: Kohlenstoffdioxid (CO₂, dient als Referenzwert), Methan (CH₄), Distickstoffoxid (Lachgas, N₂O), teilhalogenierte Fluorkohlenwasserstoffe (H-FKW/HFCs), perfluorierte Kohlenwasserstoffe (FKW/PFCs) und Schwefelhexafluorid (SF₆). Das Treibhauspotential von CO₂ ist 1, jenes von N₂O ist 310 (IPCC 1995). Dieser Wert wurde auf 298 korrigiert (IPCC 2007).

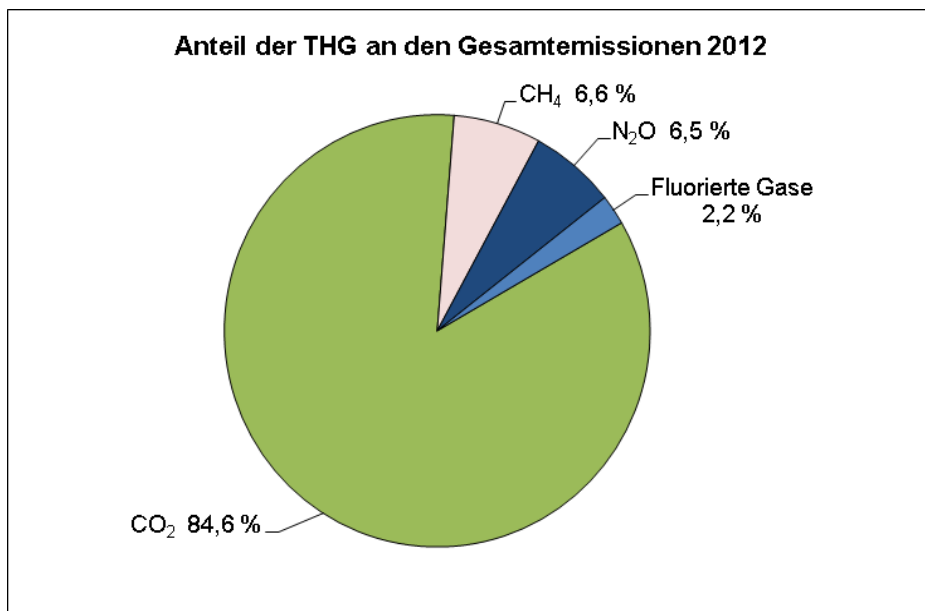


Abbildung 1. Anteile der einzelnen Treibhausgase an den nationalen Gesamt-Treibhausgasemissionen im Jahr 2012 (Umweltbundesamt, 2014b)

Der Anteil von Lachgas an den gesamten Treibhausgasemissionen Österreichs betrug im Jahr 2012 etwa 6,5 % (NIR, 2014). Im Jahr 2012 wurden in Österreich etwa 16.844 Tonnen N₂O (5.222 kt CO₂-Äquivalent) emittiert, womit gegenüber 1990 die N₂O-Emissionen um 15,8 % bzw. um rund 3.149 t N₂O (entspricht rund 976 kt CO₂-Äquivalent) gesunken sind.

Mehr als die Hälfte (2012: 58,5 %) der gesamten Lachgas-Emissionen Österreichs stammt aus landwirtschaftlich genutzten Böden, deren Stickstoffgehalt durch die Aufbringung von Stickstoffdüngern (im Wesentlichen Wirtschaftsdünger und mineralischer Dünger) erhöht ist.

Die Lachgasemissionen aus Bereich Abwasserbehandlung betragen 2012 etwa 859 Tonnen (266 kt CO₂-Äquivalent)¹, dies entspricht 5,1% der gesamtösterreichischen N₂O-Emissionen. Im Vergleich zum Jahr 1990

¹ Berechnet nach der IPCC 1996 Methode, siehe Kapitel 4.2 und Kapitel 4.3

(353 Tonnen) bedeutet dies eine Steigerung der N₂O-Emissionen um 143 %. Diese N₂O-Emissionen beinhalten entsprechend der verwendeten Berechnungsmethode neben den direkten Emissionen aus den Kläranlagen, die von der aus dem Abwasser entfernten Stickstofffracht abgeleitet werden, auch indirekte Lachgasemissionen aus den Senkgruben, nicht jedoch indirekte Emissionen aus dem Kläranlagenablauf. Aufgrund der Berechnungsmethode war deshalb die in Österreich nahezu flächendeckende Implementierung der Stickstoffelimination in den letzten ~20 Jahren maßgeblich für den Anstieg der berechneten Lachgasemissionen verantwortlich. Ebenfalls deutlich erhöhend wirkte die Bevölkerungszunahme von rund 10%.

Einhergehend mit dem gestiegenen Anschlussgrad der Bevölkerung an das öffentliche Kanalnetz und somit an die kommunale Abwasserreinigung sinkt der Anteil der überwiegend anaerob behandelten Abwässer (Senkgruben) in Österreich und somit die CH₄-Emissionen. Die Entwicklung der N₂O-Emissionen sowie der CH₄-Emissionen sind in Abbildung 2 dargestellt (Umweltbundesamt, 2014b).

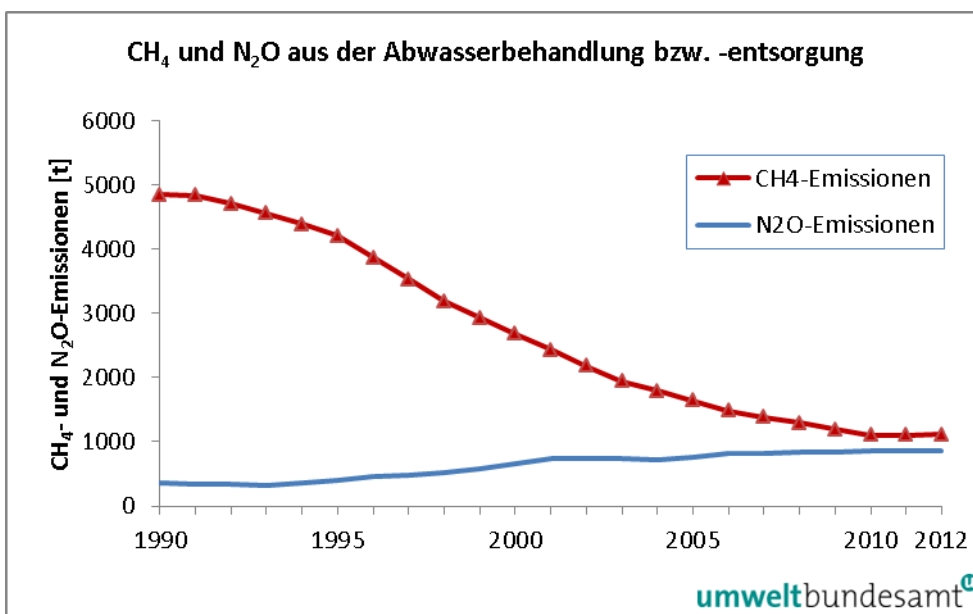


Abbildung 2. Methan- und Lachgasemissionen aus der Abwasserbehandlung bzw. -entsorgung (Senkgruben, Kläranlagen), 1990–2011 (Umweltbundesamt, 2014b).

2.2. N₂O-Emissionen weltweit und in der EU

Weltweit ist bei den N₂O-Emissionen ein leichter Anstieg von rund 7 Mio. Tonnen N₂O im Jahr 1970 auf etwa 9 Mio. Tonnen im Jahr 2005 zu erkennen. Der dominierende Sektor ist die Landwirtschaft. Wie in Abbildung 3 erkennbar, sind die Emissionen aus dem Bereich Abfall, zu dem auch die Emissionen aus der Abwasserbehandlung zählen, von untergeordneter Bedeutung (EDGAR, 2013).

In Europa (EU 27) zeigt die Entwicklung der Lachgasemissionen einen Rückgang von 1,67 Mio. Tonnen (rund 517 Mio. Tonnen CO₂-Äquivalent) in 1990 auf 1,07 Mio. Tonnen (etwa 331 Mio. Tonnen CO₂-Äquivalent) in 2011 (siehe Abbildung 4).

In Abbildung 5 ist ersichtlich, dass der Hauptherkunftsbereich der N₂O-Emissionen in Europa (EU 27) mit über 80 % der Landwirtschaftssektor ist. Die Emissionen der Sektoren Abfallwirtschaft und Industrie liegen mit 4,3% bzw. 4,0% Anteil deutlich darunter.

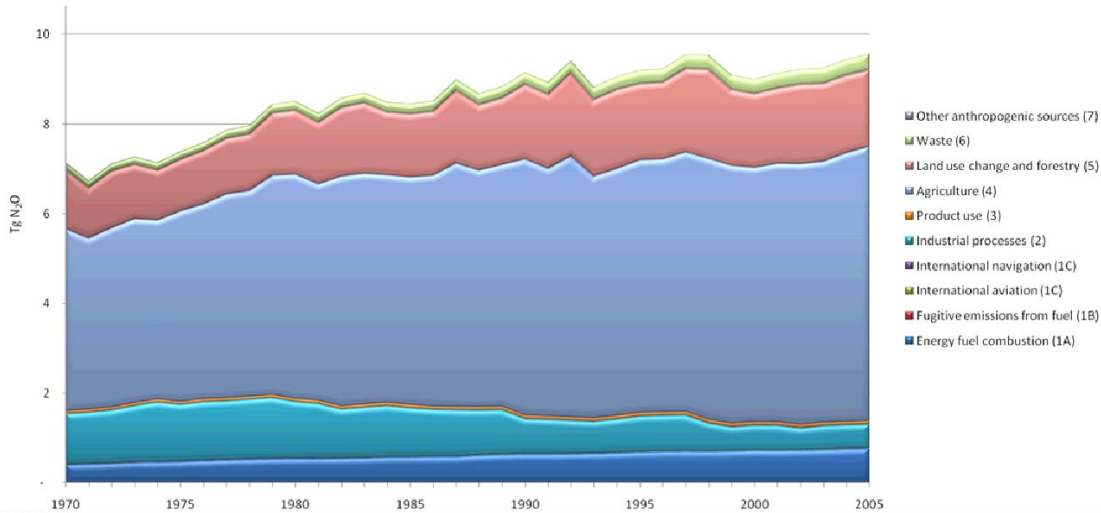


Abbildung 3. Trends in global emissions of nitrous oxide by major source category (1970-2005) in Tg N₂O (EDGAR, 2013) Quelle: http://edgar.jrc.ec.europa.eu/part_N2O.php

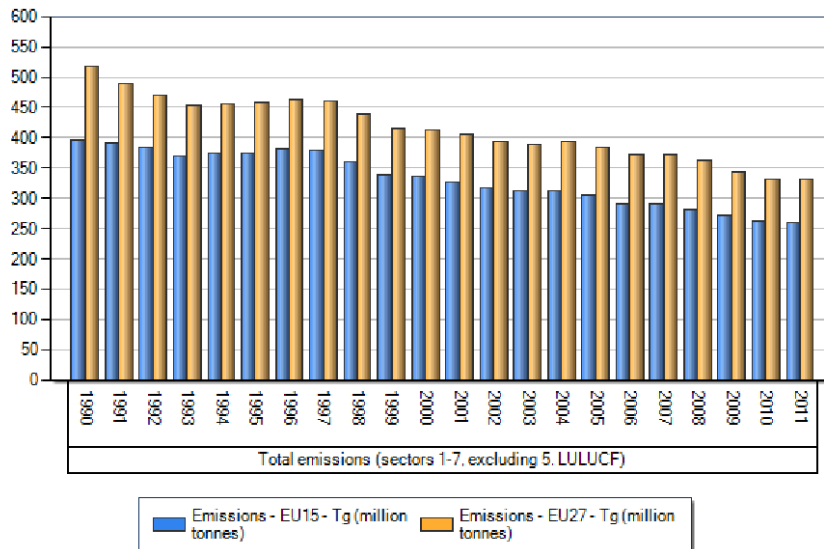


Abbildung 4. Lachgasemissionen 1990-2011 in EU 27 und EU 15 dargestellt in CO₂-Äquivalent (EEA, 2013)

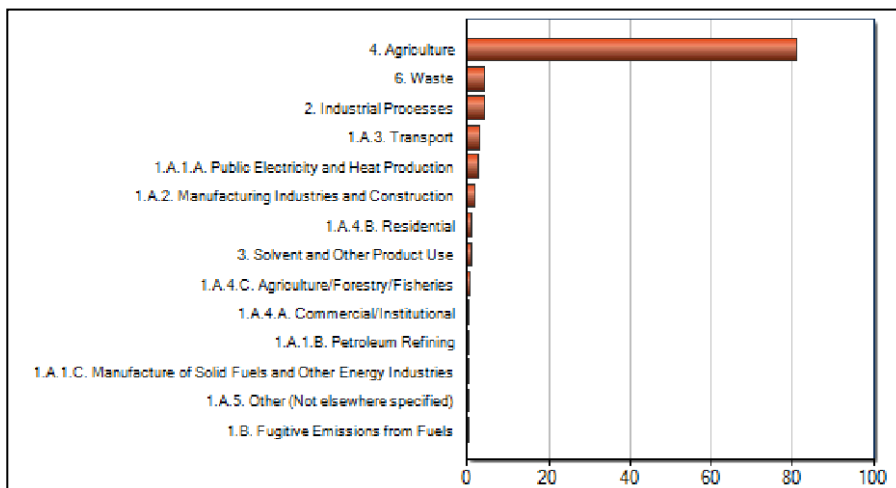


Abbildung 5. Anteile der Lachgasemissionen 2011 in EU 27 (EEA, 2013) Quellen: Status quo (aktuellste Daten) und Trends.



3. Literaturstudie

Durch eine umfassende Literaturstudie soll der aktuelle Wissensstand über die Mechanismen der Entstehung von N_2O bei der biologischen Abwasserreinigung zusammengefasst werden. Der Schwerpunkt wird dabei auf die Identifizierung von Prozessbedingungen, die die N_2O -Produktion begünstigen können, gelegt. Bei der Literaturstudie wird angestrebt, die unterschiedlichen und widersprüchlichen Forschungsergebnisse aus den entsprechenden Veröffentlichungen in übersichtlicher Form aufzubereiten. Bei der Erarbeitung der Literaturangaben wird unterschieden, ob die Forschungsergebnisse aus Laborversuchen abgeleitet wurden oder aus Feldmessungen auf Kläranlagen stammen.

Die letzten 25 Jahre sind durch eine intensive Forschungsaktivität charakterisiert, die eine Bewertung der Rolle von Kläranlagen in Bezug auf ihr N_2O -Emissionpotential als Ziel hatte. Das Interesse an diesem Thema war bzw. ist nicht nur in Europa groß (u.a. Deutschland, Frankreich, Großbritannien, Spanien, Holland, Dänemark und Schweden) sondern breitet sich bis nach Japan, China, USA, Kanada und Australien aus. Unter den sehr aktiven Forschungsgruppen, die auch in der IWA Task Group für Treibhausgase (<http://www.iwataskgroupghg.com>) vertreten sind, können jene um Chandran K. (Columbia University, USA), Yuan Z. (University of Queensland, Australien), Kampschreur M. und van Loosdrecht M.C.M. (Delft University of Technology, Niederlande), Vanrolleghem P. (Université Laval, Kanada) Beier M. und Schneider Y. (Leibniz Universität Hannover), Siegrist H. (EAWAG, Schweiz) sowie Weissenbacher N. (Universität für Bodenkultur, Österreich) genannt werden. Die meisten Studien basieren auf den mikrobiologischen Grundlagen der Lachgasproduktion, welche bereits in den 70-80er Jahren umfangreich untersucht wurden (z.B. Ritchie *et al.*, 1972; Greenberg *et al.*, 1977; Brettar & Höfle, 1993; Tiedje *et al.*, 1983). Diese ersten Studien befassten sich hauptsächlich mit nitrifizierenden und denitrifizierenden Biozönosen in Böden und in Gewässern. Bei den späteren Studien ist der Schwerpunkt immer mehr auf die Emissionen aus Kläranlagen und aus der Kanalisation gerückt, getrieben von der immer spannenderen Diskussion über das Reduktionspotential von Treibhausgasen im Bereich der Wassergütwirtschaft.

Aufgrund der erwähnten aktuellen und intensiven internationalen Publikationsaktivität wurde die Literaturstudie laufend aktualisiert. In den nächsten Kapiteln wird ein kurzer Überblick über die mikrobiologischen Grundlagen der N_2O -Produktion sowie über die potentiell fördernden Einflussfaktoren bei der Abwasserreinigung gegeben.

3.1. Mikrobiologische Grundlagen der N_2O -Produktion

Die Stickstoffentfernung auf nach dem Stand der Technik betriebenen Kläranlagen wird durch die Kombination zweier mikrobiologischer Prozesse, der Nitrifikation und der Denitrifikation, ermöglicht (Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131, 2000). Die Nitrifikation und die Denitrifikation sind wesentliche Prozesse im natürlichen Stickstoffkreislauf. Wie aus Abbildung 6 ersichtlich stellt Lachgas (N_2O) ein Zwischenprodukt der Denitrifikation dar. Bei diesem Prozess gewinnen Bakterien aus der Umwandlung von Nitrat bzw. Nitrit zu reduzierteren Stickstoffverbindungen (NO_2^- , NO , N_2O und N_2) Energie für ihren Metabolismus. Wenn der Prozess ungestört abläuft, ist zu erwarten, dass N_2O weiter bis zu Stickstoffgas reduziert wird. Da allerdings mehrere chemisch-physikalische Faktoren Einfluss auf den Prozess ausüben, kann der unvollständige Ablauf der N_2O -Reduktion zur Freisetzung von N_2O in die Atmosphäre führen (Helmer-Madhok, 2004).

Zahlreiche wissenschaftliche Studien haben sich in den letzten 40 Jahren mit der Fragestellung beschäftigt, ob neben der Denitrifikation noch weitere natürliche mikrobiologische Prozesse N_2O -Emissionen verursachen können. Dank dieser Untersuchungen ist heute bekannt, dass Lachgas bei verschiedenen anderen biochemischen Reaktionen z.B. in Böden bzw. in aquatischen Systemen produziert wird. Es bestehen immer mehr Hinweise, dass Lachgas auch aus der Aktivität von nitrifizierenden Bakterien gebildet wird.

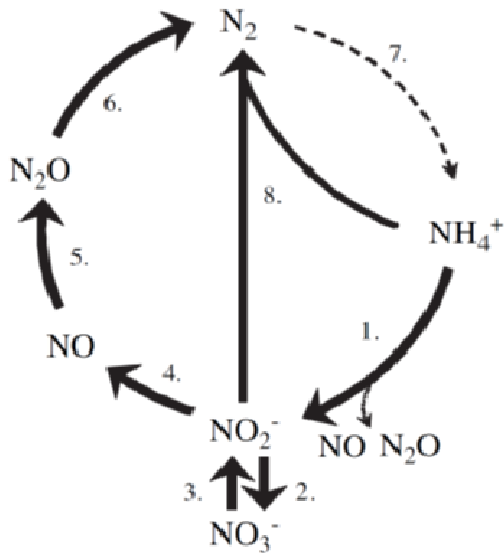


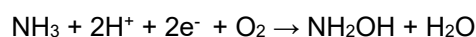
Abbildung 6. Natürliche, biologische Stickstoffumsetzungen (Kampschreur et al., 2009)

Legende: 1) aerobe Ammoniumoxidation (autotrophische und heterotrophische AOB und HB), 2) aerobe Nitritoxidation (NOB), 3) Nitratreduktion zu Nitrit (DEN), 4) Nitritreduktion zu Stickstoffmonoxid (AOB und DEN), 5) Stickstoffmonoxid-Reduktion zu Distickstoffmonoxid, 7) Stickstofffixierung (nicht relevant in den meisten Kläranlagen), 8) Ammoniumoxidation mit Nitrit zu Stickstoffgas (Anammox). Vollständige Nitrifikation umfasst 1) und 2), vollständige Denitrifikation 3) bis 6).

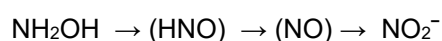
In der Folge wird auf die mikrobiologischen Grundlagen der N_2O -Produktion sowohl aus der Denitrifikation als auch aus anderen Prozessen näher eingegangen. Dabei diente die Arbeit von Helmer-Madhok (2004) über die Stickstoffelimination auf Kläranlagen als bedeutende Informationsquelle.

Nitrifikation:

Bei der Nitrifikation wird Ammoniak (NH_3) in einem zweistufigen Prozess über Nitrit (NO_2^-) zu Nitrat (NO_3^-) oxidiert. An den zwei Prozessschritten sind unterschiedliche chemolithoautotrophe Bakterien der Familie *Nitrobacteriaceae* beteiligt. Die erste Teiloxidation bis zu NO_2^- wird von so genannten ammonium-oxidierenden Bakterien (AOB), die zweite bis zu NO_3^- von nitrit-oxidierenden Bakterien (NOB) durchgeführt. Der erste Schritt wird durch das Enzym Ammonium-Mono-Oxidase (AMO) katalysiert, wodurch NH_3 zu Hydroxylamin (NH_2OH) oxidiert wird:



NH_2OH ist ein Zwischenprodukt, welches durch die Hydroxylamin-Oxido-Reduktase (HAO) zu Nitrit weiter oxidiert wird. Die AMO kann nach bisherigem Kenntnisstand nur molekulares O_2 als oxidierendes Agens verwenden, so dass der Prozess in diesem Reaktionsschritt obligat aerob ist. Die Oxidation des Hydroxylamins verläuft hingegen sauerstoffunabhängig. Als Zwischenprodukte der Reaktion werden Nitroxyl (HNO) und möglicherweise Stickstoffmonoxid (NO) postuliert:



Außerdem kann Nitroxyl in geringem Maße in Form von N_2O freigesetzt werden (Anderson, 1965).

Zahlreiche Versuche im Labor sowie Feldmessungen auf Kläranlagen belegen, dass das emittierte N_2O bei der Abwasserreinigung vorwiegend als Nebenprodukt der AOB-Aktivität freigesetzt wird (z.B. Ahn *et al.*, 2010; Foley *et al.*, 2010). Dementsprechend stellten Goreau *et al.* (1980) in Batch-Untersuchungen mit *Nitrosomonas* Spezies (2 mg O_2/L , 26 °C, pH-Wert 7,5) fest, dass pro Gramm oxidiertem Ammonium-Stickstoff ca. 0,01 Gramm Lachgas freigesetzt werden. In welchem Ausmaß neben der biologischen N_2O -Produktion durch AOB auch chemische Prozesse zwischen Nitrit und Hydroxylamin (Chemodenitrifikation) eine Rolle spielen, ist noch unklar.

Die Oxidation von Ammonium kann auch von Archae (AOA) (Park *et al.*, 2006) und heterotrophen Bakterien (HB) (van Niel *et al.*, 1993) durchgeführt werden. Obwohl nachgewiesen werden konnte, dass diese Prozesse bei der Nitrifikation in Abwasserreinigungsanlagen eine vernachlässigbare Rolle spielen, ist es nicht auszuschließen, dass unter speziellen Prozessbedingungen (AOA: bei hohem Schlammalter; HB: bei niedrigerer O_2 -Konzentration und hoher organischer Belastung) ihr Einfluss auf die N_2O -Produktion signifikant sein könnte (Kampschreur *et al.*, 2009)

Der zweite Schritt der Nitrifikation, die Oxidation von Nitrit zu Nitrat, läuft nach dem heutigen Kenntnisstand über Nitrit-Oxido-Reduktase ohne nachweisbare Zwischenprodukte ab:



Bei der Nitritoxidation im Belebtschlamm wurde bislang keine Produktion von N_2O festgestellt (z.B. Goreau *et al.*, 1980). Obwohl vereinzelte NOB (z.B. *Nitrobacter hamburgiensis*) genetisch so ausgestattet sind, dass die Produktion von Enzymen zur Reduktion von NO potentiell möglich wäre (Starkenburger *et al.*, 2008), dürften NOBs bei der N_2O -Emission im Zuge der Nitrifikation eine untergeordnete Rolle spielen.

Nach dem heutigen Stand des Wissens kann bei der Nitrifikation auf Kläranlagen zwischen zwei verschiedenen biologischen N_2O -Entstehungspfaden unterschieden werden: die sogenannte Nitrifikanten-Denitrifikation und die biologische Oxidation von Hydroxylamin. Beide Prozesse sind Abbildung 7 graphisch beschrieben.

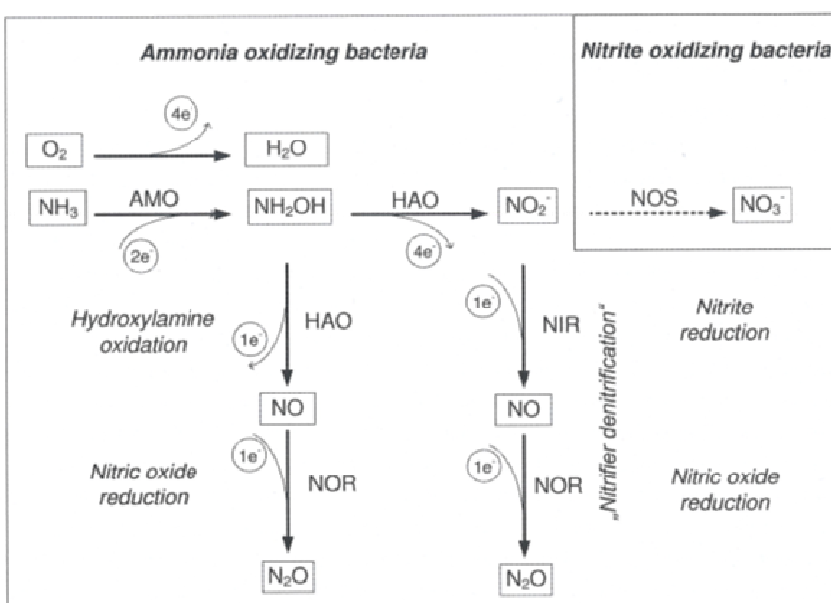
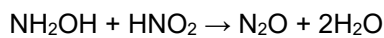
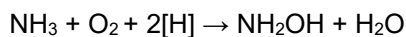
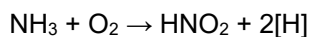


Abbildung 7. Schematische Darstellung der N_2O -Entstehungspfade durch ammonium-oxidierende Bakterien (aus Schneider, 2013).

Nitrifikanten-Denitrifikation:

Durch mikrobiologische Untersuchungen wurde nachgewiesen, dass AOB einen deutlich variablen Metabolismus besitzen als ursprünglich postuliert. So produzieren z.B. AOB bei niedrigerer Sauerstoffkonzentration als Endprodukt nicht nur NO_2^- sondern auch N_2O , NO und N_2 (Ritchie & Nicholas, 1972; Kuai & Verstraete, 1998; Jiang & Bakken, 1999). Poth & Focht (1985) untersuchten den Metabolismus von *Nitrosomonas europaea* unter Zugabe von ^{15}N -markiertem NH_4^+ und fanden heraus, dass unter O_2 -limitierenden Bedingungen das produzierte Nitrit zum Teil zu N_2O reduziert wird. Bei der Nitritreduktion soll Hydroxylamin als Elektronendonator fungieren (Ritchie & Nicholas, 1972). AOB sind demnach unter Sauerstofflimitierung in der Lage, einen Teil der Elektronen aus der Ammoniumoxidation nicht mehr auf Sauerstoff, sondern auf Nitrit zu übertragen:



Die Nitrifikanten-Denitrifikation stellt somit eine Anpassung an O_2 -Mangelbedingungen dar, wodurch die Zellen Sauerstoff für den obligat aeroben NH_4 -Oxidationsschritt zu NH_2OH sparen können. Denitrifikation und Nitrifikation laufen unter diesen Bedingungen parallel ab, wie auch von Bock *et al.* (1995) durch Untersuchungen mit *Nitrosomonas europaea* und *Nitrosomonas eutropha* bestätigt wurde. Mit sinkender Verfügbarkeit von O_2 nimmt die Freisetzung von N_2O zu. Goreau *et al.* (1980) stellten in Untersuchungen mit AOB der Art *Nitrosomonas* fest, dass bei O_2 -Konzentrationen $< 0,35 \text{ mg O}_2/\text{L}$ N_2O verstärkt gebildet wurde, wobei die höchste spezifische N_2O -Produktion von ca. 9 % bei $0,18 \text{ mg O}_2/\text{L}$ erreicht wurde (% = Mol N_2O -N pro N-Mol produziertes NO_2).

Neben der O_2 -Konzentration können die Nitrit-Reduktase (NIR) und die NO-Reduktase (NOR) auch von der Konzentration an NO , NO_2 und NH_2OH beeinflusst werden (Stein, 2011).

In welchem Ausmaß die Nitrifikanten-Denitrifikation zu den N_2O -Emissionen aus Kläranlagen beiträgt, kann anhand der vorliegenden Forschungsergebnisse schwer quantifiziert werden. Je nach Prozessbedingungen kann der Beitrag mehr oder weniger ausgeprägt sein. Diesbezüglich soll berücksichtigt werden, dass die Ergebnisse von mikrobiologischen Untersuchungen aufgrund der kurzen Dauer der Inkubationszeiten (Batchversuch von wenigen Stunden bis zu einigen Tagen) sowie aufgrund der Anwendung reiner Kulturen bzw. isolierter Bakterienarten an Mischkulturen im Belebtschlamm nur eingeschränkt übertragbar sind. Laborversuche mit Belebtschlamm als Inokulum haben gezeigt, dass die Nitrifikanten-Denitrifikation abhängig von der O_2 -Konzentration bis zu 83 % zur emittierten N_2O -Fracht beitragen kann (Tallec *et al.*, 2006).

Biologische Oxidation von Hydroxylamin:

Die Mechanismen dieses Entstehungspfad sind zum Teil noch unklar. Hooper & Therry (1979) sowie Arp *et al.* (2007) konnten nachweisen, dass neben NO auch N_2O als Produkt der Oxidation von NH_2OH entstehen kann.

Es wird vermutet, dass N_2O als Nebenprodukt der nicht vollständigen Hydroxylamin-Oxidation z.B. durch biologische Reduktion von produziertem NO freigesetzt werden kann. Die Aktivität der Hydroxylamin-Oxidase (HAO) dürfte vorwiegend von der Konzentration an Ammoniak reguliert werden (Stein, 2011). Durch die Anwendung der dynamischen Simulation konnte gezeigt werden, dass sowohl die Nitrifikanten-Denitrifikation als auch die Oxidation von Hydroxylamin berücksichtigt werden müssen, um Messdaten über die Produktion von N_2O bei der biologischen Abwasserreinigung beschreiben zu können (Bing Jie *et al.*,

2013). Die Autoren deuten darauf hin, dass hohe Konzentrationen an NH_4^+ und NO_2^- (~ 500 mg N/L nach Law *et al.*, 2012) für das Überwiegen des Hydroxylamin-Oxidation-Pfades ausschlaggebend sein könnten. Es ist noch unklar, in welchem Ausmaß die Lachgasfreisetzung im Zuge der Hydroxylamin-Oxidation zu Nitrit tatsächlich auf biologischem Weg stattfindet oder ob diese vorwiegend durch chemischen Zerfall von instabilen HNO-Molekülen hervorgerufen wird (siehe auch Chemodenitrifikation).

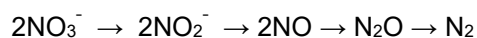
Chemodenitrifikation:

Der Vollständigkeit halber wird auch auf einen chemischen Prozess eingegangen, welcher eine zusätzliche Quelle von N_2O -Emissionen in nitrifizierenden Kulturen darstellen könnte. Die Chemodenitrifikation wird als chemische Reaktion zwischen Hydroxylamin und Nitrit beschrieben, bei der N_2O und NO freigesetzt werden (Chalk & Smith, 1983). Kommt es bei mixotrophem Wachstum zu einer Anreicherung an Hydroxylamin – z.B. aufgrund des Einfließens von zusätzlichen Elektronen aus der Oxidation organischer Stoffe in die Ammoniumoxidation – kann diese entweder bei der Nitrifikanten-Denitrifikation als Elektronendonator für die Nitritreduktase fungieren oder auf chemischem Weg Nitrit zu NO und N_2O reduzieren (Stüven *et al.*, 1992). Zusätzlich kann aus Hydroxylamin auf chemischem Weg N_2O durch Dekomposition entstehen.

Inwieweit die Chemodenitrifikation für die natürliche N_2O -Emission in der Umwelt und speziell auf Kläranlagen verantwortlich ist, ist anhand des aktuellen Kenntnisstands nicht abschätzbar. Yoshinari (1990) deutet zu diesem Thema darauf hin, dass die chemische Produktion von N_2O nur bei sehr hohen Nitrit-Konzentrationen (>14 mg NO_2^- -N/L) stattfindet, welche in natürlichen Ökosystemen sowie in Kläranlagen nicht üblich sind. Bock *et al.* (1995) verteidigen dagegen die nicht vernachlässigbare Rolle der Chemodenitrifikation bei der Produktion von NO in nitrifizierenden Kulturen. Keeney *et al.* (1979) stellten bei Untersuchungen in Böden fest, dass im thermophilen Temperaturbereich die N_2O -Emission aus der Chemodenitrifikation steigt. Trotzdem bleibt dieser Beitrag im Vergleich zur gesamten emittierten N_2O -Fracht minimal. Auch ein saureres Milieu erscheint die Chemodenitrifikation zu begünstigen (van Cleemput & Beart, 1984), diese Bedingung ist allerdings auf Kläranlagen nicht gegeben.

Denitrifikation:

Die Denitrifikation ist ein bakterieller Atmungsprozess, bei dem Stickstoffoxide (NO_3^- bzw. NO_2^-) als Elektronenakzeptor für die Oxidation organischer Substanz dienen. Die Reduktion von Nitrat zu molekularem Stickstoff erfolgt über mehrere, mehr oder weniger unabhängige Reaktionen, die von unterschiedlichen Enzymen katalysiert werden: Nitrat-, Nitrit-, NO - und N_2O -Reduktase:



Der Prozess der Denitrifikation ist unter aeroben heterotrophen Bakterien weit verbreitet. Die Bakterien verfügen über das komplette Atmungssystem, so dass das Enzymsystem der Denitrifikation nur unter anoxischen Bedingungen induziert wird, da bei thermodynamischer Betrachtung aus der Denitrifikation als Nitratatmung ein geringerer Energiegewinn gegenüber der Sauerstoffatmung resultiert. Die meisten heterotrophen Bakterien können NO_3^- bis zu NO_2^- reduzieren, nur wenige können die Reduktion bis zu N_2 weiter führen. Gamble *et al.* (1977) fanden durch Untersuchungen über die Denitrifikation in Böden heraus, dass nur 20 % der isolierten denitrifizierenden Bakterien vollständig denitrifizieren konnten. Außerdem wurden Denitrifikanten isoliert wie z.B. einige Stämme von *Pseudomonas fluorescens* und *P. Chlororaohis*, die NO_3^- ausschließlich bis zu N_2O reduzieren können (Greenberg & Becker, 1977; Brettar & Höfle, 1993).

Das Endprodukt einer vollständigen Denitrifikation ist molekularer Stickstoff. Nitrit, Stickstoffmonoxid und Distickstoffoxid werden als Zwischenprodukte freigesetzt, können allerdings bei unvollständigem Prozessablauf als Endprodukt auftreten. In Hinblick auf die N_2O -Emissionen können ungünstige Prozessbedingungen wie ein hohes N/CSB-Verhältnis (d.h. ein Mangel an organischen

Kohlenstoffverbindungen für eine vollständige Denitrifikation) die Reduktion von N_2O zu N_2 zum Teil verhindern (z.B. Hanaki *et al.*, 1992; Itokawa *et al.*, 2001). Darüber hinaus soll das Vorliegen von O_2 bereits in niedrigen Konzentrationen (z.B. ab 0,25 mg O_2/L für *Pseudomonas nautica* 617) die N_2O -Produktion verschärfen, weil die Produktion des Enzyms N_2O -Reduktase sehr empfindlich gegenüber O_2 reagiert (Bonin, 1989).

Dissimilatorische Nitrat-Ammonifikation:

Noch umstritten ist die Fragestellung, ob N_2O durch einen weiteren mikrobiologischen Prozess, die so genannte dissimilatorische Nitrat-Ammonifikation, gebildet werden kann (z.B. Koike & Hattori, 1978; Sørensen, 1978). Yoshinari (1980) konnte in seiner Studie nachweisen, dass einige Organismen wie *Clostridium perfringens*, *Clostridium welchii* und *Klebsiella aerogenes* NO_3^- nicht zu N_2 sondern bis zu NH_4^+ reduzieren können. Dabei wird in Abwesenheit von Sauerstoff NO_3^- zuerst in NO_2^- umgewandelt und schließlich zu NH_4^+ reduziert (Abbildung 8).

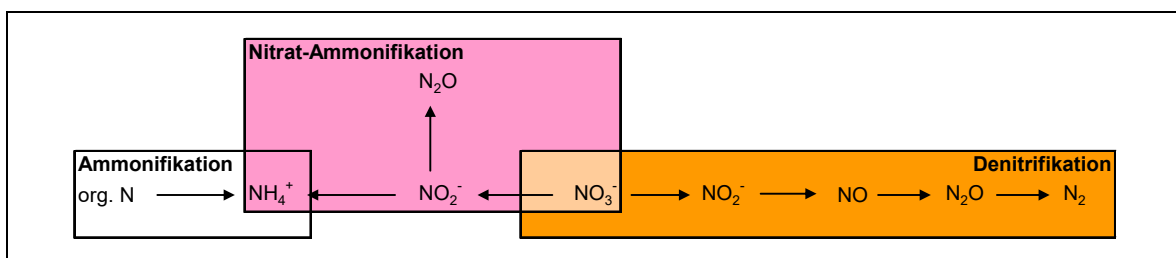


Abbildung 8. Graphische Darstellung der Denitrifikation und der biologischen dissimilatorischen Nitrat-Ammonifikation

Die Bedingungen, die die Nitrat-Ammonifikation begünstigen, sind jenen der Denitrifikation ähnlich: ein niedriges Redoxpotential, das Vorliegen von NO_3^- und von schnell abbaubaren organischen Kohlenstoffverbindungen. Darüber hinaus können beide Prozesse in O_2 -limitierten ökologischen Nischen um das vorliegende NO_3^- konkurrieren (Tiedje *et al.*, 1983). Nach Vigneron *et al.* (2005) können dabei H_2S -Konzentrationen $\geq 5,8$ mg H_2S - S_{gesamt}/L die Nitrat-Ammonifikation begünstigen.

Welche Rolle die Nitrat-Ammonifikation als Verursacher von N_2O -Emissionen in der Umwelt bzw. auf Kläranlagen spielt, ist nach dem heutigen Wissensstand nicht geklärt. In Untersuchungen von Yoshinari (1980) mit *Vibrio succinogenes* setzte die dissimilatorische NO_3^- -Ammonifikation kaum N_2O frei. Auch Tallec *et al.* (2008) kamen in ihren Untersuchungen mit denitrifizierendem Belebtschlamm im Labormaßstab zu ähnlichen Ergebnissen. Andere Autoren (z. B. Bleakly & Tiedje, 1982; Satoh *et al.*, 1983; Zumft, 1997; Scott & Zimmerman, 1981) weisen hingegen auf einen nicht vernachlässigbaren Beitrag der NO_3^- -Ammonifikation zur N_2O -Produktion durch zahlreiche Enterobakterien wie z.B. *Escherichia*-, *Serratia*-, *Klebsiella*-, *Enterobacter*-, *Erwinia*- und *Bacillus*-Stämmen in natürlichen Ökosystemen hin (z. B. 5 bis 30 % N_2O -N pro umgesetzttem NO_3^- -N in Scott & Zimmerman, 1981).

Aufgrund des erheblichen Untersuchungsaufwands wurde dieser Prozess in den meisten wissenschaftlichen Studien über die N_2O -Produktion aus nitrifizierenden und denitrifizierenden Belebtschlämmen kaum berücksichtigt.

3.2. N₂O-Emissionen aus Kläranlagen

In der Fachliteratur ist eine Vielzahl von wissenschaftlichen Untersuchungen vorwiegend im Labormaßstab zu finden, bei denen sowohl eine qualitative als auch eine quantitative Bewertung der N₂O-Produktion aus mikrobiologischen Prozessen angestrebt wurde. Über die Ergebnisse von Messkampagnen auf Kläranlagen wird hingegen nur vereinzelt berichtet (Czepiel *et al.*, 1995; Wicht, 1996; Schmid & Puxbaum, 1999; EMEP/CORINAIR, 2006; Foley *et al.*, 2010; Ahn *et al.*, 2010; Ye *et al.* 2014, Daelman *et al.*, 2013).

Es ist zu erwarten, dass Verfahrensschritte, die Turbulenz z.B. durch Mischung, Umwälzung oder Belüftung im Wasser erzeugen, eine nennenswerte Strippung des produzierten Lachgases verursachen. Wird an einer bestimmten Stelle auf einer Kläranlage Lachgas in der Abluft gemessen, heißt es also nicht, dass dieses auch während dieses Behandlungsschritts produziert wurde. Gleiche Anmerkungen gelten für das SBR-Verfahren (Sequencing Batch Reaktor), wobei in diesem Fall die Produktion und die Emission von N₂O während der unbelüfteten bzw. belüfteten Phase zeitlich verschoben erfolgen kann.

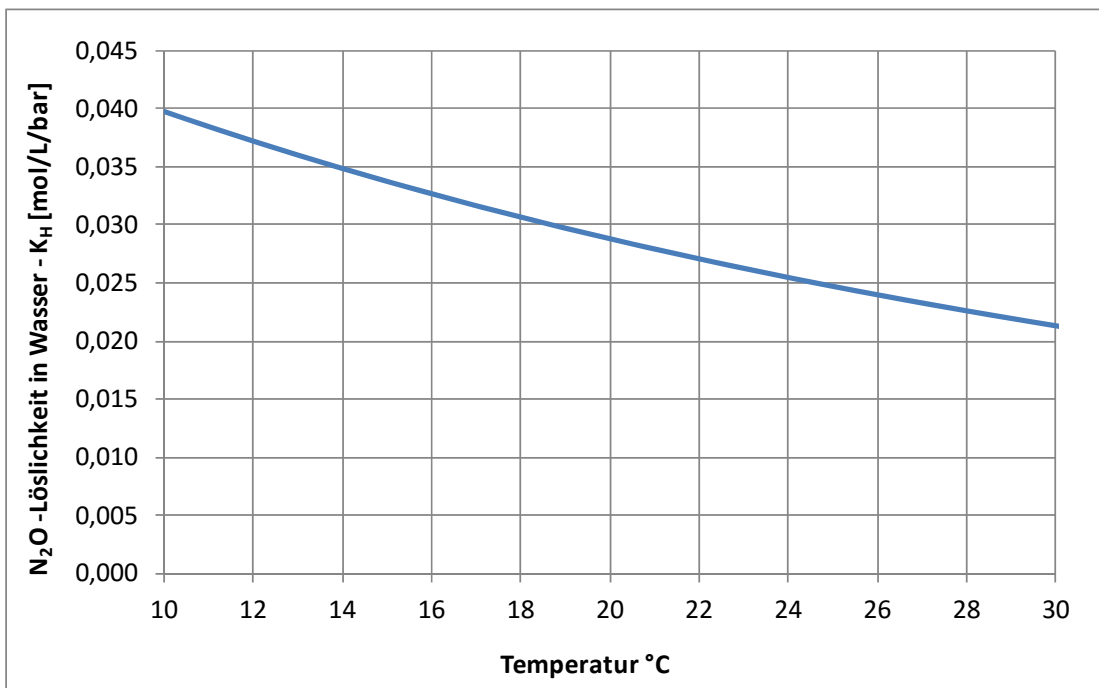


Abbildung 9. Löslichkeit von N₂O in Wasser in Abhängigkeit der Temperatur.

Lachgas ist in Wasser gut löslich (Abbildung 9). Aufgrund seines geringen Partialdrucks in der Atmosphäre (nur einige ppbv) ist allerdings die Gleichgewichtskonzentration in der flüssigen Phase vernachlässigbar. Wenn aber N₂O von Bakterien produziert wird und durch fehlende Turbulenz aus dem Wasser nicht entweicht, kann es leicht zu einer Übersättigung kommen. Unter diesen Bedingungen steigt die N₂O-Konzentration, die im Wasser bzw. im Schlamm vorliegt, erheblich. Messungen aus Proben, die in der Mündung des Rhône-Flusses (Frankreich) aus verschiedener Tiefe und Distanz von der Küste gezogen wurden, zeigten N₂O-Konzentrationen 4 bis 7 Mal höher als der Sättigungswert (Bonin *et al.*, 2002). Schulthess & Gujer (1996) stellten in einem denitrifizierenden Belebungsbecken einer kommunalen Kläranlage eine 10 Mal höhere N₂O-Konzentration, als es dem Sättigungswert in der Atmosphäre entspricht, fest. Es ist daher im Rahmen wissenschaftlicher Untersuchungen bzw. Messungen auf Kläranlagen anzuraten, Luftmessungen durch eine Überprüfung der N₂O-Konzentration in der flüssigen Phase zu ergänzen. Diese Vorgehensweise wurde in der Fachliteratur nicht oft berücksichtigt.

Nicht nur das Belebungsverfahren war bis heute Objekt von umfangreichen Untersuchungen (u.a. Schulthess *et al.*, 1994; Park *et al.*, 2000; Schönharting *et al.*, 1998; Hanaki *et al.*, 1992). Weitere Verfahren der biologischen Abwasserreinigung wurden auf ihr N₂O-Emissionspotential überprüft. In Japan wurde z.B. das SBR-Verfahren zur Behandlung von Abwasser bzw. „*night soil*“ (Fachbezeichnung für menschliche Fäkalien) intensiv untersucht (Kimochi *et al.* 1998; Itokawa *et al.*, 2001; Osada *et al.*, 1995). Weitere Studien befassten sich mit aeroben bzw. anoxischen Biofiltern (Chuang *et al.*, 2007; Kong *et al.*, 2002), mit einem „floating bed“ Reaktor mit mineralischen Aufwuchskörpern (Bougard *et al.*, 2006) bzw. mit aerobic „granular“ Belebtschlamm (Meyer *et al.*, 2005; Lemaire *et al.*, 2006) sowie mit Pflanzenkläranlagen (Inamori *et al.*, 2007).

In den meisten Studien wird die erfasste emittierte N₂O-Fracht der Nitrifikation bzw. der Denitrifikation zugeordnet. Dies ist möglich, wenn man z.B. in einem Versuchsreaktor die Nitrifikation durch die Dosierung von ATH (Allylthioharnstoff) hemmt. Nur in Einzelfällen wurden gezielt durch aufwendigere Methoden (z.B. mit markierten ¹⁵N-Verbindungen) Prozesse wie die Nitrifikanten-Denitrifikation (Poth *et al.*, 1985; Tallec *et al.*, 2006) bzw. die Nitrat-Ammonifikation (Bonin *et al.*, 1996; Tallec *et al.*, 2008) im Belebtschlamm untersucht. Wunderlin *et al.* (2013) erprobten die Isotopensignatur-Methode (Site Preference = δ¹⁵N_α - δ¹⁵N_β) zur Unterscheidung zwischen Nitrifikanten-Denitrifikation, NH₂OH-Oxidation und heterotrophe Denitrifikation ein.

Die N₂O-Produktion wird vorwiegend auf die N-Fracht im zu behandelnden Abwasser bezogen. Wenn allerdings der Nitrifikations- bzw. der Denitrifikationsprozess durch ungünstige Betriebsbedingungen (z.B. hohes N/CSB-Verhältnis) nicht vollständig abläuft, können die Untersuchungsergebnisse auf Basis dieses Parameters nur eingeschränkt verglichen werden. In diesem Fall kann die emittierte N₂O-Fracht auf den umgesetzten Stickstoff bezogen werden (z.B. NH₄-N_{nitrifiziert} bzw. NO₃-N_{denitrifiziert}). Somit ist aber eine Quantifizierung der N₂O-Produktion aus dem Gesamtprozess ohne zusätzliche Information nicht mehr möglich. In Rahmen der Literaturstudie wurde angestrebt, die N₂O-Produktion in beiden Bezugsparametern anzugeben. Dies war allerdings aufgrund fehlender Angaben nur bei wenigen Studien möglich.

Eine Zusammenfassung der Ergebnisse der Literaturstudie ist Tabelle 1 zu entnehmen. Darin sind die berücksichtigten wissenschaftlichen Studien je nach Schwerpunkt – Nitrifikation und Denitrifikation, nur Denitrifikation bzw. nur Nitrifikation – gegliedert.

In Tabelle 1 wird ersichtlich, dass je nach Autor die N₂O-Produktion aus nitrifizierenden und/oder denitrifizierenden Belebtschlämmen Unterschiede von eins bis drei 10er-Potenzen aufweisen kann. Die N₂O-Emission aus der Reinigung von kommunalem Abwasser durch das SBR-Verfahren bezogen auf die zufließende Stickstofffracht schwankt z.B. von 0,003 % in Ahn *et al.* (2010) bis zu 30 % in Itokawa *et al.* (2001). Werden ausschließlich Messungen aus großtechnischen Kläranlagen berücksichtigt, reduziert sich die Schwankungsbreite der **freigesetzten N₂O-Fracht auf 0,003 und ~2,6 % der N-Zulauf Fracht**. Darüber hinaus lässt sich aus den Untersuchungsergebnissen ableiten, dass die Nitrifikation bei der Produktion von Lachgas keine untergeordnete Rolle spielt (2,2 % der N-Zulauf Fracht nach Bougard *et al.*, 2006 bzw. 60 % nach Tallec *et al.*, 2008).

Die festgestellte Streuung der Ergebnisse kann durch die hohe Beeinflussbarkeit der Lachgasproduktion durch die **Betriebsbedingungen** erklärt werden. Die **Herkunft** sowie die **Zusammensetzung der Biozönose**, die für die Untersuchungen eingesetzt wurde, kann zusätzlich für die unterschiedlichen Versuchsergebnisse gesorgt haben.

Tabelle 1. N₂O-Produktion durch denitrifizierende und/oder nitrifizierende Biozönosen auf Kläranlagen – Zusammenfassung der Ergebnisse der Literaturstudie

Referenz	N ₂ O-N/Zufluss	N ₂ O-N/NH ₄ -N/nitrif.	N ₂ O-N/NO ₃ -N/reduziert	N ₂ O-N ₂	N ₂ O-(N ₂ +N ₂ O) ²	Prozessbedingungen	
NITRIFIKATION - DENITRIFIKATION							
Tallec et al. (2007)			0,35% 0,7%	10-30%		O ₂ =0 mg/L, N/CSB=0,25, 100%Denitrif. O ₂ =0,4mg/L, N/CSB=0,25 (40%Denitrif.+ 60%Nitrifik.-Denitrif.)	Batchversuche , kommunales Abwasser, TS: 0,9g/L, 19°C, 7,5-8,5 pH-Wert, denitrifizierender Schlamm
Tallec et al. (2006)			0,4% 1,0%			O ₂ =0,6-1 mg/L, N/CSB=0,35 O ₂ =0,6mg/L, N/CSB=0,35, NO ₂ -Zugabe, (20%Denitrif., 80% Nitrifik.-Denitrif.)	Batchversuche , kommunales Abwasser, TS: 1g/L, 26°C, 6,5-7,5 pH-Wert, nitrifizierender Schlamm
Kishida et al. (2004)	1,70% 17,70%		1,70% 44%			N/CSB=0,1; voll. N/D, während D; pH 7, ORP -100mV N/CSB=0,2; 50% N/D, während D, pH 4, ORP 30mv	kontinuierlich , SRB, Pilotmaßstab, Abfall und Abwasser aus Schweinezucht; 23°C, 5min Beschickung, 3h anoxisch, 40 min aerob, 5 min Absetzen, 10d HRT; 6-9 gTS/l, N/CSB=0,1 bzw. 0,2; 3000 mgCSB/l, 130 mgNH ₄ -N/l; adaptierter Überschussschlamm
Itokawa et al. (2001)	20-30% 1%					N/CSB > 0,28; N/D nicht vollständig; NO ₂ ; N ₂ O aus D N/CSB £ 0,28; N ₂ O aus D	kontinuierlich , SBR/Membrane; night soil, SRT: 20d; HRT 4d; 30 min. belüftet, 5 min. Beschickung, 30 min. anoxisch; 1800mgNH ₄ -N/L, 4.000-10.000 mgCSB/L Acetat; TS> 10g/L; 20°C; pH 6,5-7,5, stationäre Prozessbedingungen
Osada et al. (1995)	0,7%					intermittierende Belüftung, 50% nitrifiziert, 100% denitrifiziert	kontinuierlich , labormaßstab, 24h-cycle, Schweinekremete+Hammischung, 303 mg TN/L, 163 mgNH ₄ -N/L, 10°C, N/CSB=0,09, HRT 3,3d, SRT 17d, 8g/L TS, stationäre Bedingungen
Kong et al. (2002)	2-4% 8% 4%					großtech. Anlagen: N/CSB=0,19 China; N/CSB=0,38 Japan Laborversuch ohne Luftvent.; Redox 0 bis +200mV Laborversuch mit Luft-Luftventilation	Messung an 2 großtechnischen Anlagen in Japan und China, über 2 Jahre im Erde-Filter (nach anaerobem Filterbed-Reaktor); Behandlung von night soil (10-20°C) kontinuierlich , Laborversuche mit Erde-Filter, 2 Betriebsjahre; Bedingungen wie bei großtechnischen Anlagen
Kimochi et al. (1998)	0,01-0,08%		0,03-0,11%			Belüftung/anoxisch, 30/60min; 30/60min, 0,2-0,5 mgO ₂ /L; unvollständige Nitrif., kein NO ₂ ; N/CSB? am höchsten bei 30/30min, am niedrigsten bei 30/90min	kontinuierlich , großtechnischer SBR, komm. wastewater; 30 mgNH ₄ -N/L SRT 20d; HRT 20h; 1000EW; 30-33°C; pH 6-7; 4 gTS/l;
Belime et al. (2001)	7,4% 19%					3,8 mgO ₂ /L, Nitrifikation unvollst., NO ₂ , 15% Deni. aus Nitrif. 0,3 mgO ₂ /L, wenig NO ₂ , 35% Deni. vorwiegend aus Denitrif.	kontinuierlich , Laborversuche mit Schweinekremeten, HRT 5-6; 0,3 und 3,8 mgO ₂ /L; kontinuierlich belüftet, pH 8,2 mit Denitrif., 6,7 nur Nitrif.; N/CSB=0,125, CSB=26-30 g/L; GesN=3,5 g/L; NH ₄ -N=2,5 g/L; TS _{total} =29 g/L; °C?
Park et al. (2000)	4% 3% 0,14% 0,12%					N/CSB 0,135; Betriebschlamm N/CSB 0,135; Biofilm N/CSB 0,07; Betriebschlamm N/CSB 0,07; Biofilm	kontinuierlich ; Laborversuche, intermittierende Nitrifikation und Denitrifikation, komm. Abwasser; mit freier bzw. fixer Biomasse; CSB=350 mg/L; Ges. N=48 mg/L; NH ₄ -N=30 mg/L, N/CSB= 0,22, Methanol-Zugabe; pH-Wert?; 28,5°C, 6,5 g/L TS, 60min aeration, 30min anoxisch, HRT 24h

Referenz	N ₂ O-N/Zulufluß	N ₂ O-N/NH ₄ -N-Nitrif.	N ₂ O-N/NO ₃ ⁻ -N-reduziert	N ₂ O-N ₂	(O ₂ +N ₂ +N ₂ O)	Prozessbedingungen	
						Prozessbedingungen	Prozessbedingungen
NITRIFIKATION - DENITRIFIKATION							
Lemaire et al. (2006)	50%	0%				vorwiegend Polyphosphate akkum. Bakterien und mit syntetischem Abwasser Polyp. akkum. Bakterien gemischt mit BS und mit echtem Abwasser	kontinuierlich , Laberversuche, SBR+BiCP , 90min anaerob, 220min belüftet (on/off Kontroll: 0,35-0,5 mg O ₂ /L), 50min Absetzen, synthetisches Abwasser, pH 7-7,5, 20-22°C, synthetic wastewater, HRT 10h, SRT 20d, pH 7-7,5, 230 mg/l COD Acetat, 23 mg/L NH ₄ -N, NCSB=0,1 (CSB nicht limitierend), Belebtschlamm mit BiCP-Bakterien
Vigneon et al. (2005)			gerechnet 2,5-14,5%	0,26% 0%		Während Acetogenese und Ende Methanophase Andere Phasen, auch während NCS-Ammonif.	Batch-Versuche , Laboreaktoren, Einfluß von NO ₃ in Landfillkörpern Abfall+Rindergülle+Sickerwasser + NO ₃ -Dosierng 35°C, pH _{Sickerwasser} 8,5; Dauer: 195d; Sickerwasser: 1,9 gNH ₄ -N/L
Yamagishi et al. (2001)			24%			vorwiegend während der Deni., kaum NO ₂ Phenol als CSB-Quelle	kontinuierlich , lab-scale, Nitrifikation-Denitrifikation mit Phenol als CSB-Quelle, adaptierter BS aus Industriekläranlage, intermittierende Belüftung, Laboranlage mit Crossflow-Filtration, synthetisches Abwasser, NCSB 0,1 bis 0,2, 8 gTSL, 25°C, pH 7,4, SRT 1000d
Czepiel et al. (1995)	0,16%					gerechnet aus 6,4 gN ₂ O-NEW/a (Zulufluß 11gN/EWd*365d) vorwiegend aus dem Belebungsbecken	Messungen auf standard großtechnischer Kläranlage mit getrennter aerober Schlämmsabilisierung
EMEP/CORINAIR (2006)	0,32%					gerechnet aus 12,7 gN ₂ O-NEW/a	Messungen auf Standard-Kläranlagen in der Niederlande im Jahr 1990, (schwach belastete Belebung mit Stickstoffeliminierung und Phosphorfällung)
Schmid & Puxbaum (1999)	0,17% 0,44%					gerechnet 6,9 gN ₂ O-NEW/a - beim Bypassbetrieb gerechnet aus 17,9 gN ₂ O-NEW/a - beim Hybridbetrieb	Messungen auf pilotmaßstäblicher Versuchsanlage Wien-Simmering (2000) (2-stufige Belebung mit Stickstoffeliminierung und Phosphorfällung) Messungen in beiden Belebungsstufen
DENITRIFIKATION							
Hanaki et al. (1992)	<1% 8%					<1% NCSB=0,22, SRT>3d, vollständige Denitrifikation 10% NCSB=0,67, SRT=3-8d 4% NCSB=0,4, SRT=3-8d 3% NCSB=0,28, SRT=0-5d 14% NCSB=0,28, SRT=0-5d, pH 6,5 17% NCSB=0,4, SRT=3d, pH 6,5	kontinuierlich , nur Denitrifikation (0 mg O ₂ /L), CSB-Quelle= Stärke (90 mg CSB/L) und Acetat (900 mg CSB/L), NO ₃ = 200-670 mgN/L, 20°C, verdünnter Überschussschlamm, 7,4-8,7 pH, stationäre Prozessbedingungen
Wicht (1996) ^b	0,60%						Messungen auf mehreren Kläranlagen in Deutschland mit Stickstoffeliminierung
Schulthess et al. (1996)		1% 1,5% 6%				0,5 mg O ₂ /L, 3 mg NO ₂ -N/L, 100% denitrifiziert 1 mg O ₂ /L, 3 mg NO ₂ -N/L, 18% denitrifiziert 4 mg O ₂ /L, 3 mg NO ₂ -N/L, nur 3% denitrifiziert	Batch-Versuche , Belebtschlamm aus SBR-Laboreaktor 20°C, pH 7, stationärer Prozess SRT 2d (keine Nitrifikation), kommunales Abwasser, CSB-Überschuss (Acetat) Ergebnisse für Simulationsmodell - O ₂ und NO ₂ Einfluß
Schulthess et al. (1994)	0,02-0,072%					1. Kaskade (Deni-Becken), 0,25-0,5 mg O ₂ /L, entspricht ca. 2,9 gN/EW/a	Messungen auf einer Kläranlage, Belebung mit 4. Kaskaden, vorgeschaltete Deni Überprüft durch Simulationsmodell, NCSB leicht limitierend

Referenz	N ₂ O-N/Zunluft	N ₂ O-N/NH ₄ ⁺ -Nitrit	N ₂ O-N/NO ₃ ⁻ -N reduziert	N ₂ O-N ₂	(O ₂ -N ⁺ +N ⁻):O ₂ -N	Prozessbedingungen	
NITRIFIKATION							
Chuang et al. (2007)		5,0% 12,0% 13,0%		bei 1.5-2 mgO ₂ /L; 10-20 mg/L NO ₂ -N bei 0.2-0.5 mgO ₂ /L; 40-50 mg/L NO ₂ -N bei 0.2 mgO ₂ /L			kontinuierlich , Labscale, Teil-Nitrifikation vor Annamox; Tropfkörper mit Schwamm BS, 30°C, 1.5h HRT, durch Ventilation 0.2-1.2mgO ₂ /L, pH-Wert 8, NH ₄ -N von 30mg/L bis auf 400mg/L, synthetisches Abwasser.
Zheng et al. (1994)		7,0% 2,8% 16,0% 7,5%		10d SRT, O ₂ =0.2mg/L, NO ₂ =100-200mg/L 10d SRT, O ₂ = 5mg/L, NO ₂ =0 mg/L 3d SRT, O ₂ = 5mg/L, NO ₂ =50 mg/L 5d SRT, O ₂ =5mg/L, NO ₂ = 0 mg/L			kontinuierlich , CSTR, nur Nitrifikation, 400 mgNH ₄ ⁺ -N/L, 25°C, pH 8, stationäre Prozessbedingungen, Einfluss von O ₂ und SRT
Bougard et al. (2006)	3,2% 2,2%			30°C, vollständige Nitrifikation 35°C - Akkumulation von NO ₂ -N=1.5 g/N/L			kontinuierlich , nur Nitrifikation, granular floating bed reaktor, 2gNH ₄ ⁺ -N/L ; pH 7.2; O ₂ aber genug für 100%e Nitrifikation bis zu Nitrat bei 30°C
Goreau et al. (1980)		10,0% 3,0% 1,0%		0.2 mgO ₂ /L 0.4 mgO ₂ /L 2 mgO ₂ /L			Batchversuche : Nitrifikation mit reiner Kultur von Nitrosomonas - Nur NH ₄ ⁺ -NO ₂ vordurchmischt, 26°C; synthetische Luft 0.2-7mgO ₂ /L; 200mgNH ₄ ⁺ -N/L;
Osada et al. (1995)	35%	35,0%		Reaktor aerob betrieben, vollständig nitrifiziert, O ₂ ? pH?			kontinuierlich , labormaßstab, 24h-cycle, Schweinekremete+Hammischung, 303 mg TN/L, 163 mgNH ₄ ⁺ -N/L, 10°C, N/C ₅ B=0.09, HRT 3.3d, SRT 17d, 8g/L TS, stationäre Bedingungen
Kishida et al. (2004)		1,1%		N/C ₅ B=0.1 bzw. 0.2 während N			kontinuierlich , SRB, Pilotmaßstab, Abfall und Abwasser aus Schweinezucht; 23°C, 5min Beschickung, 3h anoxisch, 40 min aerob, 5 min Absetzen, 10d HRT; 6-9 gTS/L, N/C ₅ B=0.1 bzw. 0.2; 3000 mgCSB ₅ /l; 1130 mgNH ₄ ⁺ -N/L; adaptierter Überschussschlamm
Ye et al. (2014)							
Daelman et al. (2013)		2,8%		Messung über 1 Woche in der Kläranlage			Großtechnische Kläranlage, 360.00 EW, mit Faulung, 3 Kaskaden Bio-P, vorgeschaltete Denitrifikation im Längsbecken, Nitrifikation Umlaufbecken

Dass die **Adaptierung der Biomasse** an die versuchstechnischen Betriebsbedingungen eine wesentliche Rolle in Bezug auf die N_2O -Produktion spielt, wurde z.B. von Hanaki *et al.* (1992) in ihren Studien über die Denitrifikation mit kontinuierlich beschickten SBR-Laborreaktoren gezeigt. Kommunaler Belebtschlamm, welcher über mehrere Monate bei Substratüberschuss ($N/CSB=0,28$) denitrifizierte und unter den eingestellten Prozessbedingungen (synthetisches Abwasser; 3d SRT; 20 °C, 7,4-8,7 pH) kein N_2O produzierte, verhielt sich genauso (also kein N_2O) in parallel durchgeführten Batch-Versuchen bei mangelndem CSB ($N/CSB=0,67$). Umgekehrt verhielt sich der Schlamm aus dem kontinuierlich beschickten SBR-Reaktor mit limitiertem N/CSB -Verhältnis, welcher eine nennenswerte N_2O -Produktion aufwies. Er produzierte N_2O im Batch-Versuch sogar beim Vorliegen überschüssigen Substrats. Darüber hinaus bekräftigten Lemaire *et al.* (2006), dass die Anwendung von synthetischem Abwasser in Laborversuchen langfristig die Anreicherung von bestimmten Bakterienarten im Schlamm verursacht, welche in Bezug auf die N_2O -Emission Ergebnisse liefern, die für Belebtschlämme auf Kläranlagen nicht mehr repräsentativ sind.

Eine endgültige Aussage über das Ausmaß der N_2O -Produktion bei der biologischen Abwasserreinigung ist anhand der Ergebnisse in Tabelle 1 aufgrund der großen Schwankungsbreite nicht möglich. Aus einer näheren Betrachtung der zusammengefassten Ergebnisse, unter Berücksichtigung der unterschiedlichen versuchstechnischen Betriebsbedingungen, sind allerdings einige maßgebende Einflussfaktoren zu erkennen. Diese können wie folgt zusammengefasst werden.

3.2.1. Einflussfaktoren auf die Denitrifikation

Einfluss der Sauerstoffkonzentration:

Aus der Fachliteratur ist allgemein bekannt, dass die N_2O -Reduktase gegenüber Sauerstoff das empfindlichste Enzym im Denitrifikationsprozess ist (Bonin *et al.*, 1989; Hochstein *et al.*, 1984; Schulthess *et al.*, 1994). Demnach haben mehrere Autoren in ihren Untersuchungen eine deutliche Zunahme der N_2O -Emission mit steigender O_2 -Konzentration während der Denitrifikationsphase festgestellt (z.B. Tallec *et al.*, 2006; Tallec *et al.*, 2008; Lemaire *et al.*, 2006; Kishida *et al.*, 2004; Anderson & Levine, 1986; Schulthess *et al.*, 1994; Hwang *et al.*, 2000; Park *et al.*, 2000; Wicht, 1996). Besonders günstig hat sich der Konzentrationsbereich zwischen 0,3 bis 1 mg O_2/L herausgestellt.

Einfluss von Nitrit:

Der Einfluss von Nitrit auf die Akkumulierung von N_2O während der Denitrifikation wurde in zahlreichen Studien intensiv untersucht (u.a. Schulthess *et al.*, 1994; Schulthess & Gujer, 1996; Wicht, 1996; Schönharting *et al.*, 1998; Gejlsbjerg *et al.*, 1998). Darüber hinaus haben weitere Autoren (wie z.B. Hanaki *et al.*, 1992; Itokawa *et al.*, 2001, Lemaire *et al.*, 2006; Chuang *et al.*, 2007) im Rahmen ihrer Untersuchungen einen Zusammenhang zwischen NO_2 -Akkumulierung und der Zunahme der N_2O -Emission festgestellt.

Es wird allgemein angenommen, dass Nitrit die Inaktivierung des Enzyms N_2O -Reduktase bewirkt (Schulthess *et al.*, 1996; Wicht, 1996; Schönharting *et al.*, 1998). Die Hemmung auf die NO_3^- bzw. NO_2^- -Reduktion soll weniger ausgeprägt sein. Da die Hemmwirkung vom pH-Wert abhängig ist, soll vorwiegend salpetrige Säure (HNO_2) für die Hemmung verantwortlich sein (Wicht, 1996; Thörn & Sörensson, 1996). In Hinsicht auf die Verringerung der N_2O -Emissionen in denitrifizierenden Belebungsbecken wären pH-Werte < 7 zu vermeiden. Bei welcher NO_2^- -Konzentration die N_2O -Emission angeregt wird, schwankt je nach Autor. Der niedrigste Wert von ca. 0,4 mg NO_2^-/L wurde von Schulthess & Gujer (1996) im Denitrifikationsbecken einer Kläranlage festgestellt. Dies entspricht bei einem pH-Wert von 7 einer Konzentration an salpetriger Säure von 0,08 $\mu g HNO_2^-/L$.

Einfluss von N/CSB im Abwasser:

Die Substratlimitierung kann je nach Betriebsbedingungen zu einer Akkumulierung von Nitrat bzw. Nitrit führen. Mehrere Autoren haben beim unvollständigen Ablauf der Denitrifikation eine vermehrte Emission von N_2O festgestellt (u.a. Hanaki *et al.*, 1992; Itokawa *et al.*, 2001; Kishida *et al.*, 2004; Wicht, 1996; Hong *et al.*, 1993; Vigneron *et al.*, 2005; Park *et al.*, 2000).

Itokawa *et al.* (2001) stellten bei Laborversuchen mit SBR-Reaktoren fest, dass die N_2O -Produktion gegen Ende der anoxischen Phase besonders intensiv wurde, als die denitrifizierenden Bakterien kein freies CSB mehr zur Verfügung hatten und das gespeicherte Substrat als CSB-Quelle verwendeten (endogene Denitrifikation). Das Ergebnis dient als Hinweis, dass die Art der CSB-Quelle und nicht nur das N/CSB-Verhältnis einen wesentlichen Einfluss auf die N_2O -Produktion hat.

Einfluss von Schwefelwasserstoff (H_2S):

Schönharting *et al.* (1998) sowie Wicht (1996) befassten sich in ihren Laboruntersuchungen in Batchreaktoren mit dem Einfluss von Schwefelwasserstoff auf die N_2O -Emission aus denitrifizierenden (an H_2S nicht adaptierten) Belebtschlämmen. Beide Autoren stellten fest, dass H_2S eine stärkere Hemmung sowohl auf die N_2O -Reduktase als auch auf die Nitrat- bzw. Nitrit-Reduktase bewirkt. Dabei soll hauptsächlich die undissoziierte Form von H_2S , die einfacher durch die Zellmembranen durchdringen kann, hemmend sein (Schönharting *et al.*, 1998). Somit ergibt sich die Abhängigkeit der Hemmung durch H_2S vom pH-Wert. Bereits bei einer H_2S -Konzentration von 0,32 mg H_2S - S_{undiss} /L ist die Akkumulierung von N_2O durch die Verringerung der N_2O -Reduktionsrate ausgeprägt (entspricht bei einem pH-Wert von 7,5 einer Konzentration an H_2S_{gesamt} von ca. 1,3 mg H_2S -S/L).

3.2.2. Einflussfaktoren auf die Nitrifikation

Einfluss der Sauerstoffkonzentration:

Nach dem heutigen Stand des Wissens bewirken niedrige Sauerstoffkonzentrationen eine Erhöhung der N_2O -Emission aus nitrifizierenden Belebtschlämmen (z.B. Goreau *et al.*, 1980; Kishida *et al.*, 2004; Osada *et al.*, 1995; Kuai & Verstraete, 1998; Kimochi *et al.*, 1998). Dabei soll die Intensivierung der N_2O -Freisetzung im Wesentlichen von der so genannten Nitrifikanten-Denitrifikation verursacht werden. Poch & Focht (1985) führten z.B. Untersuchungen mit *Nitrosomonas europaea* mit ^{15}N -Isotop-Tracern durch und stellten fest, dass diese AOB das Enzym NO_2 -Reduktase besitzen und bei limitierender O_2 -Konzentration N_2O aus der Reduktion von NO_2 produzieren.

Ähnliche Schlussfolgerungen zogen Tallec *et al.* (2008), als sie in Batchversuchen das Verhalten nitrifizierender bzw. denitrifizierender Belebtschlämme bei Sauerstofflimitierung untersuchten. Bei einer Sauerstoffkonzentration von 0,2 bis 1,1 mg O_2 /L stammten ca. 50 bis 64 % der emittierten N_2O -Fracht aus der Nitrifikation. Die höchste N_2O -Emission wurde bei O_2 -Konzentrationen um 1 mg/L erreicht. Zu ähnlichen Ergebnissen kamen Aboobakar *et al.* (2013) bei Messungen in einem großtechnischen nitrifizierenden Belebungsbecken. Die N_2O -Emissionsrate (kg N_2O -N/h) verdoppelte sich, als die O_2 -Konzentration von 2 mg/L auf 1-1,5 mg/L sank. Die höchsten Emissionen wurden auch hier bei ~1 mg/L erreicht.

O_2 -Konzentrationen < 1 mg/L führen hingegen zu einer Reduktion der AOB-Aktivität und somit indirekt zu einer Verringerung der N_2O -Bildung (Tallec *et al.*, 2008).

Einfluss von Nitrit:

Gejlberg *et al.* (1998) stellten in Batchversuchen mit kommunalem Belebtschlamm fest, dass das Vorliegen von Nitrit (10 bis 20 mg NO_2 -N/L) unter aeroben Bedingungen (1-3 mg O_2 /L) die Akkumulierung von N_2O stimulierte. Die Autoren deuteten auf die Kopplung der NH_4 -Oxidation mit der NO_2 -Reduktion (Nitrifikanten-

Denitrifikation) als Hauptursache für die erhöhte N_2O -Emission hin. Außerdem kann eine Temperaturerhöhung die N_2O -Emission noch weiter intensivieren, wenn es dadurch zur Akkumulierung von NO_2 kommt. Ähnliche Schlussfolgerungen über die Rolle von NO_2 bei der N_2O -Bildung wurden von Goreau *et al.* (1980) sowie von Wunderlin *et al.* (2013) gewonnen.

Es ist nicht ausgeschlossen, dass Nitrit auch durch seine Hemmwirkung auf die Aktivität der AOB zur vermehrten Bildung von N_2O auch auf rein chemischer Weise führt (Anderson & Levine, 1986).

Einfluss des Schlammalters:

Aufgrund der langsamen Wachstumsrate der Nitrifikanten gilt für die Nitrifikation noch mehr als bei der Denitrifikation, dass eine Reduktion des Schlammalters zu einer vermehrten N_2O -Akkumulierung im System führen kann. Nach Zheng *et al.* (1994) bewirkte z.B. eine Verringerung des Schlammalters von 10 auf 5d in einem SBR-Laborreaktor (25 °C) eine Erhöhung der N_2O -Emission von 2,3 auf 7,5 % der nitrifizierten N-Fracht. Bei einem SRT von 3d bewirkte vermutlich auch die festgestellte Nitrit-Akkumulierung (ca. 50 mg N/L) die weitere Steigerung der N_2O -Emission (16 % N_2O -N/ $N_{\text{nitrifiziert}}$).

Einfluss der Ammoniumkonzentration:

Das Vorliegen von NH_4^+ erscheint die Produktion von N_2O zu stimulieren (Kampschreur *et al.*, 2008a). Law *et al.* (2012) fanden in Laborversuchen mit einer angereicherten AOB-Kultur eine nahezu exponentielle Korrelation zwischen der Ammonium-Oxidationsrate und der N_2O -Produktionsrate. Speziell während Übergangsphasen von anoxischen zu aeroben Bedingungen (wie z.B. beim Einschalten der Belüftung nach einer Denitrifikationsphase) wird eine kurzfristige, vermehrte Emission von N_2O festgestellt (Yu *et al.*, 2010). Hohe Konzentrationen an NH_4^+ gekoppelt mit einer niedrigen NO_2^- -Konzentration und einer hohen AOB-Aktivität könnten durch die Akkumulierung von Hydroxylamin die Produktion von N_2O begünstigen (Wunderlin *et al.*, 2012). Wunderlin *et al.* (2013) fanden bei der Anwendung der Isotopensignatur-Methode (Site Preference = $\delta^{15}N_{\alpha} - \delta^{15}N_{\beta}$) in Laborversuchen mit Belebtschlamm heraus, dass bei O_2 -Konzentration > 1 mg/L und NH_4^+ -Konzentrationen > 10 mg N/L bis zu 25 % des produzierten N_2O aus der Hydroxylamin-Oxidation stammte.

Einfluss vom pH-Wert:

Der pH-Wert hat einen direkten Einfluss auf die Konzentration von NH_3 , welches das tatsächliche Substrat für AOB darstellt. Law *et al.* (2011) konnten in Laborversuchen beobachten, dass eine pH-Wert-Erhöhung eine deutliche Steigerung der N_2O -Produktion zur Folge hatte. Die Hemmwirkung von Nitrit auf die AOB ist auch pH-Wert abhängig.

Einfluss der Temperatur:

In Bezug auf den Einfluss der Temperatur auf die N_2O -Emission aus nitrifizierenden Belebtschlämmen soll darauf hingewiesen werden, dass ab Temperaturen höher 25 °C die NH_4 -Oxidation schneller als die NO_2 -Oxidation abläuft (Helmer-Madhok, 2004). Dies kann eine Akkumulierung von NO_2 zur Folge haben und somit eine Intensivierung der N_2O -Emission bewirken (Gejlsbjerg *et al.*, 1998).



4. Berechnungsmodelle für die N₂O-Emissionen aus Kläranlagen

4.1. Einleitung

Als Vertragsstaat der Klimarahmenkonvention (United Nations Framework Convention on Climate Change, UNFCCC) und Mitgliedsstaat der EU ist Österreich dazu verpflichtet, seine Treibhausgas-Emissionen korrekt und vollständig zu erheben und gemäß internationaler Richtlinien zu übermitteln. Die „Österreichische Luftschadstoff-Inventur (OLI)“ ist das Ergebnis dieser Erhebung („Emissionsbilanz“). Sie wird gemäß Umweltkontrollgesetz §6 (2) Z.15 vom Umweltbundesamt („Inspektionsstelle Emissionsbilanzen“) jährlich erstellt. Methodische Vorgehensweise zur Berechnung der Emissionen und Berichtsformat sind genau festgelegt. Anzuwenden ist ein vom Weltklimarat (Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC) ausgearbeitetes Regelwerk, dokumentiert in den sogenannten IPCC Guidelines (IPCC 1997 und IPCC 2006).

Die Einhaltung dieser Berechnungsvorschriften wird jährlich durch eine Tiefenprüfung im Auftrag der UNFCCC („Reviews“²) kontrolliert. Festgestellte Nicht-Konformitäten können zu Anpassungen der Abschätzungen (sog. „adjustments“) durch das „Expert Review Team“ (ERT) führen, welche in jedem Fall zum Nachteil des geprüften Landes ausfallen (Zuschlag eines „conservativeness factors“). Darüber hinaus wird es ab dem Berichtsjahr 2015 auch eine jährliche Prüfung durch ein von der Europäischen Kommission bestelltes ExpertInnenteam geben („ESD-Review“).

Grundsätzlich ist die Berücksichtigung länderspezifischer Faktoren der Anwendung reiner IPCC Standardmethoden und -faktoren vorzuziehen.³ Voraussetzung ist die Verfügbarkeit und Angemessenheit entsprechender nationaler Daten und Studien.

Viele Länder greifen aufgrund der mangelhaften Datenlage im Bereich der messtechnischen Erfassung von N₂O-Emission aus Kläranlagen auf das standardisierte Berechnungsmodell zurück, das die Lachgasemissionen aus dem häuslichen Abwasser grob über die durchschnittliche Pro-Kopf-Eiweißzufuhr ermittelt. Auch Österreich hat diesen Ansatz bislang gewählt (siehe Kapitel 4.2), prüft aus aktuellem Anlass (verpflichtende Umstellung von den IPCC 1996 Guidelines auf die IPCC 2006 Guidelines, Verfügbarkeit Messergebnisse durch ReLaKO-Projekt) jedoch alternative Ansätze zur Ermittlung der N₂O-Emissionen (siehe Kapitel 4.3).

4.2. N₂O-Berechnung gemäß nationalem Inventurbericht (NIR) 2014

Für den österreichischen nationalen Inventurbericht (zuletzt NIR 2014; Umweltbundesamt 2014a) wird bei der Berechnung der Lachgasemissionen zwischen an eine kommunale Kläranlage angeschlossene Bevölkerung und Bevölkerung mit dezentraler Abwassersammlung und -behandlung unterschieden. Dieser

² http://unfccc.int/national_reports/annex_i_ghg_inventories/inventory_review_reports/items/8452.php

³ IPCC 2006, volume 1: It is *good practice*, for countries to use their own, peer-reviewed, published literature because this should provide the most accurate representation of their country's practices and activities. If there are no country-specific peer-reviewed studies available, then the inventory compiler can use IPCC default factors and Tier 1 methods.

Ansatz wurde nach einer Empfehlung des UNFCCC Expert Review Teams (ERT) im Rahmen eines Länderreviews im Februar 2007 umgesetzt (Initial Report under the Kyoto Protocol).

Bevölkerung nicht an kommunale Kläranlage angeschlossen

N₂O-Emissionen von der Bevölkerung, die nicht an eine kommunale Kläranlage angeschlossen ist, wird im Wesentlichen nach der IPCC Default Methode gemäß den IPCC 1996 Guidelines umgesetzt.

$$\text{N}_2\text{O Emi [pop not con]} = (\text{Inh} \times \text{Prot} \times \text{Frac}_{\text{NPR}}) \times (1 - \text{CR}) \times \text{EF} \times \text{F}$$

N₂O Emi [pop not con]..... Lachgasemissionen stammend vom Abwasser der Bevölkerung, die nicht an eine kommunale Kläranlage angeschlossen ist

Inh..... Anzahl der Einwohner Österreichs

Prot..... jährliche Proteinaufnahme pro Einwohner [kg protein/person/a]

Frac_{NPR} Stickstoffanteil im Protein [IPCC default value: 0,16 kg N/kg protein]

CR..... Anschlussgrad der Bevölkerung an kommunale Kläranlagen

EF..... Emissionsfaktor kg N₂O-N/kg N [0,01]

F Konversionsfaktor N₂O-N – N₂O [1,57]

Die Angabe für die tägliche Proteinaufnahme je Person (107 g/P/d) stammt von der FAO Statistik. Die Einwohnerdaten stammen von der Statistik Austria. Der Emissionsfaktor mit 0,01 kg N₂O-N/kg N und der Stickstoffanteil im Protein (mit 0,16 kg N/kg Protein) sind den IPCC Guidelines 1996 entnommen.

Bevölkerung an eine kommunale Kläranlage angeschlossen

N₂O-Emissionen von kommunalen Kläranlagen (Bevölkerung angeschlossen an Kanalisation und kommunale Kläranlagen) werden im Wesentlichen nach einem länderspezifischem Ansatz basierend auf der IPCC Methode gemäß den IPCC 1996 Guidelines umgesetzt. Dabei wird angenommen, dass 1 % des entfernten Stickstoffs als N₂O emittiert wird (IPCC EF).

$$\text{N}_2\text{O Emi [pop con]} = (\text{Inh} \times \text{Prot} \times \text{Frac}_{\text{NPR}}) \times \text{CR} \times \text{DF} \times \text{EF} \times \text{F}$$

N₂O Emi [pop con]..... Lachgasemissionen stammend vom Abwasser der Bevölkerung, die an eine kommunale Kläranlage angeschlossen ist

Inh..... Anzahl der Einwohner Österreichs

Prot..... jährliche Proteinaufnahme pro Einwohner [kg protein/person/a]

Frac_{NPR} Stickstoffanteil im Protein [IPCC default value: 0.16 kg N/kg protein]

CR..... Anschlussgrad der Bevölkerung an kommunale Kläranlagen

DF..... Anteil der Stickstoffzulauf, die entfernt wird

EF..... Emissionsfaktor kg N₂O-N/kg N [0,01]

F Konversionsfaktor N₂O-N – N₂O [1,57]

Die Daten zum Anschlussgrad sowie zur Stickstoffentfernung stammen aus den Gewässerschutzberichten sowie aus den aktuellen Lageberichten zur Kommunalen Abwasserrichtlinie der EU (91/271/EWG) des BMLFUW.

Der Anschlussgrad betrug 2012 94,5 %. Vom Stickstoff im Zulauf der kommunalen Kläranlagen wurden im Jahr 2012 etwa 80 % eliminiert.

N₂O Emissionen aus Industrie (Direkt- und Indirekteinleitung)

N₂O-Emissionen von betrieblichem/industriellem Abwasser werden mit 30% der N₂O-Emissionen von kommunalen Kläranlagen abgeschätzt. Diese Annahme basiert auf der Studie von Orthofer *et al.* (1995). Dabei handelt es sich allerdings um eine grobe Schätzung.

Für das Jahr 2012 (NIR 2014) ergab die Berechnung nach oben angeführter Methodik Emissionen im Ausmaß von insgesamt 858,5 t N₂O (266.136 t CO₂-Äquivalent). Die N₂O-Emissionen aus häuslichem Abwasser betragen ca. 672 t, jene aus Industrieabwässern (direkt und indirekt eingeleitet) ca. 186 t N₂O. Die 672 t N₂O-Emissionen aus häuslichem Abwasser setzen sich zusammen aus dem Anteil, der bei der Abwasserbehandlung über kommunale Kläranlagen entsteht und dem Anteil an Emissionen bei der dezentralen Abwassersammlung und -behandlung.

Tabelle 2. N₂O-Emissionen aus häuslichem Abwasser 2012 (NIR, 2014).

N ₂ O-Emissionen aus dezentraler Abwasserbehandlung	50 t
N ₂ O-Emissionen aus kommunalen Kläranlagen	622 t
N₂O-Emissionen aus häuslichem Abwasser gesamt	672 t

4.3. Anpassung der N₂O-Berechnungsmethode 2015

2013 ist sowohl das erste Jahr, das den Verpflichtungen der Effort-Sharing Decision unterliegt als auch das erste Jahr der zweiten - rechtlich nicht verbindlichen - Verpflichtungsperiode unter dem Kyoto-Protokoll. Für die Übermittlung („Submission“) der Inventurzahlen 2015 an Kommission und UNFCCC wurden die Emissionswerte der Zeitreihe 1990-2013 erstmals nach den neuen Regelwerken der IPCC (IPCC 2006 Guidelines) ermittelt. Aufgrund von Verzögerungen bei der Bereitstellung der Berichtssoftware durch die UNFCCC wurde diese zum Zeitpunkt der Veröffentlichung des vorliegenden ReLaKO-Berichts jedoch noch nicht offiziell übermittelt.

Für die Abwasserbehandlung – eine der vier Subkategorien innerhalb des IPCC Sektors 5 „Waste“ – beinhalten die IPCC 2006 Guidelines eine erweiterte Methodenbeschreibung gegenüber der Vorversion aus dem Jahre 1997 (IPCC 1996 Guidelines). So beinhalten sie beispielsweise erstmals eine Methode zur Berechnung der N₂O-Emissionen aus Kläranlagen.

Methodik gemäß IPCC 2006 Guidelines

Die IPCC 2006 Guidelines berücksichtigen sowohl indirekte Lachgasemissionen aus der Abwassereinleitung in Gewässer als auch direkte Emissionen aus Kläranlagen die über eine Stickstoffentfernung (Nitrifikation/Denitrifikation) verfügen. Direkte Emissionen aus Kläranlagen werden in den IPCC 2006 Guidelines erstmals gesondert erläutert⁴. Deren Beitrag an den gesamten N₂O-Emissionen des Subsektors wird allerdings als nur gering eingestuft und nur für Länder mit fortschrittlichen/modernen Anlagen als relevant gesehen.

⁴ Wenn auch gemeinsam mit indirekten N₂O-Emissionen zu berichten

Die Berechnung der indirekten N₂O-Emissionen erfolgt durch Multiplikation des (berechneten) Gesamtstickstoffs im Abwasser mit einem Emissionsfaktor von 0,005 kg N₂O-N/kg N (vorgeschlagene Bandbreite: 0,0005-0,25). Der Gesamtstickstoff wird auf Grundlage des Proteinkonsums der Bevölkerung und mit dem Umrechnungsfaktor 0,16 kg N/kg Protein ermittelt. Zusätzlich zu berücksichtigen sind „nicht-konsumiertes Protein“, das über den Abfluss mitentsorgt wird (Lebensmittelabfälle, Wasch- und Badewasser) sowie industrielle Einleiter. Der Stickstoffentzug durch den Klärschlamm ist in Abzug zu bringen. Entsprechende Standardfaktoren werden in den Guidelines angeführt.⁵

Direkte N₂O-Emissionen können auf Basis der an Kläranlagen angeschlossenen Bevölkerung und des Emissionsfaktors 3,2 g N₂O/Person/Jahr (IPCC Default) berechnet werden. Der EF wurde in einer Feldstudie in den USA im Jahr 1995 auf einer Kläranlage ermittelt, auf der ausschließlich häusliches Abwasser behandelt wurde. Zur Berücksichtigung der Indirekteinleiter werden pauschal 25% hinzugerechnet. Der Wert basiert auf Daten von Metcalf & Eddy (2003) und einer Expertenabschätzung.

Mögliche Umsetzung in OLI 2014

Im Vorfeld der Umstellung der Abwasserinventur wurden Alternativen zur Umsetzung der neuen Regelwerke geprüft. Die IPCC 2006 GL schlagen nur eine Methode vor und beschreiben auch keine höheren Berechnungsmethoden („Tier 2“ oder „Tier 3“). Dennoch wurden bei der Umsetzung der Standardmethode gewisse Spielräume erkannt und Möglichkeiten der Berücksichtigung von länderspezifischen Gegebenheiten und Faktoren (z.B. Stickstofffrachten, EF) überlegt.

Bei den indirekten N₂O-Emissionen werden sowohl die Stickstofffracht im Ablauf aus Kläranlagen als auch der Abfluss der nicht angeschlossenen Bevölkerung berücksichtigt. Berechnet werden die N₂O-Emissionen aus natürlichen Gewässern mit dem IPCC Default von 0,005 t N₂O-N/t N berechnet (Mittelwert der vorgeschlagenen Bandbreite). Die Stickstofffrachten werden hingegen nicht gemäß IPCC anhand des Proteinkonsums, etc. hergeleitet, sondern aus dem EMREG-Register genommen (Abfluss aus Kläranlagen). Für die nicht an Kläranlagen angeschlossene Bevölkerung wird eine spezifische Stickstofffracht von 13 g N/EW/d angesetzt (Grundlage: Lindner & Zessner, 2003).

Bei der Bestimmung der N₂O-Emissionen aus Kläranlagen (direkte Emissionen) wurden folgende Optionen definiert:

- Option „NIR 2014“ zeigt die Ergebnisse der bislang angewandten Methode gemäß IPCC 1996 GL.
- Option 1 bildet die N₂O-Emissionen berechnet gemäß IPCC 2006 GL ab, unter Anwendung des IPCC Default EF von 3,2 g pro E pro Jahr. Für die Frachtberechnung wird der Fracht der angeschlossenen Einwohner zusätzlich ein Industrieanteil von 30% zugeschlagen (Orthofer *et al.*, 1995).
- Option 2a zeigt die N₂O-Emissionen, berechnet auf Grundlage der N-Frachten und dem IPCC 2006 EF für Lachgas aus Gewässern (Indirektemissionen) von 0,005 kg N₂O-N/kg N (Mittelwert der angebotenen Bandbreite). Option 2b setzt an dem kleinsten Wert der in den IPCC 2006 Guidelines vorgeschlagenen Bandbreite (0,0005-0,25) an. Für beide Optionen wurden die gemessenen Stickstofffrachten gemäß EMREG-Register herangezogen und die Stickstoffentfernung berücksichtigt. Hier bestehen große Unsicherheiten bzgl. Anwendbarkeit dieses Faktors für Kläranlagen.

⁵ $N_{\text{EFFLUENT}} = (P * \text{Protein} * F_{\text{NPR}} * F_{\text{NON-CON}} * F_{\text{IND-DOM}}) - N_{\text{SLUDGE}}$ (IPCC 2006, Volume 5, Chapter 6.3.1.3)

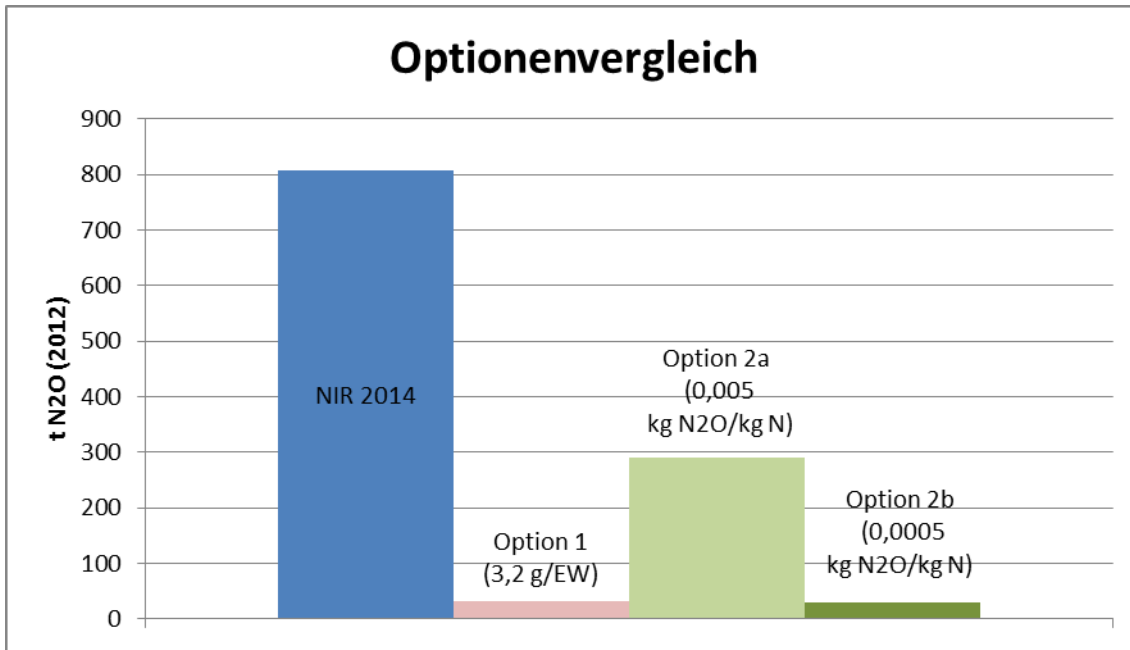


Abbildung 10. Gegenüberstellung der verschiedenen Berechnungsoptionen für die Ermittlung der N₂O-Emissionen aus Kläranlagen.

Je nach Option ergeben die Berechnungen für 2012 direkte Emissionen aus Kläranlagen im Ausmaß von etwa 808 t (Option „NIR 2014“ = offizielle Zahlen der Vorjahresinventur OLI 2013), 32 t (Option 1), 290 t (Option 2a) und 29 t (Option 2b). Berücksichtigt man auch die indirekten Emissionen (neu abgeschätzt auf ca. 90 t N₂O), kommt man, je nach gewählter Option (Option „NIR 2014“ ausgenommen) auf ein Ergebnis von 119 t N₂O – 388 t N₂O, verglichen mit 859 t der Option NIR 2014 (Ausmaß der indirekten Emissionen: ca. 50 t N₂O).

Somit liegen alle bislang geprüften Optionen deutlich unter dem Ergebnis der Vorjahresinventur (NIR 2014). In Kapitel 9.4. werden diese Optionen den Ergebnissen des Relako-Projektes gegenübergestellt.

5. Messung von N₂O-Emissionen auf kommunalen Kläranlagen

Im Rahmen des Projektes wurde besonderer Wert auf die Entwicklung und Konsolidierung der Messmethodik zur Erfassung von Lachgasemissionen aus der Abluft von Belebungsbecken auf kommunalen Kläranlagen gelegt. Eine wissenschaftlich fundierte und protokollierte Mess- und Probenahmemethodik für die Messung von N₂O-Emissionen auf Kläranlagen steht bis heute nicht zur Verfügung, obwohl Erfahrungen aus der Fachliteratur zeigen, dass die Messergebnisse von der gewählten Probenahme- und Messtechnik deutlich beeinflusst werden können (Schneider *et al.*, 2010). Ein Versuch, eine Protokollierung der Messmethodik bei der Messung von N₂O- und NO-Emissionen aus Belebungsbecken festzulegen, wurde von Chandran im WERF-Protokoll 2009 angestrebt (Chandran, 2009). Die im Protokoll beschriebene Messprozedur wurde allerdings spezifisch für die Anwendung einer SEIFC-Ablufthaube (Surface Emission Isolation Flux Chamber, von US Environmental Protection Agency) entwickelt und kann nur beschränkt auf andere Messmethoden übertragen werden. Aus diesem Grund hat das IWA Task Group for GHG in seiner Prioritätsliste die Erarbeitung von einem Leitfaden aufgenommen, der künftig als Anleitung für die N₂O-Mess- und Probenahmemethodik bei alternativen Messmethoden sowie bei N₂O-Messkampagnen mit speziellen Fragestellungen dienen soll.

Das Projektteam der TU-Wien ist seit ca. 2 Jahren ein mitwirkender Akteur in der IWA-Task Group. Der Erfahrungsaustausch auf internationaler Ebene hat im Rahmen des ReLaKO-Projektes die Entwicklung einer fundierten und reproduzierbaren Messmethodik für Lachgasemissionen aus Belebungsbecken unterstützt.

5.1. Beschreibung der N₂O-Messmethodik

Laut Projektantrag sollen auf den ausgewählten Projektkläranlagen jeweils zwei N₂O-Messreihen durchgeführt werden. Es wurde dabei angestrebt, die zwei Messreihen auf Sommer und Winter zu verteilen, um saisonale Temperatur- und Belastungsschwankungen (z.B. bei Wintertourismus) zu erfassen. Um die Reproduzierbarkeit der N₂O-Messungen zu überprüfen sowie betriebsbedingte Schwankungen der N₂O-Emission zu erkennen, war ursprünglich geplant, auf den ausgewählten Projektkläranlagen pro Messreihe zwei Messkampagnen von je 2 Tagen in zwei unterschiedlichen Betriebszeiträumen durchzuführen.

Die Ergebnisse der ersten Messkampagnen im Sommer/Herbst 2012 zeigten jedoch deutlich, dass 2 Tage zu kurz sind, um die hohe Variabilität der N₂O-Emissionen erfassen zu können. Aus diesem Grund wurde die Dauer der On-Line-Lachgasmessungen in Abhängigkeit der Belebungsconfiguration der Kläranlage von 2-Tagen auf 10 bis 20 Tagen verlängert. Dabei wurde das Messprogramm so festgelegt, dass die On-Line-Messung der N₂O-Emission in jedem zu untersuchenden Belebungsbecken jeweils eine Woche inkl. Wochenende andauern soll. Zweimal in der Woche wurden die On-Line-Messgeräte sowie die Messsonden im Belebungsbecken gecheckt und bei Bedarf neu kalibriert. An diesen Tagen erfolgte auch die Entnahme von Abluft- bzw. Belebtschlammstichproben für die analytische Bestimmung von Zusatzparametern (siehe Kapitel 5.4).

Die Erfassung der N₂O-Emissionsschwankungen über einen längeren Zeitraum hat ermöglicht, den Einfluss von Belastungsschwankungen sowie der Betriebsbedingungen auf die Lachgasproduktion und -emission besser zu verstehen. Diese notwendige Adaptierung des Messprogrammes an den gegenständlichen Anforderungen war zu Projektbeginn nicht leicht absehbar, da langfristige On-Line-Messungen der N₂O-

Emissionen auf kommunalen Kläranlagen in der Fachliteratur nur vereinzelt vorliegen. Der Messplan wurde entsprechend der neuen Messstrategie so adaptiert, dass auf den ausgewählten Kläranlagen sowohl im Sommer als auch im Winter nur eine lange Messung statt zwei kurze stattfand. Auf jenen Kläranlagen, die im Rahmen der Sommermessreihe Sommer/Herbst 2012 mit der 2-tägigen Messvariante bereits beprobt worden waren, wurde die Messung im Sommer/Herbst 2013 in längerer Form wiederholt.

Zur Quantifizierung der emittierten N₂O-Fracht muss nicht nur eine repräsentative Probenahme der Abluft aus den Belebungsbecken möglich, sondern auch die Erfassung der Abluftmenge aus den Belebungsbecken messbar bzw. berechenbar sein. Als Projektkläranlagen eigneten sich daher vor allem Kläranlagen mit Druckbelüftung und/oder abgedeckten Belebungsbecken. Bei nicht abgedeckten Belebungsbecken muss die Probenahme direkt auf der Wasseroberfläche mittels eines geeigneten Luftprobenahmegerätes (Ablufthaube) erfolgen. Zu diesem Zweck wurde eine aufschwimmende, viereckige Ablufthaube aus Multiplexholzplatten mit einer Fangfläche von rund 1 m² angefertigt (siehe Kapitel 5.1.1). Die Beprobung der Abluft aus abgedeckten Becken kann hingegen direkt in der Abluftleitung erfolgen (siehe Kapitel 5.1.2).

Der N₂O-Gehalt in der Abluft von Belebungsbecken wurde vor Ort mittels eines tragbaren Infrarotspektrometers kontinuierlich gemessen (siehe Kapitel 5.2.1). Zusätzlich zur On-Line-Messung wurden Abluftstichproben genommen und der N₂O-Gehalt im analytischen Labor des Institutes für Wassergüte der TU-Wien mittels Gaschromatographie-Massenspektrometrie bestimmt (GC-MS) (siehe Kapitel 5.2.2). Um die Querempfindlichkeit der IR-Messung gegenüber CO₂ zu berücksichtigen, wurde parallel zu N₂O auch der Gehalt an CO₂ in der Abluft des Belebungsbeckens on-line gemessen (siehe Kapitel 5.4.1).

Auf einer Kläranlage können aufgrund der guten Löslichkeit von Lachgas im Wasser N₂O-Produktion und N₂O-Emission räumlich bzw. zeitlich getrennt voneinander stattfinden. Die N₂O-Fracht, die z.B. in Denitrifikationsbecken gebildet wird, kann erst in den belüfteten Becken/-zonen durch Stripptung in die Umgebungsluft gelangen (z.B. Kampschreuer *et al.*, 2008b). Um die Entstehungsmechanismen von N₂O besser zu verstehen, ist es daher notwendig, die N₂O-Abluftmessungen durch N₂O-Messungen in der gelösten Phase (Belebtschlammproben) zu ergänzen. Dies ist besonders in nicht belüfteten Denitrifikationsbecken bzw. -phasen wichtig. Für die Bestimmung von N₂O in Belebtschlammproben wurde im Rahmen des Projektes den Einsatz eines N₂O-Mikrosensors (Firma Unisense A/S) zur direkten Bestimmung der N₂O-Konzentration im Belebtschlamm erprobt (siehe Kapitel 5.3.1). Vorteilhaft ist dabei, dass die Messung direkt im Belebungsbecken parallel zur On-Line-Messung von N₂O in der Gasphase erfolgen kann. Als zweite Messmethode zur Bestimmung der N₂O-Konzentration in Belebtschlammstichproben wurde eine eigene „*Headspace-Technik*“ entwickelt (siehe Kapitel 5.3.2).

Um die Prozessbedingungen im Moment der Probenahme besser zu definieren, wurden folgende zusätzliche Parameter im Labor des Institutes für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft der Technischen Universität Wien nach normierten analytischen Methoden in Stichproben bestimmt: NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N, TS, oTS. Die Belebtschlammproben wurden am Tag der Beprobung in regelmäßigen Abständen neben der Ablufthaube gezogen. Die On-Line-Messung maßgeblicher Betriebsparameter wie pH-Wert, O₂-Konzentration und Wassertemperatur neben der Ablufthaube sowie die Bestimmung der Aktivität der Mikroorganismen im Belebtschlamm (Atmungsmessungen nach Svardal, 1997) ergänzen das Messprogramm. Das Beprobungsprogramm ist in Tabelle 3 zusammengefasst. Dieses wurde bei Bedarf an die speziellen Anforderungen der einzelnen Kläranlagen angepasst.

Tabelle 3. Beprobungsprogramm an einem Probenahmetag während einer N₂O-Messkampagne.

Parameter	Probenahme	Ort der Probenahme	Häufigkeit am Probenahmetag
N ₂ O	Abluftstichproben in Gasflaschen (für GC-MS Labor)	nach der Abluftpumpe zu IR-Spektrometer	nach Bedarf
CO ₂ , H ₂ S, O ₂	~3 min. Online-Messung mittels tragbarem Gasanalysers	nach der Abluftpumpe zu IR-Spektrometer	1 Mal
NH ₄ , NO ₂ , NO ₃	Belebtschlamm faltenfiltriert	im Belebungsbecken neben der Ablufthaube	1 Mal in der Stunde
CSB, TS, oTS, TKN, Ges.P	Belebtschlamm roh	im Belebungsbecken neben der Ablufthaube	1 Mal *
Atmungsmessung	Belebtschlamm roh	im Belebungsbecken neben der Ablufthaube	1 Mal
Sulfid	Stichproben für Photometer, membranfiltriert	Zulauf-Biologie	2 Mal **
CSB, NH ₄ , Ges.N	Tagesmischproben roh	Zulauf-Biologie	1 Mal ***
CSB, NH ₄ , ev. Ges.N	Stichproben bzw .2h-Mischproben roh	Zulauf-Biologie	nach Bedarf

*) auch in anderen Belebungsstufen, die nicht am Probenahmetag auf N₂O-Emissionen untersucht werden

**) vor und während des täglichen Belastungspeaks

***) auf den meisten Kläranlagen an jedem Messtag, nicht nur am Probenahmetag

Für die Beschreibung der Prozessbedingungen in der Belebung wurden zusätzlich die Messwerte der Eigenüberwachung der Kläranlagen herangezogen. Tagesganglinien in Minutenwerten für Parameter wie Zulaufmenge, Wassertemperatur und pH-Wert sowie O₂-Konzentration in den Belebungsbecken waren auf den meisten Kläranlagen verfügbar. Manche Kläranlagen verfügten zusätzlich über NH₄-Sonden in der Belebung bzw. im Ablauf. Die Schwankungen der Zulaufmengen geben nicht nur Information über die Tagesbelastungsschwankungen, sondern auch über die Wetterbedingungen (Trocken- bzw. Regenwetter).

Um den Einfluss von Belastungsverhältnissen auf die N₂O-Produktion definieren zu können, soll bei Kläranlagen mit Vorklärung die CSB- und N-Fracht im Zulauf zur Biologie quantifizierbar sein. Bei Bedarf wurde während der Messkampagne ein Probenehmer im Zulauf zur Belebung aufgestellt, um fehlende Tagesmischproben bereitzustellen. Um Belastungsschwankungen besser zu erfassen, wurden neben den Tagesmischproben bei Bedarf auch 2-stündliche Mischproben aus dem Zulauf-Biologie mittels Probenehmer gezogen und auf CSB und NH₄-N analysiert.

Darüber hinaus wurden bei Kläranlagen mit Faulung Daten über die zurückfließende Menge an Presswasser/Zentrat (Prozesswasser) aus der Schlammmentwässerung angeschafft. Die sich daraus ergebende NH₄-N-Fracht liegt üblicherweise bei 15 bis 20 % der N-Fracht im Zulauf zu Kläranlagen und kann daher bei stoßweiser Einleitung zu erheblichen Belastungsschwankungen beim Nitrifikationsprozess führen.

In der Fachliteratur gibt es Hinweise darauf, dass höhere Konzentrationen von H₂S (z.B. Wicht, 1996) die N₂O-Produktion bei der Denitrifikation begünstigen können. Aus diesem Grund wurde auch dieser Parameter stichprobenweise im Zulauf-Biologie bei ausgewählten Messkampagnen bestimmt (im Tagesverlauf einmal bei niedrigen und einmal bei hohen Belastungsverhältnissen).

Es wurde angestrebt, die N₂O-Messungen in einem Zeitraum durchzuführen, in dem der Betriebszustand der Kläranlage als „normal“ (z.B. keine Instandhaltungsarbeiten, alle Becken ordnungsgemäß in Betrieb) und „stationär“ (z.B. begrenzte Schwankungen des TS-Gehaltes in der Belebung) bezeichnet werden kann. Erfolgte die Messung der N₂O-Emissionen unter diesen Betriebsbedingungen, können die Ergebnisse als repräsentativ für den „normalen“ Betrieb der Kläranlage angenommen werden.

Wie bereits erwähnt, muss zur Quantifizierung (Frachtbestimmung) der emittierten N₂O-Fracht die messtechnische bzw. rechnerische Bestimmung der aus den Belebungsbecken entweichenden Luft möglich sein.

Voraussetzungen dafür sind:

- Belüftung der Belebung mit Druckluft (Tiefenbelüfter),
- Luftvolumenstrom für das beprobte Belebungsbecken wird gemessen oder ist aus den Gebläsekennlinien und Zustandsdaten berechenbar. In diesem Fall muss allerdings eine konkrete Zuordnung von Verdichter und Becken bestehen.

In den nächsten zwei Kapiteln wird auf die Messmethodik für offene bzw. abgedeckte Becken, die bei den N₂O-Messungen auf den Projektkläranlagen verwendet wurde, näher eingegangen.

5.1.1. N₂O-Messmethodik für offene Becken

Auf Kläranlagen mit offenen Belebungsbecken wurde ein Teil des Abluftstromes des Belebungsbeckens über der Wasseroberfläche der Belebungsbecken mittels einer Ablufthaube aufgefangen (Abbildung 11). Die Ablufthaube mit Aussenabmessung 1.000 x 1.000 x 500 mm (L x B x H) besteht aus 9 mm starken, wasserfest verleimten Multiplexholzplatten. Die untere Seite der Ablufthaube, die ins Wasser eintaucht, ist offen und mit einem Kantenschutz versehen. Außen sind die Winkelprofilen mit Bechernieten fixiert; diese wurden abgedichtet montiert. Auf der Innenseite wurden alle Kanten zusätzlich mit einem Aluklebeband abgedichtet. Als Schwimmkörper wurden 5 cm dicke Styrodurplatten auf alle 4 Innenseitenwände geklebt. Auf der oberen Seite der Ablufthaube (Deckplatte) wurde in jeder der 4 Ecken jeweils auf der Innenseite sowie auf der Außenseite eine ca. 200 x 200 x 3mm Niroblechplatte, in der insgesamt 4 M8-Schrauben abgedichtet montiert sind, befestigt. Eine Schraube je Niroblech hat eine Ringmutter an der Außenseite, in der je ein Seil zur Befestigung der Ablufthaube über der Probenahmestelle im Belebungsbecken mittels Karabiner eingehängt wurde. Zur Abluftentnahme ist auf jeder der 4 Niroblechplatten ein selbstabdichtender Schlauchanschluss montiert.



Abbildung 11. Ablufthaube während einer Messung in einem Belebungsbecken.

Aus dem Luftraum unter der Ablufthaube wurde die Abluft über eine Pumpe (2 L/min bzw. 120 L/h) von einem der 4 Schlauchanschlüsse kontinuierlich abgezogen. Nach entsprechender Behandlung

(Entfeuchtung und Staubfilter) wurden 60 L/h Abluft vom IR-Spektrometer zur Messung des N₂O-Gehaltes über eine zusätzliche Pumpe in die Messzelle angesaugt. Die restlichen 60 L/h flossen in das zweite IR-Spektrometer zur Bestimmung des CO₂-Gehaltes. Die Abluft aus beiden Geräten wurde nach der Messung wieder in die Ablufthaube zurück gepumpt (geschlossener Kreislauf), um den Druck unter der Ablufthaube speziell während der Denitrifikationsphasen auszugleichen (Abbildung 12).

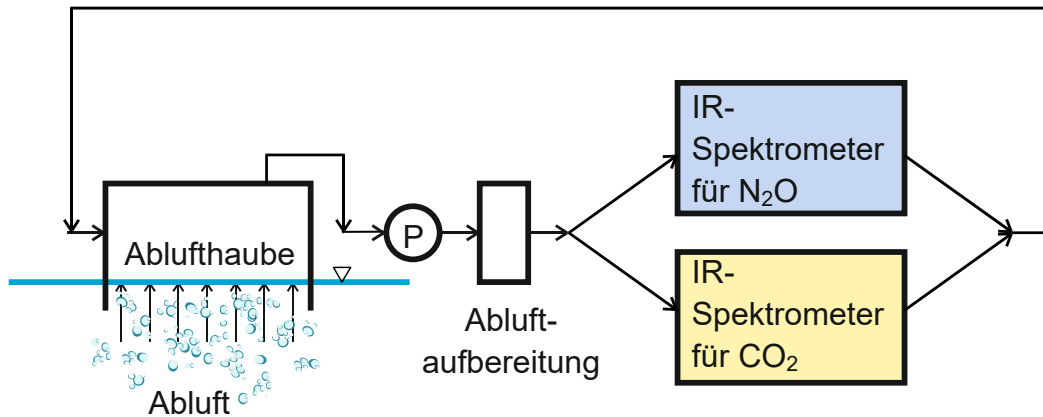


Abbildung 12. Graphische Darstellung der Messanordnung.

Aufgrund des Gewichtes der Ablufthaube entsteht beim Aufschwimmen im Belebungsbecken ein leichter Überdruck im inneren Luftraum. Dieser wird während der Belüftung noch höher. Unter diesen Bedingungen tritt immer wieder ein Teil der aufgefangenen Abluft seitlich aus der Ablufthaube in die Atmosphäre aus. Während der ersten N₂O-Messkampagnen wurde der Luftdruck unter der Ablufthaube mittels eines mit Wasser gefüllten „U“-Schlauches, der an einem der zwei freien Schlauchanschlüsse der Ablufthaube angeschlossen wurde, gemessen. Der Überdruck betrug i.M. 2 mbar in einem kontinuierlich belüfteten Becken und ca. 0,5 mbar in einem Denitrifikationsbecken. Wird dieser Wert mit dem mittleren Luftdruck verglichen, dem die Luftblasen bei der mittleren Beckentiefe vom Belebungsbecken ausgesetzt sind (z.B. bei 3 m Wassersäule = 300 mbar), wird ersichtlich, dass der Einfluss der auftretenden Druckerhöhung unter der Ablufthaube auf die Löslichkeit von N₂O im Wasser vernachlässigbar ist.

Für den Transport der Abluftproben von der Ablufthaube bis zu den Messgeräten wurden gasdichte Schläuche aus PVC mit einem Durchmesser von 8 mm verwendet. Bei einer durchschnittlichen Länge von 30 m ergibt sich eine Zeitverzögerung zwischen Probenahmestelle und Messung von ~45 Sekunden.

Die Fangfläche der Ablufthaube beträgt ~1 m², das Volumen des Innengasraumes je nach Eintauchtiefe der Seitenwände der Ablufthaube 0,28 bis 0,31 m³. Bei der Einstellung der Eintauchtiefe (durch die Styrodurplatten) wurde berücksichtigt, dass die untere Kante der Ablufthaube tief genug ins Wasser eintaucht, um zu vermeiden, dass während der Messung Außenluft in die Haube gelangt. Diese Gefahr besteht speziell während der belüfteten Phase, wenn die Turbulenz an der Wasseroberfläche hoch ist. Die begleitende On-Line-Messung des CO₂-Gehaltes in der Abluft bietet in dieser Hinsicht eine kontinuierliche Überprüfung der Dichtheit der Ablufthaube während der N₂O-Messungen, weil der Gehalt an CO₂ in der Außenluft (~0,04 %) deutlich niedriger ist als jener in der Abluft aus den Belebungsbecken (1-3 %). Anhand der Messwerte konnte nachgewiesen werden, dass eine Eintauchtiefe von 10-15 cm für die Dichtheit der Ablufthaube ausreichend ist.



Andererseits soll gewährleistet werden, dass unter der Ablufthaube der Abstand zwischen dem Wasserspiegel und den Schlauchanschlussstellen für die Abluftprobenahme groß genug ist, um zu vermeiden, dass Wasser in die Probenahmeschläuche und folglich in die Messgeräte gelangen kann.

Bei höherer Eintauchtiefe reduziert sich der Innengasraum der Ablufthaube, mit dem Vorteil, dass zeitliche Änderungen in der Abluftzusammensetzung genauer erfasst werden können (höhere Austauschrate der Abluft unter der Ablufthaube). Mit welcher Zeitverzögerung Gehaltsänderungen in der Ablufthaube detektiert werden können, kann anhand der Verweilzeit des erfassten Abluftstromes unter der Ablufthaube abgeschätzt werden. Da die Verweilzeit der Abluft in der Ablufthaube von der flächenspezifischen Belüftungsintensität (m³ Abluft/m² Belüfterfläche/min) abhängig ist und diese wiederum von mehreren Faktoren wie u.a. der Luftvolumenstrom für die Belüftung, Art des Belüftungssystems, Beckengeometrie und Beckentiefe beeinflusst wird, ist diese von Kläranlage zu Kläranlage unterschiedlich. Wird berücksichtigt, dass der Luftvolumenstrom für die Belüftung im Tagesverlauf je nach Belastungsverhältnissen deutlich variieren kann, ergeben sich auch bei der Abluftverweilzeit zeitliche Schwankungen. Die Abluftverweilzeit lag je nach Kläranlage und Belüftungsintensität jedoch nur bei wenigen Minuten.

Anhand der N₂O-Messungen in der Abluft war es auf Projektkläranlagen mit intermittierender Belüftung möglich, die Veränderung des N₂O-Abluftgehaltes im Luftraum unter der Ablufthaube beim Einschalten der Belüftung (Auswaschkurve) zu ermitteln und diese mit der theoretischen für kontinuierlich beschickte und vollständig durchmischte Reaktoren (CSTR) zu vergleichen (Abbildung 13).

Die Auswaschkurve für CSTR-Reaktoren kann wie folgt beschrieben werden:

$$p_{N_2O}(t) = p_{N_2O}(0) \times e^{\left(\frac{-t}{V_{Haube} / Q_{Abluft}}\right)}$$

$p_{N_2O}(t)$	N ₂ O-Abluftgehalt im Luftraum unter der Ablufthaube in Abhängigkeit der Zeit t nach dem Einschalten der Belüftung [g N ₂ O/m ³]
$p_{N_2O}(0)$	N ₂ O-Abluftgehalt im Luftraum unter der Ablufthaube gleich vor dem Einschalten der Belüftung (Anfangsgehalt) [g N ₂ O/m ³]
t	Zeit [s]
V_{Haube}	Volumen des Luftraumes unter der Ablufthaube [m ³]
Q_{Abluft}	Abluftvolumenstrom in Folge der Belüftung, der von der Ablufthaube aufgefangen wird [m ³ /s]

Das Beispiel in Abbildung 13 zeigt, dass die gemessene Auswaschkurve mit einer exponentiellen Kurve interpoliert werden kann, welche jene eines CSTR-Reaktors ähnlich ist (ähnlicher Exponent-Parameter). Demnach kann davon ausgegangen werden, dass in der Ablufthaube keine bedeutenden Kurzschlussströmungen bzw. Totzonen auftreten. Die Verschiebung der gemessenen Kurve nach rechts ergibt sich höchstwahrscheinlich aus der Zeitverzögerung im Belebungsbecken bis zum tatsächlichen Eintreten des eingestellten Luftvolumenstroms unter der Ablufthaube.

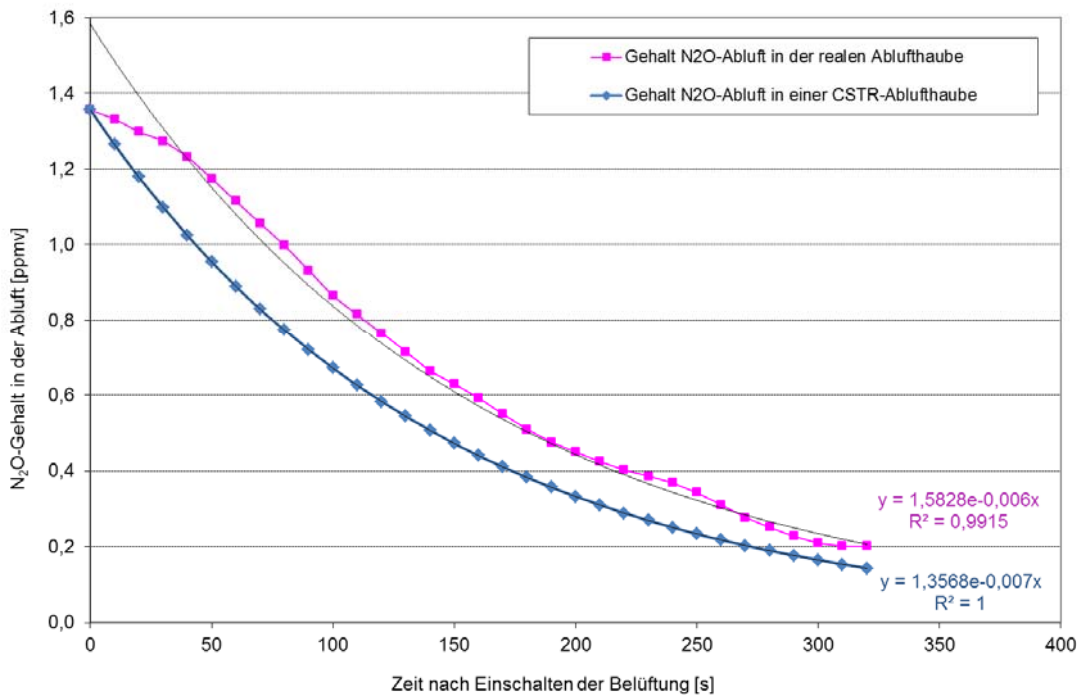


Abbildung 13. Veränderung des N₂O-Gehaltes im Luftraum unter der Ablufthaube beim Einschalten der Belüftung gemessen bzw. berechnet mit der exponentiellen Gleichung für CSTR-Reaktoren (Messdaten aus der Messkampagne Sept. 2012 auf Kläranlage C).

Während der belüfteten Phasen entspricht der N₂O-Gehalt unter der Ablufthaube jener, die mit der Abluft aus dem Belebungsbecken ausgestriipt wird. Während der nicht belüfteten Phasen verändert sich hingegen der N₂O-Gehalt im Luftraum unter der Ablufthaube sehr langsam, weil der Transportkoeffizient (k_{La}) ohne Belüftung wesentlich kleiner ist. In der Fachliteratur wird für die Simulation der N₂O-Emission aus Belebungsbecken ein k_{La} von 70 d⁻¹ für belüftete Phasen und von 2 d⁻¹ für unbelüftete eingesetzt (Siegrist & Gujer, 1994). Der gemessene N₂O-Gehalt während zu kurzer Denitrifikationsphasen kann aufgrund des langsameren Gasaustausches unter der Haube vom tatsächlichen N₂O-Gehalt in der Abluft wesentlich abweichen. Informationen über N₂O-Produktion bzw. -Abbau während der Denitrifikation sollten in diesem Fall durch Messungen im Belebtschlamm z.B. mittels eines N₂O-Mikrosensors gewonnen werden. Ausgehend von den N₂O-Konzentrationen in der flüssigen Phase ist eine Abschätzung der zu erwartenden N₂O-Emission in nicht belüfteten Phasen/Becken mit folgender Formel möglich (Schulthess & Gujer, 1996):

$$Fr.- N_2O = k_{LAN_2O} \times (S_{N_2O} - p_{N_2O_{Luft}} \times H_{N_2O}) \times V_{BB} \quad (1)$$

Fr.- N ₂ O	Fracht an emittiertem N ₂ O [g N ₂ O/d]
k_{LAN_2O}	Gastransferkoeffizient unter Prozessbedingungen für N ₂ O [d ⁻¹]
S_{N_2O}	N ₂ O-Konzentration in der flüssigen Phase – Belebtschlamm [g/m ³]
$p_{N_2O_{Luft}}$	N ₂ O-Gehalt in der Umgebungsluft [bar]
H_{N_2O}	Henrykonstante für N ₂ O [g N ₂ O/m ³ /bar]
V_{BB}	Volumen vom Belebungsbecken [m ³]



Im Falle der Messung mittels Ablufthaube kann die emittierte N₂O-Fracht in belüfteten Phasen/Becken wie folgt berechnet werden:

$$\text{Fr.- N}_2\text{O} = (\text{N}_2\text{O}_{\text{Abluft}} - \text{N}_2\text{O}_{\text{Umgebungsluft}}) \times \text{Q}_{\text{Abluft}} \quad (2)$$

Fr.- N ₂ O	Fracht an emittiertem N ₂ O [kg N ₂ O/min]
N ₂ O _{Abluft}	Gehalt an N ₂ O in der Abluft des Belebungsbeckens [mg N ₂ O/m ³]
N ₂ O _{Umgebungsluft}	Gehalt an N ₂ O in der Umgebungsluft [mg N ₂ O/m ³]
Q _{Abluft}	Abluftvolumenstrom in Folge der Belüftung im untersuchten Belebungsbecken [m ³ /min]

Um die tatsächliche N₂O-Emission zu berechnen, wird vom gemessenen N₂O-Gehalt in der Abluft (pN₂O_{Abluft}) der „background“-N₂O-Gehalt in der Umgebungsluft am Kläranlagengelände (pN₂O_{Umgebungsluft}) abgezogen. Die tägliche Fracht ergibt sich aus der Summe der Minutenwerte über 24 Stunden.

Die Berechnung des Luftvolumenstroms an der Ansaugstelle (Q_{Ansaugluft}) kann bei Drehkolbengebläsen u.a. über die Frequenz des elektrischen Antriebsmotors, das Übersetzungsverhältnis zwischen Antriebsmotor und Gebläse sowie über den Inhalt und den Verlustvolumenstrom des Gebläses erfolgen (siehe Kapitel 5.7). Wurde auf einer Projektkläranlage die Luftvolumenströme für die Belüftung z.B. über Blendenregulierschieber bzw. über thermische Massendurchflussmesser gemessen, wurde der gerechnete Wert zur Überprüfung des gemessenen Luftvolumenstroms verwendet. Die gerechneten Luftvolumenströme wurden mit den Messdaten von durchgeführten Sauerstoffzufuhrmessungen – wenn vorhanden – auf Plausibilität geprüft.

Die Ablufthaube wurde nach dem Modell gebaut, welches von Frey (1989) für die Messung der Sauerstoffausnutzung in offenen Becken eingesetzt wurde. In der Fachliteratur wurden in letzter Zeit auch andere Ausführungen von Ablufthauben zur Erfassung der N₂O-Emission aus Belebungsbecken eingesetzt:

1. Die SEIFC-Ablufthaube (Surface Emission Isolation Flux Chamber, von US Environmental Protection Agency), die z.B. von Chandran (2009) und Ahn *et al.* (2010) eingesetzt wurde, unterscheidet sich von der oben beschriebenen durch die konische Form und durch das Vorhandensein von Mischern im Innengasraum, die bei Messungen in der nicht belüfteten Phase eingeschaltet werden. Während unbelüfteter Phasen kann Außenluft in die Haube gepumpt werden, um den Windeinfluss zu simulieren. In Chandran (2009) wurde der Abluftdurchfluss unter der Ablufthaube durch die Verdünnung von einem definierten Inertgas (Helium) in regelmäßigen Abständen ermittelt. Auf diese Weise konnten die Daten der auf der Kläranlage eingesetzten Luftmengenmessung stichprobenartig überprüft werden. Da sich der Luftvolumenstrom für die Belüftung ausreichend verlässlich über die Gebläsedaten berechnen lässt (mündliche Auskunft Dr. Frey, Ingenieurkonsulent für Maschinenbau), wurde es im Projekt auf die Überprüfung der Luftvolumenströme mit einem Inertgas aufgrund des erheblichen zusätzlichen Messaufwands verzichtet. Eine rechteckige Form der Ablufthaube wurde im Projekt bevorzugt, weil sie gegenüber einer konischen etwas mehr Stabilität aufweist.
2. Die Lindvall-Ablufthaube ist ein Beispiel der Anwendung der Windkanalmethode für die Quantifizierung von Gasemissionen und wird von Desloover *et al.* (2011) näher beschrieben. Ursprünglich wurde die Methode für die Abschätzung von Geruchs- und Gasemissionen aus Quellen wie Deponien und Güllelagerung entwickelt (Gostelow *et al.*, 2003). Der Innenraum der

quadratischen Ablufthaube ist schlangenförmig gestaltet und wird durch einen kontinuierlich erzeugten Luftstrom durchströmt (Simulation eines geringen Windganges von 0,4-0,5 m/s). Eine kontinuierliche Messung der Durchströmungsgeschwindigkeit am Ende des Windkanals (Austrittspunkt in die Atmosphäre) ermöglicht zusammen mit dem N₂O-Gehalt die Ermittlung der emittierten N₂O-Frachten. Es soll angemerkt werden, dass diese Messmethode nur verlässliche Ergebnisse liefert, wenn der aufgefangene Abluftvolumenstrom aus dem Belebungsbecken auch während belüfteter Phasen gemeinsam mit dem künstlich hergestellten Windstrom die Haube zur Gänze durch den Windkanal verlässt. Tritt die Abluft zum Teil auch seitlich aus der Ablufthaube in die Atmosphäre heraus, ist mit einer Unterbewertung der N₂O-Emissionen zu rechnen. Diese Gefahr besteht vermehrt in Belebungsbecken mit einer hohen Belüftungsintensität (m³ Abluft/m² Belüftungsfläche/min). Da bei langfristigen N₂O-Messungen eine Überwachung der Ablufthaube nur beschränkt möglich ist, wurde diese Methode für die Zwecke des Projektes als nicht geeignet eingestuft. Ein weiteres Argument stellt die nachteilige Verdünnung der Abluft dar. Besonders bei einem niedrigen N₂O-Abluftgehalt würde die Genauigkeit der N₂O-Messung in der Abluft durch Verdünnung mit dem Luftstrom noch weiter sinken.

Die Ablufthaube wurde in belüfteten Becken direkt über dem Belüftungsfeld positioniert. Bei Becken mit mehreren Belüftungsfeldern, die nicht immer gleichzeitig betrieben werden, wurde das Belüftungsfeld ausgewählt, das bei der Belüftungsregelung als erstes eingeschaltet bzw. als letztes abgeschaltet wird. Somit konnte gewährleistet werden, dass die emittierte N₂O-Fracht bei jeder Einstellung der Belüftungsregelung erfasst werden konnte. Bei der Auswertung der N₂O-Fracht wird die Annahme getroffen, dass die Belüftungsluft, wenn alle Belüftungsfelder eingeschaltet sind, auf diese gleichmäßig aufgeteilt wird. Das kann von der Realität abweichen, wenn die Druckverluste in den einzelnen Belüftungsfeldern unterschiedlich sind.

Ergebnisse aus der Fachliteratur deuten darauf hin, dass die N₂O-Emission aus einem Belebungsbecken räumlich variieren kann (Beier, 1994; Suemer *et al.*, 2005). Im Projekt ReLaKO wurde der Schwerpunkt eher auf die zeitliche Änderung der N₂O-Emission an einer ausgewählten Stelle im Belebungsbecken gelegt. Dieser Ansatz erscheint geeigneter, um Zusammenhänge zwischen N₂O-Emissionen und der zeitlichen Veränderung von Belastungsverhältnissen bzw. Betriebsbedingungen festzustellen. Nur in Einzelfällen wurden z.B. in sehr langen Umlaufbecken Messungen mit der Ablufthaube an zwei Stellen durchgeführt.

Die Messungen wurden i.d.R. in allen belüfteten Kaskaden der ausgewählten Kläranlagen durchgeführt. In Denitrifikations- bzw. Bio-P-Becken wurde die N₂O-Konzentration lediglich im Belebtschlamm mittels Lachgassonde gemessen.

Bei Kläranlagen, die zwei- bzw. mehr-straßig durchflossen werden, wurde aus Zeitgründen nur eine Straße beprobt. Anhand der Betriebsdaten wurde dann abgeschätzt, ob wesentliche betriebliche Unterschiede zwischen den parallel betriebenen Belebungsbecken bestehen, die einen Einfluss auf die N₂O-Produktion bzw. -Emission haben können.

5.1.2. N₂O-Messmethodik für abgedeckte Becken

Bei abgedeckten Belebungsbecken wurde die Abluft aus dem Belebungsbecken mittels Ventilatoren abgesaugt und zu einem Biofilter geschickt. Da die Ventilatoren in der Regel so ausgelegt sind, dass sie mehr Luft, als in Folge der Belüftung aus der Belebungsbecken austritt, absaugen können, entsteht unter der Abdeckung ein leichter Unterdruck. Unter diesen Bedingungen dringt an undichten Stellen Umgebungsluft unter die Abdeckung ein und wird gemeinsam mit der Abluft aus dem Belebungsbecken über die

Abzugsleitung abgezogen. Wenn Lüftungsöffnungen vorhanden sind, werden diese bewusst weit entfernt von der Abzugsleitung positioniert, damit günstige Luftströmungsverhältnisse (Vermeidung von Kurzschlüssen/Totzonen) im Gasraum unter der Abdeckung gewährleistet werden können.

Die Probenahme für die Messung des N₂O-Gehaltes in der Abluft aus der Belebung erfolgte im Fall von abgedeckten Becken direkt aus der Abluftleitung. Der Probenahmeschlauch wurde über ein Loch in der Leitungswand in die Abluftleitung eingebracht. Da in dieser Öffnung auch die Strömungsgeschwindigkeit gemessen wurde, wurde die Position des Probenahmeloches – wenn möglich – mit ausreichendem Abstand zu Krümmungen bzw. Verengungen/Ausweitungen der Leitung gewählt.

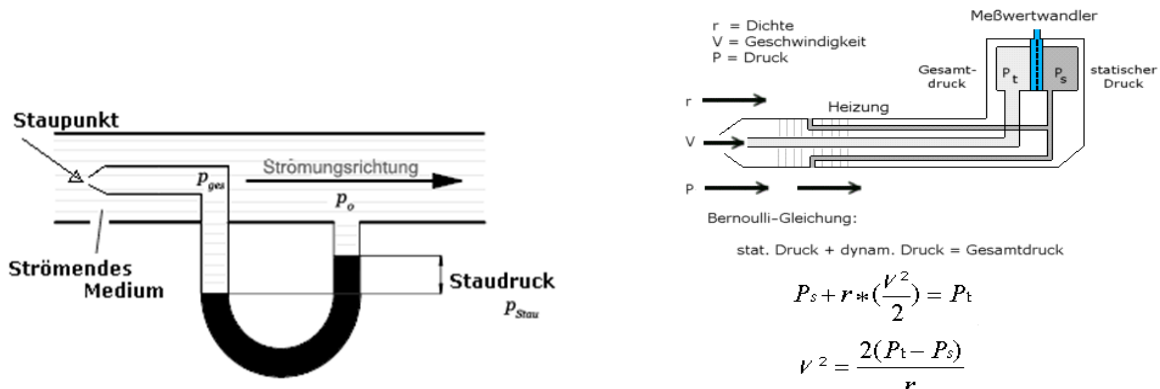


Abbildung 14. Grundlagen der Messung der Strömungsgeschwindigkeit eines Gases in einer Leitung mittels Staudrucksonde

Um die emittierte N₂O-Fracht zu berechnen, muss der Abluftvolumenstrom ermittelt werden. Eine Abschätzung über die Ventilator Kennlinie und den statischen Differenzdruck ist erfahrungsgemäß aufgrund der geringen Druckerhöhung nicht verlässlich und auch nur dann möglich, wenn im Belebungsbecken ein oder mehrere Ventilatoren mit jeweils einer eigenen Abluftabzugsleitung angeordnet sind. Da diese Bedingung bei den zwei abgedeckten Projektkläranlagen nicht gegeben war, wurde als Alternative die Messung der Abluftströmungsgeschwindigkeit in der Leitung mittels eines Differenzdruckmanometers mit Staudrucksonde gewählt (Abbildung 14). Für die Messungen im Projekt wurde ein Mikromanometer der Firma TSI, Modell Nr. 8705-M verwendet (Messbereich 5 bis 70 m/s). Je nach Durchmesser der zu untersuchenden Abluftleitung kamen unterschiedlich lange Staurohre (48 cm bzw. 100 cm) zum Einsatz, die durch das Probenahmeloch senkrecht in der Leitung eingebracht wurden. Die Öffnung des Staurohres wurde sorgfältig gegen die Fließrichtung der Abluft positioniert. Die Messung erfolgte diskontinuierlich und nur an den Probenahmetagen.

Aus der Abluftströmungsgeschwindigkeit und dem Durchmesser der Leitung kann der Abluftvolumenstrom (m³/min) errechnet werden. Die Berechnung der emittierten N₂O-Fracht erfolgt dann ähnlich wie bei offenen Becken:

$$Fr. - N_2O = (N_{2O}^{Abluft} - N_{2O}^{Umgebungsluft}) \times A_{Abluftleitung} \times v_{Abluftleitung} \quad (3)$$

Fr. - N ₂ O	Fracht an emittiertem N ₂ O [kg N ₂ O/min]
N ₂ O ^{Abluft}	Gehalt an N ₂ O in der Abluft des Belebungsbeckens [mg N ₂ O/m ³]
N ₂ O ^{Umgebungsluft}	Gehalt an N ₂ O in der Umgebungsluft [mg N ₂ O/m ³]
A ^{Abluftleitung}	Querschnitt der Abluftleitung aus dem untersuchten Belebungsbecken [m]
v ^{Abluftleitung}	Strömungsgeschwindigkeit der Abluft in der Abluftleitung [m ² /min]

In diesem Fall wurde der gemessene N₂O-Gehalt über einen Tag gemittelt und mit dem ausgewerteten Mittelwert des Abluftvolumenstroms multipliziert.

Die Messung der Abluftströmungsgeschwindigkeit wurde durch die Verschiebung des Staurohres an drei verschiedenen Stellen in der Leitung durchgeführt: in der Mitte der Leitung ($\varnothing/2$) und jeweils 1/4 vom Durchmesser links und rechts von der Mitte. Somit konnte überprüft werden, wie die Verteilung der Strömungsgeschwindigkeit in der Leitung ist. Eine Messung am Rand kann zu diesem Zweck auch von Vorteil sein. Wenn die gemessene Strömungsgeschwindigkeit an allen drei Messstellen nur geringfügige Abweichungen aufwies (5 bis 10 %), wurde aus den drei Messwerten ein Mittelwert gebildet und mit dem Gesamtquerschnitt der Leitung multipliziert. Ansonsten wurde für die Berechnung des Abluftvolumenstroms der Querschnitt der Leitung in zwei konzentrischen Flächen mit unterschiedlichen Abluftströmungsgeschwindigkeiten aufgeteilt.

Die Messung der Abluftströmungsgeschwindigkeit wurde an jedem Beprobungstag zwei Mal wiederholt. Da es sich dabei um stichprobenartige Messungen handelte, wurde anhand der Betriebsprotokolle der Kläranlage überprüft, ob der bzw. die Ventilatoren während der gesamten Messkampagne mit der gleichen Leistung wie bei der Abluftströmungsgeschwindigkeitsmessung konstant gefahren ist bzw. sind. Betriebsstörungen konnten auf dieser Weise auch erkannt werden. Bei den Projektkläranlagen wurden die Ventilatoren während der Messkampagnen konstant bei der maximalen Leistung betrieben.

Eine wesentliche Voraussetzung für die Anwendung der oben beschriebenen Methode zur Erfassung der N₂O-Emission ist, dass die aus der Belebung austretende Abluft (Q_{Abluft}) zur Gänze über die Abluftleitung angesaugt wird. Wird z.B. bei zu geringer Ventilatorleistung nur ein Teil des Abluftstromes aus der Belebung erfasst, tritt aufgrund des Überdruckes unter der Abdeckung die restliche Menge in die Atmosphäre aus, mit der Folge, dass die erfasste N₂O-Emission aus der Belebung unterschätzt wird. Die Bedingung dass $Q_{\text{Abluftleitung}}$ ausreichend höher ist (zumindest doppelt so hoch) als Q_{Abluft} wurde auf den Projektkläranlagen bei jeder Messkampagne überprüft. Der Abluftvolumenstrom aus der Belebung wird dabei aus dem Luftvolumenstrom für die Belüftung abgeschätzt (siehe Kapitel 5.7).

Um zu ermitteln, wie schnell sich Schwankungen des N₂O-Gehaltes in der Abluft der Belebung in der abgezogenen Abluft bemerkbar machen, kann ähnlich wie bei der Ablufthaube die Verweilzeit der Abluft im Luftraum unter der Abdeckung berechnet werden.

Da bei dieser Messmethode die Güte der Messergebnisse u.a. von der richtigen Haltung der Staudrucksondenspitze in der Leitung beeinflusst wird, kann die Messgenauigkeit bei jeder Messung unterschiedlich sein. Bei ordnungsgemäßer Ausführung der Messung liegt die Messgenauigkeit nach Erfahrungswerten bei $\pm 5\%$.

Eine alternative Messmethodik für abgedeckte Belebungsbecken wäre jene, bei der die Abluftentnahme für die N₂O-On-Line-Messung direkt aus dem Luftraum unter der Abdeckung erfolgt. Während der N₂O-Messung müssen in diesem Fall die Abluftventilatoren abgeschaltet sein. Für die Berechnung der emittierten N₂O-Fracht muss bei dieser Variante – ähnlich wie bei der Ablufthaube – die Luftvolumenströme für die Belüftung bekannt sein. Diese Messmethodik wurde auf einer der beiden abgedeckten Projektkläranlagen eingesetzt, um die Plausibilität der Messungen der Staudrucksonde zu überprüfen. Es soll jedoch betont werden, dass bei dieser Variante die N₂O-Messergebnisse von Kurzschlussströmungen im Luftraum unter der Abdeckung beeinflusst werden können. Wenn beispielsweise die Abluftprobenahme für die N₂O-On-Line-

Messung an einer Stelle im Luftraum erfolgt, in der Außenluft eindringt und die Belüftungsluft verdünnt, so würden die Messungen zu einer Unterbewertung der N₂O-Emission führen. Um diesen Störfaktor auszuschließen, wurden die Vergleichsmessungen auch in abgedeckten Belebungsbecken mittels Ablufthaube durchgeführt. Die Ablufthaube wurde unter der Abdeckung eingebracht und über einem Belüftungsfeld positioniert.



Abbildung 15. Kleinere Ablufthaube für die Messung in abgedeckten Belebungsbecken

Zu diesem Zweck wurde eine kleinere Ablufthaube in Form eines PVC-Rohres mit 190 mm Innendurchmesser und 0,5 m Länge angefertigt (Abbildung 15). Eine Seite des Rohres wurde mit einer PVC-Platte dicht zugemacht und mit zwei selbstabdichtenden Schlauchanschlüssen ausgestattet. Da die Innenwände zum Teil mit Styrodurplatten als Schwimmkörper verkleidet wurden, errechnet sich ein Innenvolumen von ~6,5 L. Um die Ablufthaube im Belebungsbecken aufrecht zu halten, wurde sie in einem breiteren und längeren (2 m) PVC-Rohr positioniert, in dem sie sich bei schwankenden Wasserständen nach oben und nach unten frei bewegen konnte. Diese Bewegungsfreiheit war bei Messungen in SBR-Becken notwendig.

Ein Vorteil der Messung in abgedeckten Belebungsbecken ist die Möglichkeit, die gesamte N₂O-Emission aus der Gesamtoberfläche des Beckens zu erfassen. Im Falle der Anwendung der Ablufthaube kann hingegen die Messung der emittierten N₂O-Fracht nur punktuell erfolgen. Die Hochrechnung auf die Gesamtemission kann dann nur unter der Annahme bewerkstelligt werden, dass die emittierte N₂O-Fracht räumlich keinen bedeutenden Schwankungen unterliegt.

Nachteilig bei der Messung in abgedeckten Becken ist die Tatsache, dass bei dieser Methode eine genaue Zuordnung der N₂O-Emission zu den Prozessbedingungen (z.B. aerobe Phase bzw. Denitrifikationsphase) in intermittierend belüfteten Becken mit mehreren und unterschiedlich betriebenen Belüftungsfeldern nicht möglich ist.

5.2. N₂O-Messtechnik: Messung in der Gasphase (Abluft Belebung)

In diesem Kapitel wird auf die gewählten Messmethoden für die Bestimmung des N₂O-Gehaltes in der Gasphase bzw. der N₂O-Konzentration in der flüssigen Phase näher eingegangen.

5.2.1. N₂O-Messung in der Gasphase über IR-Spektrometrie (On-Line-Messung)

Für die Messung von N₂O in der Gasphase wurde das „Nicht Dispersive Infrarot (NDIR)“-Messprinzip verwendet. Dabei wird ein Gas bzw. ein Gasgemisch durch eine IR-Messzelle gefördert und die Absorption von Wärmestrahlung durch die Atombindungen des Gases bzw. durch die Kinetik der Bindungen zwischen den Atomen gemessen. Der IR-Lichtstrahl aus einer Quelle wird durch eine Messzelle bis zum Detektor geleitet und im Falle der Anwesenheit von im Infrarotbereich optisch aktiven Gasen wird das IR-Licht abgeschwächt. Der Detektor am anderen Ende der Messzelle kann diese Abschwächung messen.

Im NDIR erfolgt die Erkennung der Absorptionsbanden mit optischen Interferenzfiltern. Weil die technischen und physikalischen Möglichkeiten nicht unendlich klein gestaltet werden können, ist eine Unterscheidung der einzelnen Gase im niedrigen Konzentrationsbereich nicht möglich. Deswegen ist es schwer, mittels NDIR-Verfahren geringe Konzentrationen von N₂O in Anwesenheit von hohen CO₂-Konzentrationen zu messen, ohne die Querempfindlichkeit von CO₂ zu berücksichtigen.

Im Rahmen der ersten Messkampagnen 2012 wurden zwei auf NDIR basierende N₂O-Messgeräte von zwei unterschiedlichen Herstellern sowohl im Labor als auch bei den Feldmessungen auf den Kläranlagen über mehrere Wochen getestet. Der Aufbau der beiden Geräte war ähnlich, mit Ausnahme, dass die Messzelle bei einem Hersteller nicht temperiert war. Die Evaluierung der Messergebnisse hat für dieses IR-Gasspektrometer gezeigt, dass Schwankungen der Umgebungstemperatur deutliche Signalschwankungen verursachen (Abbildung 16). Die Temperaturabhängigkeit lag bei 1 bis 2 ppmv pro °C und konnte durch Linearisierung der Messergebnisse nicht zufriedenstellend beschrieben werden. Da bei den Feldmessungen auf Kläranlagen mit ausgeprägten Temperaturschwankungen zu rechnen ist, konnte dieses Gerät die gestellten Anforderungen nicht erfüllen und schied daher im Auswahlprozess aus.

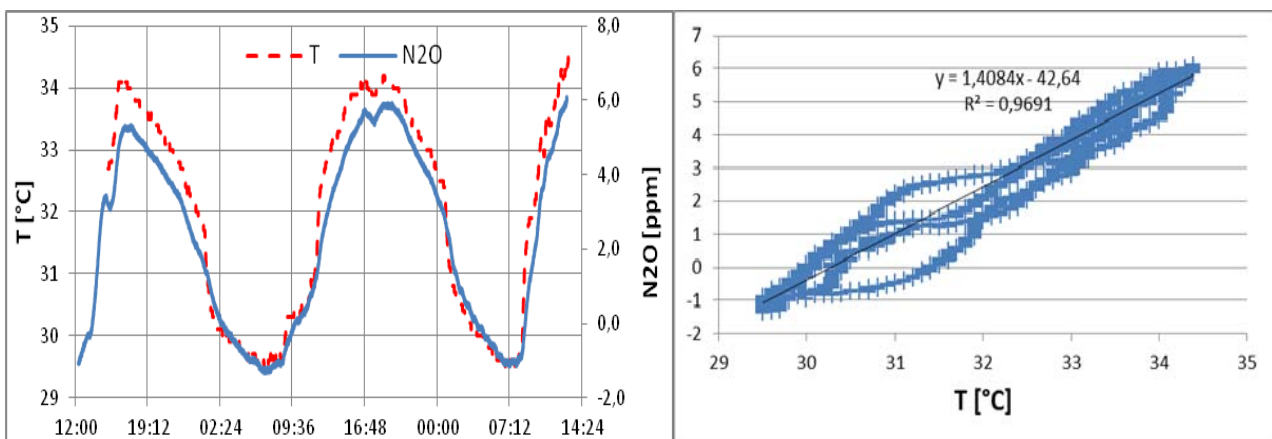


Abbildung 16. Die Temperaturabhängigkeit und Linearisierung des N₂O-Messsignals beim IR-Spektrometer ohne Temperierung der Messzelle

Für die On-Line-Messung von N₂O nach DIN EN ISO 21258 auf den Projektkläranlagen wurde somit das Gerät Thermo Modell 46i gewählt und angeschafft (Abbildung 17). Der Messbereich bei diesem Gerät liegt laut Hersteller bei 0-50 ppmv, die Nachweisgrenze bei 0,02 ppmv, die Basisliniendrift bei weniger als

0,05 ppmv/24 h. Aufgrund der langen Lieferzeit des Gerätes wurde bei der Sommer-/Herbstkampagne 2012 ein Leihgerät (älteres Modell Thermo 46c) verwendet.

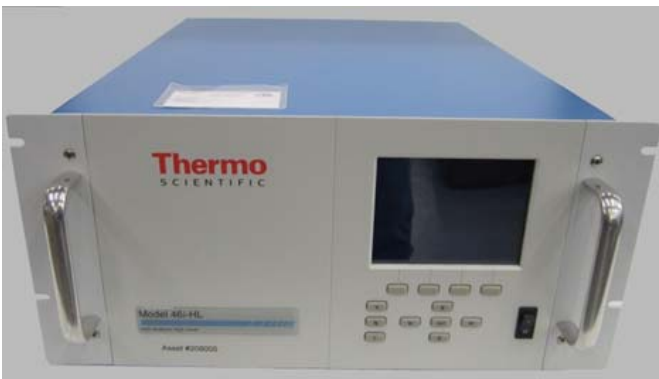


Abbildung 17. IR-N₂O-Spektrometer Thermo Modell 46i.

Bei der NDIR-Gasspektrometrie lässt es sich nicht ganz vermeiden, dass eine gewisse Querempfindlichkeit gegenüber CO₂ besteht. Aus diesem Grund wurde bei beiden IR-Gasspektrometern (altes und neues Modell) der Einfluss von CO₂ auf das N₂O-Messsignal überprüft (Abbildung 18). Aus den Ergebnissen konnte beim Modell 46i ein Korrekturfaktor von 0,13 ppmv N₂O pro % vol. CO₂ festgestellt werden. Wird berücksichtigt, dass in der Abluft aus Belebungsbecken der CO₂-Gehalt üblicherweise zwischen 1 und 3% vol. liegt, kann die Überbewertung des N₂O-Gehaltes somit bei maximal 0,39 ppmv liegen. Bei der Auswertung der Messergebnisse wurde der gemessene N₂O-Gehalt mit dem jeweiligen CO₂-Gehalt der Abluft korrigiert.

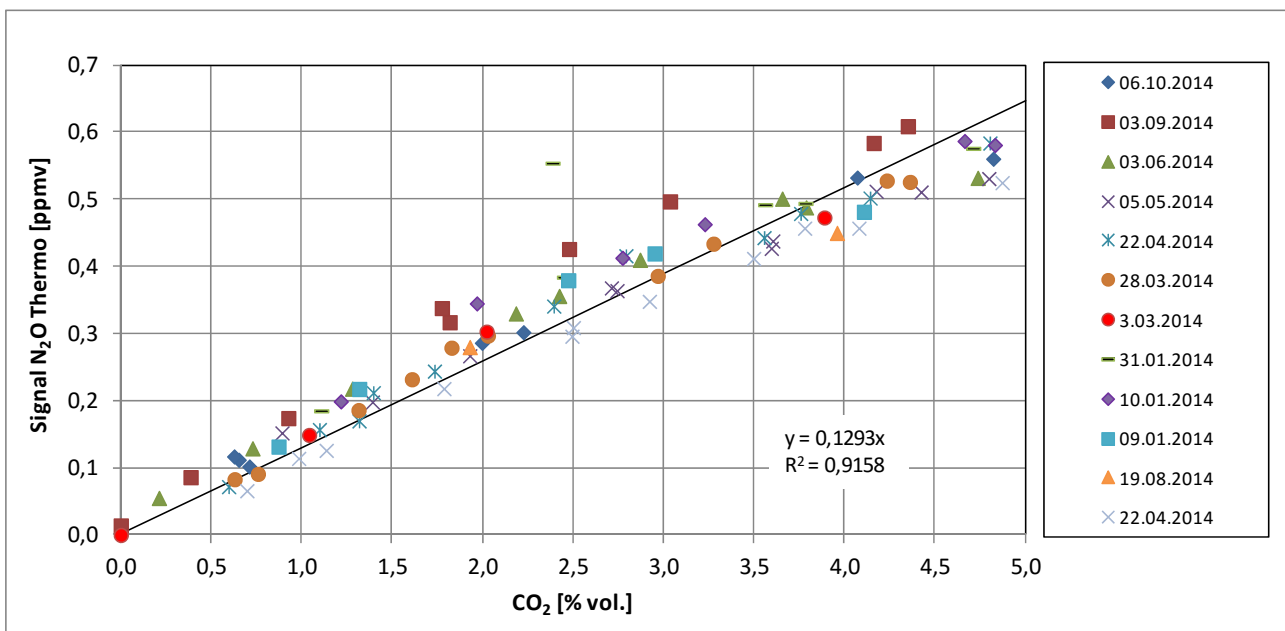


Abbildung 18. Querempfindlichkeit des N₂O-Signals in Abhängigkeit des CO₂-Gehaltes beim IR-N₂O-Spektrometer Thermo Modell 46i.

Der IR-Gasspektrometer wurde in regelmäßigen Abständen mit einem Prüfgas (40 ppmv N₂O) im Labor kalibriert und justiert. Die Stabilität der Basislinie (Nullpunkt) wurde mit N₂-Gas sowohl im Labor als auch während der Feldmessungen auf den Kläranlagen in regelmäßigen Abständen geprüft.

Um die IR-Messzelle vor Beschädigung durch Staub und Feuchtigkeit zu schützen, war es speziell bei längeren kontinuierlichen Messungen in der Abluft aus Belebungsbecken notwendig, den zu messenden Abluftstrom vor der Messung entsprechend aufzubereiten. Zu diesem Zweck wurde der Abluftstrom durch einen Gaskühler, der mit einem Jet-Stream Wärmetauscher ausgestattet ist, gepumpt (Abbildung 19, a). Dabei wurde die Abluft unabhängig von der Umgebungstemperatur konstant auf +5 °C abgekühlt und entfeuchtet. Das Kondensat aus dem Kühler wird mit einer Schlauchpumpe entfernt. Zusätzlich wurde die Abluft mittels Partikelfilter (Feinfilter 2 µm Filtereinheit) von Staubpartikeln befreit.

Im Fall einer Systemüberlastung, z.B. durch Ansammlung von Wasser im Gaskühler, wird das Gasaufbereitungsgerät automatisch abgeschaltet, um eine Beschädigung der IR-Messzelle zu verhindern.

Das Gasaufbereitungssystem PSS-5 von M&C TechGroup ist in einem kompakten und robusten Aluminiumrahmenkoffer untergebracht. (Abbildung 19, b) und konnte somit ohne großen Aufwand transportiert und schnell in Betrieb genommen werden.

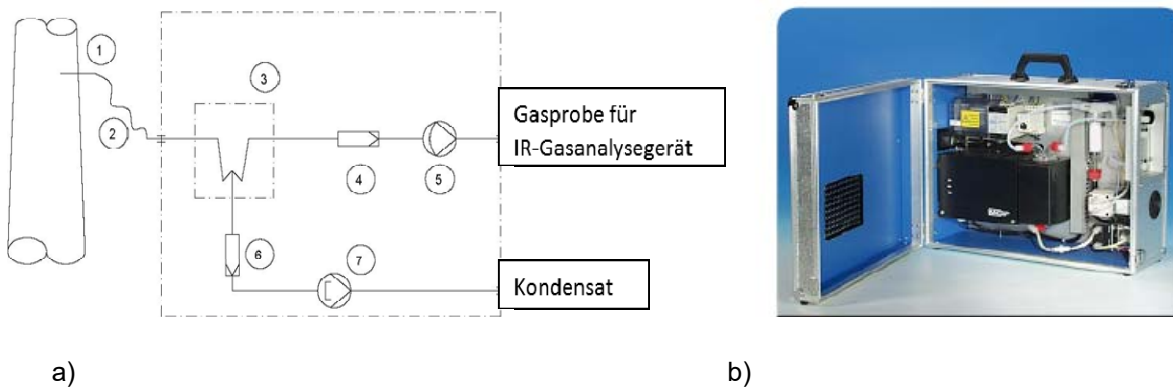


Abbildung 19. Gasaufbereitungssystem für das IR-Gasspektrometer Thermo 46i.

Legende: 1 Entnahmestelle; 2 Entnahmeleitung; 3 Gaskühler; 4 Feinfilter; 5 Messgaspumpe; 6 Vorfilter; 7 Schlauchpumpe für Kondensatableitung.

Die Leistung der Pumpe des Gasaufbereitungssystems betrug 120 L/h. Das IR-Gasspektrometer für die N₂O-Messung verfügt über eine eigene Pumpe mit einer Leistung von 60 L/h und entzieht den Abluftstrom direkt aus der Ausgangsstelle des Abluftaufbereitungssystems. Die restlichen 60 L/h werden durch den IR-Gasanalyser für die CO₂-Bestimmung gefördert (siehe Kapitel 5.4.1).

Um einen N₂O-Gehalt über 50 ppmv in der Abluft aus den Belebungsbecken zu messen, war es notwendig, die zu messende Abluft zu verdünnen. Dafür wurde eine automatische Verdünnungseinheit aus zwei Schwebekörperdurchflussmessern im Gasaufbereitungssystem integriert. Dabei wurde mit einem Durchflussmesser eine bestimmte Menge an Umgebungsluft zur Verdünnung und mit dem anderen die Menge der Abluft eingestellt. Die Einstellung der Verdünnung wurde im Labor mit einem Referenzgas vor und nach jeder Messkampagne geprüft.

5.2.2. N₂O-Messung in der Gasphase über GC-MS (Stichproben)

Parallel zur On-Line-Messung am Kläranlagegelände über NDIR wurden aus dem mittels Ablufthaube erfassten Abluftstrom Stichproben gezogen und im analytischen Labor des Instituts für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft an der TU-Wien mittels Gaschromatographie-Massenspektrometrie (GC-MS) auf N₂O untersucht. Es wurde eine Porapak-Säule (ID 0,32 mm und Länge ca. 30 m) verwendet. Die Messbedingungen sind nachfolgend angeführt.

GC-Messbedingungen:

Injektion:	splitless
Injektionstemperatur:	200 °C
Injektionsvolumen:	500 µL
Temperaturprogramm:	50 °C, 14 min; 100 °C, 4 min
Trägergas:	Helium, 40 kPa
Temperatur der Transferleitung:	150 °C

MS-Messbedingungen:

Typ:	Single Quadrupol
Ionisierung:	EI 70 eV
Modus:	SIM
Temperaturen:	MS Quelle 150 °C MS Quadrupol 200 °C

Wie Abbildung 20 veranschaulicht, liegt unter den oben genannten Bedingungen die Retentionszeit von CO₂ bei 12,5 Minuten und von N₂O bei 14,5 Minuten.

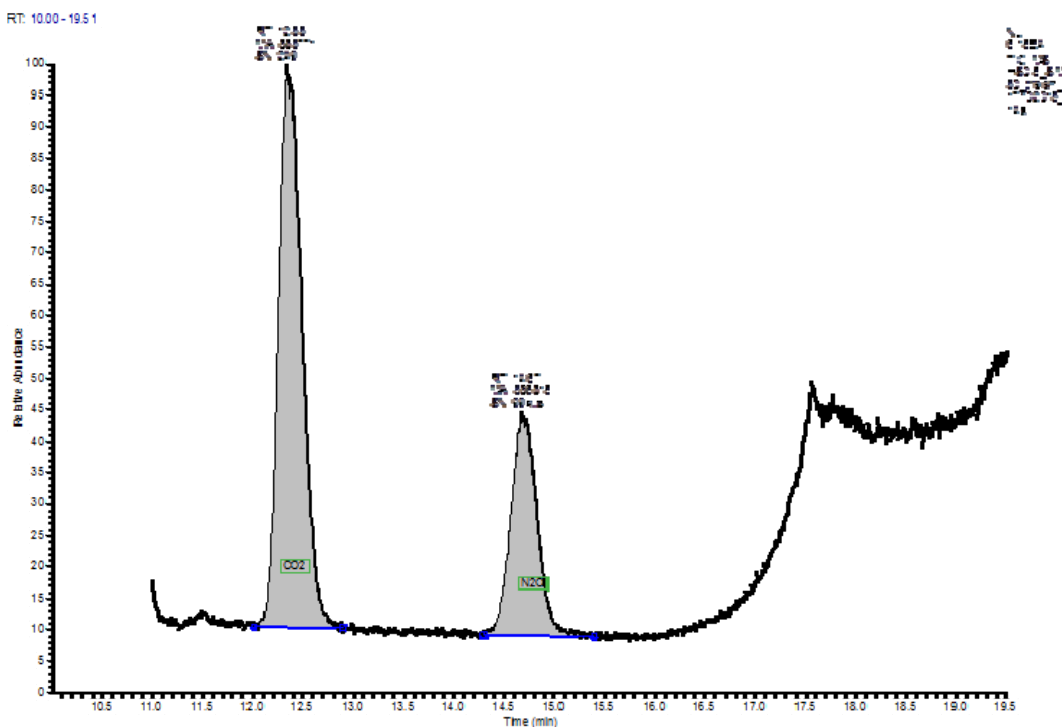


Abbildung 20. Beispiel-Chromatogramm einer Gasprobe mit CO₂ (Retentionszeit: 12,5 min) und N₂O (Retentionszeit: 14,5 min).

Im Rahmen der Entwicklung der GC-MS-Messmethodik für N₂O in Abluftstichproben wurde eine Qualitätssicherung durchgeführt. Kalibrierung und Validierung waren die wichtigsten Bestandteile der Qualitätssicherung. Nach der erfolgreichen Durchführung konnte die Methodik in die Routine-Analytik des IWAG-Labors aufgenommen werden.

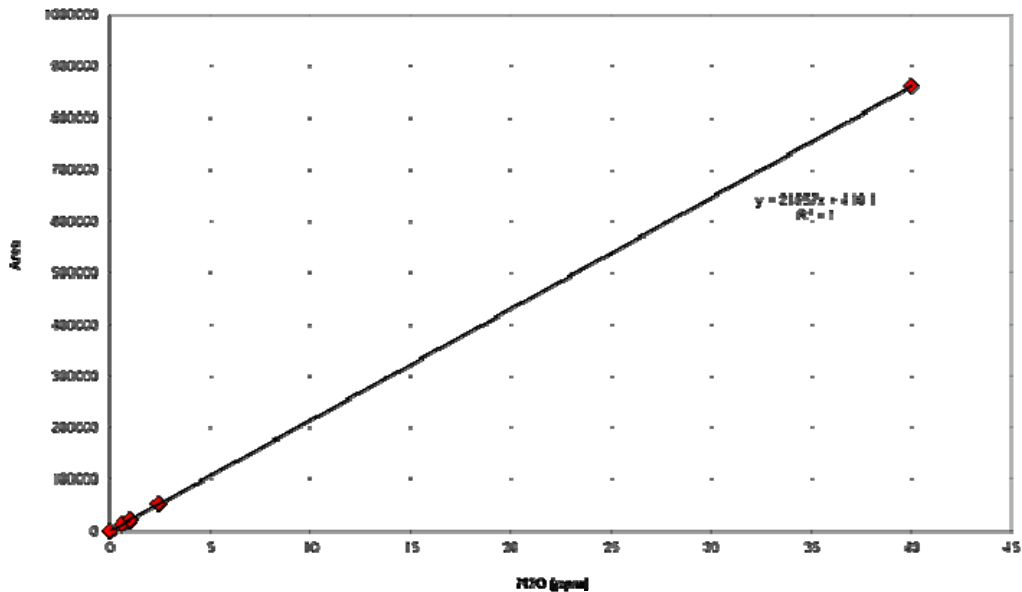


Abbildung 21. Eine Kalibrationskurve für die N₂O-Messung mit GC-MS.

Für die Validierung der GC-MS-Messmethodik für N₂O nach DIN 32645 wurden Gasproben mit einem N₂O-Gehalt von 0,5 und 40 ppmv verwendet (Abbildung 21). Es wurden die Validierungsparameter Nachweis- und Bestimmungsgrenze sowie die Standardabweichung bestimmt. Die Gasproben wurden aus Gasflaschen mit Prüfgasmischungen entnommen und mit GC-MS gemessen. Dabei soll erwähnt werden, dass fertige Prüfgasmischungen verwendet wurden, deren Herstellung aufwendig und kostspielig ist. Außerdem wurden zur Überprüfung des Nullpunktes N₂-Proben analysiert. Nach DIN 32645 errechnet sich eine Nachweisgrenze (NWG) von 0,50 ppmv, eine Bestimmungsgrenze (BG) von 1,00 ppmv und die Standardabweichung von 0,56 ppmv. Es ist zu beachten, dass diese Werte noch niedriger liegen (NWG = 0,25 ppmv, BG = 0,50 ppmv) wenn das in der Chromatographie übliche „Signal/Rausch“-Verhältnis (S/N) betrachtet wird (Kromidas, 2011).

Für die N₂O-Messung mit GC-MS wurden Abluftproben in 20 mL Headspace-Gasflaschen aus Glas verwendet. Die Flaschen wurden mit Butylsepten, Bördelkappen und Krimpzangen fest verschlossen und danach mit einer Vakuumpumpe (~0,5 bar) evakuiert. Die Abluftproben wurden in die verschlossenen und evakuierten Headspace-Gasflaschen mittels einer gasdichten Glasspritze injiziert. Eine direkte Einbringung der Abluftproben mittels Spritze in den GC war aufgrund der hohen Anzahl der Proben nicht durchführbar. Die Dosiermenge wurde bei den ersten Messkampagnen 2012 mit 22 ml festgelegt. Die beschriebene Methodik wurde auf Empfehlung von zwei Labors, die über langjährige Erfahrungen bei der Bestimmung von Gaskomponenten verfügen, implementiert (Ekeberg, 2004; Kitzler 2006).

Die mit den Abluftproben gefüllten Headspace-Gasflaschen wurden im Labor in einem Thermoschrank bei 20 °C bis zur Analyse aufbewahrt. Nach der Probenahme auf der Kläranlage wurde darauf geachtet, dass die Gasflaschen keinen großen Temperaturschwankungen ausgesetzt sind.

Ein Vergleich der GC-MS-Messwerte mit den On-Line-Messwerten des IR-Spektrometers zeigte, dass mit der ersten Methode der N₂O-Gehalt in der Abluft aus dem Belebungsbecken tendenziell unterbewertet wird. In Abbildung 22 werden die Messergebnisse der GC-MS-Bestimmung mit jenen vom IR-Gasspektrometer gegenübergestellt (Messwerte aus den Messkampagnen 2013/2014). Dabei wurden die IR-Messwerte auf CO₂-Querempfindlichkeit und N₂-Nullpunkt korrigiert. Wie die Abbildung veranschaulicht, ist die Abweichung der Messergebnisse breit verstreut und wird von der Höhe des N₂O-Gehaltes kaum beeinflusst. Diese Feststellungen deuten darauf hin, dass die Ursache für die Minderbefunde der GC-MS-Messungen eher bei der gewählten Probenahmemethodik zu suchen ist.

Bei vereinzelt Proben wurde ein deutlich höherer N₂O-Gehalt mittels GC-MS, dessen Grund nicht geklärt werden konnte, festgestellt. Es besteht der Verdacht, dass bei diesen Messungen (die nicht vereinzelt, sondern an manchen Messtagen aufgetreten sind) entweder die Glasspritze oder die Headspace-Gasflaschen mit N₂O „verschmutzt“ waren.

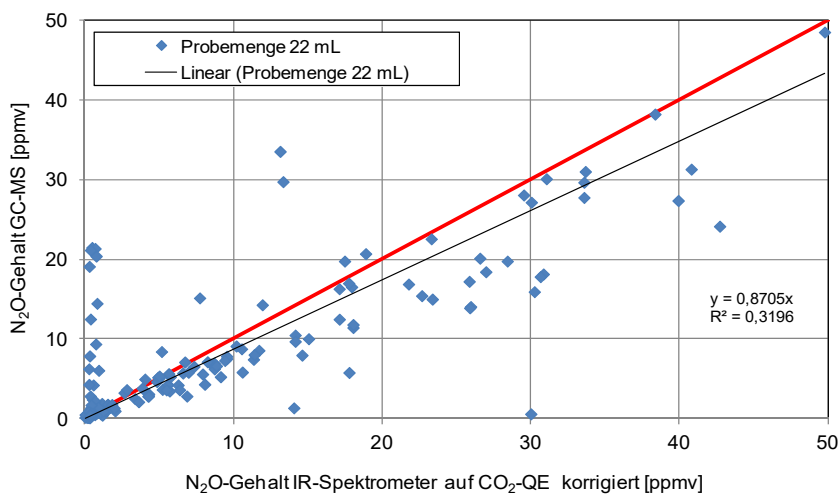


Abbildung 22. Vergleich der Messergebnisse von GC-MS und IR-Spektrometrie bei der Bestimmung des N₂O-Gehaltes von Abluftproben aus der Belebung der Projektkläranlagen (Messkampagnen 2013/2014). Probenahmemethode: 22 mL mit Glasspritze.

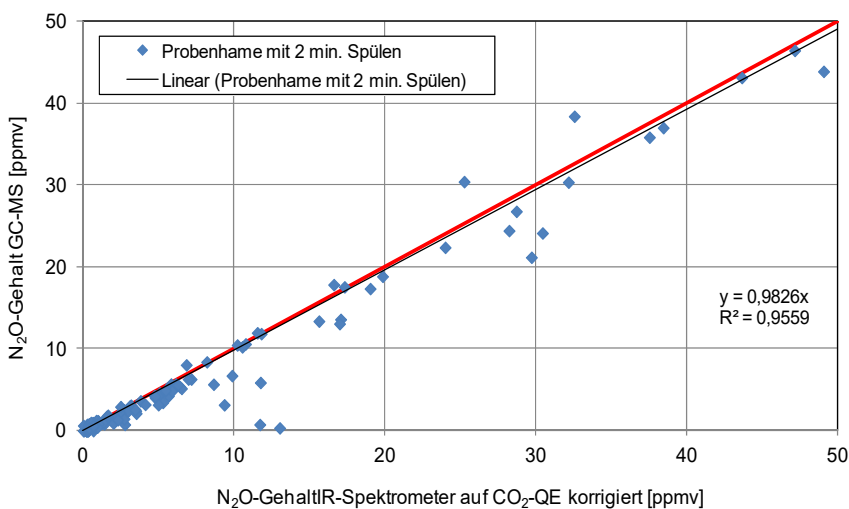


Abbildung 23. Vergleich der Messergebnisse von GC-MS und IR-Spektrometrie bei der Bestimmung des N₂O-Gehaltes von Abluftproben aus der Belebung der Projektkläranlagen (Messkampagnen 2013/2014). Probenahmemethode: 2 min. Spülen.

Im Rahmen der Messkampagnen im Sommer/Herbst 2013 wurde zuerst versucht, die Dichtheit der Headspace-Gasflaschen bei der Zwischenlagerung zu erhöhen, indem nach der Probenahme Silikon auf die Butylsepten aufgebracht wurde. Da diese Maßnahme keine Verbesserung mit sich brachte, wurde beschlossen, die Menge der Abluftprobe von 22 mL auf 10 bzw. 7 mL zu reduzieren. Ziel dabei war, zu klären, ob beim Einspritzen der 22 mL bzw. während der Lagerung der Proben ein Teil der Abluftprobe aufgrund des entstehenden Überdruckes in den Gasflaschen verloren geht. Es wurde daher gezielt versucht, die Dosiermenge so zu reduzieren, dass kein Überdruck in den Gasflaschen entsteht.

Folgende alternative Probenahmemethodik wurde zusätzlich getestet: die Headspace-Gasflasche wurde nicht evakuiert, sondern mit Hilfe zweier Nadeln, die in die Butylsepten gesteckt werden, mit dem zu messenden Abluftstrom (ca. 50 L/h) ca. 2 Minuten lang gespült und danach durch das Abziehen der Nadeln verschlossen.

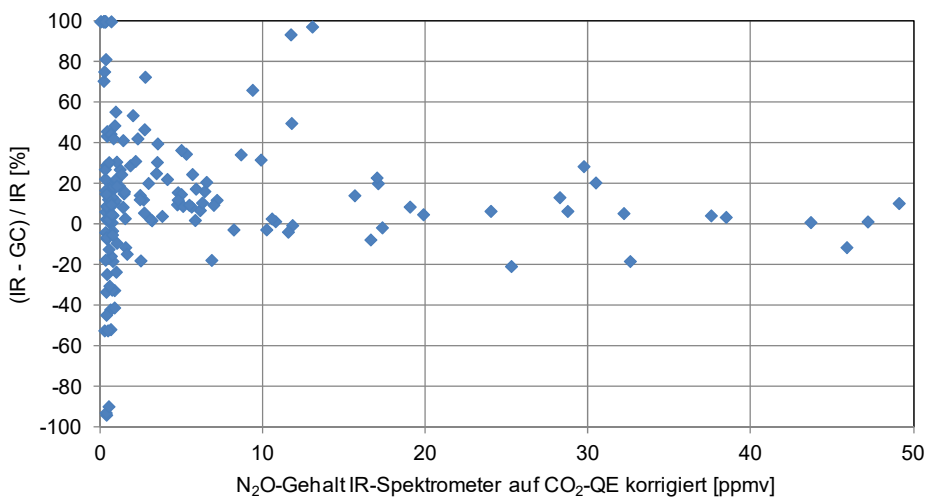


Abbildung 24. Abweichung des N₂O-Abluftgehaltes von GC-MS und IR-Spektrometer (Auswertung der Messwerte in Abbildung 23).

Unter den getesteten Varianten lieferte die Probenahme mit 2 min Spülen die beste Korrelation zwischen GC-MS und IR-Spektrometrie (Abbildung 23). Eine leichte Unterbewertung des N₂O-Gehaltes lässt sich allerdings auch bei der Probenahmemethodik mit dem Spülen nicht ganz vermeiden. Die Abweichung der Messwerte nimmt bei einem N₂O-Gehalt unter ~0,4 ppmv zu (Abbildung 24).

Durch die Reduzierung der Probemenge auf 10 bzw. 7 mL konnte nur eine geringfügige Verbesserung der N₂O-Messergebnisse erzielt werden.

5.3. N₂O-Messtechnik: Messung in der flüssigen Phase (Belebtschlamm)

Um die Entstehungs- und Abbaupfade von N₂O in einem Belebungsbecken speziell während der unbelüfteten Phasen, während derer die Messung in der Abluft weniger aussagekräftig ist, besser zu verfolgen, wurde zusätzlich die N₂O-Konzentration im Belebtschlamm gemessen. Die Messungen von N₂O in der Flüssigkeit wurden on-line mittels eines N₂O-Mikrosensors und stichprobenweise mittels Headspace-Methode für GC-MS durchgeführt, wobei im Rahmen der Messkampagnen diese Messmethoden auf ihrer Tauglichkeit überprüft wurden.

5.3.1. N₂O-Mikrosensor (On-Line-Messung)

Die Messung von gelöstem N₂O in der flüssigen Phase wurde mit einem elektrochemischen, amperometrischen Mikrosensor (N₂O-R Nitrous Oxide Microsensor + Multimeter Amplifier, Fa. Unisense A/S) durchgeführt. Der Sensor funktioniert, ähnlich wie bei den amperometrischen Sauerstoffsonden, nach dem Clark-Prinzip. Bei dieser Methode verwendet man eine Messzelle, die mit einem Elektrolyt gefüllt ist und in dem sich eine Arbeitselektrode (Kathode) und eine Gegenelektrode (Anode) befinden. In Anwesenheit von N₂O wird an der Arbeitselektrode (Kathode) N₂O unter Verbrauch von Elektrolyt und Strom in einer chemischen Reaktion umgesetzt. Dabei ist der Stromverbrauch linear abhängig vom N₂O-Partialdruck und die N₂O-Konzentration kann berechnet und angezeigt werden. Die erforderliche Polarisierungsspannung (-800 mV) wird durch eine externe Spannungsquelle geliefert. Der Sensor ist mit einem hoch empfindlichen Strommessgerät (Amperometer) verbunden und im Messumformer wird anhand der Kalibrationskurve die N₂O-Konzentration berechnet.

Nach Angaben des Herstellers besteht eine lineare Abhängigkeit zwischen dem Signal des N₂O-Mikrosensors und dem N₂O-Partialdruck in einem Bereich von 0 bis 2,5 % N₂O. Die Bestimmungsgrenze liegt bei 0,1 µM (4,4 µg N₂O/L). Der Sensor ist wasserdicht und kann während der Messung samt Kabel ins Messmedium eingetaucht werden. Die Ansprechzeit ist kleiner 45 Sekunden.



Abbildung 25. N₂O-Mikrosensor (rechts) und Monometerkonsole (links).

Um den Einfluss von gelöstem Sauerstoff auf das Messsignal zu verringern, ist die N₂O-Messzelle mit einer 0,1 mm dünnen Schicht aus 2 M Ascorbat-Salz mit pH 12 umhüllt. Nichtsdestotrotz kann sich mit der Zeit auf der Kathode eine oxidierte oberflächliche Außenschicht bilden. Diese kann regelmäßig durch eine Preactivation-Prozedur (Polarisation = -1.300 mV für 10 min) vor der Polarisation des Sensors entfernt werden. Jenni *et al.* (2012) untersuchten den Einfluss u.a. von O₂ auf N₂O-Mikrosensoren der Fa. Unisense in Pufferlösungen bzw. im Überstand von einem kommunalen Faulbehälter und stellten keine Querempfindlichkeit auf das N₂O-Signal bis zu einer O₂-Konzentration von 8,04 mg/L fest. Dies konnte auch durch eigene Vergleichsuntersuchungen im Labor mit aerobem bzw. anoxischem Belebtschlamm bei 7 mgO₂/L bestätigt werden.

Weitere vom Hersteller angegebene Querempfindlichkeiten können durch NO und H₂S verursacht werden. Der Einfluss von H₂S auf das amperometrische Signal des N₂O-Sensors (nach Andersen *et al.* (2001): -5 % bei 0,7 mg H₂S/L) soll bei den üblichen niedrigen Konzentrationen in Belebungsbecken als sehr gering eingestuft werden. NO wurde im Rahmen dieses Projektes nicht gemessen. NO kann gemeinsam mit N₂O von ammoniumoxidierenden Bakterien allerdings in viel niedrigerem Ausmaß als N₂O (N₂O:NO = 100:1, in

Kampschreuer *et al.*, 2008a) produziert werden. Jenni *et al.* (2012) stellten in Laboruntersuchungen fest, dass die Erhöhung des N₂O-Signals durch NO in N₂O-Mikrosensoren annähernd einer linearen Funktion der NO-Konzentration entspricht. In einem Konzentrationsbereich von 0 bis 0,06 mg NO/L konnte folgende Funktion interpoliert werden: N₂O-Konz. = 3,56 × NO-Konzentration. Aus den oben genannten Forschungsergebnissen kann daher abgeleitet werden, dass während der Nitrifikation ca. 3,5 % des N₂O-Messsignals von NO verursacht werden kann. Wird berücksichtigt, dass das biologisch produzierte NO aufgrund seiner Toxizität i.d.R. von den Mikroorganismen im Belebtschlamm rasch in N₂O umgewandelt wird (Pijuan *et al.*, 2013), würde diese mäßige Überschätzung der N₂O-Konzentration durch NO die Aussagekraft der Messergebnisse in Bezug auf die N₂O-Emission nicht wesentlich beeinflussen.

Nach Andersen *et al.* (2001) können Konzentrationen an CO₂ im mMol-Bereich eine Verschiebung der Basislinie des N₂O-Mikrosensors bewirken. Jenni *et al.* (2012) konnten im Labormaßstab bis zu einer CO₂-Konzentration von 38,5 mgC/L (entspricht bei 25°C einem CO₂-Partialdruck von 13,5 %) keinen Einfluss auf den N₂O-Sensor feststellen. Da der CO₂-Gehalt in den meisten Belebungsbecken bei ca. 50 cm unter dem Wasserspiegel (entspricht der Eintauchtiefe des N₂O-Sensors) deutlich unter diesem Wert liegt, kann davon ausgegangen werden, dass die Messung mit dem N₂O-Sensor von CO₂ nicht beeinflusst wird.

Darüber hinaus untersuchte Schneider (2012) den Einfluss auf die N₂O-Messung eines N₂O-R-Minisensors (ebenfalls von Unisense A/S) von verschiedenen, im Belebungsbecken typischen Stoffen in relevanten Konzentrationsbereichen. Für HNO₂, HNO₃, Essigsäure, NH₃ sowie für NaOH konnten keine Störungen festgestellt werden. Zu ähnlichen Ergebnissen kamen Jenni *et al.* (2012) in Bezug auf den Einfluss von Hydroxylamin (15 mg NH₂OH-N/L), Hydrazin (84 mg N₂H₄-N/L), salpetrige Säure (1,69 mg HNO₂/L) und Ammoniak (462 mg NH₃-N/L).

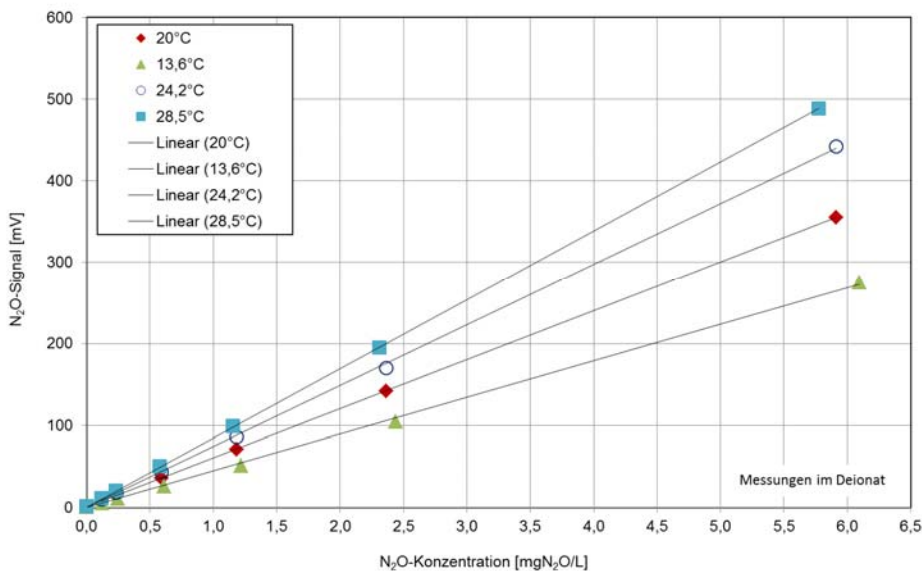


Abbildung 26. Kalibrationskurven des N₂O-Sensors bei verschiedenen Temperaturen (Versuch v. 16.5.2013).

Der Zustand des N₂O-Sensors (Steilheit der Kalibrationskurve, Ansprechzeit, etc.) wurde im Rahmen der Messkampagnen in regelmäßigen Abständen im Labor mit einer 5 Punkt-Kalibration mit N₂O-Standardlösungen überprüft. Zu diesem Zweck wurde ein Liter deionisiertes Wasser in eine dicht verschlossene Glasflasche gefüllt, in der auch der N₂O-Sensor fix positioniert wurde. In einer Glaseprouvette wurden ca. 10 mL deionisiertes Wasser 4 Minuten lang mit einem 100%er N₂O-Prüfgas belüftet. Aus dieser mit N₂O gesättigten Stammlösung wurden mit einer Pipette bestimmte Flüssigkeitsmengen entnommen und

in die Kalibrationsflaschen dosiert, um unterschiedliche Kalibrationskonzentrationen einzustellen. Der Inhalt der Glasflasche wurde mit einem Magnetrührer durchgemischt. Bei Vergleichsmessungen wurde kaum ein Einfluss des Magnetrührers auf das Messsignal beobachtet. Einige Beispiele für Kalibrationskurven im Deionat bei unterschiedlichen Temperaturen sind Abbildung 26 zu entnehmen.

Laut Hersteller hat die Temperatur der gemessenen Flüssigkeit den stärksten Einfluss auf die Messgenauigkeit des N₂O-Mikrosensors. Da der N₂O-Sensor keinen Temperaturfühler hat, wurde die Temperatur mit einer externen Sonde gemessen. Der angegebene Temperaturkoeffizient ist bei jedem einzelnen N₂O-Sensor verschieden und schwankt zwischen 2 und 3 % pro °C (Herstellerangabe). Der Temperaturkoeffizient ist von der N₂O-Konzentration im Messmedium abhängig (Jelli *et. al.*, 2011). Eigene Messungen im Labor mit aufgestockten Proben mit deionisiertem Wasser haben gezeigt, dass der Temperaturkoeffizient je nach untersuchtem N₂O-Sensor bei Konzentrationen > 0,1 mg N₂O/L zwischen 1 und 5 % lag (Tabelle 4). Bei niedrigeren Konzentrationen, welche für Belebungsbecken eher üblich sind, wurde einen höheren Einfluss der Temperatur (bis auf 11 % um den Nullpunkt) festgestellt.

Da zwischen der Temperaturänderung und der Veränderung des Messsignals eine nahezu exponentielle Beziehung besteht und diese durch den empirisch bestimmten Temperaturkoeffizienten ausreichend gut beschrieben werden kann, kann nach Jelli *et. al.* (2011) eine Temperaturkompensation der Messwerte mit der folgenden Gleichung vorgenommen werden:

$$S_{N_2O}(T, C) = a_1 \times e^{b_1 \times T} + a_2 \times C \times e^{b_2 \times T}$$

$S_{N_2O}(T, C)$	Messsignal des Sensors (pA bzw. mV) bei einer bestimmten N ₂ O-Konzentration (C) und Temperatur (T) im Messmedium
a_1 und b_1	Parameter der exponentiellen Interpolationskurve, die die Temperaturabhängigkeit des Nullsignals beschreibt
a_2 und b_2	Parameter der Regressionskurve, die die Abhängigkeit des Messsignals bei verschiedenen N ₂ O-Konzentrationen beschreibt

Abbildung 27 und Abbildung 28 zeigen beispielhaft die Ergebnisse der Auswertung für einen Temperaturversuch, der am 16.5.2013 im Labor des Instituts mit eigenem N₂O-Sensor durchgeführt wurde. Dabei wurden 5 Kalibrationskurven bei verschiedenen Temperaturen mit der auf Seite 54 bereits beschriebenen Methodik aufgezeichnet. Die Auswertungsergebnisse bestätigen, dass das Messsignal des N₂O-Sensors – sowohl in Abwesenheit von N₂O als auch bei den unterschiedlich eingestellten N₂O-Konzentrationen – bei steigender Temperatur exponentiell zunimmt.

Die Parameter a_1 , b_1 , a_2 , b_2 wurden durch Regression (minimierte Quadratsumme) ermittelt. Die gemessenen und die berechneten mV-Signale bei unterschiedlichen N₂O-Konzentrationen für zwei eingestellte Temperaturen sind Tabelle 4 dargestellt. Die Referenztemperatur bei den Berechnungen lag bei 20 °C. Aus den Ergebnissen wird ersichtlich, dass die Temperaturkompensation bei N₂O-Konzentrationen > 0,1 mg N₂O/L zufriedenstellend ist. Um den Nullpunkt ist hingegen eine höhere Abweichung der gemessenen und gerechneten Messsignale zu verzeichnen. Darüber hinaus soll darauf hingewiesen werden, dass die am 16.5.2013 ermittelte Kompensationskurve beim Wiederholversuch nicht reproduziert werden konnte.

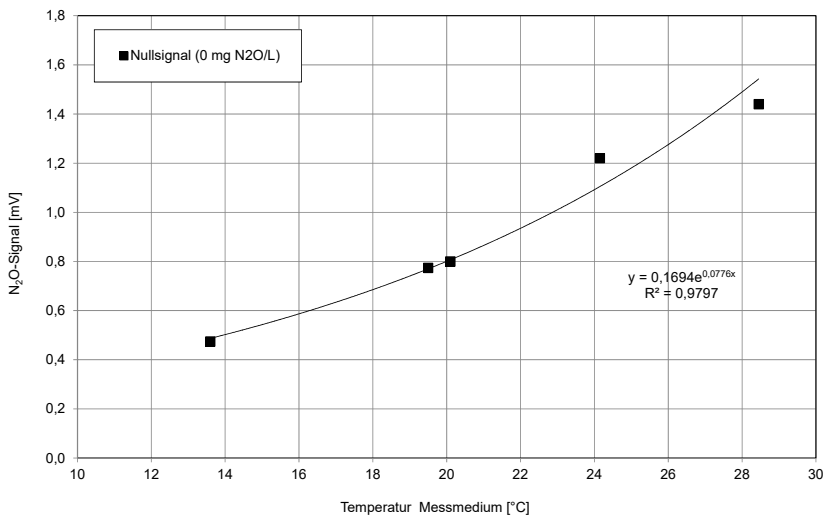


Abbildung 27. Einfluss der Temperatur auf das Null-Messsignal eines N₂O-Sensors (eigene Messungen vom 16.5.2013)

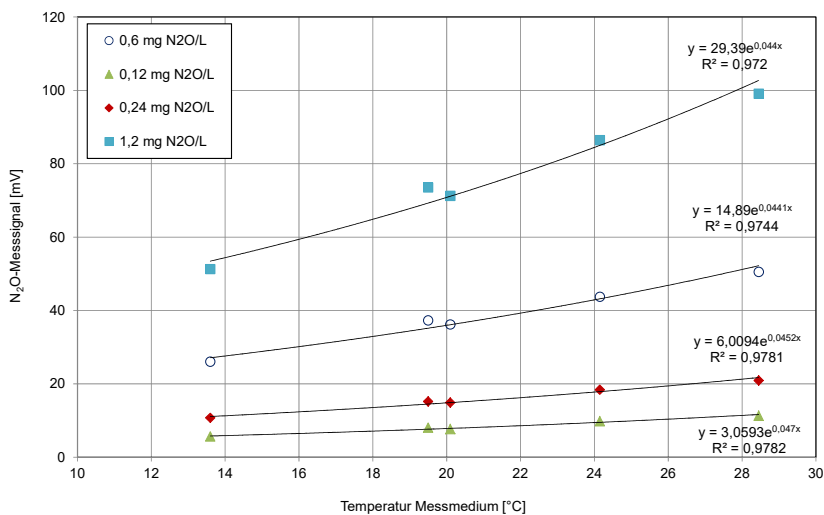


Abbildung 28. Einfluss der Temperatur auf das Messsignal eines N₂O-Sensors bei den Konzentrationen: 0,6; 0,12; 0,24; 1,2 mg N₂O/L (eigene Messungen vom 16.5.2013).

Aus den oben angeführten Messergebnissen kann abgeleitet werden, dass durch den N₂O-Mikrosensor lediglich eine qualitative Aussage über die N₂O-Konzentration im Bereich < 0,1 mg/L gewährleistet werden kann. Eine Quantifizierung der gelösten N₂O-Konzentration mittels N₂O-Mikrosensors erscheint erst ab Konzentrationen > 0,1 mg/L möglich zu sein, vorausgesetzt, dass ein reproduzierbarer Temperaturkoeffizient ermittelt werden kann. Da die gelöste N₂O-Konzentration im Belebungsbecken von kommunalen Kläranlagen in einem Bereich von wenigen µg/L bis auf ~0,3 mg/L liegen kann (Ergebnisse der eigenen Messungen), war es im Zuge des Projektes notwendig, eine zweite Messmethode zur Messung der gelösten N₂O-Konzentration einzusetzen. Aus diesem Grund wurde ab September 2013 an der Entwicklung der Headspace-Methode für GC-MS gearbeitet (Kapitel 5.3.2).

Tabelle 4. Ergebnisse der Auswertung der Laborversuche vom 16.5.2013 zur Bestimmung des Temperaturfaktors des N₂O-Sensors.

Temperatur der aufgestockten Deionatprobe [°C] 24,2					Temperatur der aufgestockten Deionatprobe [°C] 28,5				
N ₂ O-Konzentration eingestellt [mg N ₂ O/L]	Messsignal gemessen [mV]	Messsignal berechnet [mV]	Abweichung [%]	Temperaturkoeffizient [%/°C]	N ₂ O-Konzentration eingestellt [mg N ₂ O/L]	Messsignal gemessen [mV]	Messsignal berechnet [mV]	Abweichung [%]	Temperaturkoeffizient [%/°C]
0	1,22	1,52	-24,3	9,2	0	1,44	2,12	-47,0	11,0
0,12	9,8	9,9	-0,5	4,9	0,12	11,3	11,8	-4,3	5,2
0,24	18,4	18,2	0,9	4,6	0,23	20,9	21,5	-2,5	4,8
0,59	43,8	43,3	1,0	4,4	0,58	50,5	50,5	0,1	4,5
1,18	86,4	85,1	1,5	4,3	1,16	99,1	98,8	0,3	4,4
2,36	170	169	0,8	4,3	2,31	195	195	-0,3	4,3
5,91	442	419	5,2	4,3	5,78	488	485	0,6	4,3

Um den Einfluss der Temperatur bei der Messung zu minimieren, wurde angestrebt, die Temperatur des Kalibrationsmediums so nahe wie möglich an den Temperaturverhältnissen im Belebungsbecken einzustellen. Zu diesem Zweck wurde die Kalibration im Rahmen der Messkampagnen direkt auf der Kläranlage mit Belebtschlamm durchgeführt. Der Einsatz von Belebtschlamm gegenüber von deionisiertem Wasser hat auch den Vorteil, dass der Einfluss z.B. des Salzgehaltes (Matrix-Einfluss) minimiert wird. Der N₂O-Sensor wurde 2 Mal wöchentlich mit einer 2 Punkt-Kalibration neu eingestellt. Bei der Kalibration wurde die gleiche Vorgehensweise wie im Labor mit Deionat verwendet. Ausnahme gilt für die Bestimmung des Nullpunktes: dieser wurde durch Belüften der Belebtschlammprobe mit N₂-Gas erreicht. Für den zweiten Kalibrationspunkt wurden 5 mL mit N₂O-gesättigter Lösung in die Kalibrationsflasche dosiert. Dieser entspricht je nach Temperatur der gesättigten Lösung 5-6 mg N₂O/L.



Abbildung 29. Selbstangefertigte Schutzhülle des N₂O-Mikrosensors.

Da die N₂O-Konzentration im Belebtschlamm i.d.R. bereits vor der Strippung mit N₂ deutlich niedriger liegt (< 0,2 mg N₂O/L) als die eingestellte Konzentration, kann davon ausgegangen werden, dass der Einfluss der biologischen Aktivität im Belebtschlamm während der Kalibrationsmessung vernachlässigt werden kann. Ein stabiles Signal wird nach Dosierung der 5 mL Sättigungslösung innerhalb von ca. 2 min erreicht. Aus der Stabilität des Messsignales kann abgeschätzt werden, inwieweit der Belebtschlamm N₂O-aktiv ist (Produktion bzw. Abbau) und dessen Einfluss auf die Kalibrationskurve berücksichtigt werden.

Um den N₂O-Mikrosensor beim Einsatz im Belebungsbecken vor mechanischen Beschädigungen zu schützen, wurde eine Schutzhülle aus Plexiglas angefertigt (siehe Abbildung 29). Trotz Schutzhülle und sorgfältiger Kalibration war der Einsatz des N₂O-Sensors bei den Messkampagnen oft durch Messstörungen

und Ausfällen gekennzeichnet. Wegen der oben angeführten Probleme (Temperaturabhängigkeit, Kalibration, etc.) bzw. der eingeschränkten mechanischen Stabilität war die Anwendung der N₂O-Sonde für die Feldmessungen sehr wartungsintensiv und zeitaufwendig.

Es soll an dieser Stelle darauf hingewiesen werden, dass die *Firma Unisense* in den letzten zwei Jahren weitere Schritte bei der Entwicklung der N₂O-Sensoren gemacht hat, so dass heute ein *robusterer Sensor für den Einsatz auf Kläranlagen verfügbar ist*, der auch über eine Temperaturkompensation verfügt. Dieses neue Modell wurde im Rahmen der Untersuchungen nicht getestet.

5.3.2. Headspace Methode für GC-MS (Stichproben)

Für die Bestimmung der N₂O-Konzentration in der Flüssigkeit kann – ähnlich wie bei der „Headspace Technik“ für gaschromatographische Messungen – ein bestimmtes Volumen vom Belebtschlamm in einem geeigneten Gefäß dicht verschlossen werden und der N₂O-Gehalt im Gasraum des Gefäßes nach Erreichen des Verteilungsgleichgewichtes von N₂O zwischen Wasser und Luft mittels Gaschromatographie gemessen werden. Aus dem Ergebnis der GC-MS Messung kann unter Berücksichtigung des Henry-Gesetzes auf die Gesamtkonzentration von N₂O in der Belebtschlammprobe zurückgerechnet werden (mg N₂O/L). Durch Schütteln wird der Übergang von N₂O in die Gasphase beschleunigt.

Zu Beginn wurde folgende Variante erprobt: Die Belebtschlammproben (1,5 L) wurde in ein eigenes Gefäß (2 L) gepumpt und nach mehrmaligem kräftigen Schütteln wurde aus dem Gasraum des Gefäßes eine Gasprobe mit einer Glasspritze entnommen und – ähnlich wie bei der GC-MS-Gasprobenahme – in eine evakuierte Headspace-Gasflasche eingebracht. Da sich bei dieser Variante gleich herausstellte, dass das Erlangen einer repräsentativen und reproduzierbaren Probenahme aus dem „Headspace“-Gefäß schwierig war, wurde in der weiteren Folge eine alternative Methode entwickelt. Bei dieser Methode wird die Schlammprobe (10 mL) direkt in die Headspace-Glasflaschen (20 mL) gefüllt, dicht verschlossen und vor der Messung im GC-MS in dem Head-Space-Modul auf 40 °C erhitzt und geschüttelt. Dadurch gehen gelöste Gase sowie N₂O in den Gasraum oberhalb der Flüssigkeit über. Diese werden mittels Autosampler entnommen und in das GC-MS-Messgerät eingespritzt. Die GC-MS-Messbedingungen sind gleich wie bei der N₂O-Messung in der Gasphase (5.2.2) Um die Aktivität des Belebtschlammes zu stoppen und somit Veränderungen in der N₂O-Konzentration bis zur Analyse zu vermeiden, wurde die Belebtschlammprobe – ähnlich wie in Kimochi *et al.* (1998) mit einer Säure (Phosphorsäure) versetzt (pH-Wert 2). Nach dem Henry-Gesetz lässt sich beim Gleichgewichtszustand bei 40 °C und bei einem Probevolumen von 10 mL in 20 mL Probegefäß errechnen, dass durch das Erwärmen der Probe im GC-MS ~74 % von N₂O in die Gasphase übergehen. Mit diesem Faktor ist die Umrechnung auf die Ausgangskonzentration in der Belebtschlammprobe möglich.

Am Anfang wurde für die Auswertung der Messungen eine externe Kalibration verwendet. Zu diesem Zweck wurden mehrere Standardlösungen mit deionisiertem Wasser vorbereitet, mit GC-MS gemessen und eine Kalibrationskurve erstellt und für die Berechnung der Belebtschlammproben verwendet (Abbildung 29). Aufgrund der festgestellten Querempfindlichkeit des Messmediums (komplexe Matrix vom Belebtschlamm) auf die N₂O-Messung wurde zu einem späteren Zeitpunkt die Methodik umgestellt und Standardlösungen mit einer Belebtschlammprobe erstellt, in der das N₂O durch Belüftung mit N₂-Gas ausgestrippt wurde.

Darüber hinaus wurde auch bei manchen Messkampagnen 2014 die Aufstockungsmethode nach DIN32633 gewählt. Dabei wurde direkt vor Ort auf der Kläranlage eine Headspace-Flasche mit der Schlammprobe befüllt und mit H₃PO₄ stabilisiert. Zusätzlich dazu wurden zwei weitere Headspace-Flaschen auf die gleiche

Art vorbereitet und mit unterschiedlichen N₂O-Standards (Standard Vorbereitung wie in Kapitel 5.3.1) aufgestockt. Die Proben wurden immer in dreifacher Ausführung (Triplet) genommen.

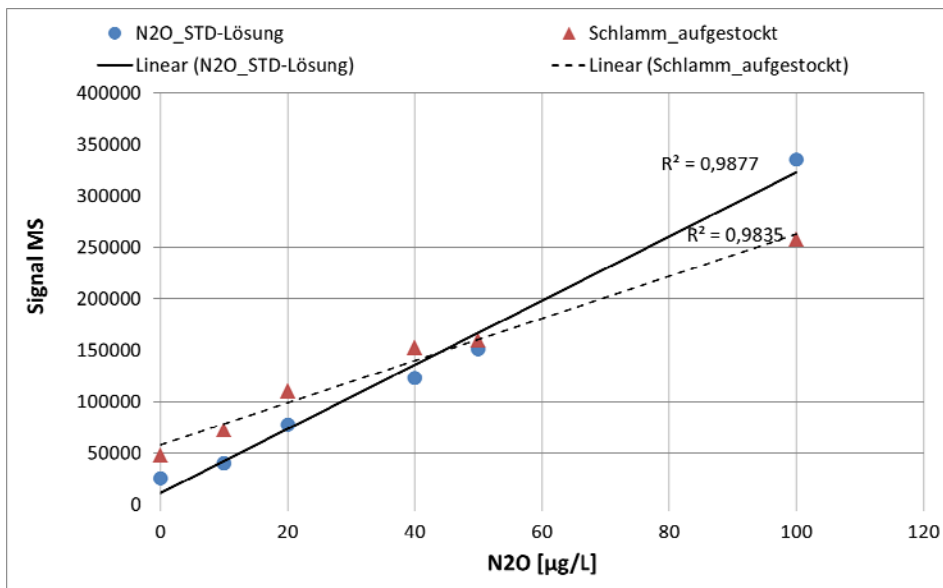


Abbildung 30: Eine Kalibrationskurve für die N₂O-Messung in der Flüssigkeit (Deionat bzw. Belebtschlamm) mit der Headspace-Methode für GC-MS.

Um die Methode im Routinbetrieb verwenden zu können, wurde eine Qualitätssicherung durchgeführt, im Rahmen dessen die Kalibrierung (Abbildung 30) sowie NWG, BG und Standardabweichung bestimmt wurden. Nach DIN 32645 wurde für die N₂O-Messung in der Flüssigkeit eine Nachweisgrenze (NWG) von 9,4 µg/L, Bestimmungsgrenze (BG) von 17,1 µg/L und eine Standardabweichung von 7,5 µg/L berechnet. Es ist zu berücksichtigen, dass diese Werte noch niedriger liegen (NWG = 2 µg/L, BG = 5 µg/L) wenn das in der Chromatographie übliche „Signal/Rausch“-Verhältnis (S/N) herangezogen wird (Kromidas, 2011).

Es soll daraufhin gewiesen werden, dass beide Methoden (externe Kalibration, Aufstockungsmethode) sehr aufwendig und zeitintensiv sowohl bei der Probenahme als auch bei der Auswertung sind. Die Probenvorbereitung und Aufstockung muss im Feld durchgeführt werden. Wegen der komplexen Matrix von Belebtschlammproben sowie der Erstellung von Blindwerten und Standards direkt auf der Kläranlage ist bei realen Proben mit einer Messabweichung von bis zu 20 % zu rechnen.

Da auf den meisten untersuchten Kläranlagen die N₂O-Konzentration in Mikrogrammbereich liegt, war eine Quantifizierung der N₂O-Konzentration (auch mit dieser Methode) nur bedingt möglich. Es soll anschließend noch darauf hin gewiesen werden, dass diese Messmethode nur eine stichprobenartige Aufnahme der N₂O-Konzentration im Belebtschlamm ermöglicht. Aufgrund der hohen Variabilität der N₂O-Konzentrationen (die N₂O-Konzentration im Belebtschlamm folgt der Änderung des N₂O-Gehaltes in der Abluft), wäre auch für die N₂O-Messung in der flüssigen Phase eine On-Line-Messung von Vorteil.

5.4. Begleitende On-Line-Messungen

Während der N₂O-Messkampagne wurden Prozessparameter wie O₂-Konzentration, pH-Wert und Temperatur im Belebungsbecken neben der Glocke on-line gemessen, um die Prozessbedingungen bei der Nitrifikation und Denitrifikation besser definieren zu können. Im mittels Ablufthaube erfassten Abluftstrom wurde neben dem N₂O-Gehalt auch der CO₂-Gehalt on-line messtechnisch erfasst.

5.4.1. CO₂-Messung in der Gasphase

Wie bereits erwähnt, diente die Messung des CO₂-Gehaltes zur Überprüfung der Dichtheit der Ablufthaube sowie zur Berücksichtigung der Querempfindlichkeit der N₂O-Messung auf CO₂. Der CO₂-Gehalt im Abluftstrom wurde mittels eines NDIR-Bank 7000 von Fa. SAXON Junkalor GmbH gemessen.

Bei der NDIR-Messung erfolgt die Erkennung der Absorptionsbanden mit optischen Interferenzfiltern. Dieses Messprinzip kann auch für die Messung von CO₂ im Gas verwendet werden. Die mittlere Absorptionslinie des CO₂ liegt bei 2.340 cm⁻¹. Nach Herstellerangaben liegt der Messbereich bei 0 bis 10 % vol. CO₂ und die Messgenauigkeit bei 0,2 % vol. CO₂ vom Messbereichende.

Das CO₂-IR-Spektrometer wurde an die Gasaufbereitungspumpe, die sich vor dem N₂O-IR-Spektrometer befindet, angeschlossen und mit einem Abluftvolumestrom von ca. 60 L/h aus der Abgashaube beschickt. Die Justierung des Messgeräts wurde regelmäßig mit einem Prüfgas mit einem Gehalt von 10% CO₂ durchgeführt. Die Stabilität der Basislinie wurde wie beim N₂O-IR-Spektrometer mit N₂-Gas während der Messkampagne 2 Mal in der Woche überprüft.

5.4.2. Messung der O₂-Konz., pH-Wert und Temperatur im Belebtschlamm

Für die Sauerstoffmessung im Rahmen des Projekts wurde eine optische Methode gewählt. Bei dieser Methode wird die Abklingdauer der Lumineszenz-Strahlung eines Lumiphors (sauerstoffempfindliche Membran) gemessen. Die Dauer und die Intensität der Lumineszenz-Strahlung sind von der Sauerstoffkonzentration im Medium abhängig. Ein Referenzsystem, dient zur kontinuierlichen Überwachung des optischen Systems. Die optischen Sonden sind werksseitig kalibriert und werden bei Bedarf justiert und kalibriert. Die Sensorkappe mit dem Lumiphor ist periodisch (etwa 1 Mal im 2 Jahre) zu ersetzen. Für die Sauerstoffmessung im Rahmen der N₂O-Messkampagnen wurde eine Labor-Handmesssonde (WTW, Multi 3430, FDO 925) bzw. eine Prozessmesssonde (, (Lange, LDO, SC 1000) verwendet.

Stand der Technik bei der pH-Bestimmung ist die elektrochemische (potentiometrische) Messung mit einer Glaselektrode (ionensensitive Elektrode) als Messelektrode (DIN 38404-5). Der pH-empfindliche Teil der Glaselektrode ist eine dünne Glasmembran, in Form einer Kugel am unteren Ende der Elektrode, die mit einem Elektrolyt gefüllt ist. Die Messelektrode weist ein veränderliches Potenzial auf, das von den Wasserstoffionen beeinflusst wird. Das Signal der Glas-Messelektrode ist allein nicht messbar und muss durch Vergleich mit einer Referenzelektrode mit konstantem Potenzial festgestellt werden. Für die pH-Messung wurde eine Labor-Handmesssonde (WTW, Multi 3430, SenTix 41) bzw. eine Prozessmesssonde (Lange pHd SC 1000) verwendet.

Wegen des Einflusses der Wassertemperatur auf fast alle chemischen, physikalischen und biologischen Prozessen im Belebungsbecken war es notwendig, diese punktuell neben der Glocke on-line zu überwachen. Die Temperaturmessung wurde doppelt ausgeführt, weil bei den eingesetzten Prozesssonden zur Messung von O₂-Konzentration und pH-Wert ein Temperaturfühler für die automatische Kompensation während der Messung integriert ist (DIN 38404- 4).



Die Messwerte der On-Line-Prozesssonden wurden 2 Mal wöchentlich mit einem Labor-Handmessgerät vor Ort auf der Kläranlage auf Plausibilität gescheckt. Auf die Übertragung und Speicherung der Messsignale wird im nächsten Kapitel 5.6 näher eingegangen.

5.5. Ergänzende analytische Messungen (Stichproben)

Die angewendeten, analytischen Messmethoden für die Bestimmung ergänzender Abwasser-, Belebtschlamm sowie Abluftparameter sind im Appendix 1 beschrieben. Die Analytik von Abwasser- und Schlammproben wurde im Labor vom Institut für Wassergüte, Abfallwirtschaft und Ressourcenmanagement der Technischen Universität Wien durchgeführt.

5.6. Übertragung und Speicherung der On-Line-Messdaten

Um die Akquisition, Verarbeitung und Ablage der im Rahmen der N₂O-Messkampagnen erfassten Messdaten zu optimieren, wurde die Messnetzplattform iTUWmon (intelligent information water monitoring networks) implementiert (Winkler & Winkelbauer, 2011). Die gemeinsame Zeitbasis der erfassten Messdaten sowie die Möglichkeit, direkt von jedem Institutsrechner aus über die Oberfläche von iTUWmon und den Datenserver die laufende Messungen zu überwachen, sind neben anderen Vorteilen der Messnetzplattform iTUWmon entscheidende Punkte für deren Einsatz. Mehr Informationen über iTUWmon sind in Appendix 2 zu entnehmen.

5.7. Ermittlung des Abluftvolumenstromes aus der Belebung

Zur Berechnung der aus dem Belebungsbecken emittierten N₂O-Fracht, ist es notwendig, den Abluftvolumenstrom zu ermitteln. Der Abluftvolumenstrom kann anhand einer Gasbilanz über das Belebungsbecken, wie in Frey (1989) beschrieben, berechnet werden. Vorausgesetzt wird, dass während der Belüftung nur geringfügige Denitrifikation auftritt und dass das System im Gleichgewicht ist. Unter diesen Annahmen gilt nach dem Massenerhaltungsgesetz folgende Bilanz für den Stickstoff und das Argon in der Ansaugluft vom Gebläse und in der Abluft aus der Belebung:

$$(n_{N_2} + n_{Ar})_{\text{Ansaugluft}} = (n_{N_2} + n_{Ar})_{\text{Abluft}} \quad [\text{mol}]$$

n_{N_2} Mol Stickstoff [mol]

n_{Ar} Mol Argon [mol]

Wird der Molaranteil $x_i = n_i/n_{\text{tot}}$, die Messgröße die im IR-Spektrometer gemessen wird (Volumenanteil), für das jeweilige Gas i in der Bilanz eingefügt, ergibt sich:

$$n_{\text{tot, Ansaugluft}} \times (x_{N_2} + x_{Ar})_{\text{Ansaugluft}} = n_{\text{tot, Abluft}} \times (x_{N_2} + x_{Ar})_{\text{Abluft}} \quad [\text{mol}]$$

$$n_{\text{tot, Abluft}} = n_{\text{tot, Ansaugluft}} \times (x_{N_2} + x_{Ar})_{\text{Ansaugluft}} / (x_{N_2} + x_{Ar})_{\text{Abluft}} \quad [\text{mol}] \quad (\text{Gleichung 1})$$

n_{tot} Gesamtmole in der Ansaugluft bzw. Abluft [mol]

x_{N_2} Molaranteil von Stickstoff [-]

x_{Ar} Molaranteil von Argon [-]

Wird berücksichtigt, dass per Definition die Summe der Molaranteile aller in der Abluft enthaltenen Gase gleich 1 ist:

$$(x_{N_2} + x_{Ar} + x_{CO_2} + x_{O_2} + x_{H_2O})_{\text{Abluft}} = 1 \quad [-]$$

kann die Summe der Molaranteile der Gase N₂ and Ar in der Abluft wie folgt berechnet werden:

$$(x_{N_2} + x_{Ar})_{\text{Abluft}} = 1 - (x_{CO_2} + x_{O_2} + x_{H_2O})_{\text{Abluft}} \quad [-] \quad (\text{Gleichung 2})$$

Werden Gleichung 1 und Gleichung 2 kombiniert und wird berücksichtigt, dass 1 Mol eines idealen Gases unter Normalbedingungen 22.41 Liter Volumen aufweift, kann der Abluftvolumenstrom wie folgt berechnet werden:

$$n_{\text{tot, Abluft}} = n_{\text{tot, Ansaugluft}} \times (x_{N_2} + x_{Ar})_{\text{Ansaugluft}} / (1 - (x_{CO_2} + x_{O_2} + x_{H_2O})_{\text{Abluft}}) \quad [\text{mol}]$$

$$Q_{\text{Abluft}} = Q_{\text{Ansaugluft}} \times (x_{N_2} + x_{Ar})_{\text{Ansaugluft}} / (1 - (x_{CO_2} + x_{O_2} + x_{H_2O})_{\text{Abluft}}) \quad [\text{m}^3/\text{h}]$$

$Q_{\text{Ansaugluft}}$ Ansaugluftvolumenstrom der Gebläse unter Normbedingungen [m³/h]

Q_{Abluft} Abluftvolumenstrom aus dem Belebungsbecken unter Normbedingungen [m³/h]



Wird berücksichtigt, dass die N₂O-Konzentration im IR-Spektrometer nach Entfeuchtung der Abluft gemessen wird, soll die Gasbilanz und somit die Q_{Abluft} auf die trockene Luft bezogen werden ($x_{\text{H}_2\text{O}}$ in der Gleichung = 0). Für die Berechnung wurde der im Laufe der Messkampagnen gemessene Abluftgehalt an O₂ (x_{O_2}) und CO₂ (x_{CO_2}) eingesetzt. Der Abluftgehalt an N₂O und CH₄ lag meistens im ppmv-Bereich und wurde daher bei der Berechnung vernachlässigt. Der Ausgangsgehalt an N₂ und Argon ist jener der trockenen Luft (D'ANS/LAX, 1967).

Der Ansaugvolumenstrom kann auf Kläranlagen mit Drehkolbengebläsen unter Berücksichtigung folgender Zusammenhänge ermittelt werden (Information Fa. Aerzen):

Ansaugvolumenstrom: $Q_{\text{Ansaugluft}} = Q_0 - Q_v$ [m³/min]

Theoretischer Ansaugvolumenstrom: $Q_0 = \frac{n \cdot q_0}{1000}$ [m³/min]

Verlustvolumenstrom: $Q_v = Q_{v100} \sqrt{\frac{1,293 \cdot \Delta p}{\rho_{\text{Ansaugluft}} \cdot 100}}$ [m³/min]

Spezifisches Gewicht der Luft an der Ansaugstelle: $\rho_{\text{Ansaugluft}} = \rho_N \cdot \frac{p_{\text{Ansaugluft}} \cdot T_N}{p_N \cdot T_{\text{Ansaugluft}}}$ [kg/m³]

n	Gebläsedrehzahl [1/min]
q ₀	Inhalt des Gebläses [L/U]
Q _{v100}	Verlustvolumenstrom bei Δp = 100 mbar, 273 K und ρ _{Ansaugluft} = 1,293 kg/m ³ [m ³ /min]
ρ _N	spezifisches Gewicht im Normzustand bei 1,013 bar, 273 K [kg/m ³ i.N.]
Δp	Druckerhöhung [mbar]
p _N	Luftdruck unter Normbedingungen: 1,013 bar (bei 760 Torr, 273 K)
p _{Ansaugluft}	Luftdruck an der Ansaugstelle [bar]
T _N	Lufttemperatur unter Normbedingungen: 273 K
T _{Ansaugluft}	Lufttemperatur an der Ansaugstelle [K]

Der Ansaugvolumenstrom an der Ansaugstelle $Q_{\text{Ansaugluft}}$ ergibt sich aus der Differenz zwischen dem theoretischen Ansaugvolumenstrom (Q_0) und dem Verlustvolumenstrom (Q_{v100}). Der Inhalt des Gebläses q_0 und der Verlustvolumenstrom Q_{v100} sind aus den Leistungsdiagrammen der Gebläse zu entnehmen bzw. können beim Gebläsehersteller angefragt werden. Für die Berechnung von Q_0 wird die Gebläsedrehzahl (n) eingesetzt. Diese kann aus der Drehfelddrehzahl des Antriebsmotors (n_m) über das Übersetzungsverhältnis (n/n_m) ermittelt werden. Das Übersetzungsverhältnis kann vom Gebläsehersteller unter Berücksichtigung des eingebauten Getriebes berechnet werden. Dabei soll bedacht werden, dass das tatsächliche Übersetzungsverhältnis aufgrund der fixen Abstufungen bei Keilriemenscheiben vom theoretischen (n/n_m) abweichen kann (Information Fa. Aerzen). Diese Abweichung kann laut Hersteller zu einer Fehlabschätzung von ± 5 % bezogen auf den Ansaugvolumenstrom führen.

In direkt am Netz betriebenen synchronen Motoren bestimmen die Netzfrequenz (f , in Hz) und die Polpaarzahl (p) die Drehfeldzahl:

$$n_m = \frac{60 \cdot f}{p} \quad [1/\text{min}]$$

Auf den meisten Kläranlagen werden die Gebläse über Frequenzumrichter gesteuert. In diesem Fall ist die gerichtete Frequenz nach dem FU für die Berechnung von n_m maßgebend. Wenn es auf den Projektkläranlagen nicht möglich war, die Frequenz der Antriebsmotoren im Minutentakt aus dem Leitsystem zu exportieren, wurden diese Messwerte mittels eines Netz- und Stromversorgungsanalysators der Serie Fluke 43B bereitgestellt. Das Gerät wurde mit einer Leistungszange direkt nach dem Frequenzumrichter angeschlossen.

Die erforderliche Druckerhöhung Δp , die vom Gebläse bewerkstelligt werden soll, wird hauptsächlich von der Einblastiefe im Belebungsbecken bestimmt. Die Verluste an der Ansaugseite (Saugleitung, Filter) und an der Druckseite (Förderleitung, Belüftungseinrichtungen) machen im Vergleich dazu weniger aus. Bei einer Einblastiefe von z.B. 5 m kann abgeschätzt werden, dass die genannten Verluste je nach Belüftungsart näherungsweise 6 % (bei Plattenbelüftern bis 15 %) vom Δp betragen. Die Erfahrungswerte beziehen sich dabei auf ordnungsgemäß instandgehaltene Belüftungseinrichtungen. Da auf den meisten Projektkläranlagen die Druckerhöhung vor Ort nicht bzw. nicht ausreichend genau gemessen wird, wird Δp anhand der Einblastiefe und der obengenannten Erfahrungswerte für die restlichen Verluste abgeschätzt.

Die Ergebnisse einer Sensitivitätsanalyse mit den Daten einer Projektkläranlage haben gezeigt, dass eine fehlerhafte Messung der Wassertiefe im Belebungsbecken von ± 10 cm zu einer Abweichung von $\pm 0,15$ % bei der Berechnung des trockenen Abluftvolumenstroms führt.

Um den Verlustvolumenstrom zu berechnen, werden auch Zustandsgrößen der angesaugten Luft wie Temperatur, Feuchte und Druck benötigt. Da auf den meisten Kläranlagen die Gebläse die Luft direkt von außen ansaugen, wurden im Projekt für die Temperatur und die relative Feuchte der Luft meteorologische Daten von Messstationen in der Nähe der jeweiligen Kläranlagen herangezogen. Für die Kläranlagen, bei denen die Luftansaugung im Gebläseraum erfolgte, wurde die Temperaturerhöhung im Gebläseraum für den Zeitraum der Messkampagne abgeschätzt. Da die Temperatur im Gebläseraum üblicherweise etwas höher liegt als jene der Außenluft, kann angenommen werden, dass der Wasserdampfgehalt (absolute Feuchte) der Abluft bis an die Ansaugstelle unverändert bleibt. Für die Erwärmung in der Schallhaube werden 5 °C angenommen (mündliche Auskunft Dr. Frey, Ingenieurkonsulent für Maschinenbau).

Anhand einer Sensitivitätsanalyse wurde der Einfluss der Ansaugtemperatur sowie der relativen Feuchte auf die Berechnung des Abluftvolumenstroms bewertet. Eine Überschätzung der Ansaugtemperatur um 1 °C (z.B. 21 statt 20 °C) würde eine Verringerung des errechneten trockenen Abluftvolumenstroms von ca. 0,5 % verursachen. Für die relative Feuchte gilt hingegen, dass eine Erhöhung um 5 Prozentpunkte (z.B. von 40 auf 45 %) eine Reduktion des trockenen Abluftvolumenstroms um ca. 0,1% zur Folge hätte.

Es soll angemerkt werden, dass aufgrund der auf den Projektkläranlagen auftretenden, klimatischen Verhältnisse die Umrechnung von feuchter auf trockene Abluft eine Reduktion des berechneten Abluftvolumenstroms um wenige Prozente bewirken kann. Sogar bei extrem ungünstigen Wetterverhältnissen wie z.B. 40 °C und 100 % relativer Feuchte würde der trockene Abluftvolumenstrom max. 7,5 % niedriger als die feuchte liegen.



Der Luftdruck an der Ansaugstelle ($p_{\text{Ansaugluft}}$) wird unter Berücksichtigung der Höhenlage der Projektkläranlage mit der barometrischen Höhenformel ermittelt. Der Druckverlust in der Saugleitung liegt erfahrungsgemäß zwischen 3 und 10 mbar (mündliche Auskunft Dr. Frey, Ingenieurkonsulent für Maschinenbau).

Anschließend erfolgt die Umrechnung des berechneten Abluftvolumenstroms auf die Temperatur und den Druck beim Austritt aus dem Belebungsbecken. Für die Austrittstemperatur wurde die Wassertemperatur im Belebungsbecken herangezogen.

Die oben beschriebene Berechnungsmethodik konnte für eine Projektkläranlage über Luftmengenmessungen mittels Messblende, die zur Überprüfung der Leistungsfähigkeit der Gebläse durchgeführt wurden, überprüft werden. Die gemessenen Luftmengen stimmten mit den gerechneten gut überein (Abweichung von 1,5 bzw. 2 %).

6. Auswahl der Projektkläranlagen

Die Ergebnisse der N₂O-Messungen sollen ein besseres Verständnis über den Einfluss verschiedener Einflussfaktoren auf die N₂O-Emission aus Kläranlagen ermöglichen. Die quantitativen Lachgasemissionen können je nach Verfahrenstechnik, Abwassereigenschaften und Betriebsbedingungen sehr unterschiedlich sein. Aus den genannten Gründen ist die Auswahl der Kläranlagen von großer Relevanz für das Projekt. Die Auswahl der Kläranlagen ist daher nachstehend noch weiter ausgeführt.

6.1. Datenerhebung zur Charakterisierung der österreichischen kommunalen Kläranlagen

Bezüglich der Datenerhebung für die Kläranlagenauswahl zur N₂O-Messung wurden als Quellen das Emissionsregister Oberflächenwasserkörper (EMREG-OW, 2012) und Daten von den ÖWAV Kläranlagennachbarschaften (ÖWAV-Publikation "Kanal und Kläranlagennachbarschaften 2011" und Ergebnisse des aktuellen ÖWAV Kläranlagenleistungsvergleich 2012) herangezogen.

6.1.1. Emissionsregister Oberflächenwasserkörper (EMREG-OW)

Das Emissionsregister Oberflächenwasserkörper (EMREG-OW) dient zur österreichweiten Erfassung von signifikanten, punktförmigen Einleitungen in Oberflächengewässer. Das EMREG-OW wurde auf Basis der Emissionsregisterverordnung (EmRegV-OW, BGBl II 2009/29) im Jahr 2009 implementiert. Die wesentlichen registerpflichtigen Emittenten sind kommunale Kläranlagen mit einer Kapazität ab 2.000 EW und darüber sowie PRTR-pflichtige betriebliche Direkt- und Indirekteinleiter, sofern diese über eine wasserrechtliche Bewilligung verfügen. Es sind somit rund 250 betriebliche EMREG-OW Berichtseinheiten und 635 kommunale Kläranlagen mit einer Ausbaupkapazität von etwa 21 Mio. EW im EMREG-OW erfasst.

Die erfassten Daten in EMREG-OW sind gegliedert in:

- **allgemeine Stammdaten**, wie z.B. Name und Anschrift des Registerpflichtigen, Standort und Daten zur Branchenzugehörigkeit
- **wasserwirtschaftliche Stammdaten**, wie z.B. Art und Maß der Wasserbenutzung (Abwassermenge, Emissionsbegrenzungen, Produktionskapazitäten), die Rechtsgrundlage aufgrund der der Bescheid erlassen wurde, Einleitpunkt, Dauer der Bewilligung
- **Bewegungsdaten**, wie tatsächliche Jahresabwassermenge und die emittierten Jahresfrachten von Abwasserinhaltsstoffen.

In der EmRegV-OW sind insgesamt 128 Abwasserinhaltsstoffe erfasst. Je EMREG-OW Berichtseinheit werden aber nur ausgewählte Parameter erhoben. Dabei wird im Wesentlichen in zwei Gruppen unterschieden. Die erste Gruppe enthält jene Parameter, die in der wasserrechtlichen Bewilligung geregelt sind. Darüber hinaus sind noch die zweite Gruppe von Parametern relevant, die sich wiederum unterscheiden lässt in die sogenannten prioritären Stoffe gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie und sonstige national relevante Parameter.

Für kommunale Kläranlagen werden konkret die klassischen Abwasserparameter, wie CSB, BSB₅, Ges. N, Ges. P, NH₄-N, als Jahresfracht in kg/a in Zu- und Ablauf der Kläranlage einmal jährlich erhoben, sowie die ausgewählten prioritären Stoffe (für Kläranlagen ab 10.000 EW) Cadmium, Diuron, Nonylphenole und Tributylzinnverbindungen.

Als Grundlage für die Kläranlagenauswahl im gegenständlichen Projekt wurden die EMREG-OW Daten aus 2010 und 2011 ausgewertet. Der Fokus lag dabei am Stickstoff zu CSB Verhältnis des Zulaufes. Für die Auswertung standen 2010 Stickstoff und CSB Daten von 466 Kläranlagen zur Verfügung, für 2011 waren 521 Kläranlagen. In den beiden folgenden Diagrammen sind Summenhäufigkeiten der N/CSB dargestellt. Dabei sind die Daten in Abbildung 31 auf die Kläranlagenanzahl bezogen. In Abbildung 32 wurden die N/CSB Verhältnisse auf die Belastung der Kläranlagen bezogen. Dabei wurde die Belastung aus den CSB Jahresfrachten mit 120 g/EW/d berechnet. Die in der Abbildung dargestellten 25 Kläranlagen wurden in einer Vorauswahl festgelegt.

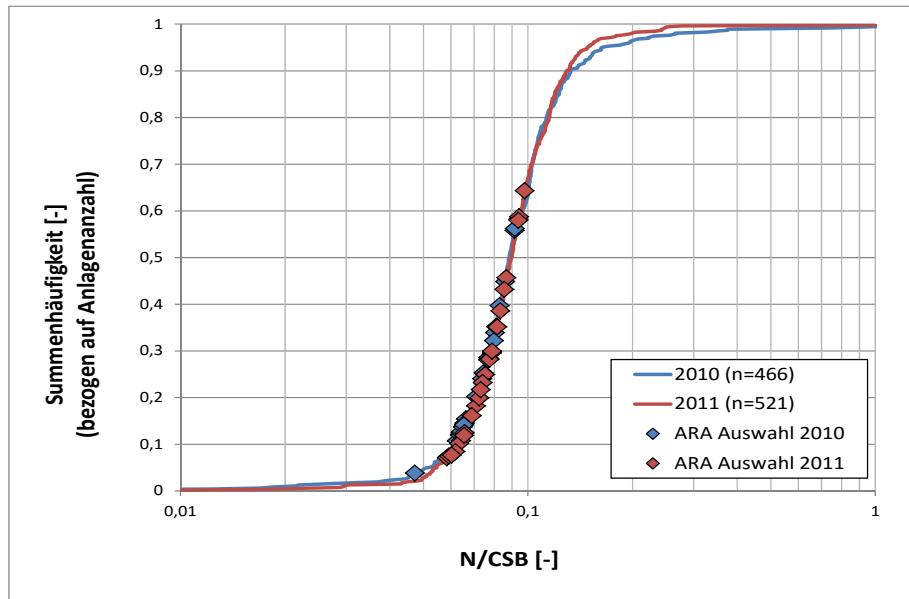


Abbildung 31. Stickstoff zu CSB Verhältnis im Zulauf kommunaler Kläranlagen bezogen auf die Anlagenanzahl für die Jahre 2010 und 2011 erfasst im EMREG-OW

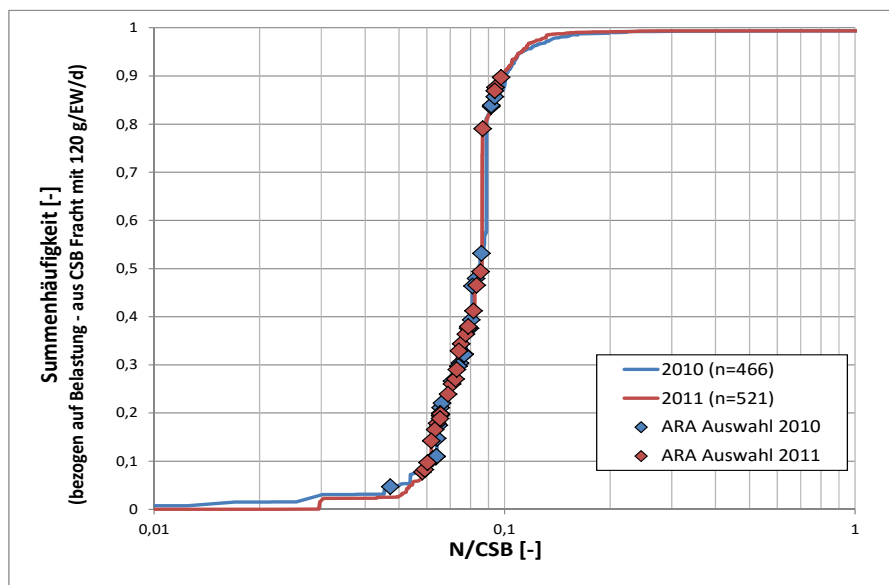


Abbildung 32. Stickstoff zu CSB Verhältnis im Zulauf kommunaler Kläranlagen bezogen auf die Belastung berechnet aus der CSB Fracht mit 120 g/EW/d für die Jahre 2010 und 2011 erfasst im EMREG-OW

Für die 25 kommunalen Kläranlagen, die im Zuge der Vorauswahl festgelegt wurden, wurden weitere EMREG-OW Daten aus 2010 und 2011 zusammengestellt. Für die Parameter CSB, BSB₅, Ges. N und Ges. P wurden die Entfernungsraten berechnet, sowie soweit verfügbar die angeschlossenen Einwohner bzw. die Belastung durch Indirekteinleiter angegeben. Aus dieser Vorauswahl wurden dann die 8 Projektkläranlagen endgültig gewählt (Abbildung 33).

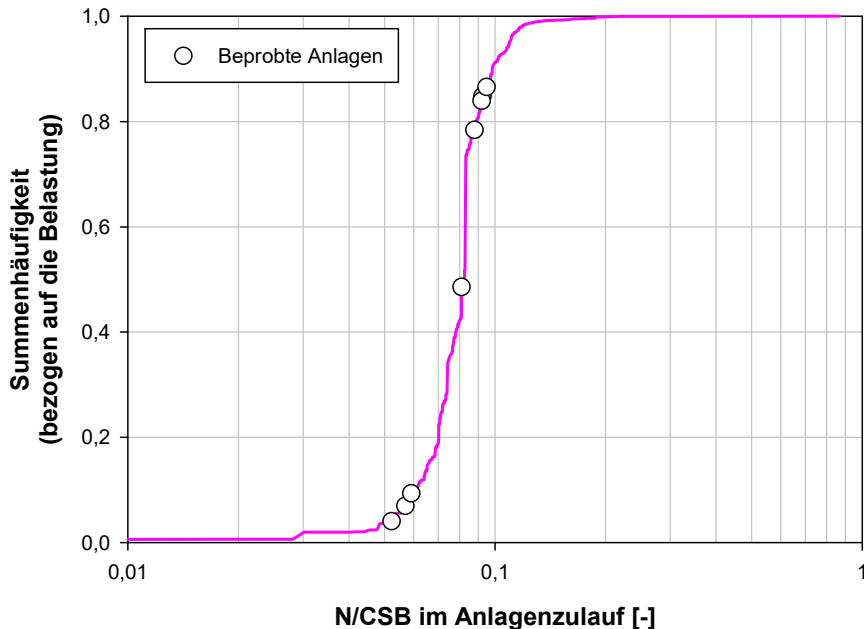


Abbildung 33. Stickstoff zu CSB Verhältnis im Zulauf kommunaler Kläranlagen bezogen auf die Belastung berechnet aus der CSB-Fracht mit 120 g/EW/d für das Jahr 2012 (EMREG-OW).

6.1.2.ÖWAV - Kanal- und Kläranlagennachbarschaften 2011

Der ÖWAV erhebt als Grundlage für den jährlichen Kläranlagenzustandsbericht Daten von den Kläranlagen im Rahmen der Kläranlagennachbarschaften. Dabei sind 98,1 % aller Kläranlagen auf freiwilliger Basis erfasst. Bezogen auf die Gesamtkapazität von kommunalen Kläranlagen in Österreich liegt der Deckungsgrad bei 94 % (Spatzierer, 2013).

Neben Betriebsdaten werden auch Daten zu Anlagenverfahren erfasst. 2012 sind in Österreich 176 Belebungsanlagen mit anaerober Schlammstabilisierung (Faulung) und 544 Belebungsanlagen mit aerober Schlammstabilisierung in Betrieb. Im Vergleich werden 114 SBR Anlagen (Belebungsanlagen mit Aufstaubetrieb, Sequencing Batch Reactor) betrieben. Tropfkörperanlagen spielen mit 18 Anlagen eine untergeordnete Rolle in Österreich. Die Datenerhebung umfasst kommunale Kläranlagen größer 50 EW. In Abbildung 34 sind die Anzahl der kommunalen Kläranlagen in unterschiedlichen Größenklassen und differenziert nach Anlagenverfahren dargestellt (Spatzierer, 2013).

Die Datenauswertung der Kläranlagen größergleich 2.000 EW der Publikation "Kanal und Kläranlagennachbarschaften 2011", ÖWAV 2011 ergibt noch ergänzend dazu, dass in Österreich kommunale Kläranlagen mit einer Kapazität von rund 780.000 EW einen Tropfkörper betreiben und das Abwasser von rund 420.000 EW Kapazität mittels SBR Anlagen behandelt wird. Beide Verfahrensarten spielen bezogen auf die rund 21 Mio. EW installierte Kapazität eine untergeordnete Rolle. Anlagen mit anaerober Schlammstabilisierung (Faulung) decken jedoch einen Anteil von über 50 % (etwa 11,5 Mio. EW) der installierten Kapazität ab.

Anzahl der Anlagen

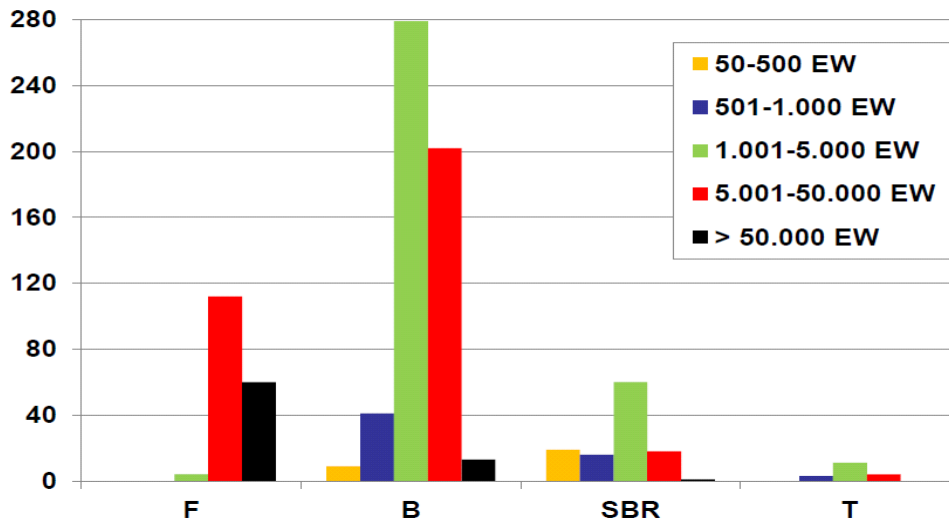


Abbildung 34. Anzahl der kommunalen Kläranlagen in Österreich (2012) in unterschiedlichen Größenklassen und unterschieden nach Anlagenverfahren (nach Spatzierer 2013). Legende: F = KA mit Faulung; B = KA mit aerober Schlammstabilisierung; SBR = Belebungsanlagen mit Aufstaubetrieb; T = KA mit Tropfkörper

6.2. Auswahlkriterien

Die Auswahl der Kläranlagen wurde so festgelegt, dass möglichst unterschiedliche Verfahrenstechniken, Abwassereigenschaften und Betriebsbedingungen berücksichtigt werden konnten, die auf den meisten Kläranlagen in Österreich vorkommen. Diese können wie folgt zusammengefasst werden:

Verfahrenstechnik:

- Kläranlagen mit Faulung bzw. simultaner aerober Schlammstabilisierung
- Umlaufbecken / SBR-Becken / Längsbecken
- eine oder mehrere Kaskaden
- einstufige bzw. zweistufige Belebung

Art der Stickstoffentfernung:

- simultane, intermittierende bzw. vorgeschaltete Denitrifikation oder Kombinationen davon
- N-Entfernung über Nitrifikation/Denitrifikation bzw. Nitritation/Denitritation (z.B. Prozesswasserbehandlung)

Abwassereigenschaften:

- hohes bzw. niedriges N/CSB-Verhältnis
- hoher bzw. niedriger Anteil an Gewerbe-/Industrieabwässern (Indirekteinleitern)
- saisonale Belastungsschwankungen (Wintertourismus)
- hohe H₂S-Konzentrationen im Zulauf (z.B. bei Abwasserdruckleitungen)

Betriebsbedingungen:

- hohes bzw. niedriges Schlammalter bzw. CSB-Raumbelastung
- hohe bzw. niedrige O₂-Konzentration in der Belebung
- Belüftungsregelung (z.B. nach dem Sauerstoffverbrauch, NH₄-Gehalt oder NH₄/NO₃-Gehalt).

Um die Hochrechnung auf Bundesebene zu ermöglichen, war es wichtig, bei der Auswahl der Kläranlagen die Ergebnisse der Datenerhebung (Kapitel 6.1) zu berücksichtigen.

Bei der ersten Auswahl wurden 10 Kläranlagen besichtigt und durch Datenerhebung und -auswertung auf ihre Eignung evaluiert. Aus diesen Kandidaten erfolgte dann die endgültige Auswahl von 8 Kläranlagen. Diese Anzahl ermöglicht ein erstes Screening quer durch die große Vielfalt der Prozessbedingungen auf Kläranlagen. Gleichzeitig wird auch ein ausreichend großer Pool an Messwerten für eine vertiefende Auswertung gewährleistet. Die wesentlichen Merkmale der ausgewählten Projektkläranlagen sind Tabelle 5 zusammengefasst.

Tabelle 5. Allgemeine Merkmale der ausgewählten Projektkläranlagen (Mittelwerte 2013).

	EW ₁₂₀ Auslegung	EW ₁₂₀ Auslastung	Verfahrenskonfiguration	Abwasser	N / CSB _{Zulauf-KA} / N / CSB _{Zulauf-Bio}	Raumbelastung	Schlammalter
					[-]	[kg CSB _{Zulauf-Bio} / m ³ _{BB} / d]	[d]
Kläranlage A	140.500	80.000	mit Faulung, 1 Längsbecken, 5 kaskadierte Umlaufbecken, vorgesch. Deni	häuslich und gewerblich	0,1 / 0,16	0,18	50
Kläranlage B	35.000	17.000	ohne Faulung, SBR, vorgesch. + intermit. Deni	häuslich und gewerblich, Weinanbau	0,06	0,25	19
Kläranlage C	27.000	14.500	ohne Faulung, 3 kaskadierte Umlaufbecken, vorgesch. + intermit. Deni	häuslich und gewerblich, Weinanbau	0,09	0,23	52
Kläranlage D	55.000	30.000	mit Faulung, 2-stufige Belebung (Hybridverfahren), vorgesch. + intermit. Deni	eher häuslich	0,1 / 0,16	- *	1. Stufe: 1,4 2. Stufe: 13
Kläranlage E	950.000	725.000	mit Faulung, 3 kaskadierte Umlaufbecken, vorgesch. + intermit. Deni	hoher Industrieanteil	0,08 / 0,12	0,56	15
Kläranlage F	180.000	175.000	mit Faulung, 2 belüftete Selektoren, 1 Längsbecken, 2 kaskadierte Umlaufbecken, intermit. Deni	häuslich und gewerblich, Weinanbau	0,07 / 0,08	0,31	15
Kläranlage G	25.000	17.000	ohne Faulung, 1 Längsbecken, 1 Umlaufbecken, vorgesch. + intermit. Deni	eher häuslich	0,10	0,28	37
Kläranlage H	45.000	25.000	mit Faulung, 3 kaskad. Längsbecken, vorgesch.+ intermit. Deni	eher häuslich, Wintertourismus	0,09 / 0,14	0,66	17

* Aufgrund der Schlammkreisläufe des Hybridverfahrens wenig aussagekräftig

Aufgrund der großen Anzahl an Kläranlagen mit aerober, simultaner Schlammstabilisierung in Österreich (ca. 40% der gesamten, angeschlossenen Einwohnergleichwerte – ÖWAV, 2011) wurden drei Kläranlagen mit diesem Verfahren ausgewählt. Kläranlage C und Kläranlage G behandeln vorwiegend häusliches Abwasser in Umlaufbecken, wobei die Belüftungsregelung auf Kläranlage C nach $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ mit On-Line-Sonden gesteuert wird. Auf Kläranlage C wird die Belüftung (Länge der Belüftungs-/Pausenintervalle) je nach Ablaufwerten händisch eingestellt. Auf Kläranlage B wird auch der Überschussschlamm simultan stabilisiert, hier ist allerdings die Anwendung des SBR-Verfahrens sowie ein deutlich niedrigeres N/CSB-Verhältnis zu verzeichnen. Obwohl das Abwasser von nur ~2% der EW in Österreich über dieses Verfahren gereinigt werden, können N_2O -Messungen in SBR-Becken aufgrund des Batchbetriebs (hoher Konzentrationsgradient zwischen Anfang und Ende) wichtige Informationen über die Entstehungspfade von N_2O liefern.

Bei der Auswahl der Kläranlagen mit Faulung wurde darauf geachtet, dass verschiedenste Abwasserzusammensetzungen sowie Belastungsverhältnisse abgedeckt werden. Kläranlage A ist durch



eine vergleichsweise niedrigere CSB-Belastung und eine gezielte vorgeschaltete Denitrifikation samt Bio-P gekennzeichnet. Kläranlage F verfügt hingegen über 2 belüftete Selektoren, hat keine vorgeschaltete Denitrifikation und ein etwas geringeres N/CSB-Verhältnis im Zulauf zur Biologie. Kläranlage E vertritt die Kläranlagen mit Faulung und mit einem hohen Anteil an Industrieabwasser. Auf dieser Kläranlage (wie auch auf der Kläranlage A) ist auch die höhere H_2S -Konzentration im Zulauf zu nennen. Da ca. 9 % der EW im Abwasser in zwei-stufigen Kläranlagen gereinigt werden, wurde auch dieses Verfahren mit Kläranlage D berücksichtigt. Auf dieser Kläranlage kann zusätzlich die N_2O -Emission aus der Prozesswasserbehandlung über Nitrifikation und Denitrifikation untersucht werden. Die Kläranlage H

Mehrere österreichische Kläranlagen (ca. 18% der gesamten angeschlossenen EW) sind von einer Wintersaison mit deutlich höheren Belastungsverhältnissen gekennzeichnet (Wintertourismus). Aus diesem Grund wurde Kläranlage H in das Messprogramm aufgenommen.

Neben der Verfahrenstechnik und den Prozessbedingungen mussten auch andere Anforderungen bei der Auswahl der Kläranlagen erfüllt werden (z.B. Druckbelüftung bzw. abgedeckte Becken, Plausibilität der Betriebsdaten). Diese wurden bereits in Kapitel 5.1 ausführlich beschrieben.

7. Auswertung der Messergebnisse

Im vorliegenden Kapitel werden die Ergebnisse der durchgeführten N₂O-Messkampagnen beschrieben und diskutiert. Die N₂O-Messkampagnen auf den jeweiligen Projektkläranlagen sind in Tabelle 6 zusammengestellt. Insgesamt waren es 24 Messkampagnen, darunter 7 zwei-tägige (2012) und 17 mehrwöchige (2013-2014).

Tabelle 6. Durchgeführte N₂O-Messkampagnen im Zeitraum vom August 2012 bis Oktober 2014

	1. Messung	2. Messung	3. Messung	4. Messung	5. Messung
Kläranlage A	28.-30.8.2012	31.7.-12.8.2013	13.-27.1.2014		
Kläranlage B	11.-12.10.2012	30.10.-2.11.2012	6-11.12.2012	22.-31.7.2013	18.-27.3.2014
Kläranlage C	6.-7.9.2012	17.-26.6.2013	23.-30.4.2014		
Kläranlage D	17.-18.10.2012	1.-19.7.2013	31.3-17.4.2014		
Kläranlage E	21.-22.8.2012	24.-25.10.2012	19.8.-2.9.2013	4.-17.6.2014	
Kläranlage F	24.9.-28.10.2013	6.5-2.6.2014			
Kläranlage G	9.-19.9.2013	4.-13.3.2014			
Kläranlage H	4.-28.2.2014	9.9.-2.10.2014			

Auf Basis der Messergebnisse der durchgeführten Messkampagnen wurde bei der Auswertung der N₂O-Emissionen die Annahme getroffen, dass N₂O ausschließlich während belüfteter Phasen durch die intensive Strippung in die Atmosphäre emittiert wird. Die N₂O-Emissionen aus Denitrifikationsbecken bzw. –phasen wurden aufgrund des vergleichsweise geringen Transferkoeffizienten k_{La} vernachlässigt. Diese Annahme basiert auch auf der Feststellung, dass im Rahmen der Messungen N₂O bei der Denitrifikation eher abgebaut wurde (siehe Kapitel 7.1 bis 7.9).

Für die Berechnung der N₂O-Emissionen wurden daher nur die Gleichungen für belüftete Becken (Formel 2 und 3; Kapitel 5.1.1) eingesetzt. Die Berechnung der emittierten N₂O-Fracht erfolgte mit einer Zeitbasis von einer Minute. Die Tagesemission an N₂O wurde dann als Summe der Minutenfrachten über 24 Stunden gebildet. Bei der Festlegung des Tagesfensters wurde die Zeiteinstellung der Tagesmischproben auf den jeweiligen Kläranlagen berücksichtigt. Dies geschah mit dem Ziel, die N₂O-Emission den Zulauffrachten besser zuordnen zu können.

Die N₂O-Emission (als N₂O-N) wurde auf die N-Fracht im Zulauf zur Kläranlage bzw. im Zulauf zur Biologie bezogen. Das Verhältnis (kg N₂O-N / kg N_{Zulauf-KA}) wurde als N₂O-Emissionsfaktor bezeichnet und in Prozent ausgedrückt. Der Emissionsfaktor wurde für jeden Messtag berechnet, an dem sowohl die N₂O-Emission als auch die N-Zulauffracht vorlag. Diese Tageswerte wurden dann über den gesamten Messzeitraum gemittelt. Somit ergab sich für jede Messkampagne ein durchschnittlicher Tagesmittelwert.

Obwohl die Berechnung des N₂O-Emissionsfaktors über die durchschnittlichen Tagesfrachten im Messzeitraum von einem mathematischen Standpunkt her korrekter gewesen wäre (mittlere N₂O-Tagesfracht / mittlere N-Zulauffracht), stellte sich für manche Messkampagnen die Frage, inwiefern der berechnete Emissionsfaktor konsistent ist, wenn für die Berechnung der Frachten Datenreihen mit unterschiedlicher Messdichte (z.B. N₂O-Tagesfracht täglich, N-Zulauffracht alle 3 Tage) zur Verfügung stehen. Aus diesem Grund wurde die Berechnung über die Tagemittelwerte bevorzugt.



Um die Auswertung der Messergebnisse einheitlich durchzuführen, wurde der beschriebene Berechnungsansatz auch für Messkampagne verwendet, bei denen Tagesfrachten für alle Parameter zur Verfügung standen. Ein Vergleich dieser Messkampagnen zeigte kaum einen Unterschied zwischen den beiden Berechnungsansätzen. Mit dem gleichen Berechnungsansatz wurde die Ermittlung der Tagesmittelwerte für die Einflussparameter verwendet (z.B. N-Entfernung).

Auf Kläranlagen mit zwei oder mehr Kaskaden wurden die N₂O-Messungen eine Woche lang in jeder Kaskade durchgeführt. Da die N₂O-Messung nicht gleichzeitig in mehreren Becken erfolgen konnte (nur eine Messeinrichtung vorhanden), fanden sie in mehreren hinter einander folgende Wochen statt. Bei der Berechnung der N₂O-Emission wurden dann die an gleichen Wochentagen erfassten N₂O-Tagesemissionen für die verschiedenen Kaskaden addiert. Für den N₂O-Emissionsfaktor wurden diese täglichen Gesamtfrachten auf den Mittelwert, der an diesen Wochentagen zufließenden N-Frachten bezogen.

Die Angabe der Varianz für die ermittelten N₂O-Emissionsfaktoren der jeweiligen Projektkläranlagen ist aufgrund der hohen Anzahl an unbekanntem Variablen (z.B. Messgenauigkeit bei der Ermittlung der Luftmengen, räumliche Schwankung der N₂O-Emission im Belebungsbecken, zeitlich verzögerte N₂O-Messung in seriell geschalteten Kaskaden) nicht möglich. Nur die analytische Messabweichung bei der Bestimmung von N₂O in der Abluft konnte mit ausreichender Genauigkeit beschrieben werden (Kapitel 5.2).

Die Betriebsdaten der Projektkläranlagen, aus dem u.a. die CSB- und N-Zulauffrachten sowie der Wirkungsgrad der N-Entfernung herangezogen wurden, wurden mittels Bilanzierung der Stoffströme CSB, GN und GP geprüft. Für die Erstellung der Bilanzen wurde das Programm eDAB – elektronisches Datenerfassungs-, Analyse- und Bilanzierungstool für Abwasserreinigungsanlagen – verwendet (eDAB Entwicklungs- und Vertriebs GmbH). Appendix 3 beschreibt die angewendete Bilanzierungsmethodik.

In den folgenden Kapiteln wird die Durchführung und Auswertung der Messkampagnen auf den jeweiligen Projektkläranlagen beschrieben. Es ist zu beachten, dass die angeführten schematischen Grundrisse der Kläranlagen nicht maßstäblich abgebildet sind. Das gleiche gilt für die Abmessungen der Ablufthaube. Aus Platzgründen wurden in den Abbildungen manche Beschriftungen abgekürzt: PS (Primärschlamm), ÜS (Überschussschlamm), RS (Rücklaufschlamm), PW (Prozesswasser für Zentrat bzw. Presswasser aus der Schlammmentwässerung).

7.1. Kläranlage A

7.1.1. Beschreibung der Kläranlage

Allgemeine Kläranlagenbeschreibung

Ausbaugröße:	140.500 EW ₁₂₀
tatsächliche Auslastung:	80.000 EW ₁₂₀ (Jahresmittel 2013)
angeschlossene Einwohner:	43.000 E
Verfahrenskombination:	Vorklärung, Belebung, mesophile Schlammfäulung
Besonderheiten:	biologische Phosphorentfernung
Kanalnetz:	25 % Trennsystem, 75 % Mischsystem, 25 % Freispiegelleitungen, 75 % Druckleitungen

Abwassercharakteristik

N/CSB Zulauf:	0,10 (Jahresmittelwert 2013)
N/CSB Zulauf-Biologie:	0,16 (Jahresmittelwert 2013)
Wichtigste Indirekteinleiter:	Ölverarbeitung/Fett/Talg, Wäscherei, Fleischverarbeitung
Besonderheiten:	Schwefelwasserstoff im Zulauf, Dosierung von FeCl ₂ bzw. Nitrat in manchen Druckleitungen

Verfahrenstechnik – Anlagenteile

- Rechenanlage (Feinrechen)
- Sandfanganlage (belüfteter Langsandfang)
- Vorklärung (rechteckige Becken, längsdurchströmt)
- Belebungsbecken (2 Straßen mit jeweils 6 Kaskaden)
- Nachklärung (Rundbecken, horizontal durchströmt)
- Schlammbehandlung (Eindickung, Fäulung, Entwässerung)

Beschreibung der Belebung

Anzahl an Belebungsbecken:	2 Straßen mit jeweils 1 quadratischem Becken und 5 Umlaufbecken
Verfahrensart der Belebung:	1. bis 3. Kaskade: nicht belüftet (vorgeschaltete Denitrifikation und Bio-P), 4. bis 5. Kaskade: nach Bedarf intermittierend belüftet sonst nicht belüftet, 6. Kaskade: kontinuierlich belüftet
Beckenart:	1 quadratisches Becken und 5 Umlaufbecken je Straße
Belebungsbeckenvolumen (gesamt):	27.000 m ³ (2*13.500 m ³)
Beckengeometrie (L × B):	1. und 3. Kaskade: 9 m × 19 m; 2. Kaskade: 19 m × 19 m; 4. und 6. Kaskade: 58 m × 12 m; 5. Kaskade: 56 m × 12 m
Wassertiefe:	7,25 m
Art der Belüftung:	Druckbelüftung (Tellerbelüfter)
Gebälseart:	4 Verdichter (Drehkolbengebläse)
Messung des Luftvolumenstroms f. Belüftung:	ja, thermischer Massendurchflussmesser, für jede Kaskade
Art der Belüftungsregelung/-steuerung:	NH ₄ -N Sonden, O ₂ -Konzentration
Art der Rücklaufschlammförderung:	2 getrennte Rücklaufschlammkreisläufe, Überschussschlammabzug aus dem Nachklärbecken, Rücklaufschlammabzug aus dem Überschussschlamm
Rücklaufverhältnis:	1,0 (aus Jahresmittelwerten TS _{RS} berechnet)
Schlammalter:	50 Tage (Jahresmittelwert 2013)
CSB-Raumbelastung:	0,18 kg CSB/(m ³ *d) (Jahresmittelwert 2013)
CSB-Schlammbelastung:	0,05 kg CSB/(kg TS*d) (Jahresmittelwert 2013)

Nitrifikation/Denitrifikation, Phosphorentfernung

Art der Stickstoffentfernung:	vorgeschaltete Denitrifikation
Art der Phosphorentfernung:	chemisch, biologisch
Art der Phosphorfällung:	Vorfällung, Simultanfällung
Fällmittelart:	FeCl ₂ (Vorfällung, im Kanal wegen H ₂ S), Fe ₂ (SO ₄) ₃ (Simultanfällung, auf der Kläranlage)

Schlammbehandlung

Art der Schlammeindickung:	statische Eindickung (Primärschlamm), MÜSE (Überschussschlamm)
Art der Schlammstabilisierung:	mesophile Schlammfäulung
Art der Schlamm entwässerung:	Zentrifuge

Prozesswasser

Prozesswasser zwischenspeicherung:	ja
Prozesswasserbehandlung:	nein
Ort der Prozesswassereinleitung:	Zulauf Biologie
Art der Prozesswassereinleitung:	diskontinuierlich (10 min Pumpen, 20 min Pause, insgesamt ca. 100 m ³ /d)

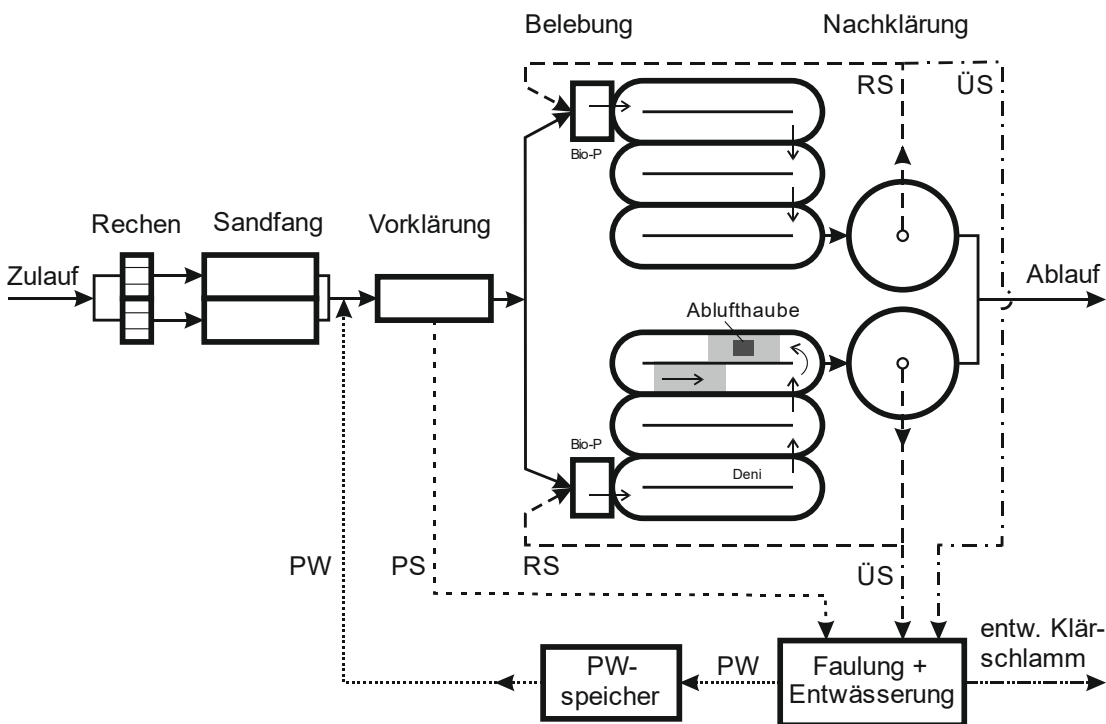


Abbildung 35. Schematischer Grundriss der Kläranlage A

7.1.2. Allgemeines zu den Messkampagnen

Auf Kläranlage A wurden insgesamt 3 Messkampagnen durchgeführt. Die ersten Messungen (28. bis 29.08.2012) wurden als nicht repräsentativ betrachtet. Aus diesem Grund werden nur die zweite und die dritte Messkampagne, deren Messergebnisse auch für die Auswertung verwendet wurden, näher beschrieben.

Das Abwasser erreicht die Kläranlage über Druckleitungen, die teilweise durch das im Kanalnetz gebildete H₂S von Korrosion betroffen sind. Um Schäden zu vermeiden, werden bei einzelnen Pumpstationen Fe²⁺

und NO_3^- zugegeben. Die Zugabe von Fe^{2+} im Kanal trägt zusätzlich zu einer Verringerung des Fällmittelverbrauchs auf der Kläranlage bei.

Die Kläranlage ist für 140.500 EW_{120} ausgelegt und mit ca. 40-50 % der Kapazität belastet. Die dadurch verlängerte Aufenthaltszeit des Abwassers im Vorklärbecken bewirkt dort einen unerwünschten CSB-Abbau, der negativ den CH_4 -Gewinn aus der Faulung und dadurch die Eigenstromerzeugung beeinflusst. Aus diesem Grund wird die Aufenthaltszeit in der mechanischen Reinigungsstufe verkürzt, indem eines der beiden Vorklärbecken außer Betrieb genommen und derzeit als Speicher für das hochkonzentrierte ammoniumreiche Prozesswasser aus der Schlammbehandlung verwendet wird. Das Prozesswasser wird dem Zulauf diskontinuierlich zugeführt (solange im Speicher Prozesswasser vorhanden ist, wird die Pumpe einmal stündlich für ca. 10 min eingeschaltet). Die Durchmischung beider Ströme erfolgt im belüfteten Sandfang und im Vorklärbecken. Der Probennehmer für den Zulauf zur biologischen Stufe befindet sich im Ablauf der Vorklärung, wo von einer vollständigen Durchmischung ausgegangen werden kann.

Die Aufteilung des Zulaufs auf die beiden Straßen der Kläranlage ist laut Erfahrung des Betriebspersonals beinahe gleich. Drei der sechs Kaskaden jeder Straße werden nicht belüftet (Bio-P-Becken und zwei vorgeschaltete Denitrifikationsbecken). Die restlichen drei Kaskaden werden als Umlaufbecken betrieben und nur die letzte Kaskade kontinuierlich belüftet. Das von der Kläranlage aufgezeichnete Luftvolumen für die Belüftung von Belebungsbecken 2 wurde aufgrund der Kenndaten des Gebläse-Aggregates und der über den Zeitraum der Messkampagne aufgezeichneten Motorfrequenz überprüft. Im Ablauf des Belebungsbeckens werden die $\text{NH}_4\text{-N}$ - und $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen on-line gemessen. Die gemessene $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration dient als Steuerungsparameter für die Belüftung der vorherigen zwei Kaskaden (wenn die Konzentration von 2 mg $\text{NH}_4\text{-N/L}$ im Ablauf überschritten wird, wird zuerst die Belüftung der Kaskade 5 (K 5) eingeschaltet). Erfahrungsgemäß tritt dieser Zustand sehr selten und kurzzeitig auf. Während der Messkampagne 2013 wurde K 5 nicht belüftet und während Messkampagne 2014 wegen eines Regenereignisses 3 Mal für jeweils ca. 30 min. Die Belüftung der Kaskade 5 erfolgte in der Nacht, es wurde keine Messung über diesem Belüftungsfeld durchgeführt. Wegen des kurzzeitigen Einschaltens der Belüftung in K 5 wurden die Emissionen als vernachlässigbar klein im Vergleich zu den Emissionen aus der kontinuierlich belüfteten Kaskade 6 betrachtet und bei den Berechnungen der Gesamtemission aus der Kläranlage nicht berücksichtigt.

Der Rücklaufschlamm (ein Teil davon wird als Überschussschlamm aus dem System entfernt) wird aus dem Nachklärbecken entnommen. Nach der Überschussschlammabnahme wird der Rücklaufschlamm vor dem Bio-P-Becken mit dem Zulauf vermischt. Bei einem Trockensubstanzgehalt des Rücklaufschlammes von ca. 7 g/l und einem TS-Gehalt im Belebungsbecken von ca. 3,5 g/l belüftet sich das Rücklaufverhältnis auf ca. 100 %. Für den Zeitraum 01.01.2013-31.01.2014 betrug der Mittelwert des Rücklaufverhältnisses 107 % mit Schwankungen zwischen 60 % und 225 % (bei 393 TS-Messwerten pro Belebungsbecken).

Es wurden bei der ersten, hier nicht angeführten Messkampagne Messungen des N_2O -Gehaltes in der Abluft eines der Denitrifikationsbecken über einige Stunden durchgeführt. Es wurde keine Veränderung des N_2O -Gehaltes unter der Ablufthaube festgestellt. Emissionen aus den nicht belüfteten Becken können wegen der nicht stattfindenden Belüftung nur durch Gas-Flüssigkeitsaustausch über die Wasseroberfläche erfolgen und aufgrund des gemessenen konstanten N_2O -Abluftgehaltes als vernachlässigbar klein eingestuft werden. Aus diesem Grund wurden bei den Messkampagnen 2013 und 2014 die Messungen nur im belüfteten Teil des Belebungsbeckens 2 (K 6/BB 2) durchgeführt. Laut Betriebsprotokoll betrug bei der Messkampagne 2013 die dem Belebungsbecken 2 zugeführte Luftmenge ($Q_{\text{Luft, BB2}}$) ca. 60 % der dem Belebungsbecken 1 ($Q_{\text{Luft, BB1}}$) zugeführten. Während der Messkampagne 2014 ergab sich das Verhältnis $Q_{\text{Luft, BB2}}/Q_{\text{Luft, BB1}}$ zu ca. 40 %, was unplausibel erscheint. Um diese Werte zu überprüfen, wurden Atmungsmessungen mit

Belebtschlamm beider Belebungsbecken durchgeführt und festgestellt, dass der Sauerstoffverbrauch im Belebungsbecken 2 ca. 80 % des Sauerstoffverbrauchs im Belebungsbecken 1 beträgt. Bei gleichem Rücklaufverhältnis, Sauerstoff- und TS-Gehalt im Belebungsbecken und ähnlichem Sauerstoffverbrauch, sowie Ammoniumkonzentrationen im Ablauf beider Becken wurde die Gesamtemission der Kläranlage aufgrund des Verhältnisses des Sauerstoffverbrauchs beider Belebungsbecken berechnet.

7.1.3. Messkampagne 2013 (31.07.2013-12.08.2013)

Die mittlere Abwassertemperatur im untersuchten Belebungsbecken 2 betrug 22,0°C mit einem Schwankungsbereich von 21,4°C bis 22,6°C. Es wurden pH-Werte im Bereich von 6,6-6,9 gemessen (Mittelwert bei pH 6,8). Die mittlere Zulaufkraft für CSB während der Messkampagne entsprach sehr gut der mittleren Tagesfrachten für 2013 (ca. 9.550 kg CSB/d). Die N-Zulaufkraft für den Messzeitraum unterschritt die mittlere Tagesfracht von 990 kg GN/d für 2013 um ca. 15 %. Laut Bilanz für 2013 wurden über das Vorklärbecken ca. 35 % der CSB-Fracht und ca. 10 % der N-Fracht abgetrennt. Das N/CSB-Verhältnis im Zulauf der Kläranlage veränderte sich dadurch im Zulauf der Biologie von 0,10 auf 0,14. Die Mittelwerte von 0,11 (N/CSB im Zulauf der Kläranlage) bzw. 0,14 (N/CSB im Zulauf der Biologie) während der Messkampagne zeigen eine gute Übereinstimmung mit den Jahresmittelwerten. Ein Überblick über die analysierten Zulaufparameter aus den Tagesmischproben (TMP) findet sich in Tabelle 7. Im Rahmen der Messkampagne 2014 wurden die TMP vom Zulauf zur biologischen Stufe für die Parameter NH₄-N und GN analysiert und ein Verhältnis NH₄-N/GN von 0,72 berechnet. Da der Parameter GN im Zulauf der biologischen Stufe auf der Kläranlage nicht bestimmt wird, wurde dieser aus den gemessenen NH₄-N-Konzentrationen für die Messtage und das festgestellte Verhältnis abgeschätzt. Ähnlich wurde für August 2013 das Verhältnis der Konzentrationen CSB_{Zulauf, KA}/CSB_{Zulauf, Biologie} bestimmt und die Werte für die im Betriebsprotokoll fehlenden Tage vervollständigt.

Tabelle 7. Ergebnisse der N₂O-Messungen und Zulaufcharakteristik für die Messkampagne 2013 auf Kläranlage A.

Datum	N ₂ O		CSB		NH ₄ -N		GN		N/CSB		N ₂ O-N/Nzu		Wirkungsgrad der KA für N **) [%]
	[g/d]		Zulauf KA [kg/d]	Zulauf Bio [kg/d]	Zulauf KA [kg/d]	Zulauf Bio [kg/d]	Zulauf KA [kg/d]	Zulauf Bio [kg/d]	Zulauf KA [-]	Zulauf Bio [-]	Zulauf KA [%]	Zulauf Bio [%]	
01.08.2013	879		6.979	3.179	371	400	-	555	-	0,175	-	0,101	-
02.08.2013	3.024		10.248	5000 ***)	416	-	-	-	-	-	-	-	-
03.08.2013	1.028		6.760	3298 ***)	441	-	-	-	-	-	-	-	-
04.08.2013	6.323		11.320	3.750	548	497	812	-	0,072	-	0,495	-	79,8
05.08.2013	979		13.171	6.346	445	437	-	371	-	0,058	-	0,168	-
06.08.2013	1.127		5.874	3.787	321	240	-	348	-	0,092	-	0,206	-
07.08.2013	1.368		7.772	3.787	384	373	1.074	503	0,138	0,133	0,081	0,173	88,8
08.08.2013	1.492		6.981	3.181	345	398	-	534	-	0,168	-	0,178	-
09.08.2013	5.222		15.487	7555 ***)	651	-	-	-	-	-	-	-	-
10.08.2013	42		14.177	6916 ***)	415	-	-	-	-	-	-	-	-
11.08.2013	59		5.300	2.131	452	343	615	506	0,116	0,237	0,006	0,007	82,4
Mittelwert	1958		9461	4448	435	384	834	469	0,109	0,144	0,194	0,139	83,7

*) Analysen im IWAG Labor durchgeführt; **) Daten aus Betriebsprotokollen; ***) abgeschätzte Werte

Die Zulaufmenge von 16.600 m³/d während der Messung entsprach sehr gut dem Monatsmittelwert von 16.700 m³/d und lag weit unter dem durchschnittlichen Zulauf im Jahresmittel von 23.900 m³/d. Grund für den höheren Jahresmittelwert waren Regenereignisse in den Monaten Jänner bis April mit einem Anstieg der Zulaufmengen bis auf ca. 60.000 m³/d. Die Messkampagne wurde hauptsächlich bei Trockenwetter durchgeführt, mit Ausnahme von 04.-05.08.2013 und 09.-10.08.2013 (Abbildung 36). Durch die Spülwirkung des Regens am 04.08.2013 und 09.08.2013 sind deutlich höhere CSB- und GN-Zulaufkonzentrationen

gemessen worden. Diese Schwankungen führen in diesem Fall zu einer Abnahme des N/CSB-Verhältnisses.

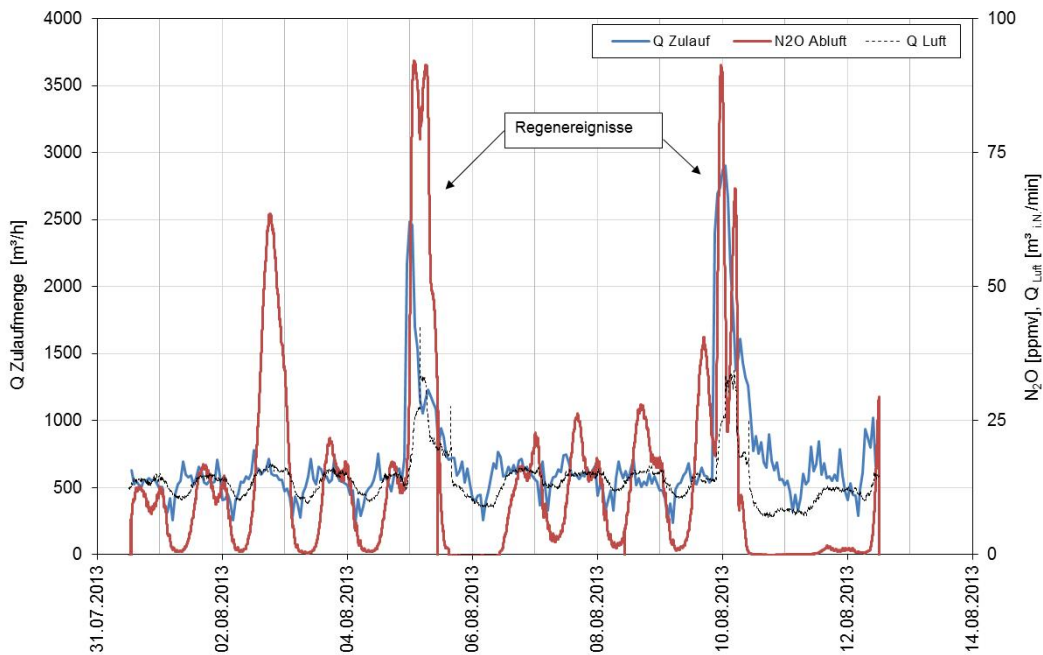


Abbildung 36. Überblick über den gesamten Zeitraum der Messkampagne 2013 auf Kläranlage A.

BB2 / K6

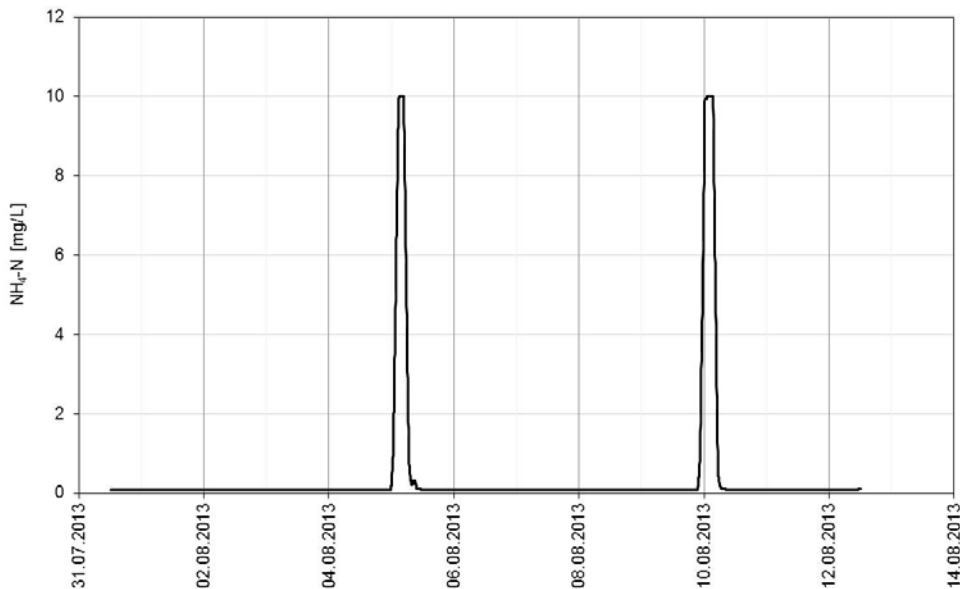


Abbildung 37. On-Line-Messung der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Ablauf des Belebungsbeckens 2 auf Kläranlage A.

Bei den erwähnten Regenereignissen stieg der Durchfluss kurzzeitig auf das ca. 4-fache und bewirkte einen Anstieg des gemessenen N_2O -Abluftgehaltes. Die Dynamik der Änderung des N_2O -Abluftgehaltes kann anhand der Abbildung 36 sehr gut verfolgt werden. Der deutlich höhere N_2O -Abluftgehalt bei Regenwetter kann durch die höhere Belastung des Belebungsbeckens auch in Folge von Ausschwemmung von

Ablagerungen im Kanalnetz hervorgerufen sein. Nach Abklingen des Regens wurde in den beiden Fällen ein deutlich geringerer N_2O -Abluftgehalt festgestellt. Es lässt sich beobachten, dass an Trockenwettertagen der Anstieg des N_2O -Gehaltes in den Nachmittagsstunden erfolgt. Geht die Belastung zurück, wird auch ein niedrigerer N_2O -Abluftgehalt gemessen. Die O_2 -Konzentration an der Messstelle betrug im Mittel 1,5 mg O_2/L und schwankte nach Belastung zwischen 1,3 mg O_2/L und 2,1 mg O_2/L (die höheren Werte wurden bei geringerer Belastung in der Nacht aufgezeichnet).

Bei den NH_4-N -Konzentrationen im Ablauf des Belebungsbeckens wurden während der Regenereignisse kurzzeitige Anstiege verzeichnet (Abbildung 37), für den gesamten Zeitraum belief sich die Ablaufkonzentration im Mittel auf 0,4 mg NH_4-N/L .

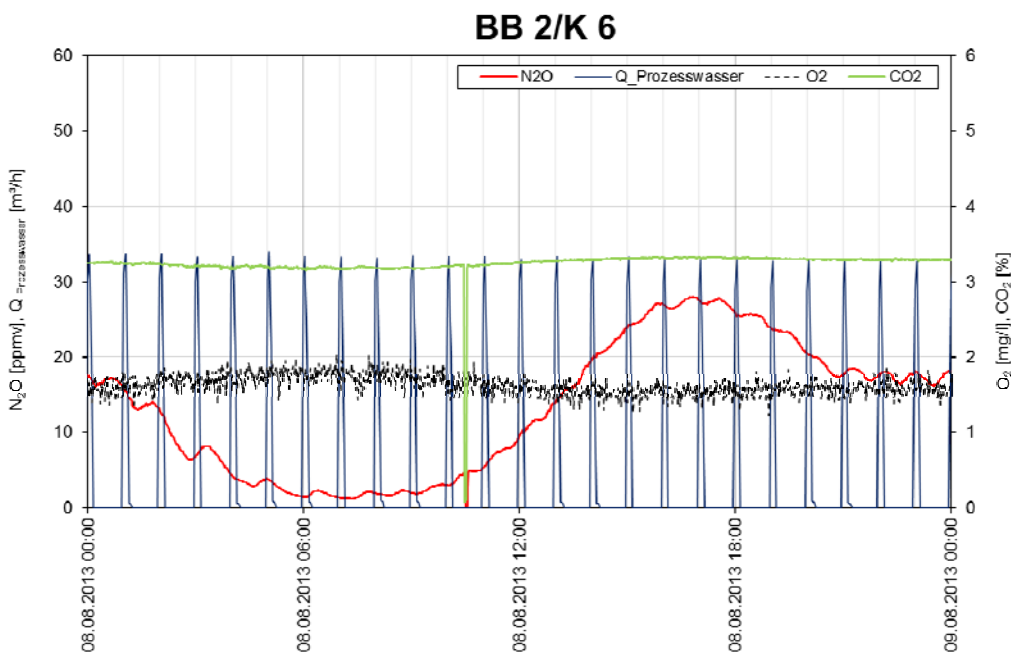


Abbildung 38. Typische Tagesganglinie des N_2O -Abluftgehaltes auf Kläranlage A.

Der Tagesgang der Dynamik des N_2O -Gehaltes in der Abluft auf Kläranlage A an Trockenwettertagen ist in Abbildung 38 dargestellt. Die O_2 -Konzentration wird relativ konstant bei ca. 1,5 mg O_2/L gehalten. Der Rückgang der hydraulischen Belastung während der Nacht- und der früheren Morgenstunden ist mit einem Rückgang des N_2O -Abluftgehaltes und einem leichten Anstieg der O_2 -Konzentration verbunden. Von Interesse sind die leichten Schwankungen des N_2O -Abluftgehaltes, die fast stündlich auftreten und auf die zusätzliche N-Belastung durch Einleiten des Prozesswassers in den Zulauf zurückgeführt werden können. Abbildung 38 zeigt deutlich, dass sogar geringe Mengen an Prozesswasser (ca. 4-5 $m^3/10$ min) bzw. einen Anstieg der Belastung von ca. 4 kg NH_4-N) die N_2O -Produktion und -Emission beeinflussen. Durch kontinuierliches Rückführen des Prozesswassers könnte die Auswirkung der Rückbelastung gering gehalten werden. Während des Regenereignisses am 04.-05.08.2013 wurde das Einleiten von Prozesswasser für einige Stunden unterbrochen, um die Belebungsbecken nicht zusätzlich zu belasten. Bei der Wiederinbetriebnahme nach dem Regen wurde kein erhöhter N_2O -Abluftgehalt durch die Prozesswasserrückführung festgestellt. Ein kurzfristiger Ausfall der Prozesswasserrückführung hat in diesem Fall die N_2O -Bildung nicht beeinflusst.

Messungen auf Kläranlagen mit intermittierender Nitrifikation/Denitrifikation haben gezeigt, dass N_2O während der Belüftungsphase gebildet wird und in der unbelüfteten Phase durch Denitrifikation (bei verfügbarem Kohlenstoff) entfernt wird. Auf dieser Kläranlage lässt sich an der gewählten Messstelle durch

die ständige Belüftung der K 6 ein kontinuierlicher Prozess der N_2O -Bildung feststellen (Abbildung 38), der von der Konzentration an biologisch verfügbarem Stickstoff abhängig ist.

An zwei Tagen wurden parallel zu den On-Line-Messungen auch Stichproben aus dem Becken gezogen und der gelöste Stickstoff analysiert (Abbildung 39). Es konnte beobachtet werden, dass der gemessene N_2O -Gehalt in der Abluft sehr gut mit der NH_4 -N-Konzentration im Becken korreliert. Der gemessene NO_2 -N-Gehalt im Belebungsbecken waren an beiden Messtagen unter $0,15 \text{ mg } NO_2\text{-N/L}$. Damit kann eine Hemmung der Nitrifikation durch Nitrit ausgeschlossen werden. Die Nitratkonzentrationen der Stichproben lagen an den Messtagen zwischen $3,4 \text{ mg } NO_3\text{-N/L}$ und $4,5 \text{ mg } NO_3\text{-N/L}$. Der Grund für den abweichenden N_2O -Tagesgang am 05.08.2013 (absinkender N_2O -Abluftgehalt zu der dargestellten Tageszeit) war das abklingende Regenereignis vom 04.08.2013.

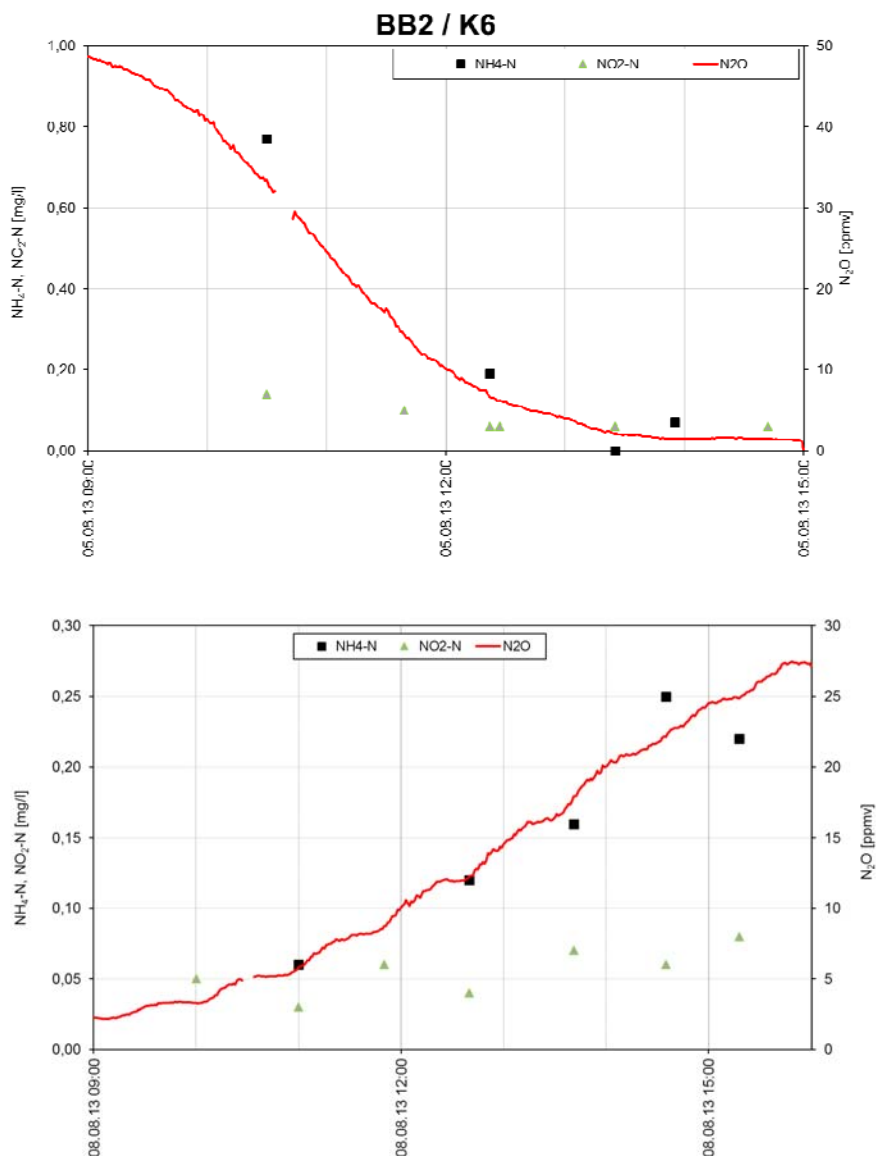


Abbildung 39. Verlauf der N_2O -On-Line-Messung und Stichproben für N-gelöst an zwei Messtagen während Messkampagne 2013 auf Kläranlage A.

Ein Zusammenhang zwischen N-Belastung und N_2O -Emissionen konnte bei den Tagesmischproben nicht festgestellt werden. Es wurde bei den Stichprobenmessungen am 08.08.2013 ein Anstieg des N_2O -Abluftgehaltes bei gleichzeitigem Anstieg der S^{2-} -Konzentrationen von $3,4 \text{ mg } S^{2-}/L$ auf $5,3 \text{ mg } S^{2-}/L$ im

Zulauf der Biologie beobachtet. Parallel dazu wurde ein Anstieg auch bei der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Becken festgestellt. Daher kann keine eindeutige Aussage über den Einfluss von S^{2-} auf die N_2O -Bildung getroffen werden.

7.1.4. Messkampagne 2014 (13.01.2014-27.01.2014)

Die durchschnittliche Zulaufmenge von $14.740 \text{ m}^3/\text{d}$ während der Messung stimmt mit dem Monatsmittelwert von $14.940 \text{ m}^3/\text{d}$ sehr gut überein. Die für Jänner 2014 durchschnittliche CSB-Fracht von ca. 7.220 kg/d im Zulauf der Kläranlage wurde während der Messkampagne um ca. 5 % unterschritten und die N-Zulauffracht von 690 kg/d um ca. 5 % überschritten. Die mittlere CSB-Fracht im Zulauf der biologischen Stufe liegt um ca. 20 % niedriger als bei der Messkampagne 2013 und die mittlere N-Fracht übersteigt diese während der Messkampagne 2013 um ca. 20 %. Diese Änderungen führen zu einem ca. 10 %-igen Anstieg des N/CSB-Verhältnisses im Zulauf der Biologie, verglichen mit der Messkampagne 2013.

Während der Messkampagne 2014 wurde ein Probenehmer für die Beprobung des Zulaufs zur Biologie aufgestellt. Zum einen sollte die Qualität der Messwerte aus den Betriebsprotokollen für die Bilanzierung der Kläranlage überprüft werden, und zum anderen sollte der vermutete Zusammenhang der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Schwankungen im Zulauf mit den N_2O -Emissionen näher untersucht werden. Die Werte für die Parameter CSB, $\text{NH}_4\text{-N}$ und GN sind in Tabelle 8 zusammengefasst. Die Abweichungen zwischen den Messwerten der Kläranlage und den eigenen Messungen betragen im Mittel für den Parameter CSB 11 % und für den Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$ ca. 7 %.

Die gemessenen Abwassertemperaturen schwankten zwischen $9,6^\circ\text{C}$ und $11,4^\circ\text{C}$ (Mittelwert bei $10,9^\circ\text{C}$). Es wurden pH-Werte zwischen 6,8 und 6,9 gemessen.

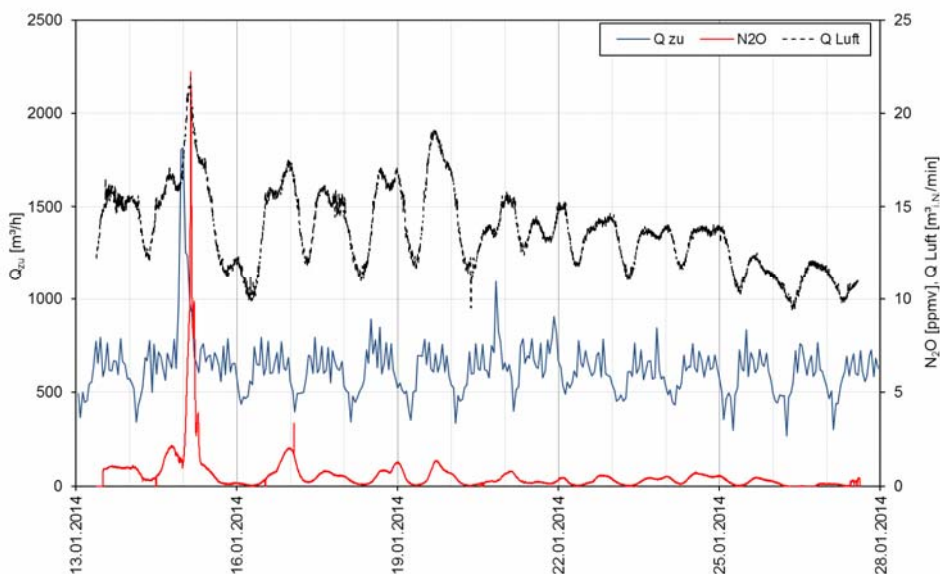


Abbildung 40. Gegenüberstellung der Zulaufmenge und des gemessenen N_2O -Abluftgehaltes während Messkampagne 2014 auf Kläranlage A.

Die in Abbildung 40 dargestellte Ganglinie der Zulaufmenge deutet auf überwiegenden Trockenwetterzulauf hin. Eine Ausnahme bildet der Bereich von 14. bis 15.01.2014. Ähnlich wie bei der Messkampagne 2013 wird der hydraulische Peak gegen Mittag auf der Kläranlage erwartet. Der tägliche Anstieg des N_2O -Abluftgehaltes ist wegen der vergleichsweise langen hydraulischen Aufenthaltszeit des Abwassers im Vorklär- und Belebungsbecken erst in den früheren Nachmittagsstunden zu bemerken. Die Dynamik im

Tagesverlauf korreliert sehr gut mit den Beobachtungen während der Messkampagne 2013. Am 27.01.2014 wurde festgestellt, dass aufgrund der schlechten Wetterbedingungen (niedrige Umgebungstemperaturen und Schneefall) die Abluftleitungen zu den Messgeräten teilweise eingefroren sind. Der durch den verringerten Querschnitt erhöhte Widerstand der Schläuche bewirkte ein Ansaugen von Fremdluft bzw. eine Messung des N₂O-Gehaltes mit Verdünnungswirkung durch die Umgebungsluft. Aus diesem Grund wurde dieser Messtag bei der Auswertung nicht berücksichtigt.

Die Analyse der Tagesmischproben zeigt während der gesamten Messkampagne keine großen Schwankungen für die 3 untersuchten Parameter CSB, NH₄-N und GN (Tabelle 8). Die erhöhten Werte am 14.01.2013 sind dem Regenereignis zuzuschreiben.

Tabelle 8. Ergebnisse der N₂O-Messungen und Zulaufcharakteristik für die Messkampagne 2014 auf Kläranlage A.

Datum	N ₂ O		CSB		NH ₄ -N		GN		N/CSB		N ₂ O-N/Nzu		Wirkungs- grad der KA für N ^{**})
	[g/d]	[kg/d]	Zulauf KA	Zulauf Bio	Zulauf KA	Zulauf Bio	Zulauf KA	Zulauf Bio	Zulauf KA	Zulauf Bio	Zulauf KA	Zulauf Bio	
14.01.2014	344	12.199	6.278	380	603	-	808	-	0,129	-	0,027	-	-
15.01.2014	32	9.066	3.008	310	323	761	434	0,084	0,144	0,003	0,005	77,9	-
16.01.2014	88	6.951	3.631	558	385	-	594	-	0,164	-	0,009	-	-
17.01.2014	44	5.545	2.580	346	391	-	556	-	0,216	-	0,005	-	-
18.01.2014	58	5.896	2.938	407	402	-	560	-	0,191	-	0,007	-	-
19.01.2014	59	5.072	2.985	351	353	-	515	-	0,173	-	0,007	-	-
20.01.2014	31	7.187	4.861	349	420	-	596	-	0,123	-	0,003	-	-
21.01.2014	19	7.835	4.271	378	354	-	535	-	0,125	-	0,002	-	-
22.01.2014	22	6.337	2.861	380	345	686	477	0,108	0,167	0,002	0,003	82,1	-
23.01.2014	25	6.438	2.725	412	399	-	484	-	0,178	-	0,003	-	-
24.01.2014	38	4.623	3.344	412	399	-	532	-	0,159	-	0,005	-	-
25.01.2014	15	6.383	3.405	377	391	-	551	-	0,162	-	0,002	-	-
26.01.2014	-	7.007	-	365	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mittelwert	65	6965	3574	387	397	723	553	0,096	0,161	0,006	0,007	80,0	

*) Analysen im IWAG Labor durchgeführt; **) Daten aus Betriebsprotokollen; ***) abgeschätzte Werte

NH₄-N bzw. N-Belastung: Die 4-h-Mischproben weisen NH₄-N-Konzentrationen im Bereich von 25 mg/L bis 38 mg/L auf, wobei der Mittelwert der 48 Proben bei 30 mg/L liegt. Die in Abbildung 41 dargestellten Schwankungen der NH₄-N-Zulaufmengen ergeben sich viel mehr aus der hydraulischen Belastung der Kläranlage als aus Schwankungen der NH₄-N-Konzentration der 4h-Mischproben. Ein Zusammenhang der Ganglinie der N-Zulaufmenge mit der Ganglinie des N₂O-Abluftgehaltes konnte nur für einige Messtage festgestellt werden (17.01.-20.01.2014). Eine bessere Übereinstimmung ergibt sich bei der Gegenüberstellung des gemessenen N₂O-Gehaltes mit der Ganglinie der NH₄-N-On-Line-Messung im Ablauf des Belebungsbeckens. Die Werte der Sonde spiegeln die tatsächliche N-Belastung des Beckens an der Messstelle sehr gut wieder. Abbildung 41 bestätigt die Schlussfolgerung der Messkampagne 2013, wonach die Produktion von N₂O mit den N-Belastungsverhältnissen in Zusammenhang steht.

Am 14.01., 16.01., 20.01. und 23.01. wurden auch Stichproben aus dem Belebungsbecken analysiert. Bei allen Proben wurde eine Konzentration von 0,15 mg NO₂-N/L bzw. 3,9 mg NO₃-N/L nicht überschritten. Demzufolge kann eine Hemmung der Nitrifikation durch hohe NO₂-N-Konzentrationen ausgeschlossen werden. Trotz höherer N-Zulaufmengen liegt der N₂O-Abluftgehalt bei Trockenwetter mit max. 1,5 ppmv deutlich unter den im Jahr 2013 gemessenen Werten (Tagesmaximum bei Trockenwetter beträgt ca. 25 ppmv). Die Bildung von N₂O als Nebenprodukt biologischer Bakterienaktivität und die geringeren Abwassertemperaturen im Jänner, die zu einer Verlangsamung der biologischen Prozesse führen, könnten

eine Erklärung für die geringeren gemessenen N_2O -Frachten bei der Messkampagne 2014 sein. Die weniger ausgeprägten Peaks des N_2O -Abluftgehaltes ab 21.01.2013 könnten durch geringere NH_4 -N-Konzentrationen im Abwasser, durch die ausgeglichenen NH_4 -N-4h-Zulauffrachten oder durch eine geringere Ausstrippung aus der flüssigen Phase (Q_{Luft} geht zurück, Abbildung 40) bzw. durch Zusammenwirkung dieser Faktoren erklärt werden.

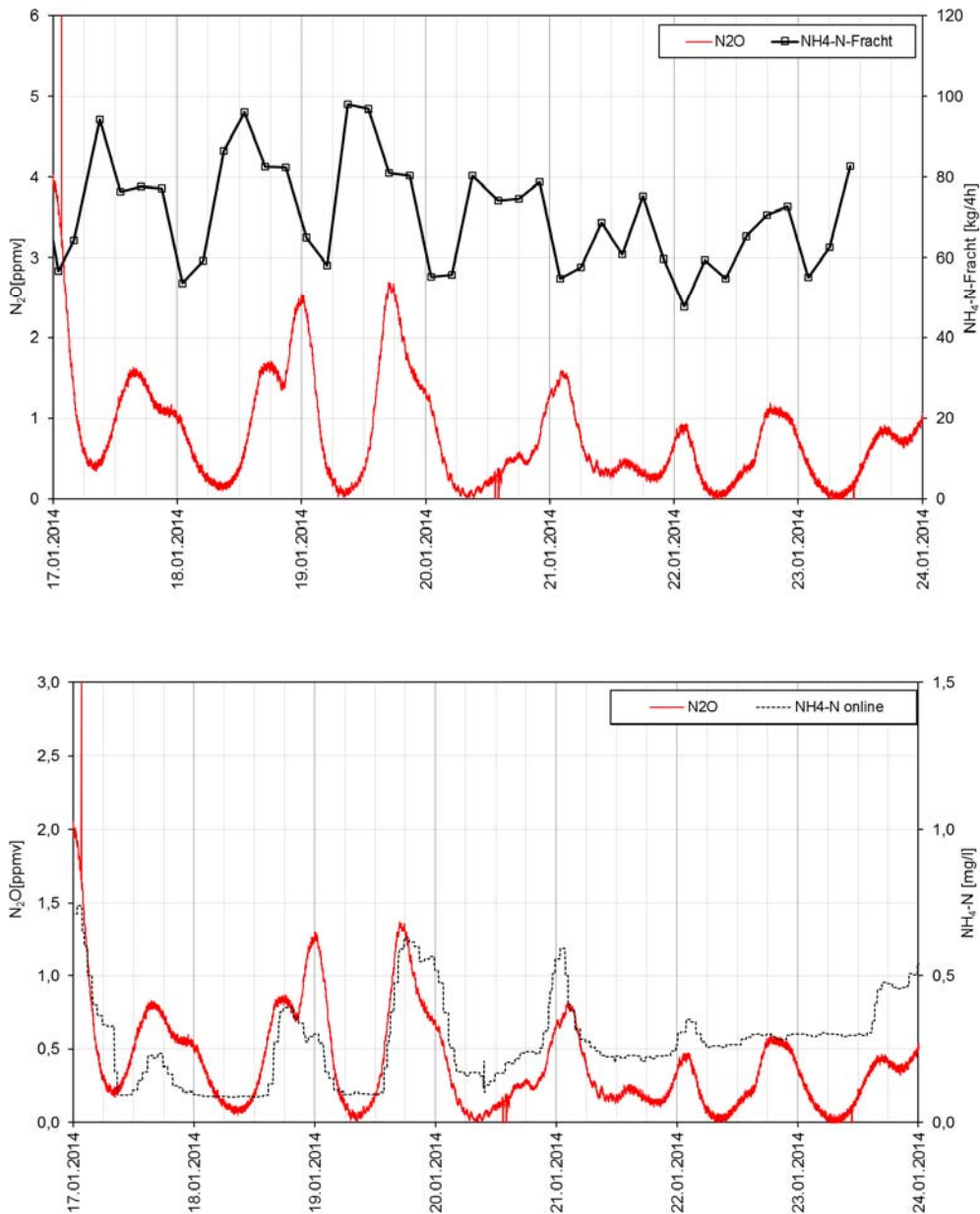


Abbildung 41. Zusammenhang zwischen der NH_4 -N-Zulauffracht, NH_4 -N-Konzentration im Belebungsbecken und dem N_2O -Abluftgehalt auf Kläranlage A während Messkampagne 2014.

Die während der Messkampagne 2013 beobachteten und in Verbindung mit der Einleitung von Prozesswasser vermuteten stündlichen Schwankungen konnten während der Messkampagne 2014 nicht beobachtet werden, obwohl die Prozesswasserrückführung außer am 20.01.2014 betrieben wurde. Ähnlich wie bei der Messkampagne 2013 konnten keinen Einfluss der Wiederinbetriebnahme der Prozesswassereinleitung auf den N_2O -Abluftgehalt beobachtet werden. Wie bereits erwähnt, wurden im

2014 um ca. 20 % höhere N-Zulaufmengen gemessen. Bei gleichbleibenden N-Frachten aus der Prozesswasserrückführung (Fördermenge und Betriebszeit der Pumpe sind unverändert geblieben, die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Prozesswasser ist während der beiden Messkampagnen mit ca. 1.000 mg $\text{NH}_4\text{-N/L}$ beinahe gleich) ist dadurch der Anteil des Prozesswassers an der gesamten N-Belastung des Beckens geringer geworden und vielleicht deswegen nicht mehr sichtbar.

H_2S : Die an den einzelnen Messtagen im Zulauf des Belebungsbeckens gemessenen S^{2-} -Konzentrationen von maximal 2,7 mg S^{2-}/l konnten bei dieser Messkampagne nicht in Verbindung mit den N_2O -Abluftgehaltsänderungen gebracht werden. H_2S ist bekanntlich ein leicht flüchtiges Gas. Durch die Verdünnung des Zulaufs die im Belebungsbecken stattfindet und die kontinuierliche Belüftung der untersuchten Kaskade ist zu erwarten, dass die S^{2-} -Konzentration an der Messstelle sehr gering ist und daher auf die N_2O -Bildung keinen wesentlichen Einfluss hat.

N/CSB-Verhältnis: Bei dieser Messkampagne wurden im Zulauf der Biologie Schwankungen zwischen 0,12 und 0,22 beim Parameter N/CSB festgestellt (Abbildung 42). Diese konnten nicht in Verbindung mit einer Veränderung der N_2O -Emission gebracht werden.

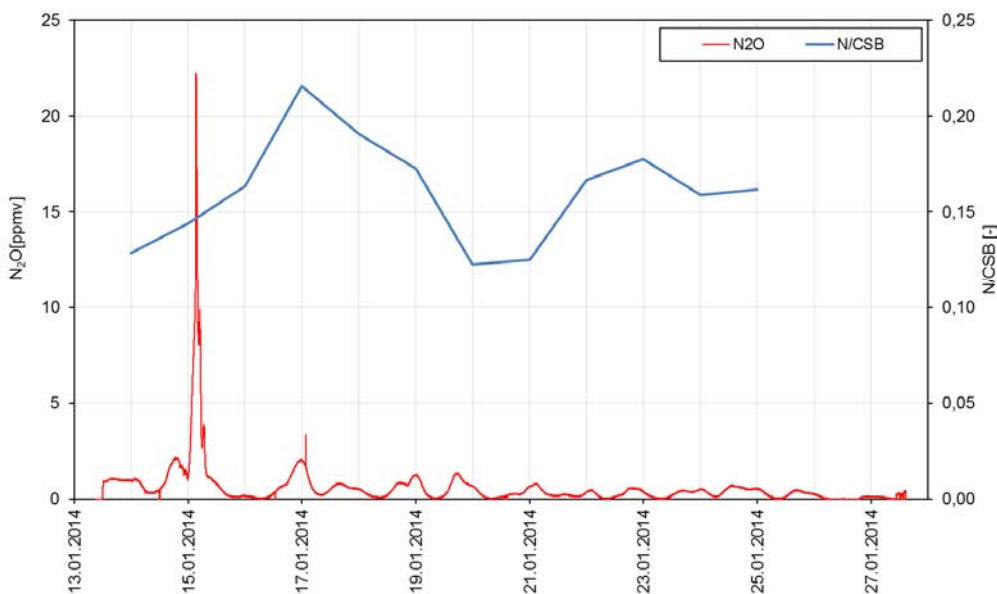


Abbildung 42. Gegenüberstellung des N_2O -Abluftgehaltes aus BB 2 und des N/CSB-Verhältnisses im Zulauf der Biologie auf Kläranlage A.

Am 27.01.2014 wurde eine Vergleichsmessung des N_2O -Abluftgehaltes beider Belebungsbecken durchgeführt (Abbildung 43). Mit Hilfe der kleinen Ablufthaube (Kapitel 5.1.2, Abbildung 15) wurde zuerst der CO_2 - und N_2O -Gehalt im Belebungsbecken 2 gemessen. Die Messung wurde so lange durchgeführt, bis die Ganglinie des CO_2 - Gehaltes ein Plateau erreicht hat und sich ein stabiler Wert von 1,9 % CO_2 über 10 min eingestellt hat. Dabei konnte der N_2O -Abluftgehalt mit 0,38 ppmv. gemessen werden. Die Ablufthaube wurde anschließend über einem Belüpfungsfeld im Belebungsbecken 1 positioniert. Die Messung wurde einmal kurz für Umbaumaßnahmen unterbrochen und dann weitergeführt. Nach dem Erreichen eines stabilen Wertes von ca. 2 % CO_2 und 0,43 ppmv wurde die Messung abgeschlossen. Es sind sowohl beim CO_2 - als auch beim N_2O -Gehalt in beiden Becken Unterschiede festzustellen. Bekannt aus beiden Messkampagnen ist ein leichter Anstieg des CO_2 -Gehaltes (ca. 0,1 %) sobald der Belastungspeak die Messstelle erreicht (Abbildung 38). Die Messung wurde zu einer Tageszeit durchgeführt, zu der die N_2O -Abluftkonzentrationen im

Tagesgang üblicherweise einen Anstieg aufweisen. Das erklärt den leicht unterschiedlichen gemessenen Gehalt in den beiden Straßen der Kläranlage und lässt zusammenfassen, dass die Messung im Belebungsbecken 2 für beide Belebungsbecken repräsentativ ist.

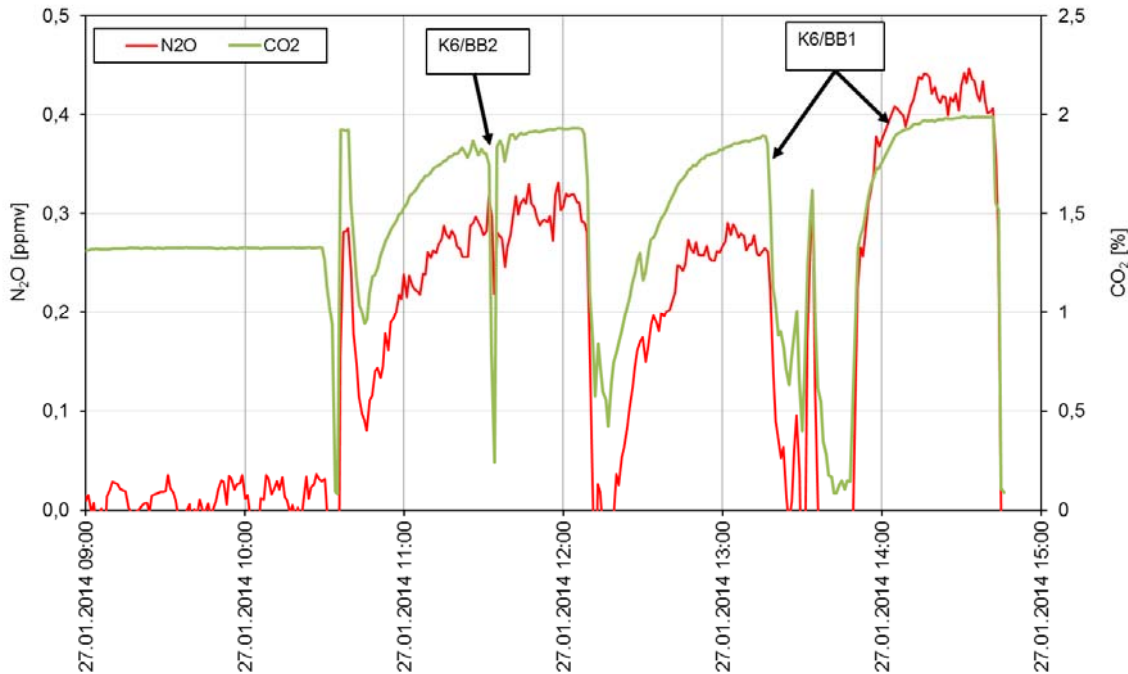


Abbildung 43. Überprüfen der Vergleichbarkeit beider Straßen auf Kläranlage A.

7.1.5. Zusammenfassung

Die Tagesganglinien des N_2O - Gehaltes zeigen, dass die meisten Emissionen zu Zeiten mit höherer hydraulischer Belastung auftreten und während Zeiten mit geringerer hydraulischer Belastung deutlich abnehmen. Beide Messkampagnen auf Kläranlage A zeigen, dass bei einem Anstieg der NH_4 -N-Konzentration unter aeroben Bedingungen im Abwasser N_2O gebildet wird und der N_2O -Abluftgehalt ansteigt. Regenereignisse wirken sich durch einen erhöhten N_2O -Abluftgehalt aus. Nach Abklingen des Regenereignisses gehen die Emissionen wieder stark zurück. Bei den einzelnen Messkampagnen wurde eine Schwankungsbreite des Emissionsfaktors (N_2O -N/ $N_{Zulauf-Bio}$) im Bereich 0,007 %-0,206 % für die Messkampagne 2013 und im Bereich 0,002 %-0,027 % für die Messkampagne 2014 festgestellt. Beide Messkampagnen auf der Kläranlage unterscheiden sich durch variierende mittlere N-Zulaufmengen, N/CSB-Verhältnisse und Abwassertemperaturen. Der Einfluss der einzelnen Parameter auf die unterschiedlichen Emissionsfaktoren ist deswegen nicht eindeutig definierbar.

7.2. Kläranlage B

7.2.1. Beschreibung der Kläranlage

Allgemeine Kläranlagenbeschreibung

Ausbaugröße:	35.000 EW ₁₂₀
tatsächliche Auslastung:	17.000 EW ₁₂₀ (Jahresmittel CSB-Bilanz 2013)
angeschlossene Einwohner:	9.350 E
Verfahrenskombination:	SBR, simultane Schlammstabilisierung, getrennte aerobe Nachstabilisierung
Besonderheiten:	SBR-Verfahren, abgedeckte Becken
Kanalnetz:	zum Teil Druckleitungen

Abwassercharakteristik

N/CSB Zulauf:	0,06 (Jahresmittelwert 2013)
Wichtigste Indirekteinleiter:	Lebensmittelindustrie, Weinbau
Besonderheiten:	geringes N/CSB-Verhältnis

Verfahrenstechnik – Anlagenteile

- Rechenanlage (Feinrechen)
- Sandfanganlage (belüftet)
- Vorlagebehälter
- SBR-Becken (4 SBR-Becken)
- Schlammbehandlung (Eindickung, aerobe Nachstabilisierung, Entwässerung)

Beschreibung der Belebung

Anzahl an SBR-Becken:	4
Verfahrensart der Belebung:	Aufstaubetrieb (intermittierendes Füllen mit Vorspeicher; Abfolge der Zyklen: Beschicken, Denitrifizieren, Nitrifizieren, Sedimentieren, Dekantieren, Überschussschlammabzug).
Beckenart:	SBR-Becken
Belebungsbeckenvolumen (gesamt):	10.584 m ³ (4*2.646 m ³) (bei einer Wassertiefe von 6,0 m)
Beckengeometrie (L × B):	21 m × 21 m
Wassertiefe:	max. TW und RW: 6,0 m, mind. TW: 5,5 m, mind. RW: 4,7 m
Art der Belüftung:	Druckbelüftung (Membranrohrbelüfter)
Gebälseart:	6 Drehkolbengebläse
Messung der Belüftungsmenge:	nein
Art der Belüftungsregelung/-steuerung:	Regelung nach der Sauerstoffkonzentration
Schlammalter:	19 Tage
CSB-Raubelastung:	0,25 kg CSB/(m ³ *d) (Jahresmittelwert 2013*)
CSB-Schlammbelastung:	0,05 kg CSB/(kg TS*d) (Jahresmittelwert 2013)

*) Anmerkung: Bei der Berechnung des Schlammalters und der Raumbelastung wird der Faktor ($t_{\text{Reinigungszyklus}}/t_{\text{Gesamter Zyklus}}$) = 390 min/500 min = 0,78 miteinbezogen.

Nitrifikation/Denitrifikation, Phosphorentfernung

Art der Stickstoffentfernung:	Denitrifikation während Beschickung und Denitrifikationszyklus
Art der Phosphorentfernung:	chemisch

Art der Phosphorfällung:	Vorfällung
Fällmittelart:	FeCl ₃
<u>Schlammbehandlung</u>	
Art der Schlamm eindickung:	statische Eindickung (Überschussschlamm)
Art der Schlammstabilisierung:	simultane Schlammstabilisierung, getrennte aerobe Nachstabilisierung
Art der Schlamm entwässerung:	Zentrifuge
<u>Prozesswasser</u>	
Prozesswasser zwischenspeicherung:	ja
Prozesswasserbehandlung:	nein
Ort der Prozesswassereinleitung:	nach dem Sandfang, vor dem Vorlagebehälter
Art der Prozesswassereinleitung:	diskontinuierlich, beim Zentrifugenbetrieb

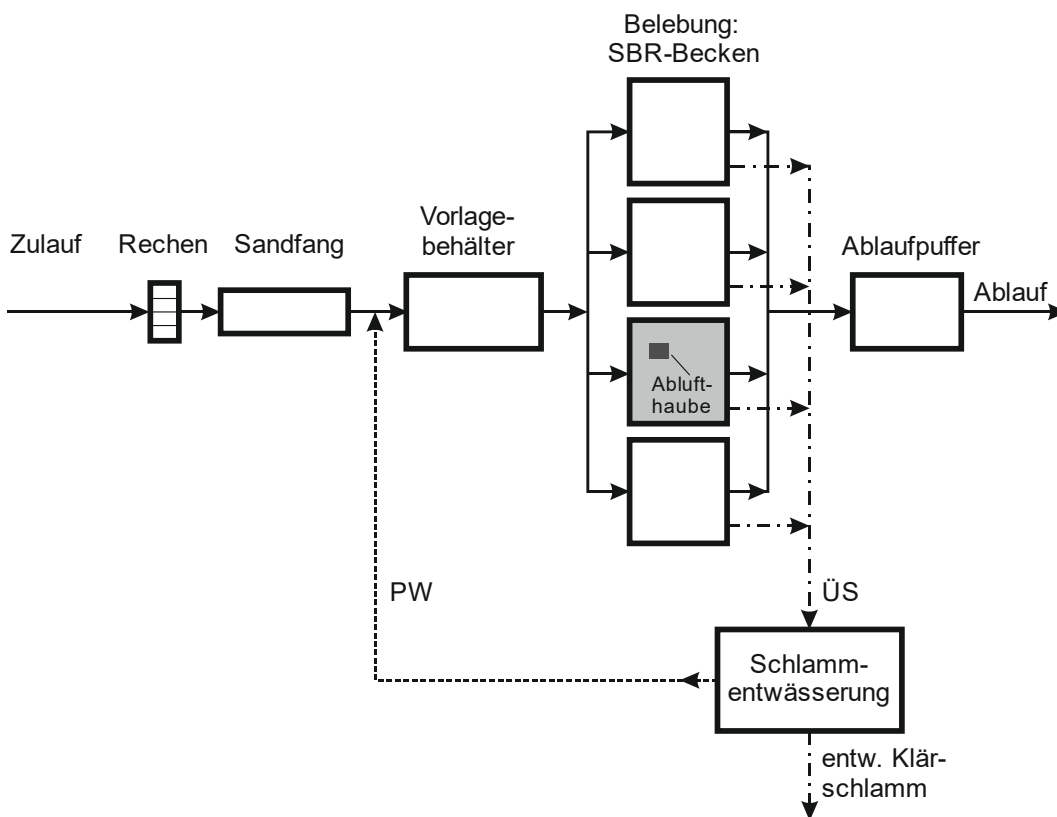


Abbildung 44. Schematischer Grundriss der Kläranlage B

7.2.2. Allgemeines zu den Messkampagnen

Die vier Becken der Kläranlage B werden batchweise beschickt. Die Vorlagebehälter bei SBR-Anlagen gewährleisten aufgrund ihrer Pufferwirkung sowohl einen hydraulischen als auch einen Konzentrationsausgleich, wodurch die Schwankungen bei den einzelnen Reinigungszyklen vergleichsweise gering sind. Auf Kläranlage B wird zwischen Trocken- und Regenwetterbeschickung (TW bzw. RW) unterschieden, wobei bei Regenwetter keine zeitlich vorgeschaltete Denitrifikation stattfindet und die Nitrifikationsphase gleichzeitig mit der Beschickungsphase einsetzt. Die Dauer des Regenwetterreinigungszyklus wird dadurch um ca. 50 % reduziert. Die nachfolgende Abbildung 45 gibt einen Überblick über den SBR-Betrieb während der durchgeführten Messkampagnen. Mit dem Ziel einer besseren Stickstoffentfernung wurde im Laufe der Jahre (2012-2014) die Dauer der Nitrifikationsphasen verkürzt bzw.

die Denitrifikationsphasen verlängert, wobei die Gesamtdauer des Reinigungszyklus bei allen Messungen fast unverändert geblieben ist.

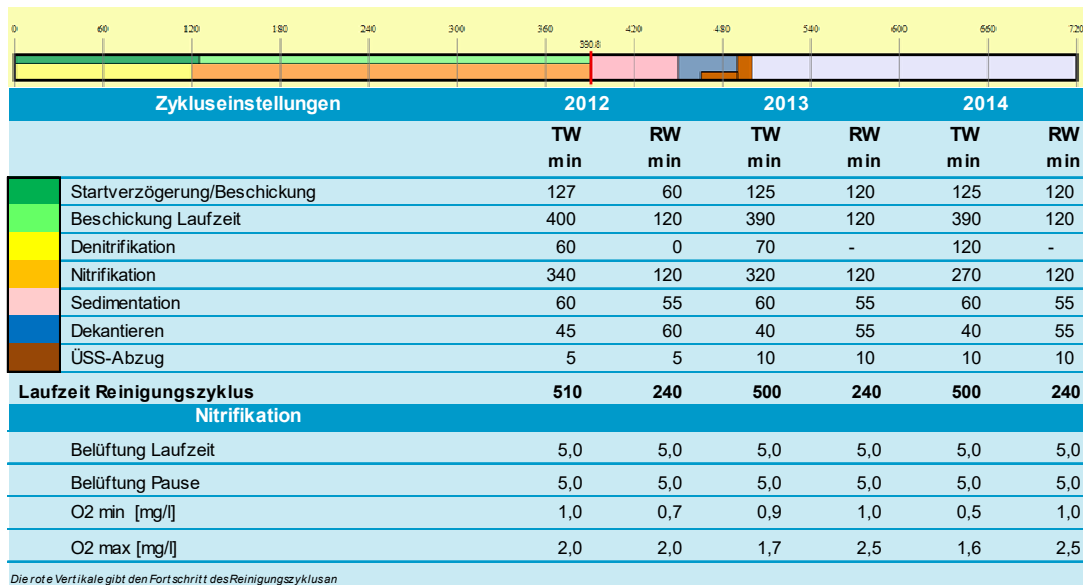


Abbildung 45. Überblick über die Zeiteinstellungen der SBR-Becken (TW=Trockenwetter, RW=Regenwetter). Legende: Beschickung Laufzeit = Dauer des Reinigungszyklus (Denitrifikation + Nitrifikation).

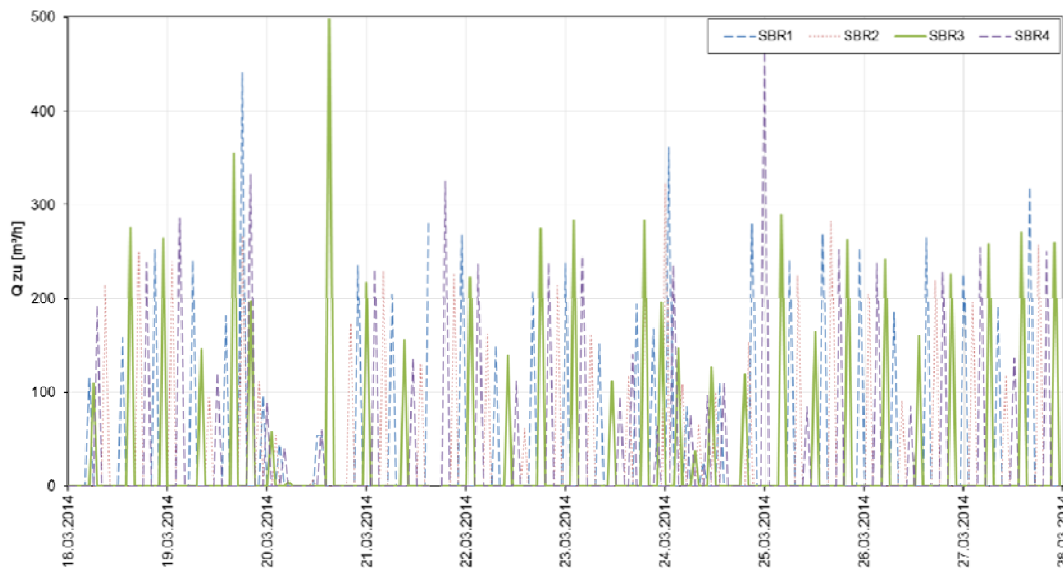


Abbildung 46. Beschickung der einzelnen SBR-Reaktoren auf Kläranlage B während der Messkampagne 2014

Die SBR-Reaktoren wurden bei allen Messkampagnen regelmäßig und gleichmäßig beschickt (ein Beispiel dafür findet sich in Abbildung 46). Demzufolge können die Messungen in jedem der vier Reaktoren als repräsentativ betrachtet werden. Der Überschussschlamm wird simultan stabilisiert, das Nachstabilisierungsbecken wurde nicht belüftet und als Speicher für die Schlammentwässerung verwendet. Daher ist anzunehmen, dass im Stabilisierungsbecken keine weitere Ammoniumoxidation und N₂O-Produktion und -Emission mehr stattfindet. Die Hochrechnung der Emissionen aus der Kläranlage erfolgte unter Berücksichtigung der hydraulischen Belastung des jeweiligen SBR-Beckens bezogen auf die hydraulische Belastung der Kläranlage (Q_{SBR}/Q_{KA}).

7.2.3. Messkampagnen 2012

Auf Kläranlage B wird die Abluft aus den abgedeckten Becken mittels Ventilatoren abgesaugt und über Biofilter geführt. Die Luftgeschwindigkeit im Abzugsrohr wurde stichprobenartig gemessen und das abgesaugte Volumen aus der Kontinuitätsgleichung berechnet. Bei den ersten zwei Messkampagnen erfolgte die Messung des N₂O-Abluftgehaltes in der Abluftleitung zu den Biofiltern. Die N₂O-Fracht wurde aus dem Produkt des N₂O-Abluftgehaltes und der berechneten Abluftmenge ermittelt. Die mittlere Luftgeschwindigkeit belief sich auf 21 m/s, woraus ein Absaugvolumen von 39,5 m³_{i,N}/min berechnet wurde. Das über Kenndaten der Gebläse errechnete Belüftungsvolumen beträgt ca. 20 m³_{i,N}/min. Wenn das Gebläse in Betrieb ist, ergibt sich im Mittel eine Verdünnung von ca. 50 % der aus dem Becken emittierten Abluft mit Umgebungsluft. Bei der dritten Messung waren nur zwei der insgesamt vier SBR-Becken in Betrieb. Aus den relativ gleichbleibenden Zulaufmengen ergab sich dadurch eine entsprechend höhere hydraulische Belastung in den beiden Reaktoren. Um die Unsicherheiten bei der Messung der abgesaugten Luft auszuschließen, wurde der N₂O-Gehalt bei dieser Messkampagne direkt im Luftraum des SBR-Beckens bei geschlossener Abluftleitung gemessen. Die Luftmenge wurde über die Leistungsaufnahme der Gebläse ermittelt. Ziel der dritten Messung war neben der Datenerhebung bei höherer Belastung auch das Beobachten des festgestellten dynamischen Verhaltens der N₂O-Emissionen über einen längeren Zeitraum (5 Tage).

Die Temperatur in den SBR-Becken ist mit Fortschreiten der kalten Jahreszeit erwartungsgemäß abgesunken, der Mittelwert des pH-Wertes lag bei allen Messkampagnen im Bereich von 6,9-7,2 (Tabelle 9). Aufgrund von Regenereignissen war die Zulaufmenge bei der zweiten Messung um 40 % höher als im Jahresmittel, bei den restlichen zwei Messungen ergaben sich weniger als 10 % Unterschied zur jährlichen durchschnittlichen Zulaufmenge (ca. 1.900 m³/d). Die mittleren Zulauffrachten zur Kläranlage betragen für das Jahr 2012 laut Bilanz ca. 1.900 kg CSB/d und 97 kg GN/d (N/CSB von 0,05). Ähnliche Zulauffrachten für GN wurden während der ersten und dritten Messung aus den Betriebsprotokollen der Kläranlage ausgelesen. Bei der zweiten Messung war die mittlere N-Zulauffracht um ca. 20% höher.

Die CSB-Frachten waren bei der ersten und dritten Messung mit dem Jahresmittel vergleichbar. Während der zweiten Messung traten höhere CSB-Zulauffrachten auf. Das Verhältnis N/CSB belief sich bei der dritten Messung auf 0,06.

Wie in Abbildung 47 ersichtlich, ist im Tagesverlauf des gemessenen N₂O-Abluftgehalt eine ausgeprägte Dynamik festzustellen. Eine Veränderung des gemessenen Gehaltes ist sowohl bei den einzelnen Zyklen (Abnahme im Laufe des Reinigungszyklus), als auch beim Tagesgang (Maximum bei Beschickung gegen Mittag und Minimum bei Beschickung in den nächtlichen Stunden) zu beobachten. Da am 11.10.2012 zwischen 12:30 und 15:50 der Ventilator außer Betrieb war, kann nicht eindeutig festgestellt werden, ob der gemessene Gehalt tendenziell höher war oder auf die fehlende Verdünnung durch Umgebungsluft während diesem einen Zyklus zurückzuführen ist. Für die Berechnung der N₂O-Emission wurde der Zeitraum nach Wiederinbetriebnahme der Ventilatoren herangezogen.

Tabelle 9. Schwankungsbreite der Wassertemperatur und des pH-Werts im SBR-Becken bei den einzelnen Messungen

Tagesmittelwerte während der Messkampagnen 2012 auf Kläranlage 2012						
	T _{min} °C	T _{max} °C	T _{MW} °C	pH _{min} -	pH _{max} -	pH _{MW} -
11.10. - 12.10.2012	21,2	21,3	21,3	7,1	7,2	7,2
30.10. - 02.11.2012	16,4	16,8	16,5	6,3	7,4	6,9
06.12. - 11.12.2012	12,3	16,5	15,7	6,8	7,6	6,9

Tabelle 10. Ergebnisse der N₂O-Messungen und Zulaufcharakteristik für die Messkampagnen Oktober bis Dezember 2012 auf Kläranlage B

Datum	N ₂ O SBR [g/d]	N ₂ O KA [g/d]	Q _{SBR} /Q _{Zu KA} [-]	CSB ^(**) Zulauf Bio [kg/d]	NH ₄ -N ^(**) Zulauf Bio [kg/d]	GN ^(**) Zulauf Bio [kg/d]	N / CSB Zulauf Bio [-]	N ₂ O-N/Nzu Zulauf Bio [%]	Wirkungs- grad der KA für N ^(**) [%]
11.10.2012	53	199	0,27	2.254	69	96	0,043	0,132	90,1
12.10.2012				-	-	-	-	-	
Mittelwert	53	199	0,27	2.254	69	96	0,043	0,132	90,1
31.10.2012	84	529	0,16	3.073	50	130	0,042	0,260	86,5
01.11.2012	73	383	0,19	2.768	71	109	0,039	0,224	89,8
Mittelwert	78	456	0,17	2.921	61	119	0,041	0,242	88,2
07.12.2012	48	90	0,54	2.035	-	113 ^(***)	0,056	0,051	93,2
08.12.2012	160	332	0,48	1.158	62	89	0,076	0,239	91,4
09.12.2012	328	719	0,46	1.453	79	111	0,076	0,412	83,3
10.12.2012	607	1.276	0,48	3.147	93	113 ^(***)	0,036	0,718	78,1
Mittelwert	286	604	0,49	1.948	78	106	0,061	0,355	86,5

*) Analysen im IWAG Labor durchgeführt; **) Daten aus Betriebsprotokollen; ***) abgeschätzte Werte

Ähnliche Dynamik des N₂O-Abluftgehaltes konnte auch bei der Messung von 31.10.2012 bis 02.11.2012 (Abbildung 48) beobachtet werden. Der N₂O-Abluftgehalt steigt wieder um die Mittagszeit an und sinkt mit einem Minimum in den Nachtstunden ab. Eine Umstellung von Trockenwetter- auf Regenwetterbetrieb ist anhand des O₂-Verlaufs zu erkennen. Die Reinigungszyklen werden verkürzt. Nach der Umstellung ist der N₂O-Gehalt in der Abluft bei gleichbleibender Belüftungsmenge (m³.N./min) deutlich abgesunken. Aufgrund der Zusammenwirkung mehrerer Faktoren (Nachtstunden, Verdünnung des Zulaufs durch Regenwasser, Umstellung des Betriebes) und des kleinen Umfangs der Laboranalysen zu diesem Zeitpunkt, konnte die Ursache für die Verminderung des N₂O- Abluftgehaltes nicht eindeutig zugeordnet werden.

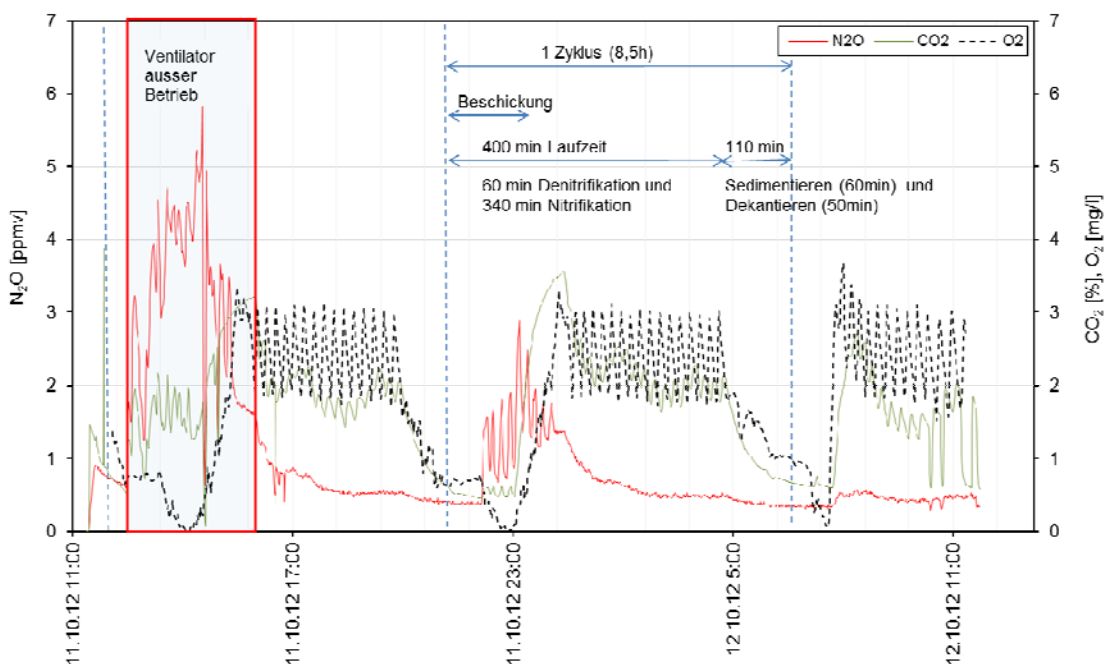


Abbildung 47. Messung auf Kläranlage B (11.10.2012-12.10.2012).

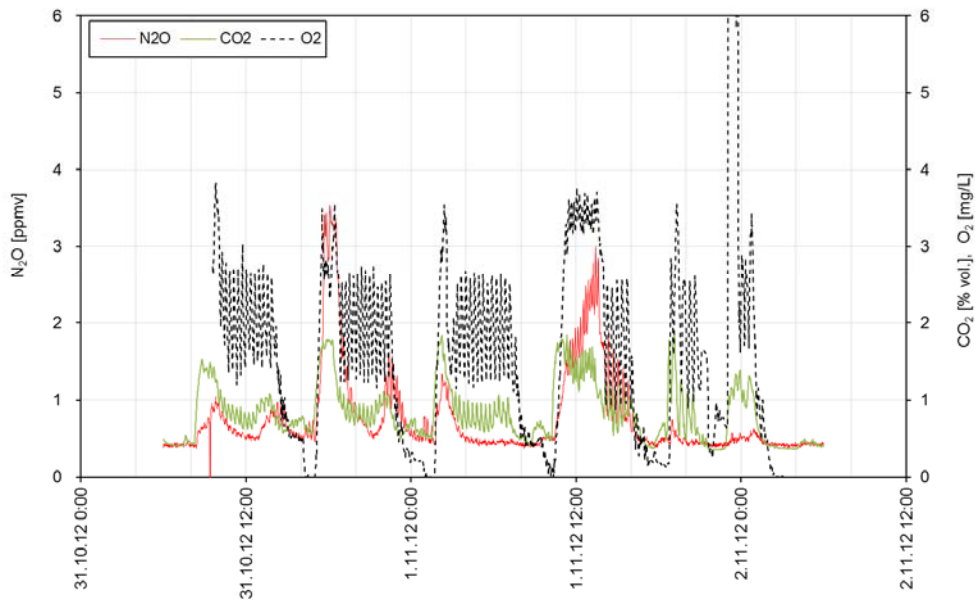


Abbildung 48. Messung auf Kläranlage B (31.10.2012-02.11.2012).

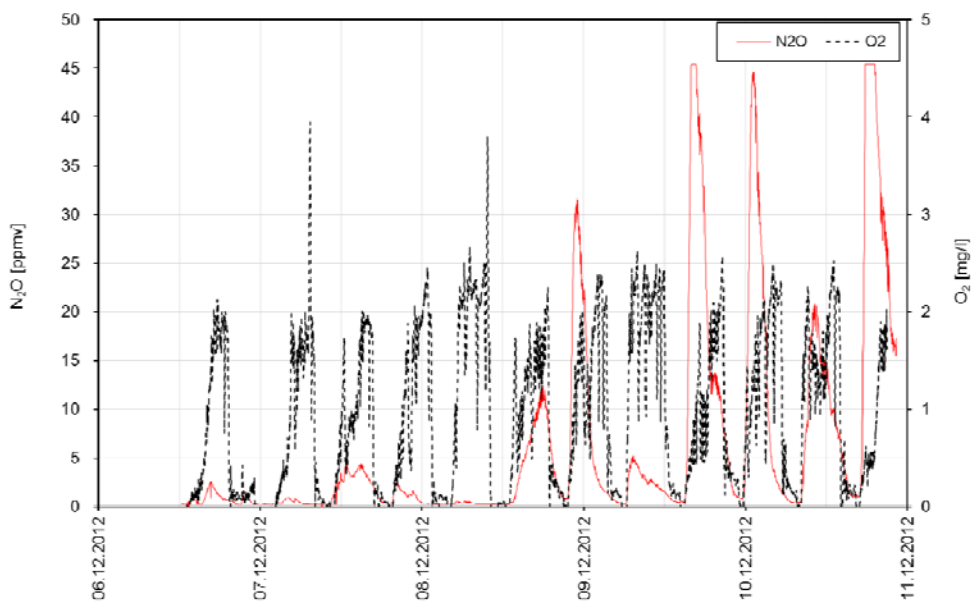


Abbildung 49. Messung auf Kläranlage B (06.12.2012-11.12.2012).

Wie bereits erwähnt, wurden während der letzten Messung im Jahr 2012 (06.12.2012-11.12.2012) nur zwei der SBR-Becken beschickt. Diese Umstellung verursachte eine häufigere Beschickung und den Betrieb der Anlage im Regenwassermodus. Die schon erwähnte N₂O-Tagesdynamik kann besonders gut am 7.12. und 8.12. beobachtet werden. Im Zeitraum 9.-11.12.2012 wurde ein deutlich höherer N₂O-Abluftgehalt gemessen, der alleine durch die bei dieser Messung fehlende Verdünnung mit Umgebungsluft nicht erklärt werden konnte und vermutlich auf die höhere Belastung der Becken zurückzuführen ist. Bei allen Messungen konnte festgestellt werden, dass ein höherer Gehalt am Anfang des Reinigungszyklus gemessen wurde und dieser mit Fortschreiten der Nitrifikation bei konstantem Abluftvolumen und Belüftungsmenge absinkt. Das deutet auf eine erhöhte Produktion und Emission von N₂O am Anfang der Nitrifikation hin.

7.2.4. Messkampagne 2013 (22.07.2013-31.07.2013)

Wegen der für die Beprobung vor Ort zeitlich günstigeren Reinigungszyklen von SBR 1 wurden die Messungen in diesem Becken durchgeführt. Die mittlere Abwassertemperatur im SBR-Becken betrug 22,8°C mit einem Schwankungsbereich von 22,7°C-23,0°C. Es wurden pH-Werte im Bereich von 6,9-7,0 gemessen. Die mittleren Zulaufmengen für CSB und N während der Messkampagne entsprachen sehr gut den mittleren Tagesmengen für 2013 (ca. 2.040 kg CSB/d bzw. 111 kg GN/d). Mit einer Zulaufmenge von 2.350 m³/d während der Messung lag man sehr nahe am durchschnittlichen Zulauf im Jahresmittel von 2.430 m³/d.

Die Messung des N₂O-Gehaltes in der Abluft erfolgte direkt im Gasraum des abgedeckten Beckens. Am 29.07.2013 wurde die Messung mittels Ablufthaube durchgeführt (Abbildung 50). Der höhere CO₂-Abluftgehalt in der Ablufthaube (29.07.2013 14:10-18:00) zeigt deutlich, dass unter der Beckenabdeckung eine Verdünnung der Abluft durch Umgebungsluft stattfindet. Um die Emissionen nicht zu unterschätzen, wurden die N₂O-Minutenmesswerte mit dem Verhältnis CO₂,Ablufthaube/CO₂,Gasraum=Becken korrigiert und erst dann für die Berechnung der Emissionen herangezogen. Somit ergibt sich in der Abluft ein N₂O-Gehalt von maximal ca. 12 ppmv. Während der Messung wurde das SBR-Becken hauptsächlich entsprechend dem Trockenwetterbetrieb beschickt. Eine Ausnahme bildeten der 25. und der 26. Juli 2013. Der kurzfristige im Vergleich zu dem mittleren Durchfluss ca. 5-fache erhöhte Zulauf hat zu einer Umschaltung auf 2 aufeinanderfolgende Regenwetterreinigungszyklen geführt (anhand der Wasserspiegellinie (WSP_SBR1) in Abbildung 50 zu erkennen). Nach dem Regenereignis wurde aufgrund der geringen N-Belastung ein niedrigerer N₂O-Gehalt festgestellt.

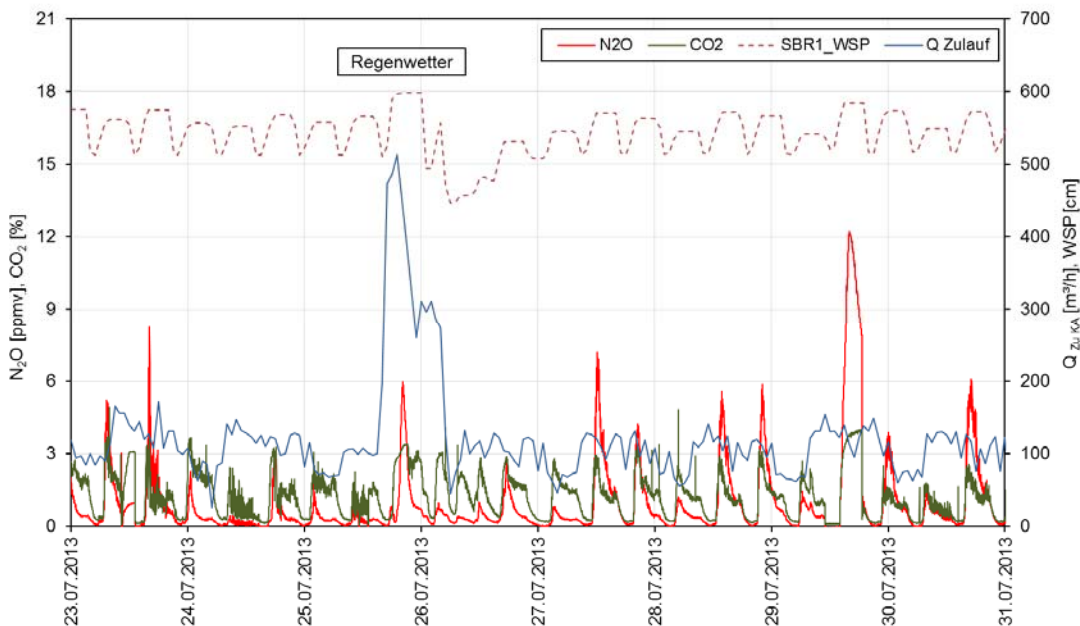


Abbildung 50. Überblick über den gesamten Zeitraum der Sommermesskampagne auf Kläranlage B.

Die dynamische Entwicklung des N₂O-Gehaltes im Zeitraum 23.07.-31.07.2013 ist in Abbildung 50 dargestellt. Der höchste Gehalt wurde wieder gegen Mittag oder kurz danach verzeichnet, der geringste Gehalt trat bei geringerer Belastung (in den Nachtstunden bzw. am frühen Morgen) auf. Ein Überblick über die Zulaufparameter aus den Tagesmischproben findet sich in Tabelle 11. Durch die Spülwirkung der Regenereignisse ist am 25.07.2013 deutlich höhere CSB-Zulaufkonzentration gemessen worden, aufgrund der erhöhten CSB-Zulaufmengen ist an diesem Tag das N/CSB-Verhältnis zurückgegangen.

Tabelle 11. Ergebnisse der N₂O-Messungen und Zulaufcharakteristik für die Messkampagne Juli 2013 auf Kläranlage B.

Datum	N ₂ O SBR [g/d]	N ₂ O KA [g/d]	Q _{SBR} /Q _{Zu KA} [-]	CSB ^{**} Zulauf Bio [kg/d]	NH ₄ -N ^{**} Zulauf Bio [kg/d]	GN ^{**} Zulauf Bio [kg/d]	N / CSB Zulauf Bio [-]	N ₂ O-N/Nzu Zulauf Bio [%]	Wirkungs- grad der KA für N ^{**} [%]
23.07.2013	32	120	0,26	1637	60	91 *)	0,056	0,084	91,1
24.07.2013	16	80	0,21	-	62	106 *)	-	0,048	-
25.07.2013	27	89	0,31	3536	79	139 *)	0,039	0,041	91,5
26.07.2013	16	119	0,13	2263	86	141 *)	0,062	0,054	94,4
27.07.2013	36	113	0,32	-	-	-	-	-	-
28.07.2013	39	117	0,33	1564	64	104	0,067	0,071	91,5
29.07.2013	56	187	0,30	-	64	-	-	-	-
30.07.2013	51	157	0,32	1666	60	104	0,063	0,096	87,5
Mittelwert	34	123	0,27	2133	68	114	0,057	0,066	91,2

*) Analysen im IWAG Labor durchgeführt; **) Daten aus Betriebsprotokollen; ***) abgeschätzte Werte

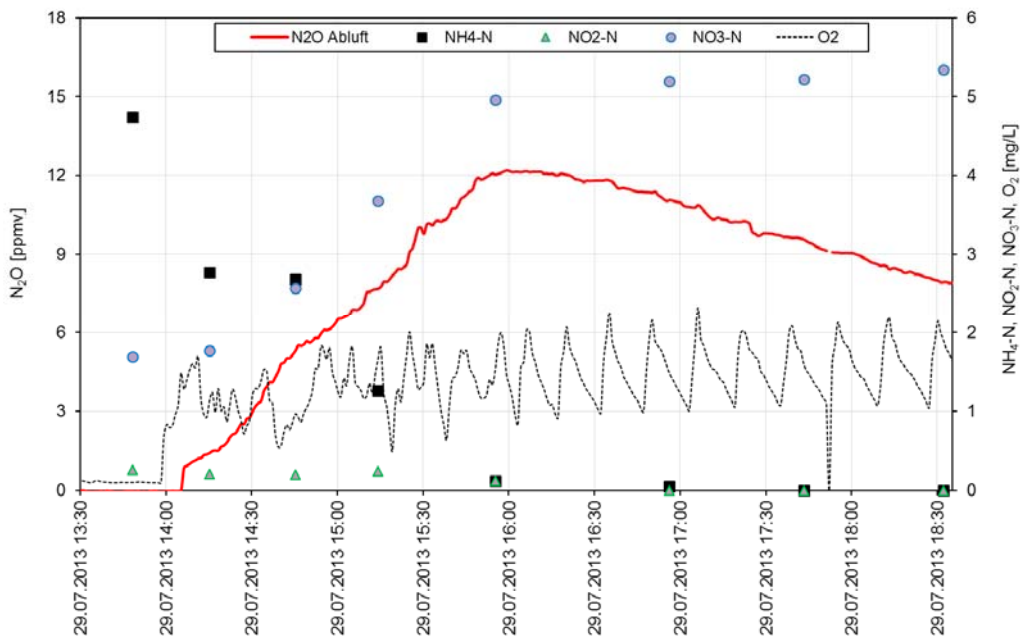


Abbildung 51. SBR-Reinigungszyklus mit On-Line-Messung der N₂O-Abluftgehaltes und Stichproben für N gelöst.

Ein typischer Verlauf der Änderungen des N₂O-Gehaltes im SBR-Reaktor ist in Abbildung 51 dargestellt. Die höchsten Ammoniumkonzentrationen treten am Anfang des Zyklus gleich nach der Beschickung auf. Mit fortschreitender Nitrifikation gehen diese zurück und die Nitratkonzentrationen steigen entsprechend an. Dabei bleiben die Nitritkonzentrationen gering und weisen auf eine vollständige Nitrifikation hin. Mit fortschreitender Ammonium- und Nitritoxidation steigt auch der N₂O-Gehalt in der Abluft an, das in der flüssigen Phase als Nitrifikationsnebenprodukt gebildete Lachgas geht in die Gasphase über. Dieser Prozess dauert so lange, bis kein Ammonium mehr für die biologische Oxidation vorhanden ist. Nach diesem Zeitpunkt tritt eine Verdünnung des Gases unter der Ablufthaube auf. Es ist zu beobachten, dass die N₂O-Fracht mit der NH₄-N-Anfangskonzentration nach jeder Beschickung und schlussendlich mit der N-Belastung des SBR-Beckens zusammenhängt. Je höher die NH₄-N-Konzentration ist, desto länger wird nitrifiziert (und emittiert). Danach sinkt die N₂O-Konzentration in der Flüssigkeit ab, da kein N₂O mehr produziert wird und nur mehr ein Ausstrippen von in der Flüssigkeit vorliegendem Lachgas stattfindet.

Ein Zusammenhang zwischen N-Belastung und N_2O -Emissionen konnte bei den Tagesmischproben nicht festgestellt werden. Der Einfluss des Parameters N/CSB konnte bei dieser Messkampagne außer Acht gelassen werden, weil das N/CSB-Verhältnis sehr stabil geblieben ist (Tabelle 11). Die Ausnahme am 25.07.2013 hängt mit dem Regenereignis zusammen und fällt mit der veränderten Beschickungsdauer (h/d) vom SBR 1 zusammen, sodass keine eindeutige Aussage möglich ist.

7.2.5. Messkampagne 2014 (18.03.2014-27.03.2014)

Um den Einfluss der Verdünnung durch Umgebungsluft auszuschließen, wurde der N_2O -Gehalt in der Gasphase bei dieser Messkampagne mittels kleinerer Glocke gemessen (Verweis zu Messgeräten).

Die durchschnittliche Zulaufmenge von $2.260 \text{ m}^3/\text{d}$ während der Messung stimmt mit dem Monatsmittelwert von $2.180 \text{ m}^3/\text{d}$ sehr gut überein. Der 3-Monatsmittelwert (Jänner bis März) der Zulaufmenge wird um ca. 20 % überschritten. Die für den Zeitraum Jänner-März durchschnittliche CSB-Zulauffracht von $1.517 \text{ kg}/\text{d}$ und N-Zulauffracht von $102 \text{ kg}/\text{d}$ lagen während der Messkampagne um ca. 10 % bzw. 15 % höher. Während dieser Messkampagne wurde für die Beprobung des Zulaufs ein Probenehmer im Vorlagebehälter aufgestellt, um die Qualität der Messwerte den Betriebsprotokollen für die Bilanzierung der Kläranlage zu überprüfen. Zusätzlich sollte der Einfluss eventueller Schwankungen im Zulauf ausgeschlossen werden. Die Werte für die Parameter CSB, $NH_4\text{-N}$ und GN in Abbildung 13 stammen aus den entnommenen 4 h-Mischproben. Diese liegen im Mittel bei allen 3 Parametern um max. 5 % unter den im Betriebsprotokoll verzeichneten Daten.

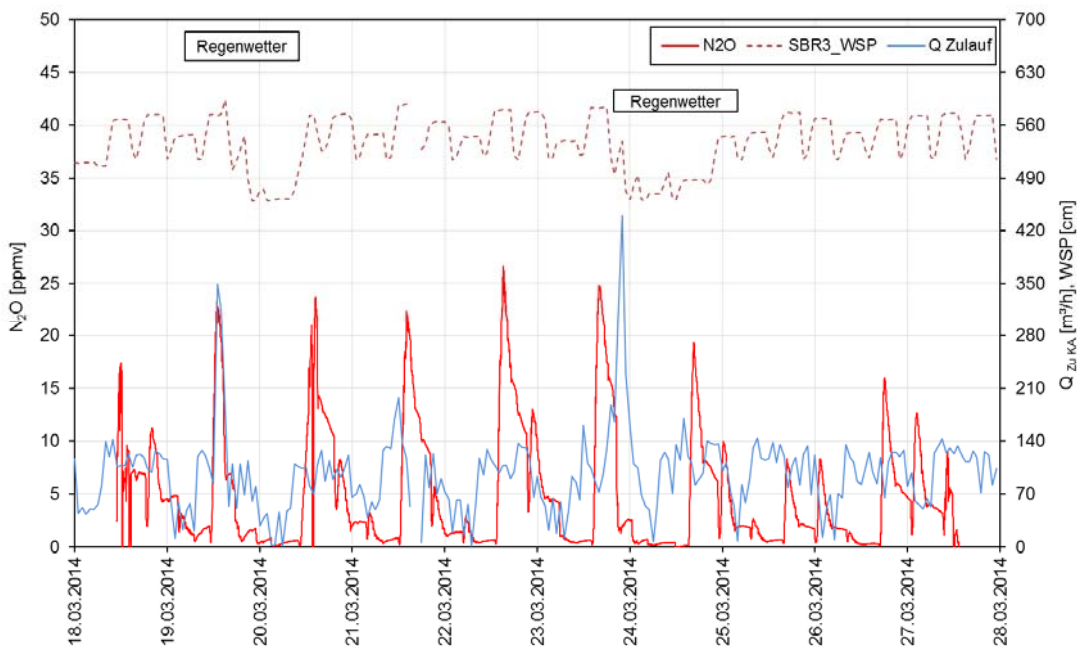


Abbildung 52. Gegenüberstellung der Zulaufmenge und des gemessenen N_2O -Gehaltes in der Abluft.

Die in Abbildung 52 dargestellten zeitlichen Verläufe der Zulaufmenge und der Wasserspiegellinie im SBR 3 zeigen deutlich, dass am 19.03.2014 und 24.03.2014 die Beschickung teilweise im Regenwetterbetrieb erfolgte (kürzere Reinigungszyklen). Die Abwassertemperatur schwankte zwischen $13,6^\circ\text{C}$ und $14,8^\circ\text{C}$ (Mittelwert lag bei $14,4^\circ\text{C}$). Es wurden pH-Werte zwischen 6,7 und 7,2 gemessen, der Mittelwert errechnet sich zu 6,9.

Die Dynamik im Tagesverlauf ist wie erwartet ähnlich den bereits auf der Kläranlage durchgeführten Messungen und kann sehr gut anhand Abbildung 55 verfolgt werden. An allen Messtagen ist bei ungefähr

gleichbleibender $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Zulauf ein Peak des N_2O -Abluftgehaltes zu beobachten. Diese Tageszeit (gegen Mittag) fällt mit der Zeit zusammen, zu der der tägliche Belastungspeak die Kläranlage erreicht. Geringere Emissionen sind in den Nachtstunden zu verzeichnen, erhöhte Emissionen korrelieren sehr gut mit einer höheren hydraulischen Belastung bzw. erhöhten N-Belastung des Beckens. Am 26.03.2014 wurde ein geringerer N_2O -Abluftgehalt gemessen, der auf die Verschiebung der Beschickung (vor bzw. nach dem Belastungspeak) und damit verbunden auf eine geringere N-Belastung zurückzuführen ist.

Tabelle 12. Ergebnisse der N_2O -Messungen und Zulaufcharakteristik für die Messkampagne 2014 auf Kläranlage B.

Datum	N_2O SBR	N_2O KA	$Q_{\text{SBR}}/Q_{\text{zu KA}}$	CSB ^{**}) Zulauf Bio	$\text{NH}_4\text{-N}$ ^{**}) Zulauf Bio	GN ^{**}) Zulauf Bio	N / CSB Zulauf Bio	$\text{N}_2\text{O-N}/\text{N}_{\text{zu}}$ Zulauf Bio	Wirkungs- grad der KA für N ^{**})
	[g/d]	[g/d]	[-]	[kg/d]	[kg/d]	[kg/d]	[-]	[%]	[%]
18.03.2014	138	483	0,29	1.577	75	109	0,069	0,282	92,2
19.03.2014	161	475	0,34	2.199	59	127	0,058	0,238	
20.03.2014	165	624	0,26	1.695	83	109	0,064	0,365	92,8
21.03.2014	166	454	0,37	1.027	63	89	0,086	0,325	
22.03.2014	230	1.086	0,21	1.234	79	120	0,098	0,574	92,8
23.03.2014	181	562	0,32	2.460	111	178	0,072	0,201	92,4
24.03.2014	146	552	0,26	1.704	62	94	0,055	0,375	
25.03.2014	75	245	0,31	-	80	-	-	-	
26.03.2014	147	697	0,21	1.337	78	111	0,083	0,398	91,8
Mittelwert	157	575	0,29	1.654	77	117	0,073	0,345	92,4

*) Analysen im IWAG Labor durchgeführt; **) Daten aus Betriebsprotokollen; ***) abgeschätzte Werte

$\text{NH}_4\text{-N}$ bzw. N-Belastung: Aus dem Vorlagebehälter wurden für den gesamten Messzeitraum 4h-Mischproben gezogen und $\text{NH}_4\text{-N}$ analysiert. Wie Abbildung 53 veranschaulicht, sind die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Zulaufkonzentrationen aufgrund der Pufferwirkung des Vorlagebehälters sehr ausgeglichen. Der Mittelwert der 35 Proben lag bei 34,6 mg/L. Die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im untersuchten SBR-Becken haben ähnlich wie bei der Sommermesskampagne einen Wert von 6 mg/L nicht überschritten. Nitrit- bzw. Nitratkonzentrationen waren mit maximal 0,2 mg $\text{NO}_2\text{-N/L}$ und 6,7 mg $\text{NO}_3\text{-N/L}$ begrenzt.

Becken, die batchweise beschickt werden, erlauben eine räumliche und zeitliche Abgrenzung der Reinigungsprozesse. Um die Auswirkungen der Regenereignisse (bekannt aus Messungen auf anderen Kläranlagen, z.B. auf Kläranlage A) auszuschließen und die N-Belastung vom Einfluss der Regenereignisse zu entkoppeln wurde versucht, bei Trockenwetter den vermutete Zusammenhang zwischen der N-Belastung und dem Emissionsfaktor ($\text{N}_2\text{O-N}/\text{N}_{\text{Zulauf-KA}}$) zu überprüfen. Der Zeitraum wurde mit 20.03.2014 18:00 bis 23.03.2014 16:00 festgelegt. Wie Abbildung 55 zeigt, unterscheiden sich die Reinigungszyklen in diesem Zeitraum nur durch die hydraulische Belastung und der damit verbundenen N-Belastung (bei ähnlichen O_2 -gehalten im Becken und gleichem Betrieb). Werden die Beschickungen zur gleichen Tageszeit (Mittag, Nachmittag, Nacht) gruppenweise betrachtet, kann man bei den für jede Gruppe gebildeten Mittelwerten mit steigender N-Fracht einen exponentiellen Anstieg des Emissionsfaktors erkennen (Abbildung 54). Daraus ist zu schließen, dass der Emissionsfaktor mit höherem bakterienbezogenen N-Umsatz ansteigt.

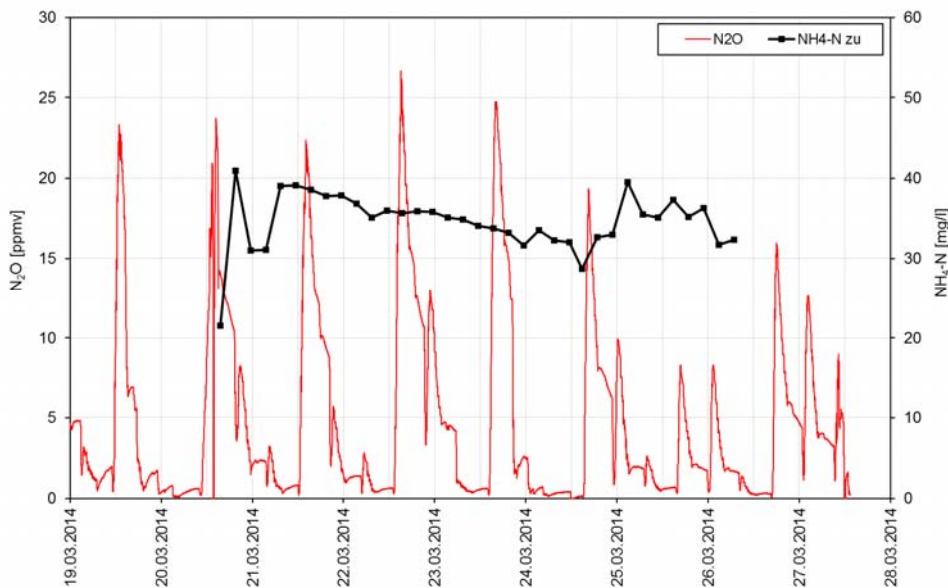


Abbildung 53. Zusammenhang der NH₄-N-Zulaufkonzentrationen der 4h-MP mit dem N₂O-Abluftgehalt.

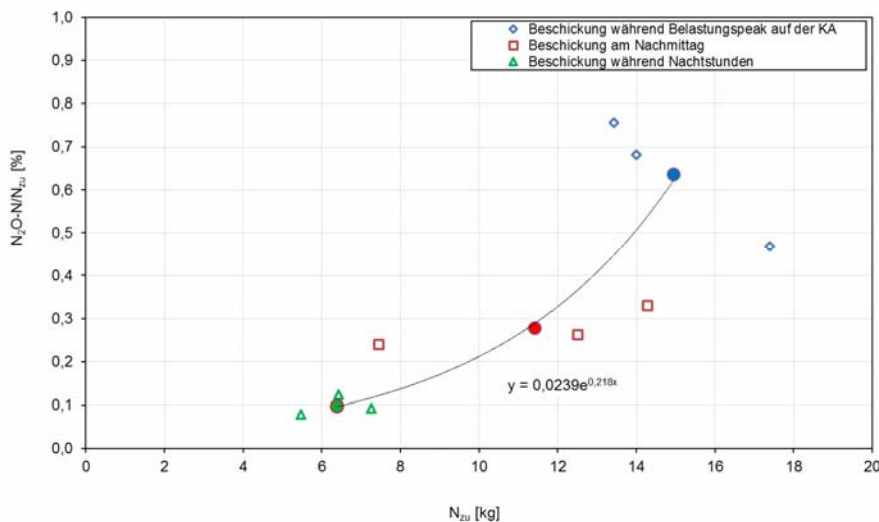


Abbildung 54. Zusammenhang zwischen N-Belastung und Emissionsfaktor beim SBR-Becken.

Abbildung 56 veranschaulicht die Ergebnisse von einem Messtag. Es konnte, ähnlich wie bei den bisherigen Messkampagnen auf der Kläranlage, nachgewiesen werden, dass mit Einsetzen der Nitrifikation bedingt durch eine vermehrte N₂O-Produktion der Gehalt an N₂O in der Abluft ansteigt. Bei dem dargestellten Reinigungszyklus bleibt, bedingt durch eine längere Beschickung, die NH₄-N-Konzentration relativ lange konstant, die N₂O-Konzentrationen in der Abluft steigen mit Einsetzen der Nitrifikation an.

Die Abnahme der CO₂-Konzentration nach Beginn der Sedimentations- und Abzugsphase wird dabei nicht durch eine undichte Stelle der Glocke bedingt (der N₂O- Gehalt in der Abluft bleibt relativ konstant), sondern ist vielmehr auf physikalische Gas-Flüssigkeitsaustauschprozesse zurückzuführen.

N/CSB-Verhältnis: Änderungen des N/CSB-Verhältnisses im Zulauf können laut Literatur erhöhte N₂O-Emissionen hervorrufen. Während der gesamten Messung betrug das N/CSB-Verhältnis 0,074 (Tabelle 12) und stimmt damit sehr gut mit dem N/CSB-Verhältnis von 0,068 (März 2014) aus den

Betriebsprotokollen der Kläranlage überein. Etwas höhere Werte wurden am 21. und 22.03.2014 festgestellt, eine eindeutige Zuordnung dieser Änderung als Grund für die vermehrte N_2O -Emission am 22.03.2014 ist nicht möglich.

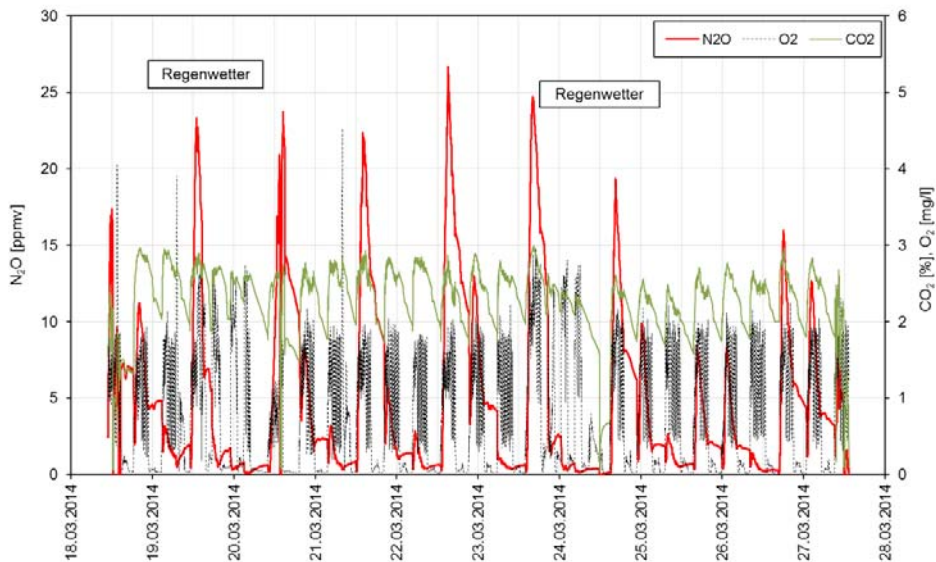


Abbildung 55. Ergebnisse der On-Line-Messung für N_2O , CO_2 und O_2 während der Wintermesskampagne auf Kläranlage B.

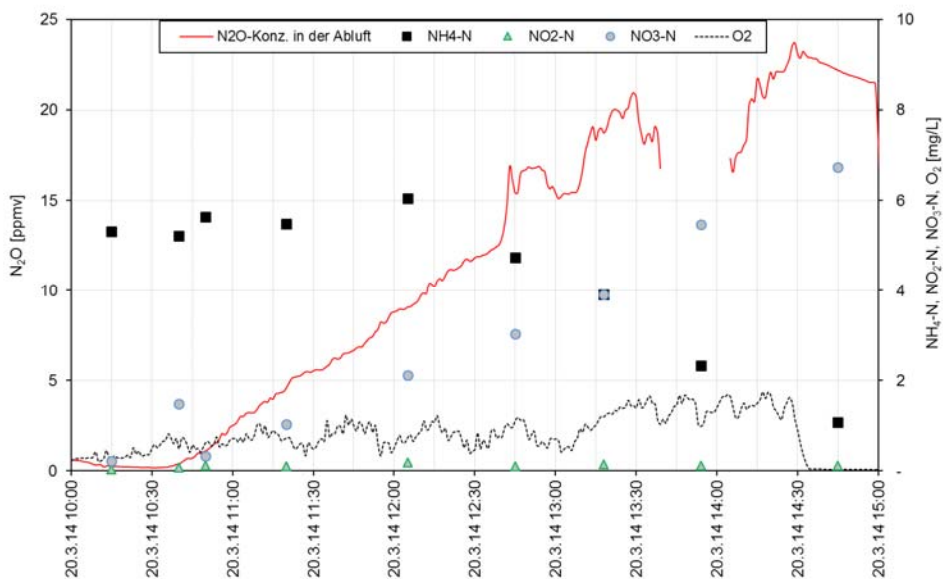


Abbildung 56. Verlauf des N_2O -Gehalt in der Abluft und der Stichproben für N-gelöst in SBR am 20.03.2014.

7.2.6. Zusammenfassung

Die täglichen Ganglinien des N_2O -Abluftgehaltes zeigen, dass die meisten Emissionen zu den Zeiten mit höherer hydraulischer Belastung (bei relativ konstant bleibenden Zulaufkonzentrationen und Belüftungsmengen) auftreten und während Zeiten mit geringerer Belastung deutlich abnehmen. Alle Messungen auf der Kläranlage B zeigen eindeutig, dass es bei SBR-Anlagen am Anfang des Reinigungszyklus, solange verfügbarer Stickstoff für die Nitrifikation vorliegt, mit vermehrter Produktion und Emission von Lachgas zu rechnen ist. Eine genauere Betrachtung der einzelnen Zyklen bestätigt, dass N_2O während der NH_4-N -Oxidation produziert wird und hauptsächlich mit der Stickstoffbelastung

zusammenhängt. Bei den einzelnen Messkampagnen wurde eine Schwankungsbreite des Emissionsfaktors ($N_2O-N/N_{Zulauf-KA}$) im Bereich 0,066%-0,355% festgestellt. Allein durch die Änderungen der N-Zulaufkraft konnten diese Schwankungen nicht erklärt werden. Die höheren N_2O -Frachten während der 3. Messung 2012 konnten auf die veränderte Betriebsweise und die höhere N-Belastung der Becken zurückgeführt werden. Wie auf anderen Kläranlagen nachgewiesen wurde, findet während der Denitrifikation ein N_2O -Abbau statt. Ein weiterer Grund für die höheren Emissionen bei dieser Messkampagne könnte die fehlende Denitrifikation bei der Umstellung auf Regenwetterbetrieb sein.

Die Ursache für die geringeren N_2O -Emissionen im Sommer 2013 liegt wahrscheinlich in der höheren Aktivität der Bakterien bei höheren Abwassertemperaturen (sowohl der heterotrophen bei der Reduktion von Lachgas, als auch der Nitrifikanten bei der Oxidation der Zwischenprodukte NH_2OH und N_2O).

Betrachtet man die Mittelwerte der N-Wirkungsgrade der Kläranlage für die untersuchten Zeiträume, stellt man fest, dass der Emissionsfaktor mit zunehmender N-Entfernung abnimmt (Abbildung 57). Eine Ausnahme bildet die Messkampagne 2014, bei der die Zulaufkraften aus eigenen Messwerten berechnet wurden und die Wirkungsgrade im Betriebsprotokoll der Kläranlage aus den Zu-/Ablaufkonzentrationen berechnet worden sind. Auch nach einer Korrektur der Wirkungsgrade für diesen Zeitraum (die eigenen Messungen weichen von den Kläranlagendaten geringfügig ab (unter 5 %)) kann das unterschiedliche Verhalten nicht erklärt werden. Die höheren Emissionen könnten durch die geringere CSB-Belastung bei gleichbleibender N-Belastung und daraus resultierendem N/CSB-Verhältnis hervorgerufen werden.

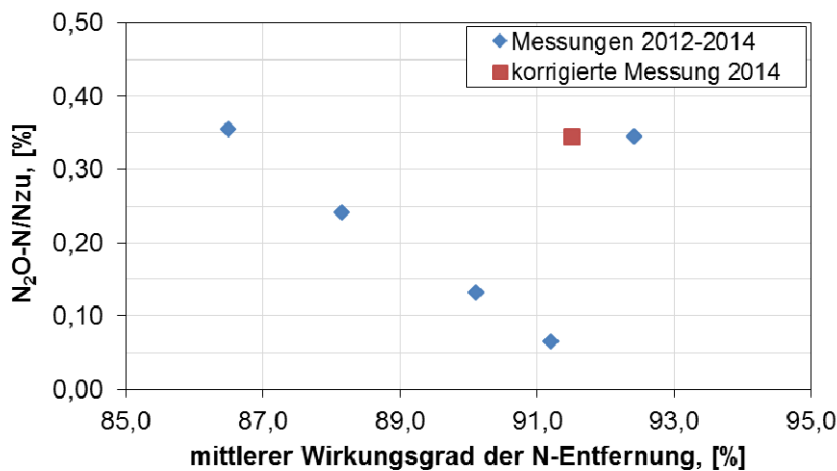


Abbildung 57. Zusammenhang des mittleren Wirkungsgrads der N-Entfernung und des Emissionsfaktors auf der Kläranlage B.



7.3. Kläranlage C

7.3.1. Beschreibung der Kläranlage

Allgemeine Kläranlagenbeschreibung

Ausbaugröße:	27.000 EW ₁₂₀
tatsächliche Auslastung:	14.500 EW ₁₂₀ (Jahresmittel CSB-Bilanz 2013)
angeschlossene Einwohner:	9.000 E
Verfahrenskombination:	Belebung, simultane Schlammstabilisierung, getrennte aerobe Nachstabilisierung
Besonderheiten:	biologische Phosphorentfernung
Kanalnetz:	30 % Trennsystem, 70 % Mischsystem, zum Teil Druckleitungen

Abwassercharakteristik

N/CSB Zulauf bzw. Biologie:	0,095 (Jahresmittelwert 2013)
Wichtigste Indirekteinleiter:	Fremdenverkehr (Tankstelle), Eisen- und Metallverarbeitung, Wäscherei

Verfahrenstechnik – Anlagenteile

- Rechenanlage (Feinrechen)
- Sandfanganlage (belüfteter Langsandfang)
- Belebungsbecken (1 Umlaufbecken Bio-P, 2 Umlaufbecken)
- Nachklärung (Rundbecken)
- Schlammbehandlung (aerobe Nachstabilisierung bis Februar/März 2013, Entwässerung)

Beschreibung der Belebung

Anzahl an Belebungsbecken:	1 Umlaufbecken (Bio-P), 2 Umlaufbecken (BB1 und BB2)
Verfahrensart der Belebung:	3 Kaskaden
Beckenart:	Umlaufbecken
Belebungsbeckenvolumen (gesamt):	7.500 m ³ (1*750 m ³ + 2*3.375 m ³)
Beckengeometrie (L × B):	BB1 und BB2 je ca. 15 m × 50 m
Wassertiefe:	5,1 m
Art der Belüftung:	Druckbelüftung (Tellerbelüfter)
Gebläseart:	4 Drehkolbengebläse
Messung des Luftvolumenstroms f. Belüftung:	nein
Art der Belüftungsregelung/-steuerung:	Steuerung mittels Atmungsregelung (bis November 2012), Steuerung mittels Ammonium-/Nitrat-Sonden (seit November 2012)
Art der Rücklaufschlammförderung:	Intervallbetrieb
Rücklaufverhältnis:	0,38 (Jahresmittelwert 2013)
Schlammalter:	52 Tage (Jahresmittelwert 2013)
CSB-Raubelastung:	0,23 kg CSB/(m ³ *d) (Jahresmittelwert 2013)
CSB-Schlammbelastung:	0,057 kg CSB/(kg TS*d) (Jahresmittelwert 2013)

Nitrifikation/Denitrifikation, Phosphorentfernung

Art der Stickstoffentfernung:	vorgesaltete, intermittierende und simultane Nitrifikation/Denitrifikation
Art der Phosphorentfernung:	chemisch, biologisch
Art der Phosphorfällung:	Vorfällung, Nachfällung
Fällmittelart:	Fe ₂ (SO ₄) ₃

Schlammbehandlung

Art der Schlammeindickung:	keine
Art der Schlammstabilisierung:	simultane Schlammstabilisierung, getrennte aerobe Nachstabilisierung
Art der Schlamm entwässerung:	Zentrifuge (bis Februar/März 2013), danach Schneckenpresse.

Prozesswasser

Prozesswasser zwischenspeicherung:	ja
Prozesswasserbehandlung:	nein
Ort der Prozesswassereinleitung:	Belebung
Art der Prozesswassereinleitung:	diskontinuierlich, bei Erreichen eines maximalen Niveaus im Prozesswasser zwischenspeicher

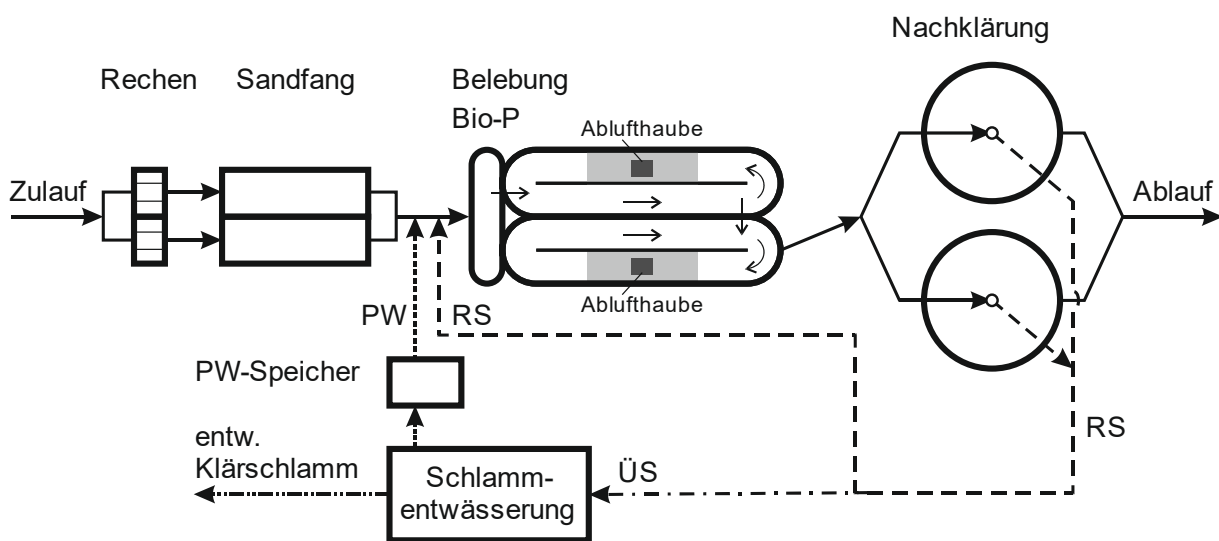


Abbildung 58. Schematischer Grundriss der Kläranlage C.

7.3.2. Allgemeines zu den Messkampagnen

Auf Kläranlage C wurden insgesamt 3 Messkampagnen durchgeführt. Die erste Messung (06-07.09.2012) ist wegen Problemen bei der Datenregistrierung unvollständig und als nicht repräsentativ zu betrachten. Es werden nur die zweite und die dritte Messkampagne näher beschrieben.

Das Abwasser erreicht die Kläranlage über Druckleitungen. Das im Abwasser enthaltene H_2S wird durch Zugabe von Fe^{2+} und NO_3^- schon im Kanalnetz gefällt. Die Kläranlage ist für 27.000 EW_{120} ausgelegt und mit ca. 50 % der Kapazität belastet. Die Probenahmestelle für den Zulauf zur biologischen Stufe befindet sich im Ablauf des belüfteten Sandfangs. Das anfallende Prozesswasser aus der Schlamm entwässerung wird diskontinuierlich vor dem Belebungsbecken dem Zulauf beigemischt. Beide Belebungsbecken der Kläranlage werden als Umlaufbecken betrieben und in Serie durchflossen (zuerst Belebungsbecken 2 und danach Belebungsbecken 1). Da die Belastung des Belebungsbeckens 2 und die zugeführten Luftmengen höher sind ($Q_{Luft\ BB1}/Q_{Luft\ BB2}$ beträgt ca. 80 % für die Messkampagne 2013 und ca. 70 % für die Messkampagne 2014), werden die höheren Emissionen aus diesem Becken erwartet und die Messung dort durchgeführt. Um dies zu bestätigen, wurde an 2 Tagen während der Messkampagne 2013 auch der N_2O -Abluftgehalt im Becken 1 gemessen.

Q_{Luft} wird auf der Kläranlage nicht gemessen. Die Berechnung der Luftmengen erfolgt aufgrund von Kenndaten der Gebläse-Aggregate und aufgezeichneter Frequenz und beträgt im Mittel $21,4 \text{ m}^3_{\text{i,N}}/\text{min}$ für die Messkampagne 2013 und $22,5 \text{ m}^3_{\text{i,N}}/\text{min}$ für die Messkampagne 2014. In jedem Belebungsbecken werden Ammonium- und Nitratkonzentration zur Steuerung der Belüftung on-line gemessen. In den untersuchten Belebungsbecken 2 waren die Zielwerte für Ein-/Ausschalten der Belüftung $6 \text{ mg NH}_4\text{-N/L}$ bzw. $3 \text{ mg NO}_3\text{-N/L}$, wobei die Belüftung zusätzlich nach dem O_2 -Gehalt gesteuert wurde (bei Erreichen von einem O_2 -Gehalt von $2 \text{ mg O}_2/\text{L}$ im Belebungsbecken wird diese ausgeschaltet). Im Jahr 2014 wurde die Steuerung umgestellt und während der Messkampagne 2014 lagen die Werte für die Steuerung der Belüftung bei $10 \text{ mg NH}_4\text{-N/L}$ bzw. $1 \text{ mg NO}_3\text{-N/L}$.

Der Rücklaufschlamm wird aus dem Nachklärbecken abgezogen und in den Zulauf der Biologie zurückgeführt.

7.3.3. Messkampagne 2013 (17.06.2013-26.06.2013)

Die mittlere Abwassertemperatur im untersuchten Belebungsbecken 2 betrug $17,3^\circ\text{C}$ mit einem Schwankungsbereich von $16,7^\circ\text{C}$ bis $18,2^\circ\text{C}$. Wegen Ausfall der pH-Sonde konnte der pH-Wert im Becken nicht on-line verfolgt werden. Die Anzeige von pH 8,5-9 war nicht plausibel. Laut Betriebsprotokoll betrug der mittlere pH-Wert im Zulauf 7,5 und im Ablauf 7,1. Diese Werte sind plausibel und können nach Prüfung für die Auswertung herangezogen werden.

Die mittlere CSB-Zulaufmenge von 1.670 kg CSB/d während der Messkampagne entspricht in etwa den mittleren Tagesfrachten für 2013 (ca. 1.710 kg CSB/d). Die N-Zulaufmenge unterschreitet für den Zeitraum der Messkampagne die mittlere Tagesfracht für 2013 (ca. 160 kg GN/d) um ca. 20%. Für Juni 2013 sind im Betriebsprotokoll der Kläranlage 3 N-Zulaufmengen eingetragen, der Mittelwert liegt bei ca. 190 kg N/d . Einer der eingetragenen Analysewerte stammt aus einer Tagesmischprobe an einem Regenwettertag. Daher ist anzunehmen, dass die N-Zulaufmenge an diesem Tag wegen der Stoßspülung der Kanalisation überschätzt wird. Betrachtet man die N-Zulaufmengen für den Zeitraum 17.06.2013-25.06.2013 (139 kg N/d im Mittel), zeigt die N-Zulaufmenge während der Messkampagne 2013 eine sehr gute Übereinstimmung. Das N/CSB-Verhältnis im Zulauf der Kläranlage ergibt sich für 2013 zu 0,09 und liegt etwas höher als während der Messkampagne berechnet. Ein Überblick über die Zulaufparameter aus den Tagesmischproben findet sich in Tabelle 13. Am 18.06. und 20.06. wurde die Tagesmischprobe aus dem Zulauf parallel auch im Labor der TU Wien analysiert. Die Ergebnisse zeigen eine Abweichung von -6 % im Mittel beim Parameter CSB und -16 % beim Parameter Gesamtstickstoff. Am 20.06.2013 wurden im Zulauf die Parameter GN und $\text{NH}_4\text{-N}$ im Labor der Kläranlage analysiert. Mit den Ergebnissen der Analysen konnte ein $\text{NH}_4\text{-N}/\text{GN}$ -Verhältnis von 0,67 berechnet werden. Die Werte für Gesamtstickstoff für die restlichen Tage der Messkampagne wurden auf Basis dieses Verhältnisses und der gemessenen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Zulaufkonzentrationen abgeschätzt. Für die Abschätzung der CSB- und GN-Frachten vom 19.06.2013 wurde angenommen, dass sich der Zulauf aufgrund der ähnlichen Zulaufmengen, $\text{NH}_4\text{-N}$ und CSB-Konzentrationen von 18.06. und 20.06. nicht wesentlich geändert hat. Die Frachten wurden mit der Zulaufmenge vom 19.06. und mit den analysierten Konzentrationen vom 20.06. (TMP) berechnet.

Die Zulaufmenge von $4.220 \text{ m}^3/\text{d}$ im Zeitraum der Messkampagne 2013 liegt ca. 25 % unter dem Monatsmittelwert von $5.600 \text{ m}^3/\text{d}$, deckt sich jedoch sehr gut mit dem durchschnittlichen Zulauf von $4.520 \text{ m}^3/\text{d}$ im Jahresmittel. Grund für den höheren Monatsmittelwert waren außerhalb des Betrachtungszeitraumes liegende Regenereignisse am 02.06., 03.06. und 11.06. mit einem 2-3-fach höheren mittleren Durchfluss. Die Messkampagne wurde mit Ausnahme vom 22.06.2013 und 24.06.2013 bei Trockenwetter durchgeführt (Abbildung 59). In Tabelle 13 lässt sich für diesen Zeitraum ein Absinken der

NH₄-N-Konzentrationen der Zulaufproben durch Verdünnung mit Regenwasser feststellen. Das mittlere N/CSB-Verhältnis im Zulauf liegt bei der Messkampagne 2013 ca. 20 % unter dem Jahresmittelwert von 0,095 laut Bilanz 2013.

Tabelle 13. Ergebnisse der N₂O-Messungen und Zulaufcharakteristik für die Messkampagne 2013 auf Kläranlage C.

Datum	N ₂ O [g/d]	CSB**) Zulauf Bio [kg/d]	NH ₄ -N**) Zulauf Bio [kg/d]	GN ***) Zulauf Bio [kg/d]	N/CSB Zulauf Bio [-]	N ₂ O-N/Nzu Zulauf Bio [%]	Wirkungs- grad der KA für N**) [%]
18.06.2013	50	1.609	78	116	0,072	0,027	-
19.06.2013	12	1636***)	81	113	0,069	0,007	-
20.06.2013	42	1.497	84	132**)	0,088	0,020	92,0
21.06.2013	12	-	124	185	-	0,004	-
22.06.2013	6	-	78	115	-	0,003	-
23.06.2013	19	1.926	88	131	0,068	0,009	-
Mittelwert	24	1.667	89	132	0,074	0,012	92,0

*) Analysen im IWAG Labor durchgeführt; **) Daten aus Betriebsprotokollen; ***) abgeschätzte Werte

Die Dynamik des N₂O-Abluftgehaltes kann anhand Abbildung 59 beobachtet werden. Obwohl die N-Tagesfrachten und die Luftmengen für die Belüftung vom 18.06. und 19.06. unverändert geblieben sind, wurden beim N₂O-Abluftgehalt deutliche Unterschiede festgestellt (der Peak am 18.06. ist 8-mal höher als der vom 19.06.). Auch am 20.06. wurde ein höherer N₂O-Abluftgehalt gemessen. Während der N₂O-Gehaltsanstieg und -peak am 18.06. gegen Mittag beobachtet wurde, stieg am 20.06. der N₂O-Abluftgehalt plötzlich in den Nachtstunden bei geringerer hydraulischer Belastung stark an. Auch an anderen Messtagen (19.06., 21.06. und 22.06.) ist kein typischer Tagesgang des N₂O-Abluftgehaltes erkennbar.

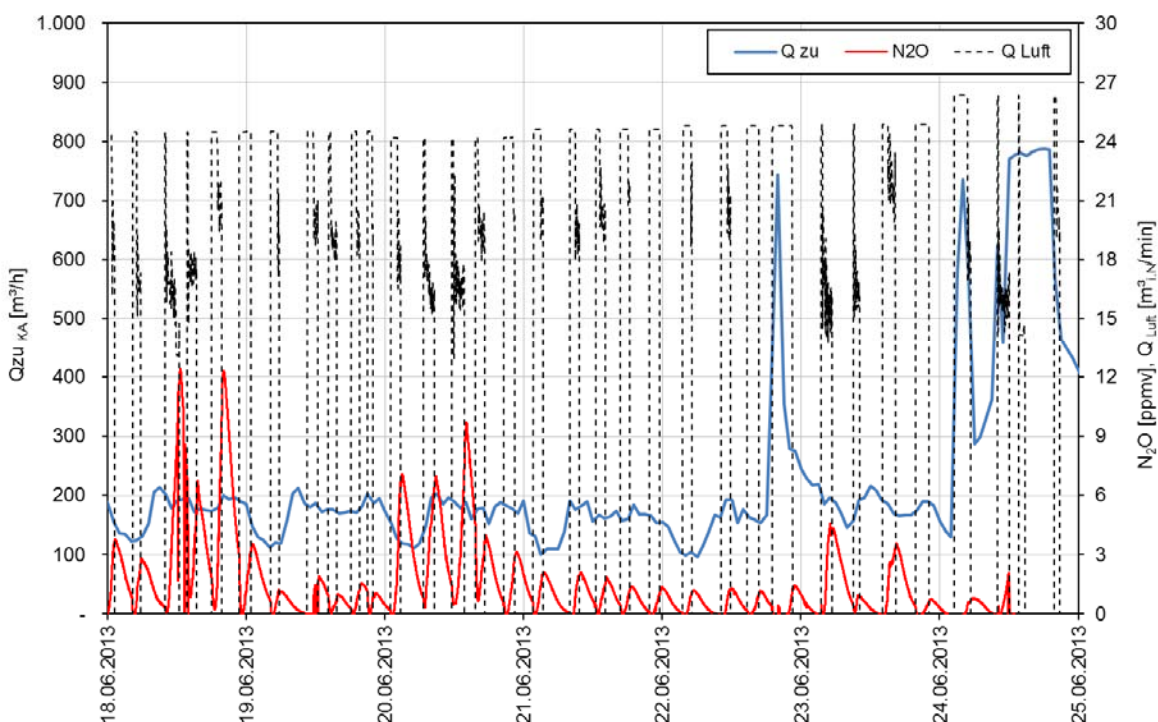


Abbildung 59. Überblick über den gesamten Zeitraum der Messkampagne 2013 auf Kläranlage C.

Die Kläranlage übernimmt über zwei Druckleitungen auch Abwasser aus einer Tankstelle und einer Raststation. Das Abwasser wird diskontinuierlich aber relativ regelmäßig eingeleitet (Abbildung 60). Die Zulaufmengen der beiden Einleiter betragen ca. 0,7 % des kommunalen Zulaufs und die Abwasserzusammensetzung entspricht jener vom kommunalen Abwasser. Es konnte kein Zusammenhang zwischen den eingeleiteten Abwassermengen und dem Verlauf des N_2O -Abluftgehaltes festgestellt werden, was eine umfangreiche Analyse der beiden Zuläufe hinsichtlich CSB und GN nicht erforderlich machte.

Die Gegenüberstellung der aus der Schlammwässerung zurückgeführten Mengen an Prozesswasser mit der Ganglinie des N_2O -Abluftgehaltes (Abbildung 61) konnte keine Erklärung für den unüblichen Verlauf des gemessenen N_2O -Gehaltes liefern. Bei einer getrennten aeroben Schlammstabilisierung (wie auf Kläranlage C eigentlich vorgesehen) weist das Prozesswasser nur geringe NH_4-N -Konzentration auf. Wegen der geringen hydraulischen Belastung der Kläranlage kann das Schlammalter im Belebungsbecken deutlich höher gewählt werden (46 d), wodurch der Schlamm bereits im Belebungsbecken gut stabilisiert wird (simultane aerobe Stabilisierung). Das erübrigt die kontinuierliche Belüftung der Stabilisierungsbecken und lässt eine Nutzung der Becken lediglich als Schlamm Speicher zu. Treten anaerobe Zonen auf, kommt es durch Hydrolyse zu einer Rücklösung von NH_4-N und damit, in Abhängigkeit der Aufenthaltszeit des Überschussschlammes im Stabilisierungsbecken, mit der Einleitung des Prozesswassers zu einer höheren NH_4-N -Fracht in die Belebung. Es wurden während der Messkampagne 2013 zwei Proben aus dem unbelüfteten Schlamm Speicher entnommen und im Labor analysiert. Die NH_4-N -Konzentrationen lagen bei ca. 60 mg NH_4-N/L und 80 mg NH_4-N/L und somit deutlich niedriger als bei Faulschlämmen.

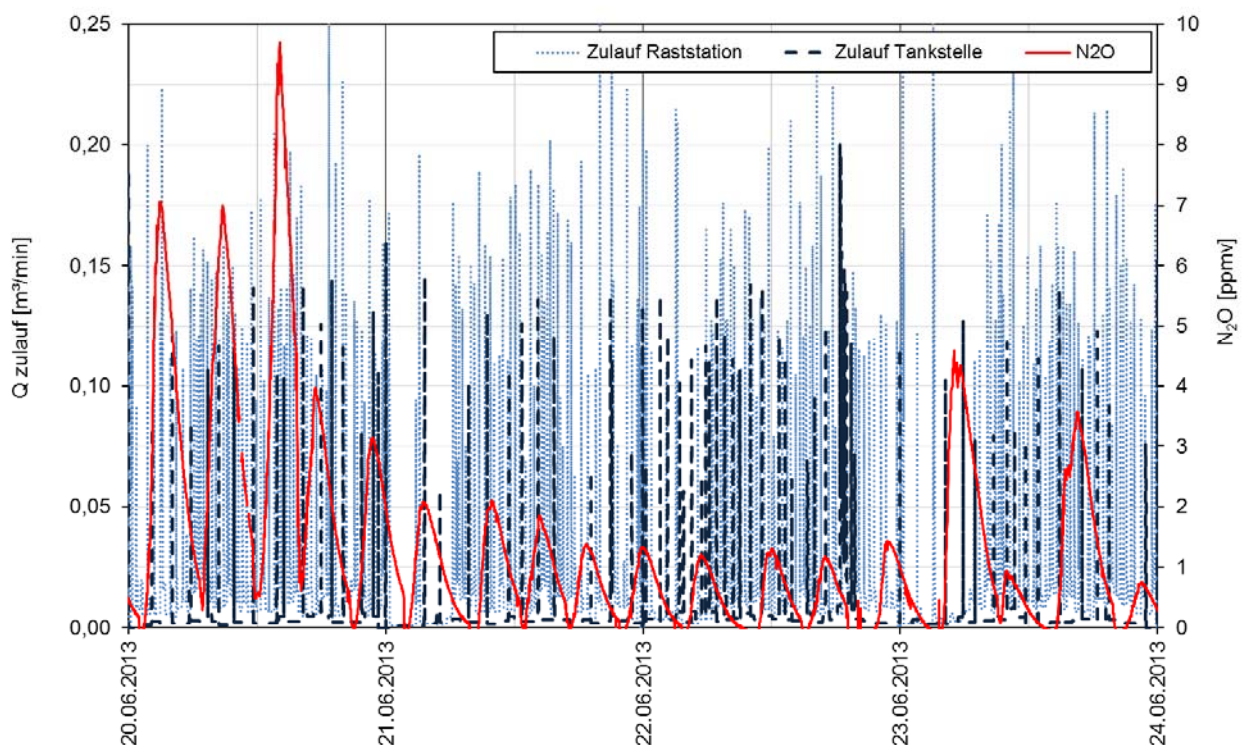


Abbildung 60. Gegenüberstellung der Zulaufmengen der Indirekteinleiter und des N_2O -Abluftgehaltes auf Kläranlage C während Messkampagne 2013.

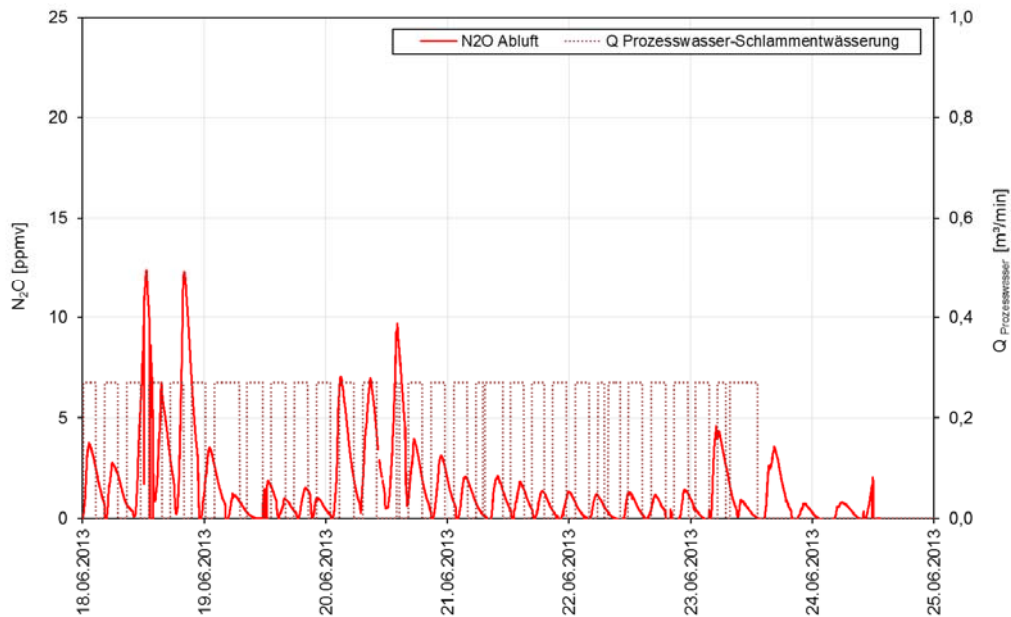


Abbildung 61. Gegenüberstellung des ins Belebungsbecken 2 eingeleiteten Prozesswassers und des N_2O -Abluftgehaltes während Messkampagne 2013.

Der aus anderen Kläranlagen bekannte Effekt bei Regenereignissen (Anstieg des N_2O -Abluftgehaltes über Trockenwetterwerte bzw. Absinken des N_2O -Gehaltes nach Abklingen des Regens) konnte auf Kläranlage C nicht beobachtet werden.

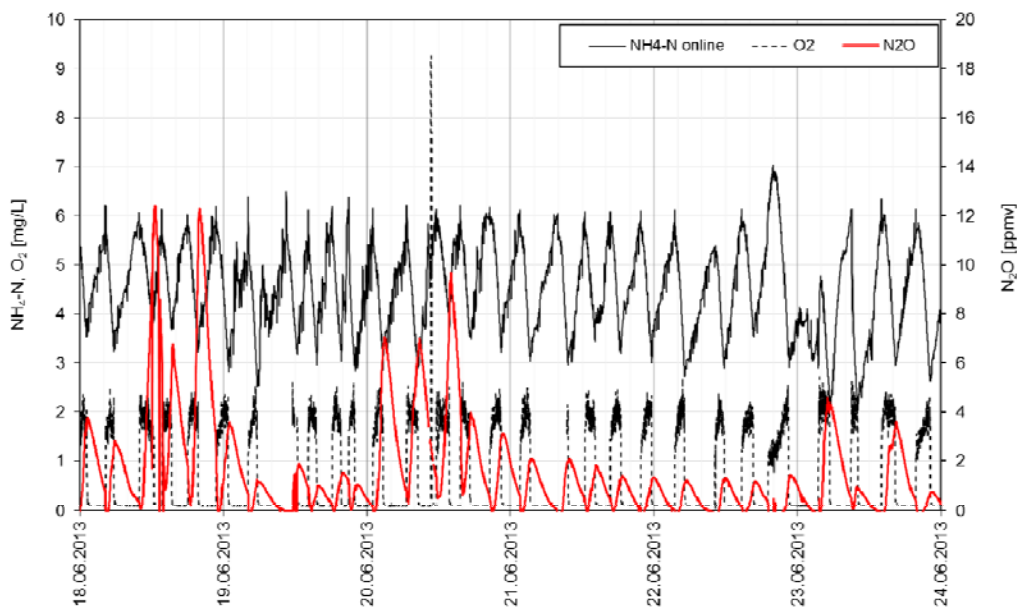


Abbildung 62. Gegenüberstellung der NH_4-N -Konzentration und des N_2O -Abluftgehaltes in BB 2 auf Kläranlage C während der Messkampagne 2013.

Die NH_4-N angepasste Steuerung der Belüftung (Min-Max) lässt keine Aussage über die Belastungsverhältnisse im Belebungsbecken zu. Erhöhte N-Zulaufmengen können anhand des schnelleren

Anstiegs der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration während der Denitrifikationsphasen abgeschätzt werden. Es konnte auch bei dieser Gegenüberstellung keinen Zusammenhang mit den N_2O -Peaks erkannt werden (Abbildung 62).

Abbildung 63 stellt Ergebnisse der Stichprobenanalysen am 20.06.2013 dar. Auch auf dieser Kläranlage konnte nachgewiesen werden, dass N_2O während der Nitrifikation gebildet wird und die Denitrifikation eine N_2O -Senke darstellt. Die gemessenen $\text{NO}_2\text{-N}$ -Konzentrationen im Belebungsbecken lagen unter $0,25 \text{ mg NO}_2\text{-N/L}$, wodurch eine Hemmung der Nitrifikation durch Nitrit ausgeschlossen werden kann. Die Nitratkonzentrationen der Stichproben sind während der Nitrifikation auf ca. $2 \text{ mg NO}_3\text{-N/L}$ angestiegen. Bei der Phase der Denitrifikation wird die Ablufthaube aufgrund der abgeschalteten Belüftung nicht mit Abluft aus dem Belebungsbecken durchströmt. Das Absinken des N_2O -Abluftgehaltes nach Einschalten der Belüftung zeigt, dass nach Ende der Denitrifikationsphase (Beginn der Nitrifikation) der N_2O -Abluftgehalt geringer ist als am Ende der vorherigen Nitrifikationsphase. Es findet offensichtlich eine Verdünnung der Abluft unter der Ablufthaube mit der weniger konzentrierten Abluft aus dem Belebungsbecken statt. Das Absinken des N_2O -Abluftgehaltes während der Denitrifikation kann durch Reduktion von Lachgas in der Flüssigkeit und durch Gas-Flüssigkeitsaustausch in Richtung flüssige Phase erklärt werden.

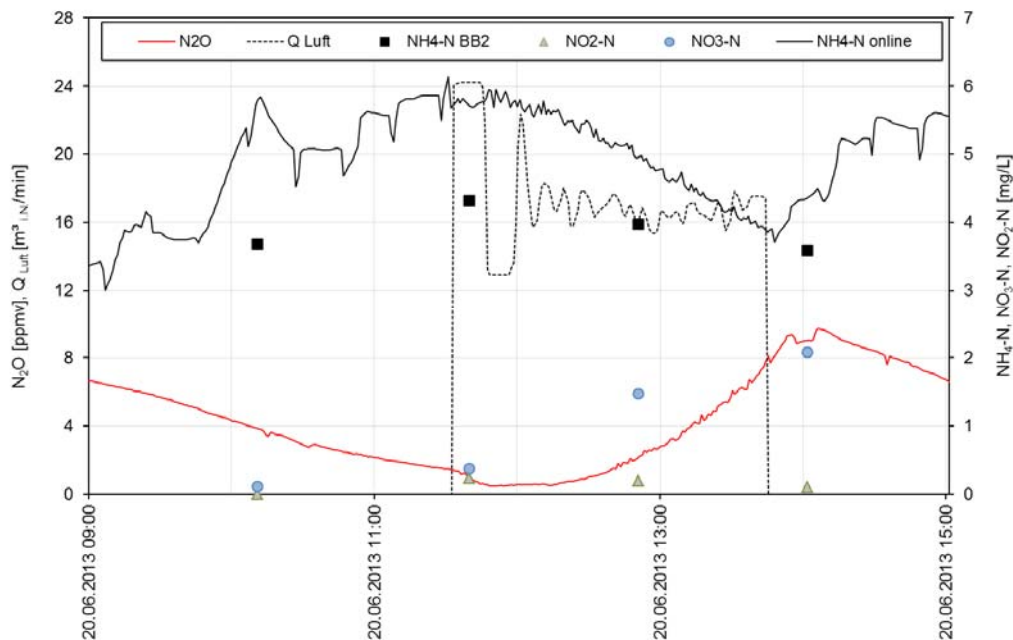


Abbildung 63. Verlauf des N_2O -Abluftgehaltes und der Stichproben für N-gelöst am 20.06.2013.

Abbildung 64 zeigt einen Abschnitt der Messung in der Abluft aus BB 1. Es ist deutlich zu sehen, dass die Abluftmessung keinen besonderen Schwankungen unterliegt (Messwerte schwanken zwischen $0,2 \text{ ppmv}$ und $0,4 \text{ ppmv}$). Auch in BB 1 ist ein Anstieg des N_2O -Abluftgehaltes während der Nitrifikation und eine Abnahme während der Denitrifikation zu sehen. Werden die Querempfindlichkeit des Gerätes und der N_2O -Gehalt in der Umgebungsluft für die Berechnung der N_2O -Emissionen berücksichtigt, ergeben sich für den N_2O -Abluftgehalt Werte, die unter dem Bereich der Messgenauigkeit liegen. Die ausschlaggebenden N_2O -Emissionen auf Kläranlage C stammen eindeutig aus BB 2. Die N_2O -Emission aus BB 1 wurde bei der nächsten Messkampagne nicht weiter untersucht und bei der Hochrechnung der Emissionen aus der Kläranlage nicht berücksichtigt.

Die S^2 -Konzentration wurde stichprobenartig an zwei Messtagen am Vormittag gemessen. Als Probenahmestelle wurde der Ablauf vom belüfteten Sandfang ausgewählt, da an dieser Stelle auch die

Tagesmischproben gezogen werden. Es wurden Konzentrationen von $0,07 \text{ mgS}^2/\text{L}$ und $0,12 \text{ mgS}^2/\text{L}$ gemessen. Es kann davon ausgegangen werden, dass durch die Zugabe von Fällmittel im Kanal der Grenzwert von $1 \text{ mgS}^2/\text{L}$ zu jeder Zeit eingehalten werden kann.

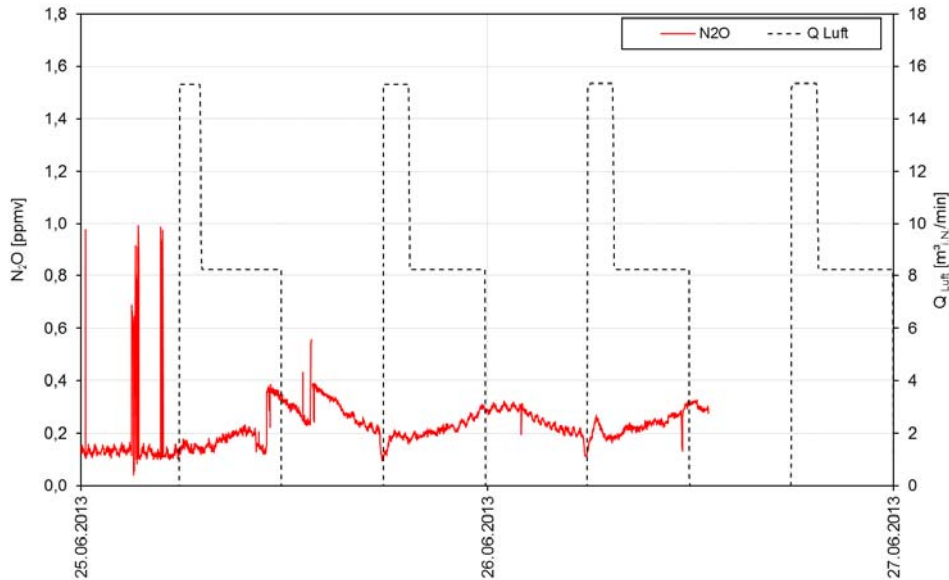


Abbildung 64. Überblick über den N_2O -Gehalt in Abluft aus BB 1 während der Messkampagne 2013.

7.3.4. Messkampagne 2014 (23.04.2014-30.04.2014)

Die durchschnittliche Zulaufmenge von $3.770 \text{ m}^3/\text{d}$ während der Messkampagne 2014 stimmt mit dem Monatsmittelwert von $3.640 \text{ m}^3/\text{d}$ sehr gut überein. Die durchschnittliche CSB-Fracht im Zulauf der Kläranlage für April 2014 betrug $1.710 \text{ kg}/\text{d}$. Während der Messkampagne errechnete sich die mittlere CSB-Zulaufmengen zu exakt diesem Wert. Die für April 2014 mittlere N-Zulaufmengen von $138 \text{ kg}/\text{d}$ wurde mit $136 \text{ kg N}/\text{d}$ auch annähernd erreicht. Das N/CSB-Verhältnis im Betrachtungszeitraum beträgt somit $0,082$. Die Kläranlage wurde für den Zeitraum Jänner bis April 2014 mit Mittelwerten der CSB- bzw. N-Zulaufmengen von $1.550 \text{ kg CSB}/\text{d}$ und $140 \text{ kg N}/\text{d}$ bilanziert. Laut Bilanz ergibt sich dabei ein N/CSB-Verhältnis von $0,09$.

Während der Messkampagne 2014 wurde ein Probenehmer für die Beprobung des Zulaufs zur Biologie parallel zum bestehenden Probenehmer der Kläranlage aufgestellt. Die Parallelmessung hatte hauptsächlich als Ziel, den teilweise nicht erklärbar und in dieser Form auf anderen Kläranlagen nicht zu beobachtenden Tagesgang des N_2O -Abluftgehaltes durch zusätzliche Messwerte nachvollziehen zu können. Die Werte für die Parameter CSB, $\text{NH}_4\text{-N}$ und GN in Tabelle 14 stammen aus eigenen Analysen der Tagesmischproben. Die größten Unterschiede zu den in den Betriebsprotokollen der Kläranlage eingetragenen Werten ergeben sich beim Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$ ($\text{NH}_4\text{-N}$ -Messung der Kläranlage im Mittel um ca. 16% höher). Bei den CSB-Analysen ergibt sich eine Abweichung von ca. 2% und beim Parameters GN (an einem Tag) misst das Labor der Kläranlage einen um 15% höheren Wert.

Die Abwassertemperaturen im Belebungsbecken 2 schwankten im Betrachtungszeitraum zwischen $15,0^\circ\text{C}$ und $15,4^\circ\text{C}$ (Mittelwert bei $15,2^\circ\text{C}$). Der pH-Mittelwert war an allen Messtagen bei pH $6,8$, an einzelnen Messtagen lag das Minimum bei pH $6,7$ und das Maximum bei pH $6,9$.

Die in Abbildung 65 dargestellte Ganglinie des Durchflusses deutet auf einen überwiegenden Trockenwetterzulauf hin. Erhöhte Zulaufmengen sind am 24.04.2014 und 26.04.2014 zu erkennen, wobei

die Zulaufmenge kurzfristig auf das ca. 4-fache angestiegen ist. Die Tageszulaufmenge am 26.04.2014 beläuft sich auf das 2-fache verglichen mit den Tageszulaufmengen an den restlichen Messtagen. Ähnlich wie bei der Messkampagne 2013 wird der erste Peak der hydraulischen Belastung um ca. 10 h auf der Kläranlage erwartet, gefolgt von einem zweiten hydraulischen Peak am Abend gegen 20 h. Im Gegensatz zu der Messkampagne im Jahr 2013, ist bei der aktuellen Messkampagne bei der Ganglinie des N_2O -Abluftgehaltes ein Tagesgang feststellbar. Der Anstieg des N_2O -Gehaltes fällt mit der hydraulischen Belastung der Kläranlage zusammen und der höchste N_2O -Abluftgehalt (ca. 1,5 ppmv) wird während des Tages gemessen. In den Nachstunden geht dieser zurück. Der festgestellte Einfluss von Regenereignissen konnte während dieser Messkampagne auch beobachtet werden. Am 26.04.2014 geht der N_2O -Gehalt unmittelbar nach Anstieg der Zulaufmenge auf die Hälfte zurück. Die Abnahme des N_2O -Abluftgehaltes während der Denitrifikationsphase, die nur auf dieser Kläranlage und teilweise auch auf Kläranlage H beobachtet werden konnte, wurde auch während der aktuellen Messkampagne wieder beobachtet. Der CO_2 -Gehalt unter der Ablufthaube stieg während der Denitrifikationsphase leicht an (um ca. 10 %), eine Verdünnung durch Umgebungslufteintritt konnte ausgeschlossen werden. Die Abnahme des N_2O -Gehaltes im geschlossenen Raum unter der Ablufthaube ist auf Gas-Flüssigkeitsaustausch und Reduktion von Lachgas in der Flüssigkeit zurückzuführen.

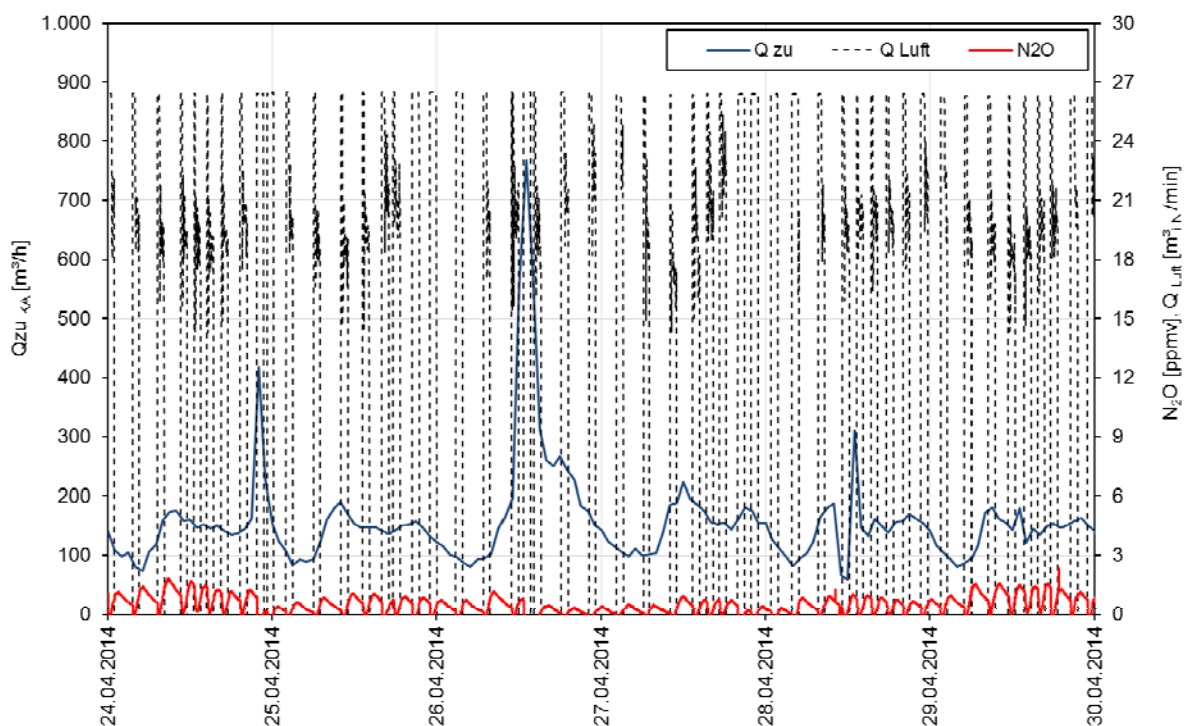


Abbildung 65. Gegenüberstellung der Zulaufmenge und des gemessenen N_2O -Gehaltes in der Abluft.

In den Betriebsprotokollen wurde für den Zeitraum der Messkampagne keine Ablaufprobe analysiert und daher auch kein Wirkungsgrad der Kläranlage hinsichtlich Stickstoffentfernung eingetragen. Es wurde durch den Vergleich der Mittelwerte der Zulaufmengen nachgewiesen, dass die Belastungsverhältnisse während der Messkampagne 2014 den für den Untersuchungsmonat mittleren Belastungsverhältnissen entsprechen und keine außergewöhnlichen Ereignisse aufgetreten sind. Aus diesem Grund wird der Mittelwert des Wirkungsgrades für den Untersuchungsmonat von 92,5 % auch als Mittelwert für die Messkampagne übernommen.

Tabelle 14. Ergebnisse der N₂O-Messungen und Zulaufcharakteristik für die Messkampagne 2014 auf Kläranlage C (Die N-Entfernung von 92,5 % entspricht dem Mittelwert für April 2014 im Betriebsprotokoll).

Datum	N ₂ O [g/d]	CSB*) Zulauf Bio [kg/d]	NH ₄ -N*) Zulauf Bio [kg/d]	GN*) Zulauf Bio [kg/d]	N/CSB Zulauf Bio [-]	N ₂ O-N/Nzu Zulauf Bio [%]	Wirkungs- grad der KA für N**) [%]
24.04.2014	6,5	1.789	74	137	0,077	0,003	-
25.04.2014	3,0	1.496	80	139	0,093	0,001	-
26.04.2014	0,8	2.747	86	174	0,063	0,000	-
27.04.2014	1,6	1.569	76	125	0,080	0,001	-
28.04.2014	4,3	1.263	72	116	0,092	0,002	-
29.04.2014	8,2	1.399	85	125	0,089	0,004	-
Mittelwert	4,1	1.710	79	136	0,082	0,002	92,5

*) Analysen im IWAG Labor durchgeführt; **) Daten aus Betriebsprotokollen; ***) abgeschätzte Werte

NH₄-N bzw. N-Belastung: Die Tagesmischproben weisen NH₄-N-Konzentrationen im Bereich von 16 mg NH₄-N/L bis 26 mg NH₄-N/L auf, wobei der Mittelwert bei 21,5 mg NH₄-N/L liegt. Das NH₄-N/GN-Verhältnis im Zulauf der biologischen Stufe belief sich auf 0,60. Bei den Tagesmischproben vom 24.04.2014 und 26.04.2014 lässt sich ein geringeres Verhältnis feststellen (0,54 bzw. 0,49), das auf das Ausschwemmen des Kanals durch erhöhten Durchfluss zurückzuführen ist (GN steigt an, Abbildung 66). Wie die Abbildung 66 veranschaulicht, konnte für den betrachteten Zeitraum kein Zusammenhang der N₂O-Frachten mit den N-Zulauffrachten festgestellt werden.

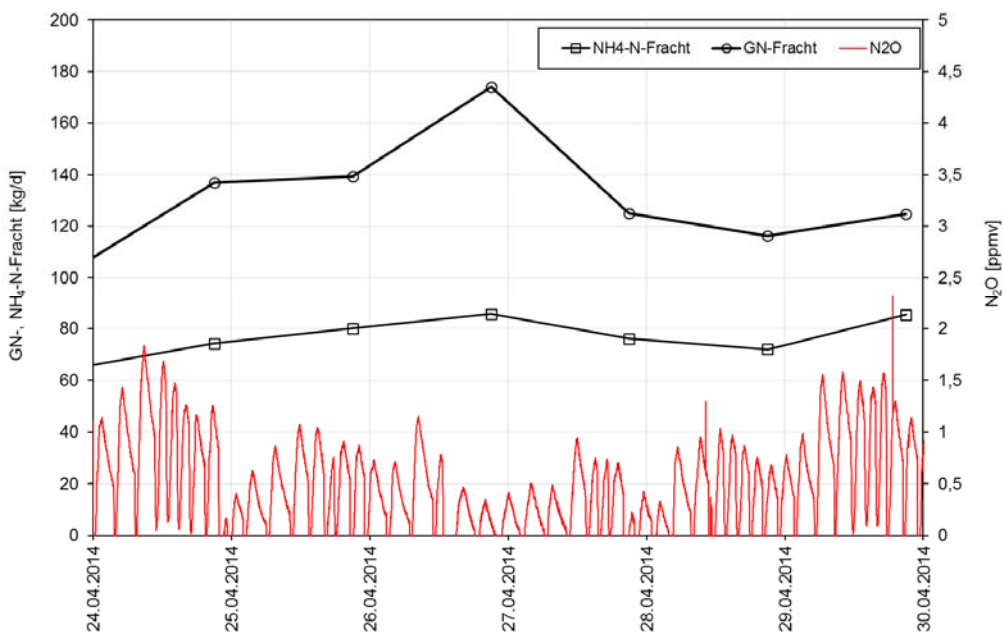


Abbildung 66. Zusammenhang zwischen der NH₄-N-Zulauffracht, NH₄-N-Konzentrationen im Belebungsbecken 2 und dem N₂O-Abluftgehalt auf Kläranlage C.

Am 23.04., 28.04. und 30.04. wurden auch Stichproben aus dem Belebungsbecken genommen und analysiert. Bei allen Proben wurden Konzentrationen von 0,20 mg NO₂-N/L bzw. 1,4 mg NO₃-N/L nicht überschritten. Am Beispiel vom 28.04. ist die übliche festgestellte Ganglinie der Konzentrationen in Abbildung 67 dargestellt. Der erwartete Anstieg der NH₄-N- und der Rückgang der NO₃-N-Konzentrationen während der Denitrifikationsphase wurde durch Stichprobenanalyse verifiziert. Die On-Line-Messung von

NH₄-N zeigt eine Abweichung von den Analysenwerten, die On-Line-Messung von NO₃-N im oberen Bereich (ca. 0,8 mg NO₃-N/L) stimmt sehr gut mit den Analyseergebnissen überein.

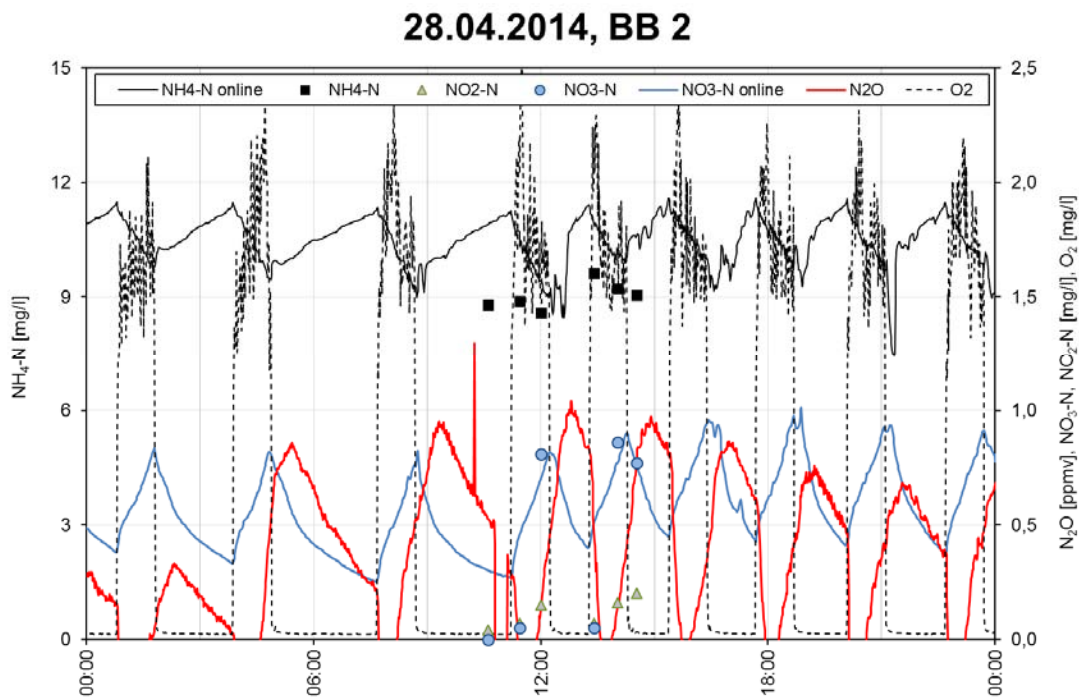


Abbildung 67. Entwicklung der N-Konzentrationen im Belebungsbecken 2 und des N₂O-Gehaltes unter der Ablufthaube an einem Messtag auf Kläranlage C.

Auffällig bei der NO₃-N-On-Line-Messung ist der Knick bei einer Konzentration von ca. 0,5 mg NO₃-N/L, der höchstwahrscheinlich auf die Messgenauigkeit der Sonde zurückgeführt werden kann. Der Rückgang des N₂O-Abluftgehaltes bei jeder Denitrifikationsphase (bei leicht ansteigendem CO₂-Gehalt) wird ungefähr zu dem Zeitpunkt dieses Knickes gemessen. Es lässt die Vermutung zu, dass bei vollständiger Reduktion von NO₃-N im Belebtschlamm auch eine Reduktion von in der Flüssigkeit gelöstem Lachgas erfolgt. Die Konzentration von gelöstem N₂O geht zurück und aufgrund des Gleichgewichts wird ein Teil des gasförmigen N₂O unter der Ablufthaube in die Flüssigkeit zurückgelöst. Die N₂O-Konzentrationen in der Flüssigkeit sind am Anfang jeder Nitrifikationsphase geringer als zu Beginn. Ein Beweis dafür ist der stark zurückgehende N₂O-Abluftgehalt gleich nach Einschalten der Belüftung. Es konnte auch hier bestätigt werden, dass N₂O während der NH₄-N-Oxidation gebildet und ausgestrippt wird.

H₂S: Die im Vergleich zu der Messkampagne 2013 höheren Werte der Stichproben für S²⁻ vom 28.04.2014 und 30.04.2014 (1,7 mg S₂-l bzw. 1,2 mg S²⁻/l) konnten dadurch erklärt werden, dass die Belüftung des Sandfangs wegen Austausch der Rechen außer Betrieb genommen wurde.

N/CSB-Verhältnis: Bei dieser Messkampagne wurden große Schwankungen beim Verhältnis N/CSB im Zulauf der Biologie zwischen 0,06 und 0,09 festgestellt (Abbildung 68). Es konnte auch bei dieser Messkampagne kein sich daraus ergebender Einfluss auf die N₂O-Emission festgestellt werden.

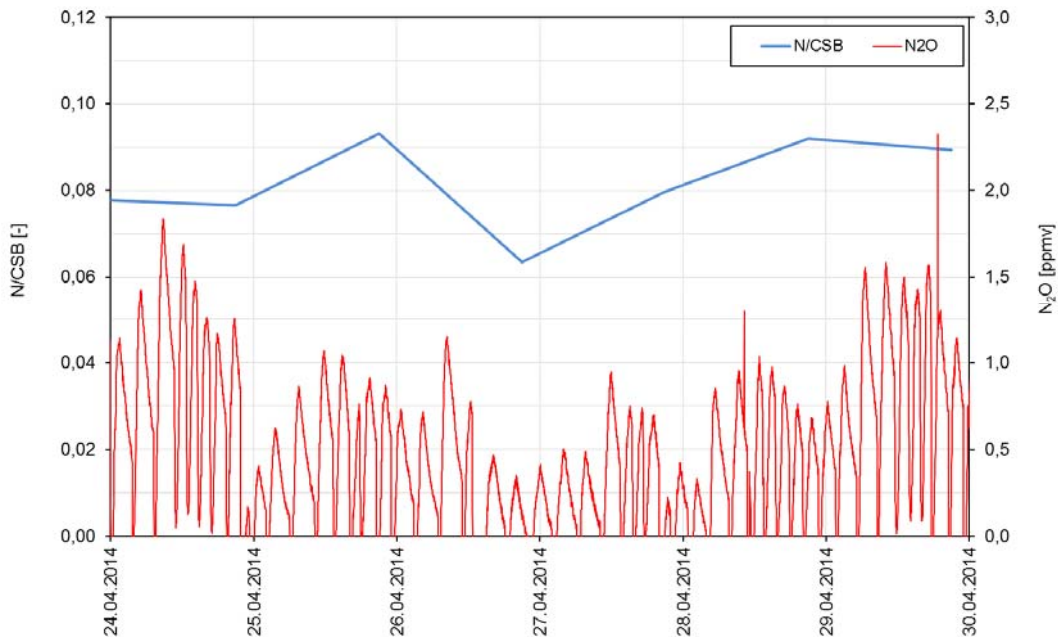


Abbildung 68. Gegenüberstellung des N_2O -Abluftgehaltes in BB 2 auf Kläranlage C und des N/CSB-Verhältnisses im Zulauf der Biologie.

7.3.5. Zusammenfassung

Die Dynamik der N_2O -Ganglinie während der Messkampagne 2013 bleibt unklar. Es konnte kein Zusammenhang zwischen den Zulaufparametern oder Betrieb der Kläranlage an der Messstelle gefunden werden. Der Tagesgang des N_2O -Abluftgehaltes während der Messkampagne 2014 bei konstantem Belüftungsvolumen zeigt, dass die meisten Emissionen zu den Zeiten mit höherer Belastung auftreten und während Zeiten mit geringerer Belastung abnehmen. Beide Messkampagnen auf Kläranlage C zeigen, dass Lachgas während der NH_4-N -Oxidation gebildet und während der Denitrifikation reduziert wird. Die Mittelwerte des Emissionsfaktors ($N_2O-N/N_{Zulauf-Bio}$) unterscheiden sich bei den beiden Messkampagnen um eine Zehnerpotenz (0,002-0,012 %). Werden die nicht plausiblen Peaks des N_2O -Abluftgehaltes während 2013 außer Acht gelassen, dann ergeben sich für beide Messkampagnen ähnliche Emissionsfaktoren.

Eine 2-tägige Messung der N_2O -Abluftkonzentration aus dem zweitdurchflossenen Belebungsbecken zeigt, dass die N_2O -Emissionen dort vernachlässigbar sind. Der Mittelwert der NH_4-N -Konzentration aller Stichproben aus diesem Becken liegt bei 0,5 mg NH_4-N/L . Es ist also dort kaum NH_4-N für die Nitrifikation vorhanden und somit wird auch kein N_2O emittiert.



7.4. Kläranlage D

7.4.1. Beschreibung der Kläranlage

Allgemeine Kläranlagenbeschreibung

Ausbaugröße:	55.000 EW ₁₂₀
tatsächliche Auslastung:	30.000 EW ₁₂₀ (Jahresmittel 2013)
angeschlossene Einwohner:	ca. 27.000 E
Verfahrenskombination:	Vorklärung, 2-stufige Belebung, mesophile Schlammfäulung
Besonderheiten:	Hybridverfahren, Behandlung des Zentratwassers (Nitritation/Denitritation)
Kanalnetz:	81 % Trennsystem, 19 % Mischsystem, Freispiegelkanäle

Abwassercharakteristik

N/CSB Zulauf:	0,10 (Jahresmittelwert 2013)
N/CSB Zulauf-Biologie:	0,16 (Jahresmittelwert 2013)
Wichtigste Indirekteinleiter:	Weinbau, Krankenhaus
Besonderheiten:	vorwiegend kommunales Abwasser

Verfahrenstechnik – Anlagenteile

- Rechenanlage, Sandfanganlage
- Vorklärung (2 Vorklärbecken)
- Belebung (2-stufig, 2-straßiger Durchfluss beider Stufen)
- Prozesswasserspeicher mit Belüftung
- Schlammbehandlung (Eindickung, Fäulung, Entwässerung)

Beschreibung der Belebung

Anzahl an Belebungsbecken:	1. Stufe: 2 schlangenförmige Becken, 2. Stufe: 2 quadratische Denitrifikationsbecken, 2 Umlaufbecken; quadratisches Becken zur Prozesswasserbehandlung
Verfahrensart der Belebung:	2-stufig. Die 1. Stufe (Belebung und Zwischenklärung) sowie die 2. Stufe (vorgeschaaltete Denitrifikation, Umlaufbecken und Nachklärung) werden 2-straßig durchflossen. Beim Hybridverfahren wird ein Teil des Belebtschlammes der 1. Stufe als CSB-Quelle in das vorgeschaltete Denitrifikationsbecken eingeleitet. Der Überschussschlamm der 2. Stufe wird in die 1. Stufe und zum Teil in das Prozesswasserbecken zurückgepumpt. Der Überschussschlamm zur Fäulung wird ausschließlich aus der 1. Stufe abgezogen.
Beckenart:	(siehe Anzahl der Becken)
Belebungsbeckenvolumen (gesamt):	Belebungsbecken: 3.550 m ³ (1. Stufe: 2*275 m ³ + 2. Stufe: 2*1.500 m ³); Presswasserbecken: 300 m ³
Beckengeometrie (L × B):	Prozesswasserbecken: 9 m × 9 m; 1. Stufe: je ca. 7,5 m × 9 m, 2. Stufe: Denitrifikationsbecken je ca. 10 m × 15 m; Umlaufbecken je ca. 7 m × 26 m
Wassertiefe:	1. Stufe und Denitrifikationsbecken 4,0 m; Umlaufbecken: 5,2 m Prozesswasserbecken: 3,5 m
Art der Belüftung:	Druckbelüftung (Streifenbelüfter in der 1. und 2. Stufe)
Gebälseart:	Drehkolbengebläse

Messung des Luftvolumenstroms f. Belüftung:	nein
Art der Belüftungsregelung/-steuerung:	1. Stufe: 2/3 des Beckens sind Tag und Nacht nach Sollwertvergabe über eine O ₂ -Sonde belüftet (mind. 1,5 mg/L, max. 2,5 mg/L). 1/3 des Beckens wird als vorgeschaltetes Denitrifikationsbecken betrieben und nicht belüftet. 2. Stufe: Die 2 Belüftungsfelder in den Becken werden gleichzeitig belüftet, die Steuerung erfolgt über eine NH ₄ -N-Sonde (mind. 1,0 mg/L, max. 3 mg/L) und eine O ₂ -Sonde (max. 2,5 mg/L).
Art der Rücklaufschlammförderung:	kontinuierlich (nach Zulaufmenge)
Rücklaufverhältnis:	1,0 (bei Trockenwetter); 0,5 (bei Regenwetter) (mündliche Mitteilung)
Schlammalter:	1. Stufe 1,4 Tage, 2. Stufe: 13 Tage (Jahresmittelwerte 2013 aus Betriebsprotokoll)
CSB-Raumbelastung:	- *)
CSB-Schlammbelastung:	- *)

*) Aufgrund der Schlammkreisläufe (Hybridverfahren) wenig aussagekräftig.

Nitrifikation/Denitrifikation, Phosphorentfernung

Art der Stickstoffentfernung:	vorgeschaltete und intermittierende Nitrifikation/Denitrifikation
Art der Phosphorentfernung:	chemisch
Art der Phosphorfällung:	Simultan (50 % 1. Stufe, 50 % 2. Stufe)
Fällmittelart:	Poly-Aluminium-Hydroxidchlorid

Schlammbehandlung

Art der Schlammeindickung:	statische Eindickung (Primärschlamm), MÜSE (Überschussschlamm)
Art der Schlammstabilisierung:	mesophile Schlammfäulung
Art der Schlamm entwässerung:	Zentrifuge

Prozesswasser

Prozesswasserzweischenspeicherung:	ja (Prozesswasserspeicher mit Belüftung)
Prozesswasserbehandlung:	ja (intermittierende Belüftung, Regelung nach NH ₄ -N-Konzentration)
Ort der Prozesswassereinleitung:	Zulauf 1. Stufe
Art der Prozesswassereinleitung:	diskontinuierlich

7.4.2. Allgemeines zu den Messkampagnen

Kläranlage D, für 55.000 EW₁₂₀ ausgelegt, wurde für die Zeiträume Jänner-Dezember 2013 und Jänner-April 2014 bilanziert. Die durchschnittliche Belastung während der bilanzierten Monate betrug ca. 30.000 EW₁₂₀. Die über Wochen andauernden Überschwemmungen im Entwässerungsgebiet der Kläranlage im Jahr 2013 führten zu einem höheren Fremdwasserzufluss und damit zu einem Anstieg der Zulaufmengen (2013 um 20 % höher als im Jahr 2014). Aufgrund der Verdünnung des Abwassers wurden, verglichen mit der Messkampagne im Jahr 2014, geringere Zulaufkonzentrationen bei allen untersuchten Parametern festgestellt. Die CSB-Zulauffrachten für die beiden Bilanzzeiträume sind jedoch gleich geblieben.

Laut Bilanzen wurden ca. 45 % der CSB-Zulauffracht über die Vorklärung abgetrennt. Der Kläranlagenzulauf und -ablauf werden regelmäßig beprobt im Gegensatz zum Zulauf der Biologie, für den keine Daten im Betriebsprotokoll eingetragen sind. Während der Messkampagnen (01.07.2013-19.07.2013 und 31.03.-17.04.2014) wurden Probenehmer im Zulauf der ersten biologischen Stufe und im Ablauf der Zwischenklärung (Zulauf zur vorgeschalteten Denitrifikationsbecken der zweiten Stufe) aufgestellt und aus den Tagesmischproben die Parameter CSB, GN und NH₄-N im Labor der TU-Wien analysiert. Während der

Messung 2014 wurde bei den 2 h-Mischproben beider Probenehmer zusätzlich $\text{NH}_4\text{-N}$ analysiert. Ein Vergleich der Werte aus dem Labor der Kläranlage mit den Ergebnissen aus dem Labor der TU-Wien ist aufgrund der unterschiedlichen Probenahmestellen nicht sinnvoll und wurde daher nicht durchgeführt.

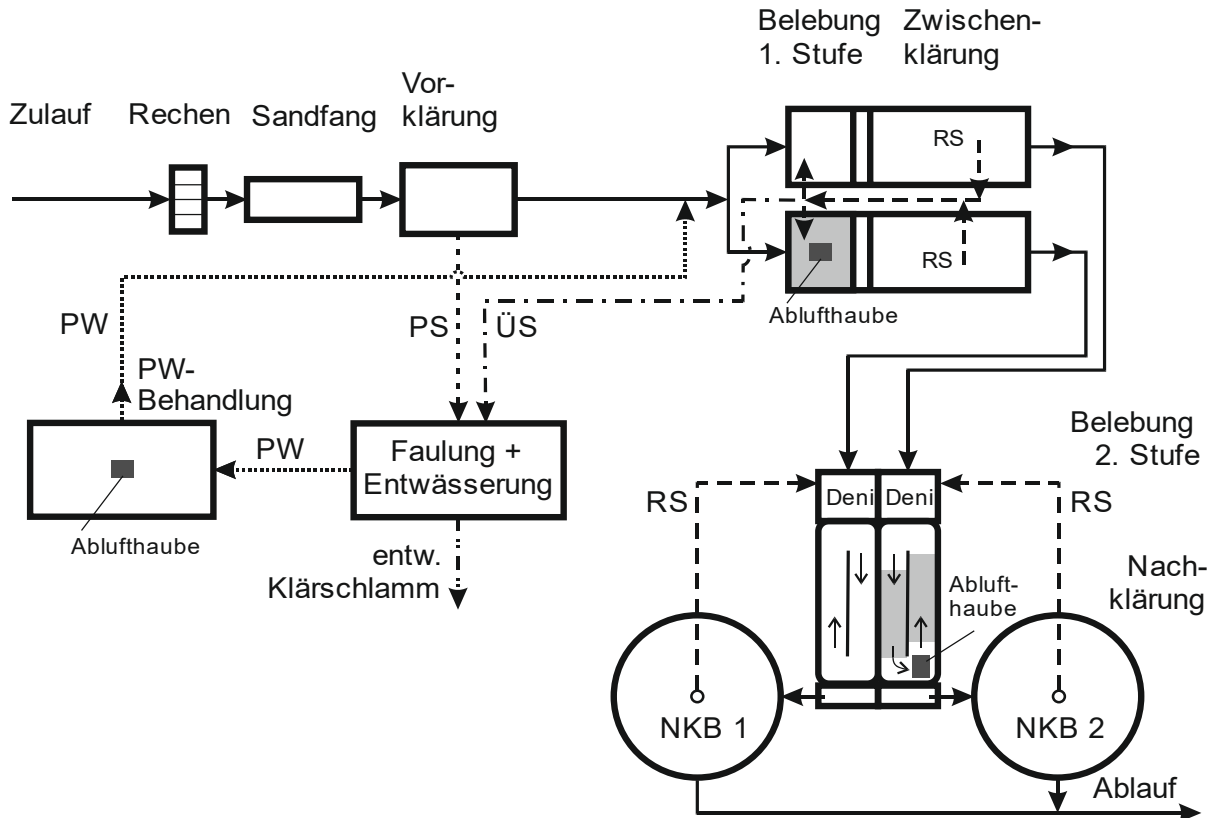


Abbildung 69. Schematischer Grundriss der Kläranlage D.

Laut Kläranlagenpersonal ist seit 2012 eine Abnahme der Belastung festzustellen. Bezogen auf den Parameter GN wurde während des Bilanzzeitraums 2014 verglichen mit dem Bilanzzeitraum 2013 eine 13 % niedrigere N-Fracht im Zulauf der Kläranlage festgestellt. Der durchschnittliche Wert von 287 kg N/d während der beiden Messkampagnen entspricht sehr gut dem Jahresdurchschnitt von 2013 und liegt ca. 10 % über dem Durchschnitt für 2014. Die N-Tagesfrachten im Zulauf der Kläranlage waren während der Messkampagne 2013 mit maximal ca. 10 –igen Abweichungen vom Mittelwert deutlich ausgeglichener als während der Messkampagne 2014 (Abweichungen von maximal 19 %).

Aufgrund der geringeren hydraulischen Belastung der Kläranlage in den letzten Jahren wurde die Vorklärung bei deutlich längerer Aufenthaltszeit des Abwassers als üblich auf Kläranlagen betrieben (ca. 4 h). Im Jahr 2014 wurde die Beschickung der Vorklärbecken geändert, in dem beide Becken abwechselnd für jeweils 24 h beschickt wurden und dadurch eine Verkürzung der Verweilzeit auf ca. 2 h bewirkt.

Der Vorklärbeckenablauf wird mit dem Ablauf aus dem Prozesswasserbehandlungsbecken vermischt und in die Biologie eingeleitet. Die erste Stufe der biologischen Reinigung besteht aus zwei parallel beschickten Durchlaufbecken (BB 1.1 und BB 1.2). Circa ein Drittel des Beckenvolumens wird für vorgeschaltete Denitrifikation verwendet, die restlichen zwei Drittel werden kontinuierlich (ständig aerob, gesteuert über die O_2 -Konzentration) belüftet. Der Ablauf der nachgeschalteten Zwischenklärbecken wird in die vorgeschalteten Denitrifikationsbecken der zweiten Stufe eingeleitet. Die Belüftung der Umlaufbecken der zweiten Stufe (BB 2.3 und BB 2.4) erfolgt intermittierend und ist $\text{NH}_4\text{-N}$ - und O_2 -gesteuert (die Sollwerte der

NH₄-N-Konzentration im Ablauf sind mit 1 mg NH₄-N/L und 3 mg NH₄-N/L festgelegt, die O₂-Konzentration wird mit maximal 2 mg O₂/L begrenzt).

Der Schlammabzug erfolgt aus der Zwischenklärung zwischen erster und zweiter Stufe. Ein Teil des Schlammes wird intern in die erste Stufe rezirkuliert, ein Teil als Überschussschlamm maschinell eingedickt und in die Faulung eingeleitet. Abzogener Belebtschlamm aus den Belebungsbecken der ersten Stufe (Schlammkreis 1) wird mit dem Ablauf der Zwischenklärung vermischt und in die beiden vorgeschaltete Denitrifikationsbecken der zweiten Stufe eingeleitet. Hier erfolgt auch die Einleitung des gesamten aus den Nachklärbecken abgezogenen Rücklaufschlammes. In der zweiten Stufe gibt es außerdem eine interne Rezirkulation des Belebtschlammes in die vorgeschalteten Denitrifikationsbecken. Der aus den Belebungsbecken der zweiten Stufe abgezogene Belebtschlamm wird zu ca. 50 % in den Zulauf der ersten Stufe zurückgepumpt (Schlammkreislauf 2). Die restlichen ca. 50 % werden in die Prozesswasserbehandlungsbecken zum Beimpfen für die N-Entfernung eingeleitet.

Die CSB-Konzentration im Ablauf der Zwischenklärung betrug während der Messkampagne 2013 nur 20 % der CSB-Konzentration im Zulauf der Biologie, für die Messkampagne 2014 belief sich dieser Wert auf 12 %. Zum einen wird ein Teil der CSB-Fracht in der Hochlaststufe (1. Stufe) abgebaut und zum anderen wird CSB teilweise über die Zwischenklärung (angelagert an dem Überschussschlamm) abgetrennt. Hier muss noch erwähnt werden, dass an der Probenahmestelle im Zulauf der zweiten Stufe die Schlämme aus der Rückführung und der internen Rezirkulation nicht enthalten sind und die genannten Werte dadurch sicher unterbewertet sind. Die angeführten Faktoren erklären die deutlich geringeren CSB-Konzentrationen (und -Frachten) im Zulauf der zweiten Stufe.

Das bei der Faulschlammentwässerung anfallende Prozesswasser wird in einem separaten Becken behandelt. Die Beschickung des Beckens erfolgt diskontinuierlich und führt zu einem sprunghaften Anstieg der NH₄-N-Konzentration (Abbildung 70). Gleich mit der Beschickung wird die Belüftung eingeschaltet und das NH₄-N oxidiert. In das Prozesswasserbecken werden kontinuierlich ca. 2 l/s Abwasser aus dem Ablauf der Vorklärung zugeführt. Die Einleitung des behandelten Prozesswassers in den Zulauf der ersten Stufe erfolgte während der ersten Messkampagne im Juli 2013 batchweise vor der nächsten Beschickung. Während der zweiten Messkampagne im April 2014 wurde das Prozesswasser gleichmäßiger über einen Überlauf, teilweise auch während der Behandlung, in den Zulauf der ersten Stufe eingeleitet. Es liegen keine Aufzeichnungen der zurückgepumpten Prozesswassermengen vor.

Die kontinuierliche Aufzeichnung der NH₄-N- und NO₃-N-Konzentrationen im Becken wurde stichprobenartig während der beiden Messkampagnen überprüft. Dabei wurde eine sehr gute Übereinstimmung bei den NH₄-N-Konzentration festgestellt (bis ca. 10 % geringere Werte als die Stichprobenergebnisse). Ca. 20 % geringere Werte im Vergleich zu den Stichproben wurden bei der NO₃-N-On-Line-Messung bei einer Konzentration von ca. 50 mg NO₃-N/L und ca. 40 % geringere Messwerte bei einer Konzentration von 80 mg NO₃-N/L festgestellt. Der obere Messbereich der NO₃-N-Sonde ist sehr gut an dem konstanten Messsignal beim Überschreiten des Messbereichs (90 mg NO₃-N/L) erkennbar.

Abbildung 70 stellt die Ganglinien der NO₃-N- und NH₄-N-Konzentration im Prozesswasserbecken während der beiden Messkampagnen. Die Konzentrationen beider Parameter im zurückgeführten behandelten Prozesswasser entsprechen den Konzentrationen im Becken kurz vor den Beschickungen. Die Ganglinien zeigen deutlich, dass während der ersten Messkampagne die NO₃-N-Konzentrationen der zurückgeführten Mengen deutlich höher und die NH₄-N-Konzentrationen niedriger liegen als bei der zweiten Messkampagne. Für die erste Kampagne ergibt sich dadurch ein NH₄-N/GN-Verhältnis im zurückgeführten Strom deutlich

unter 0,5, der auch den geringeren Wert dieses Verhältnisses (0,64 im Mittel) im Zulauf der ersten Stufe während der ersten Messkampagne erklärt. Im Zulauf zur zweiten Stufe (Ablauf Zwischenklärung) wurde aufgrund Denitrifikation (in der ersten Stufe und teilweise in der Zwischenklärung) das $\text{NO}_3\text{-N}$ entfernt und das Verhältnis ist auf 0,83 angestiegen. Für den Bilanzzeitraum 2014 wurde ein Verhältnis von 0,72 (Zulauf zur ersten Stufe) bzw. 0,77 (Zulauf zur zweiten Stufe) berechnet. Die GN-Frachten während der Messkampagne 2014 im Zulauf der Kläranlage wurden mit einem Verhältnis von 0,7 (aufgrund Betriebsprotokolldaten im Zeitraum Jänner-April) abgeschätzt.

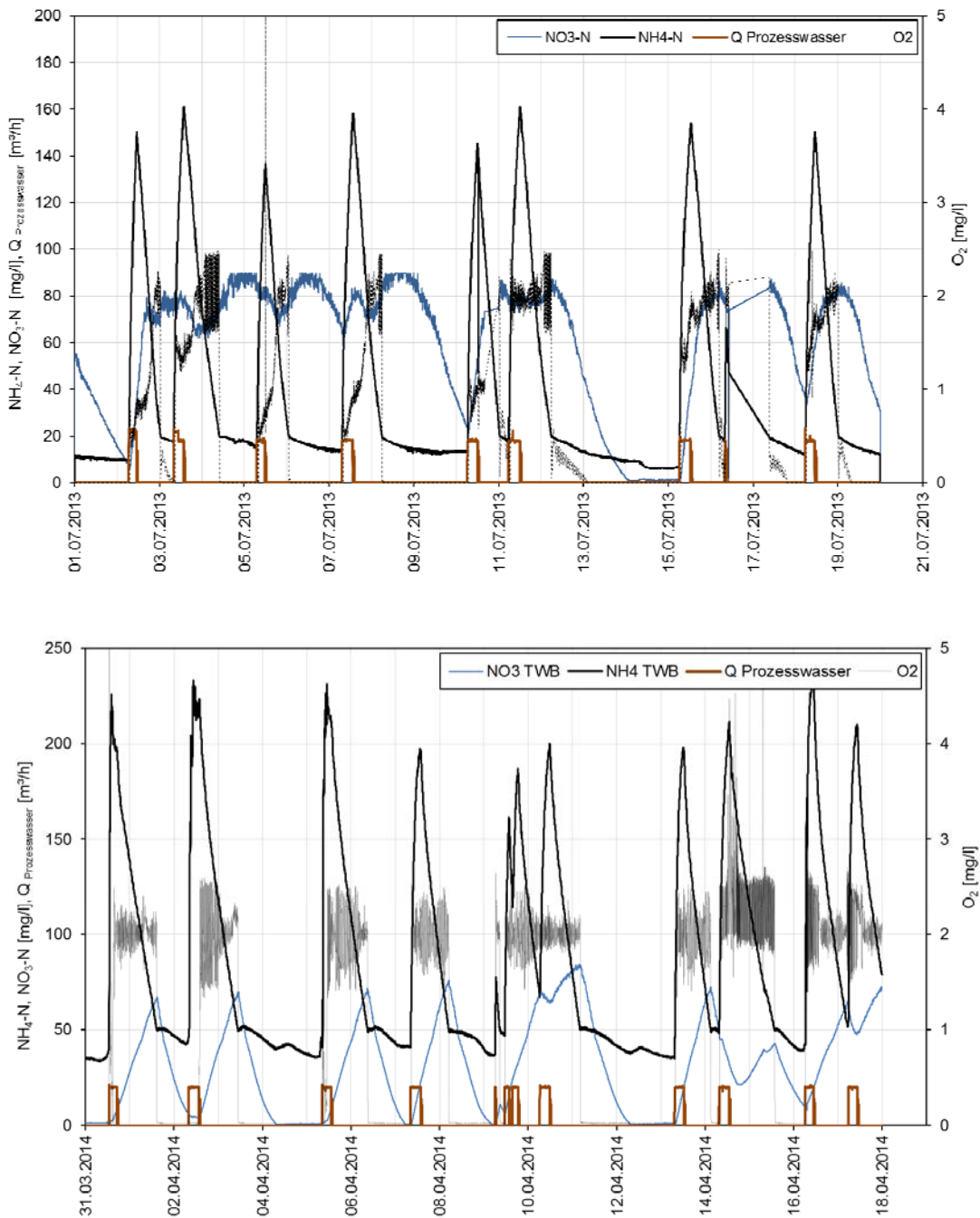


Abbildung 70. Beschickung des Prozesswasserbehandlungsbeckens und Verlauf der $\text{NO}_3\text{-N}$ -, $\text{NH}_4\text{-N}$ - und O_2 -Konzentration während der beiden Messkampagnen.

7.4.3. Messkampagne Juli 2013 (01.07.2013-19.07.2013)

Die für den Untersuchungszeitraum durchschnittliche Zulaufmenge betrug $6.900 \text{ m}^3/\text{d}$ und war um 7 % geringer als die aus der Jahresbilanz 2013 ermittelte. Wie Abbildung 71 veranschaulicht, wurde die Kläranlage während der gesamten Messkampagne vorwiegend bei Trockenwetter betrieben. Die N_2O -Messungen wurden vom 01.07.-03.07.2013 im Prozesswasserbecken, vom 03.07.-07.07.2013 in der ersten Stufe und vom 16.07.-19.07.2013 in der zweiten Stufe durchgeführt. Im Zeitraum 08.07.-16.07.2013 wurde eine Störung bei der eingebauten Verdünnungsschleife festgestellt und die N_2O -Messungen als mit zu großer Unsicherheit behaftet nicht berücksichtigt. Das Problem wurde behoben und am 16.07.2013 die Messung wieder aufgenommen. Während der Messung in der zweiten Stufe ist vom 16.07.2013 (ca. 10:00 Uhr) bis 17.07.2013 (ca. 10:00 Uhr) ein technisches Problem bei der Datenspeicherung auf der Kläranlage aufgetreten. Die kontinuierliche Aufzeichnung der Frequenz der Gebläse sowie die Zulaufmengen und sämtliche Messdaten der eingebauten Kläranlagensonden fehlen (Abbildung 71). Um die Messdaten der Kläranlage auf Plausibilität zu prüfen, wurde unter anderem auch die O_2 -Konzentration im untersuchten Becken parallel gemessen und das Signal einer zweiten an die Messstation angeschlossenen O_2 -Sonde aufgenommen. Die in regelmäßigen Abständen auftretenden Schwankungen der O_2 -Konzentration zwischen $0 \text{ mg O}_2/\text{L}$ und ca. $1,5 \text{ mg O}_2/\text{L}$ weisen auf eine in diesem Zeitraum vorhandene intermittierende Belüftung hin. Die Belüftungs- und Pausenintervalle unterscheiden sich in ihrer Länge und Intensität von diesen an den restlichen Messtagen nicht, daher wurde angenommen, dass die Belüftungsmengen nicht wesentlich von denen an restlichen Messtagen in der zweiten Stufe abweichen werden. Für die Berechnung der N_2O -Emission für den Zeitraum des Ausfalls wurde angenommen, dass die Belüftung konstant mittels Frequenzumrichter bei 50 % betrieben wurde. Dadurch ergibt sich ein Belüftungsvolumenstrom von ca. $150 \text{ m}^3_{\text{i.N.}}/\text{h}$, der dem Mittelwert des Luftvolumenstroms während Nitrifikations- und Denitrifikationsphasen entspricht (ca. $300 \text{ m}^3_{\text{i.N.}}/\text{h}$ bzw. $0 \text{ m}^3_{\text{i.N.}}/\text{h}$). Beide Belüftungsfelder in jedem Becken werden gleichzeitig beaufschlagt. In regelmäßigen Abständen wird auf der Kläranlage die Belüftung auf das Maximum aufgedreht (ca. $1.500 \text{ m}^3_{\text{i.N.}}/\text{h}$), um die Membranen der Belüftungsteller von unerwünschten Ablagerungen und Verstopfungen zu befreien.

Die Zusammenfassung der Zulaufparameter und die Ergebnisse für den N_2O -Emissionsfaktor sind Tabelle 15 zu entnehmen. Die mittlere CSB-Fracht von $3.700 \text{ kg CSB}/\text{d}$ im Zulauf der Kläranlage während der Messkampagne 2013 entsprach sehr gut der jahresdurchschnittlichen CSB-Zulauffracht von $3.600 \text{ kg CSB}/\text{d}$. Die CSB-Zulaufkonzentration belief sich im Jahresmittel auf ca. $520 \text{ mg}/\text{L}$. Dieser Wert wurde auch während der Messkampagne im Durchschnitt eingehalten. Der Probenehmer im Zulauf der Biologie (1. Stufe) erfasst das zurückgeleitete behandelte Prozesswasser, jedoch nicht die interne Rezirkulation der ersten Stufe und den in die erste Stufe eingeleiteten Belebtschlamm der zweiten Stufe. Die CSB-Fracht im Zulauf der Biologie betrug im Mittel $1.950 \text{ kg CSB}/\text{d}$ (entspricht einer Abtrennung von ca. 45 % der CSB-Fracht über die Vorklärung).

Die mittlere Stickstoffzulauffracht von $287 \text{ kg N}/\text{d}$ im Zulauf der Kläranlage war während der Messkampagne ca. 20 % geringer als der Durchschnittswert für 2013 ($350 \text{ kg N}/\text{d}$) und belief sich im Zulauf der Belebung auf $277 \text{ kg N}/\text{d}$ (10 % geringer als im Jahresdurchschnitt). Das N/CSB-Verhältnis im Zulauf der Kläranlage errechnet sich laut Bilanzen für 2013 zu 0,098 und wurde während der Messkampagne mit einem Wert von 0,083 um 15 % unterschritten. Für das Jahr 2013 wurde ein mittleres N/CSB-Verhältnis von 0,147 im Zulauf der Biologie ermittelt, welches mit dem Durchschnittswert während der Messkampagne sehr gute übereinstimmte.

Die mittlere Abwassertemperatur während der Messkampagne belief sich auf $18,3^\circ\text{C}$ in der ersten Stufe und auf $19,8^\circ\text{C}$ in der zweiten Stufe. Die Tagesmittelwerte schwankten zwischen $17,7^\circ\text{C}$ und $20,0^\circ\text{C}$ in der

ersten Stufe und zwischen 19,4°C und 20,3°C in der zweiten Stufe. Im Prozesswasserbecken zeigten die Temperaturen aufgrund der höheren Temperaturen des Prozesswassers eine größere Schwankungsbreite. Je nach Beschickungsphasen belief sich das Minimum auf 19,1°C und das Maximum auf 23,9 C (im Mittel 21,3°C). Der pH-Wert schwankte zwischen 7,2 und 7,6 in der ersten Stufe und zwischen 6,6 und 6,9 in der zweiten Stufe. Die etwas niedrigeren Werte in der zweiten Stufe lassen sich mit der Nitrifikation erklären, die aufgrund des geringen Schlammalters in der ersten Stufe kaum stattfindet, dafür, wie Abbildung 72 bestätigt, in der zweiten Stufe einsetzt (NH₄-N im Ablauf unter 5 mg NH₄-N/L). Im Prozesswasserbecken wurden aufgrund der höheren NH₄-N-Konzentration Schwankungen zwischen 7,1 und 8,1 verzeichnet. Basierend auf den Vergleich der Belüftungsvolumen und der O₂-Konzentration der Becken beider Straßen jeder Stufe wurde die Aufteilung des Abwassers abgeschätzt und die Berechnung der N₂O-Gesamtemission durchgeführt. In der ersten Stufe wurde dem untersuchten Becken (BB 1.1) ca. 10 % mehr Luft als dem Parallelbecken (BB 1.2) zugeführt und in der zweiten Stufe errechnete sich ein 20 % höheres Luftvolumen im untersuchten Becken (BB 2.4) verglichen mit dem Parallelbecken (BB 2.3).

Tabelle 15. Ergebnisse der N₂O-Messungen und Zulaufcharakteristik für die Messkampagne Juli 2013 auf Kläranlage D.

	Datum	N ₂ O	CSB		NH ₄ -N		GN		N/CSB		N ₂ O-N/Nzu		Wirkungs- grad der KA für N ^{**})
		[g/d]	Zulauf KA ^{**})	Zulauf Bio ^{*)}	Zulauf KA ^{**})	Zulauf Bio ^{*)}	Zulauf KA ^{**})	Zulauf Bio ^{*)}	Zulauf KA	Zulauf Bio	Zulauf KA	Zulauf Bio	[%]
TWB	01.07.2013	511	4.857	3.144	211	-	-	379	-	0,121	-	-	-
	02.07.2013	7.131	3.235	2.145	164	-	277	275	0,086	0,128	1,638	2,638	70,1
	03.07.2013	1.058	4.065	1.970	235	212	-	302	-	0,153	-	-	-
BB 1	03.07.2013	414	4.065	1.970	235	212	-	302	-	0,153	-	0,087	-
	04.07.2013	115	3.813	2.095	183	167	-	268	-	0,128	-	0,027	-
	05.07.2013	162	3.618	1.907	202	172	312	270	0,086	0,142	0,033	0,038	59,6
	06.07.2013	115	-	2.782	184	143	-	319	-	0,115	-	0,023	-
	07.07.2013	199	-	1.551	181	176	-	264	-	0,170	-	0,048	-
	16.07.2013	5.580	3.386	1.366	185	159	269	228	0,079	0,167	1,320	1,561	75,3
	17.07.2013	1.880	2.611	1.354	150	140	-	215	-	0,159	-	0,556	-
BB2	18.07.2013	3.728	3.598	1.172	183	124	288	225	0,080	0,192	0,822	1,056	69,9
Mittelwert		6.830	3.694	1.951	192	167	287	277	0,083	0,148	1,516	1,570	68,7

^{*)} Analysen im IWAG Labor durchgeführt; ^{**)} Daten aus Betriebsprotokollen; ^{***)} abgeschätzte Werte

Aus der Tagesganglinie der Zulaufmenge lassen sich 2 Peaks erkennen. Der erste erreicht die Kläranlage gegen 10:00 Uhr und der zweite gegen 20:00 Uhr. Eine Gegenüberstellung der Zulaufmengen und des N₂O-Abluftgehaltes im Prozesswasserbecken wurde nicht vorgenommen, da die hydraulische Belastung der Kläranlage keine Auswirkung auf für die Belastung des Prozesswasserbeckens hat. Wie Abbildung 71 deutlich zeigt, gibt es an allen Messtagen um Mitternacht einen Anstieg des gemessenen N₂O-Abluftgehaltes. Dieser Peak erreicht an den einzelnen Tagen (mit Ausnahme vom Peak am 03.07.-04.07.2013) ein Maximum von ca. 20 ppmv. Am 03.07.2013 wurden 10 % höhere CSB- und 20 % höhere NH₄-N-Zulauffrachten als durchschnittlich im Zulauf der Kläranlage gemessen, derer Zunahme nicht erklärt werden konnte. Dadurch ergab sich einen Anstieg des N/CSB-Verhältnisses im Zulauf der Biologie auf 0,15 (entspricht dem Mittelwert für die Messkampagne). Verglichen mit dem Tag zuvor, ist die NH₄-N-Fracht im Zulauf der Kläranlage am 03.07. um ca. 30 % angestiegen und hat höchstwahrscheinlich die erhöhte N₂O-Emission verursacht. Die N₂O-Gehaltspeak hat an diesem Tag einen Wert von 76 ppmv erreicht.

Die bei der vor-Ort-Messungen (03.07., 08.07, 10.07. und 16.07. jeweils von 10:00 bis 15:00 Uhr) aus der ersten Stufe entnommenen Stichproben wiesen NH₄-N-Konzentrationen im Bereich von 25 mg NH₄-N/L bis 34 mg NH₄-N/L (im Mittel 31 mg NH₄-N/L) auf. Dabei wurden NO₃-N-Konzentrationen im Mittel von 3,3 mg NO₃-N/L und NO₂-N-Konzentrationen zwischen 1,7 mg NO₂-N/L und 3,1 mg NO₂-N/L gemessen. Der Mittelwert der O₂-Konzentration im Becken wurde mit 1,6 mg O₂/L errechnet (das Minimum belief sich auf

0,4 mg O₂/L), womit eine ausreichende Versorgung der nitrifizierenden Mikroorganismen mit Sauerstoff angenommen wurde. Die geringen NO₃-N- und die im Vergleich zu den auf den restlichen Kläranlagen gemessenen, leicht erhöhten NO₂-N-Konzentrationen (hauptsächlich aus den zurückgeführten Prozesswassermengen, bei denen NO₂-N-Konzentrationen bis 27 mg/L in den Stichproben festgestellt wurden) weisen darauf hin, dass in diesen Belebungsbecken die Nitrifikation nur in einem geringen Ausmaß stattfindet. Trotz der kontinuierlichen Rückführung des nitrifikatenreichen Überschussschlammes aus der zweiten Stufe wird wegen des geringen Schlammalters in der ersten Stufe fast ausschließlich Kohlenstoff abgebaut.

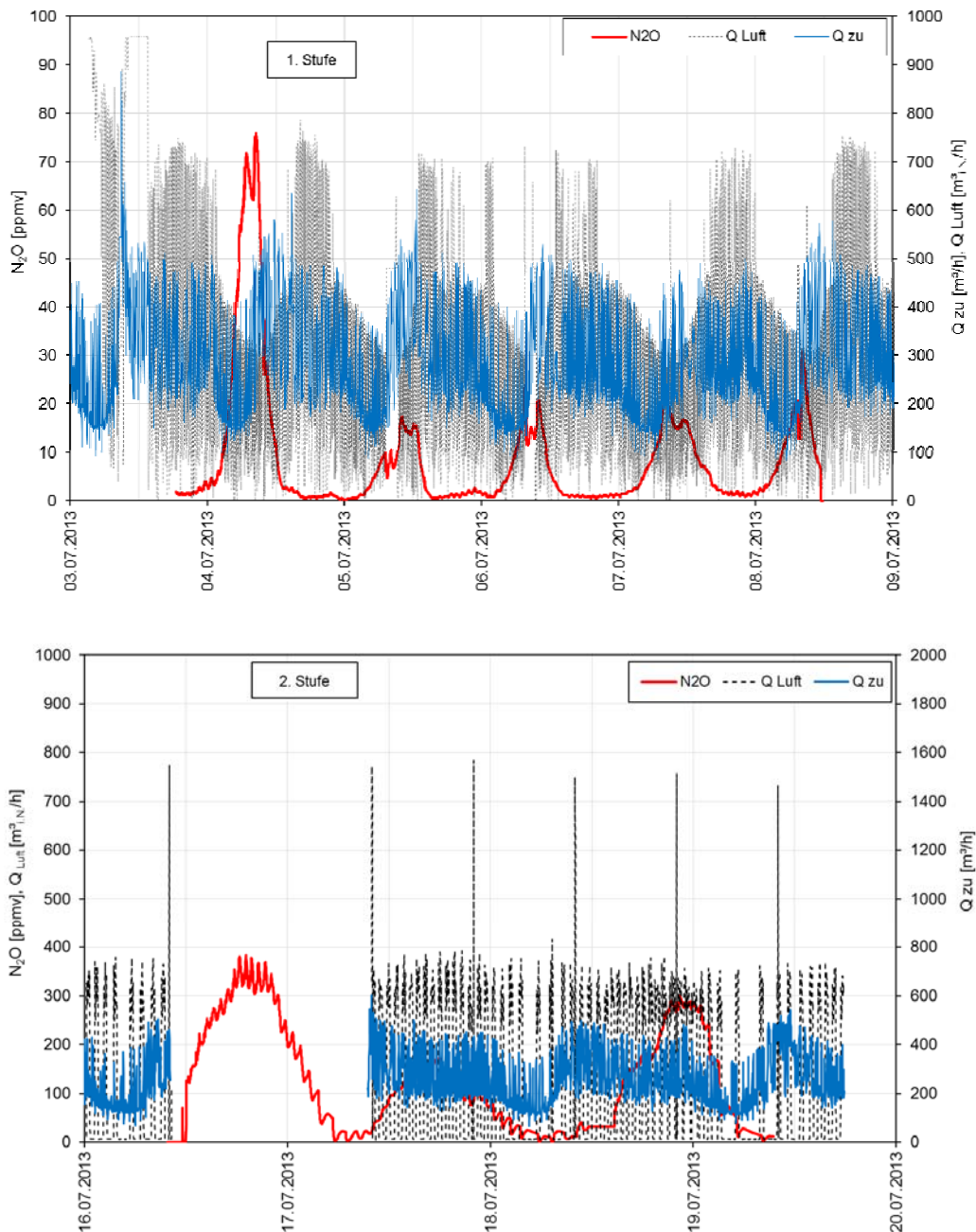


Abbildung 71. Überblick über die Messungen in der zweistufigen Biologie während der Messkampagne 2013 auf Kläranlage D.

Es lässt sich ein Tagesgang auch bei den zugeführten Luftmengen feststellen. Aufgrund der mit dem Zulaufmengenanstieg steigenden Luftmengen sinken sowohl der CO₂- und N₂O-Gehalt in der Abluft, als auch die emittierten N₂O-Frachten (hier nicht abgebildet).

Ein dynamischer Tagesgang des N₂O-Abluftgehaltes konnte auch in der zweiten Stufe nachgewiesen werden. Der Anstieg des N₂O-Gehaltes wurde in den späteren Nachmittagsstunden beobachtet. Der schon bei anderen Anlagen beobachtete Verlauf bei intermittierend belüfteten Belebungsbecken wurde auch hier festgestellt: am Anfang der Nitrifikation wird durch Verdünnung mit der unmittelbar aus dem Becken austretenden Abluft ein geringerer N₂O-Abluftgehalt gemessen, der mit Fortschreiten der Nitrifikationsphase ansteigt und während der Denitrifikation konstant bleibt oder wegen Gasaustauschprozessen leicht absinkt. Bei der Gegenüberstellung der NO₃-N-Konzentration im Ablauf der zweiten Stufe (Abbildung 72) lässt sich feststellen, dass diese sehr gut mit dem N₂O-Abluftgehalt korreliert und damit auch auf dieser Kläranlage bewiesen wird, dass N₂O als Nebenprodukt der Nitrifikation entsteht. Bei den an den drei Messtagen ermittelten N₂O-Frachten lässt sich ein Zusammenhang mit den NH₄-N-Zulauffrachten im Zulauf der Biologie feststellen: bei höheren Zulauffrachten wird vermehrt N₂O emittiert. In der zweiten Stufe wurde ein deutlich höherer N₂O-Gehalt gemessen (bis zu ca. 350 ppmv). Der Mittelwert des N/CSB-Verhältnisses im Ablauf der Zwischenklärung errechnete sich während der Messkampagne zu 0,431. Wegen des Kohlenstoffverbrauchs für die vorgeschaltete Denitrifikation in der zweiten Stufe kann angenommen werden, dass die N₂O-Reduktion während der Denitrifikationsphasen in den Umlaufbecken Kohlenstoff limitiert sein könnte und ein Grund für die höheren emittierten N₂O-Frachten im Vergleich zu Umlaufbecken anderer Kläranlagen darstellt. Für eine kohlenstofflimitierte Denitrifikation spricht auch die geringere Stickstoffentfernung der Kläranlage (im Mittel 69 % während der Messkampagne).

Aufgrund des Einflusses mehrerer Faktoren (höhere NH₄-N-Zulauffrachten, höhere N/CSB-Verhältnis im Zulauf der Biologie im Zeitraum 16.07.-18.07. (im Mittel 0,172) oder generell das höhere N/CSB-Verhältnis im Zulauf der zweiten Stufe), kann die genaue Ursache für die höheren N₂O-Tagesfrachten nicht eindeutig festgestellt werden.

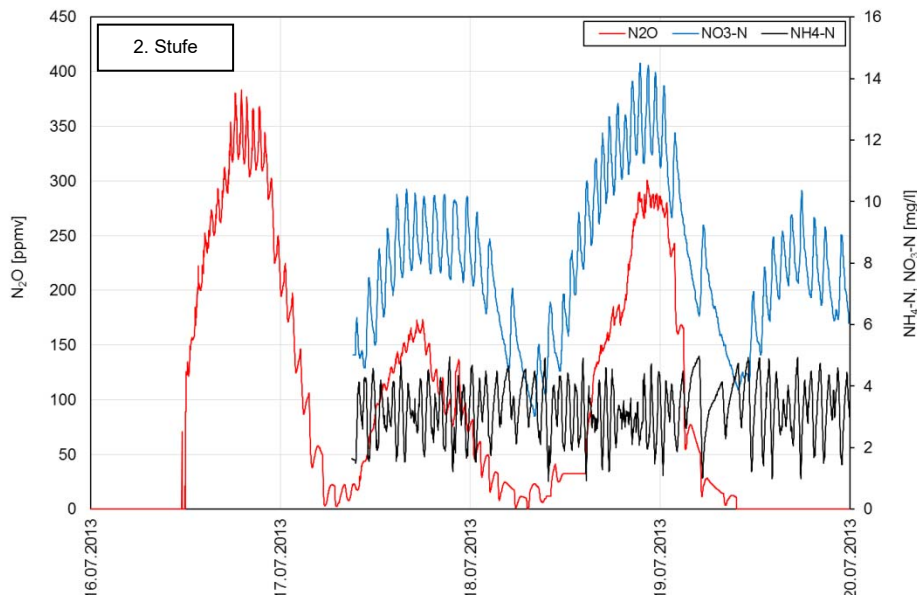


Abbildung 72. Gegenüberstellung des N₂O-Abluftgehaltes und der NO₃-N- und NH₄-N-Konzentrationen in der zweiten Stufe der Kläranlage D während der Messkampagne Juli 2013.

Das dem Prozesswasserbehandlungsbecken zugeführte Luftvolumen während der Messung (01.07.-03.07.) belief sich auf ca. 4.400 m³_{i.N./d} und überstieg um ca. 5 % die im Mittel während der gesamten

Messkampagne (01.07. bis 19.07.) zugeführten Luftmenge. Auch die behandelte Prozesswassermenge entsprach sehr gut dem Mittelwert der Messkampagne (im Mittel 120 m³/d). Demzufolge kann die Messung im Prozesswasserbecken als repräsentativ für die gesamte Messkampagne betrachtet werden. Die in Abbildung 70 dargestellte NH₄-N-On-Line-Messung zeigt, dass die NH₄-N-Konzentration nach den einzelnen Beschickungen des Beckens auf einen Wert von ca. 150 mg NH₄-N/L ansteigt. Am 03.07. gegen 10:30 Uhr wurden bei einer NO₂-N-Konzentration im Prozesswasserbecken von 21 mg NO₂-N/L ca. 900 ppmv. gemessen (Abbildung 73). Im Mittel belief sich die NO₂-N-Konzentration der gezogenen Stichproben auch auf 21 mg NO₂-N/L.

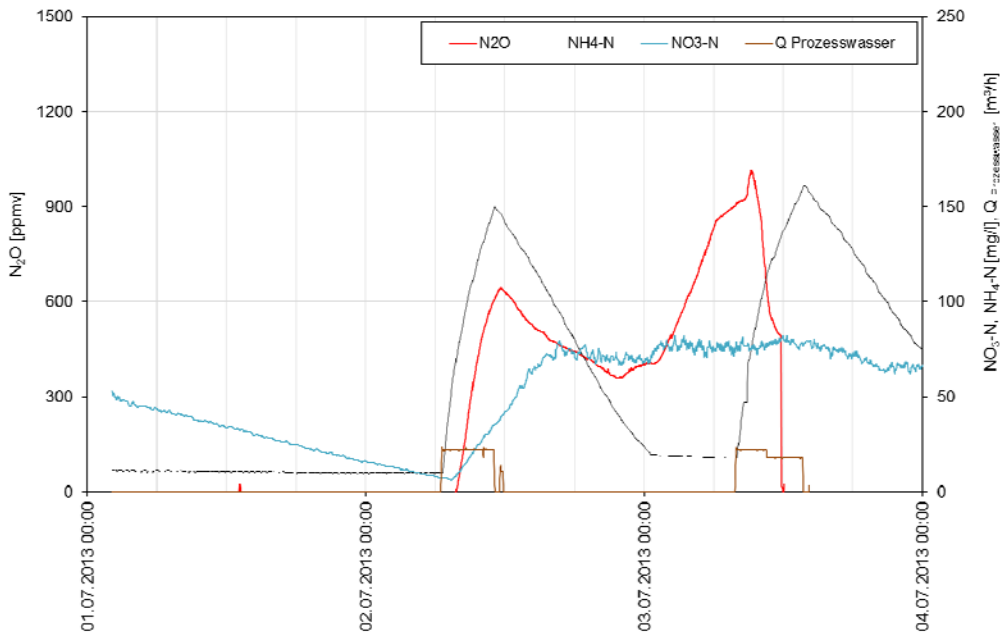


Abbildung 73. Ganglinien der NH₄-N- bzw. NO₃-N-Konzentration und des N₂O-Gehaltes in der Abluft im Prozesswasserbehandlungsbecken während der Messkampagne 2013 auf Kläranlage D.

Das von der Messung in der Flüssigkeit aufgezeichnete Signal des N₂O-Sensors (mV) wurde dem N₂O-Abluftgehalt gegenübergestellt (Abbildung 74). Während dieser Messung konnte, wie bei den Messungen in den Belebungsbecken der restlichen Kläranlagen, bestätigt werden, dass die N₂O-Bildung erst nach Einsetzen der Nitrifikation stattfindet. Die Ausstrippung erfolgt zeitlich versetzt. Während der Denitrifikationsphase wird trotz ausgeschalteter Belüftung O₂ zumindest in die oberflächennahe Wasserschicht eingetragen (wahrscheinlich aufgrund Einleiten von Überschussschlamm), wobei die O₂-Konzentration bis auf 0,3 mg O₂/L ansteigt. Diese Konzentration scheint ausreichend für eine NH₄-N-Oxidation zu sein. Die in Abbildung 73 dargestellte Ganglinie der NO₃-N-Konzentration zeigt einen weiteren Anstieg bei gleichzeitigem Anstieg des Signals vom N₂O-Sensor (N₂O wird gebildet). Der Anstieg des N₂O-Gehaltes in der Gasphase unter der Ablufthaube während der nicht belüfteten Phase ist auf Gas-Flüssigkeitsaustausch zurückzuführen. Mit Einschalten der Belüftung am Anfang der nächsten Beschickungsphase geht die N₂O-Konzentration in der Flüssigkeit stark zurück (die Produktion von N₂O setzt erst später ein). Es kommt zu einer Ausstrippung des gelösten N₂O, der Abluftgehalt steigt kurzfristig an und geht danach wieder zurück weil die N₂O-Produktion geringer ist als die Emission. Es findet eine Verdünnung mit weniger konzentrierter unmittelbar aus dem Becken austretender Abluft statt. Die Messung wurde vor Ende der Nitrifikationsphase wegen Umbau der Messstation in die erste Stufe abgebrochen. Trotzdem kann anhand der Ganglinien erkannt werden, dass sich sowohl in der Flüssigkeit als auch in der

Gasphase ein Gleichgewicht wieder einstellt und die N_2O -Konzentration sowohl in der Flüssigkeit als auch in der Gasphase, ähnlich wie bei der belüfteten Phase am 02.07.2013, wieder ansteigen wird.

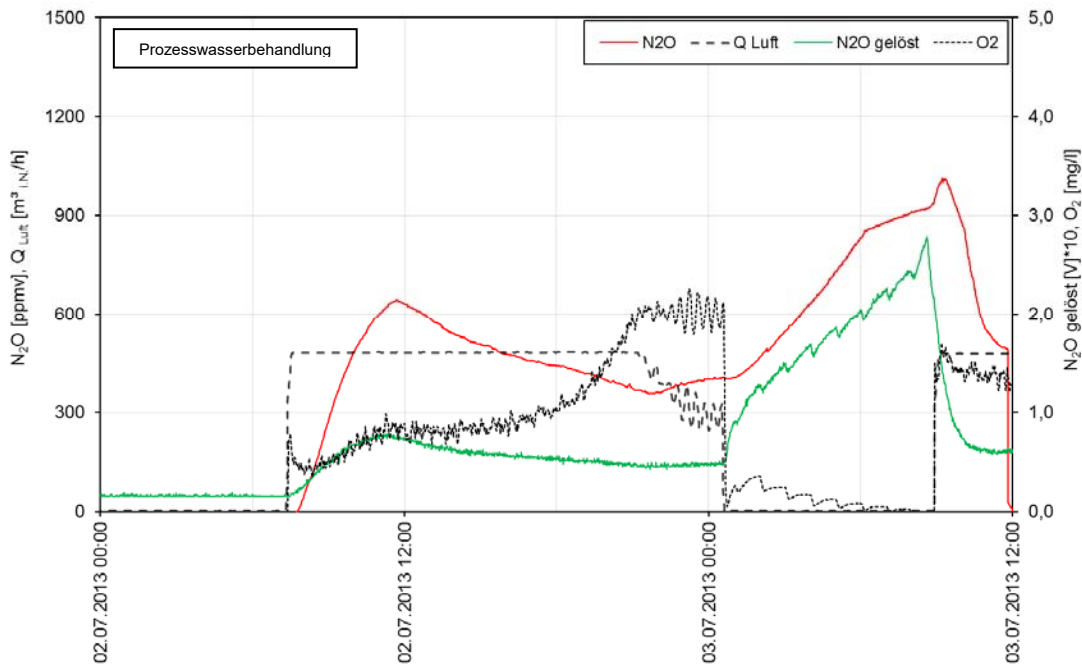


Abbildung 74. Verlauf der O_2 - und N_2O -Konzentrationen in der Flüssigkeit (als V-Signal dargestellt) sowie des N_2O -Gehaltes in der Abluft im Prozesswasserbehandlungsbecken der Kläranlage D.

7.4.4. Messkampagne 2014 (31.03.2014-17.04.2014)

Die mittlere Zulaufmenge für den Bilanzzeitraum 2014 belief sich auf $5.300 \text{ m}^3/\text{d}$ und wurde während der Messkampagne um 5 % überschritten. Wie auch bei der ersten Messkampagne sind im Tagesgang der Zulaufmengen zwei Peaks zu beobachten. Die Messungen in der ersten Stufe wurden bei Trockenwetter durchgeführt, bei der Messung in der zweiten Stufe (ab 14.04.2014) wurden kurzfristig höhere Zulaufmengen aufgezeichnet. Am 15.04.2014 stieg die Zulaufmenge auf das Dreifache der mittleren Zulaufmenge während der Peaks (Anstieg bis ca. $1.200 \text{ m}^3/\text{h}$) an.

Während der Messkampagne 2014 wurde die mittlere CSB-Fracht im Zulauf der Kläranlage mit $4.200 \text{ kg CSB}/\text{d}$ ermittelt und damit eine Überschreitung der mittleren CSB-Fracht für den Betrachtungszeitraum von Jänner bis April 2014 um 18 % festgestellt. Dieser höhere Wert ergab sich aus den höheren Zulaufmengen und aus geringfügig höheren CSB-Zulaufkonzentrationen (die mittlere CSB-Zulaufkonzentration für den Bilanzzeitraum 2014 betrug $660 \text{ mg}/\text{L}$) im Zeitraum der Messkampagne. Beim Vergleich der beiden Messkampagnen 2013 und 2014 konnte festgestellt werden, dass im Zulauf der Biologie bei den Messungen im Jahr 2014 im Mittel um ca. 5 % höhere CSB-Frachten als bei der Messkampagne 2013 der Behandlung vorhanden waren.

Die mittlere GN-Fracht im Zulauf der Kläranlage ist während der Messkampagne 2014, verglichen mit der Messkampagne 2013, gleich geblieben ($287 \text{ kg N}/\text{d}$). Aufgrund der gleichmäßigeren Einleitung des behandelten Prozesswassers in den Zulauf zur 1. Stufe der Biologie war während der Messkampagne 2014 eine bessere Erfassung dieses Teilstromes bei den entnommenen 2 h-Mischproben möglich. Die mittlere GN-Zulauffracht zur Biologie (inklusive Teilstrom aus der Prozesswasserbehandlung) belief sich während der Messkampagne (April 2014) auf $312 \text{ kg N}/\text{d}$ und zeigte eine gute Übereinstimmung mit der N-Fracht zur Biologie von $326 \text{ kg N}/\text{d}$ (inklusive Rückläufe aus der Faulung und Schlammwässerung) für den

Bilanzzeitraum (Jänner bis April 2014). Es lässt sich ein mittleres N/CSB-Verhältnis von 0,074 im Zulauf der Kläranlage bzw. 0,154 im Zulauf der Biologie ermitteln. Beide Werte entsprechen den mittleren, bei der Messkampagne 2013 berechneten N/CSB-Verhältnissen. Die Zusammenfassung der Zulaufprobenanalysen findet sich in Tabelle 16.

Tabelle 16: Ergebnisse der N₂O-Messungen und Zulaufcharakteristik für die Messkampagne 2014 auf Kläranlage D

Datum	N ₂ O	CSB		NH ₄ -N		GN		N/CSB		N ₂ O-N/Nzu		Wirkungs- grad der KA für N ^{**})
	[g/d]	Zulauf KA ^{**})	Zulauf Bio ^{*)}	Zulauf KA ^{**})	Zulauf Bio ^{*)}	Zulauf KA ^{***})	Zulauf Bio ^{*)}	Zulauf KA	Zulauf Bio	Zulauf KA	Zulauf Bio	
01.04.2014	9	3.132	2.611	231	214	329	352	0,105	0,135	0,002	0,002	75,0
02.04.2014	31	3.266	2.275	201	249	287	376	0,088	0,165	0,007	0,005	-
03.04.2014	79	3.767	2.479	233	222	333	333	0,088	0,134	0,015	0,015	71,6
04.04.2014	29	3.087	2.363	189	199	269	302	0,087	0,128	0,007	0,006	-
05.04.2014	9	-	2.612	202	266	288	384	-	0,147	0,002	0,002	-
06.04.2014	60	-	1.671	218	199	311	270	-	0,162	0,012	0,014	-
07.04.2014	3.375	4.023	1.741	253	245	361	268	0,090	0,154	0,594	0,802	-
08.04.2014	30	3.988	1.708	234	248	335	288	0,084	0,169	0,006	0,007	68,0
09.04.2014	3.776	3.821	1.779	179	207	256	246	0,067	0,138	0,940	0,978	-
10.04.2014	53	6.333	2.111	185	259	264	353	0,042	0,167	0,013	0,010	-
10.04.2014	2.015	6.333	2.111	185	259	264	353	0,042	0,167	0,486	0,363	-
11.04.2014	3.146	-	1.547	208	191	297	263	-	0,170	0,675	0,762	-
12.04.2014	496	-	1.624	180	192	257	268	-	0,165	0,123	0,118	-
13.04.2014	2.702	-	1.657	169	198	242	277	-	0,167	0,712	0,621	67,8
14.04.2014	4.034	4.206	1.829	180	203	258	277	0,061	0,151	0,996	0,927	-
15.04.2014	1.262	4.609	2.850	210	273	300	427	0,065	0,150	0,267	0,188	-
16.04.2014	594	3.528	1.830	163	177	233	272	0,066	0,149	0,162	0,139	77,2
Mittelwert	3.880	4.174	2.047	201	224	287	312	0,074	0,154	0,884	0,901	71,5

*) Analysen im IWAG Labor durchgeführt; **) Daten aus Betriebsprotokollen; ***) abgeschätzte Werte

Die mittlere Abwassertemperatur während der Messkampagne belief sich auf 14,9°C in der ersten Stufe und auf 14,2°C in der zweiten Stufe. Die Tagesmittelwerte schwankten zwischen 14,0°C und 15,5°C in der ersten Stufe und zwischen 12,6°C und 15,1°C in der zweiten Stufe. Die geringeren Abwassertemperaturen in der zweiten Stufe sind auf die niedrigeren Fremdwassertemperaturen zurückzuführen. Größere Temperaturschwankungen, ähnlich wie bei der Messkampagne 2013, wurden im Prozesswasserbecken beobachtet. Je nach Beschickungsphasen belief sich der Minimalwert auf 16,2°C und das Maximum auf 20,7°C (im Mittel 18,0°C). Der pH-Wert schwankte zwischen 7,0 und 7,5 in der ersten Stufe und zwischen 6,5 und 6,9 in der zweiten Stufe. Im Prozesswasserbecken wurden Schwankungen zwischen 6,8 und 7,4 gemessen. Das untersuchte Becken BB 1.1 in der ersten Stufe wurde während der Messkampagne um 10 % im Vergleich zum Parallelbecken BB 1.2. In der zweiten Stufe wurde ein Unterschied von 2 % zwischen dem untersuchten Becken BB 2.4 und dem Parallelbecken BB 2.3 festgestellt.

Abbildung 75 zeigt die Änderungen des N₂O-Abluftgehaltes in den zwei untersuchten Belebungsbecken der ersten und zweiten Stufe während der Messkampagne. Ähnlich wie bei der Messkampagne 2013 wurde in der ersten Stufe ein N₂O-Abluftgehalt bis maximal ca. 13 ppmv gemessen. Eine Ausnahme bildet der 03.04.2014, an diesem Tag ist der Gehalt auf einen Wert von ca. 35 ppmv angestiegen, dessen Ursache auch hier nicht zweifelsfrei identifiziert werden konnte. Im Gegensatz zu der Messkampagne 2013 wurde der außergewöhnliche Anstieg an einem Tag beobachtet, an dem das N/CSB-Verhältnis im Zulauf der Kläranlage und die CSB-Zulaufmenge im Vergleich zu den Mittelwerten geringer waren. Die im Vergleich zum Mittelwert höhere N-Zulaufmenge (333 kg N/d) könnte höhere N₂O-Emissionen verursachen, der sprunghafte Anstieg widerspricht aber der Ganglinie der NH₄-N-Frachten (Abbildung 77).

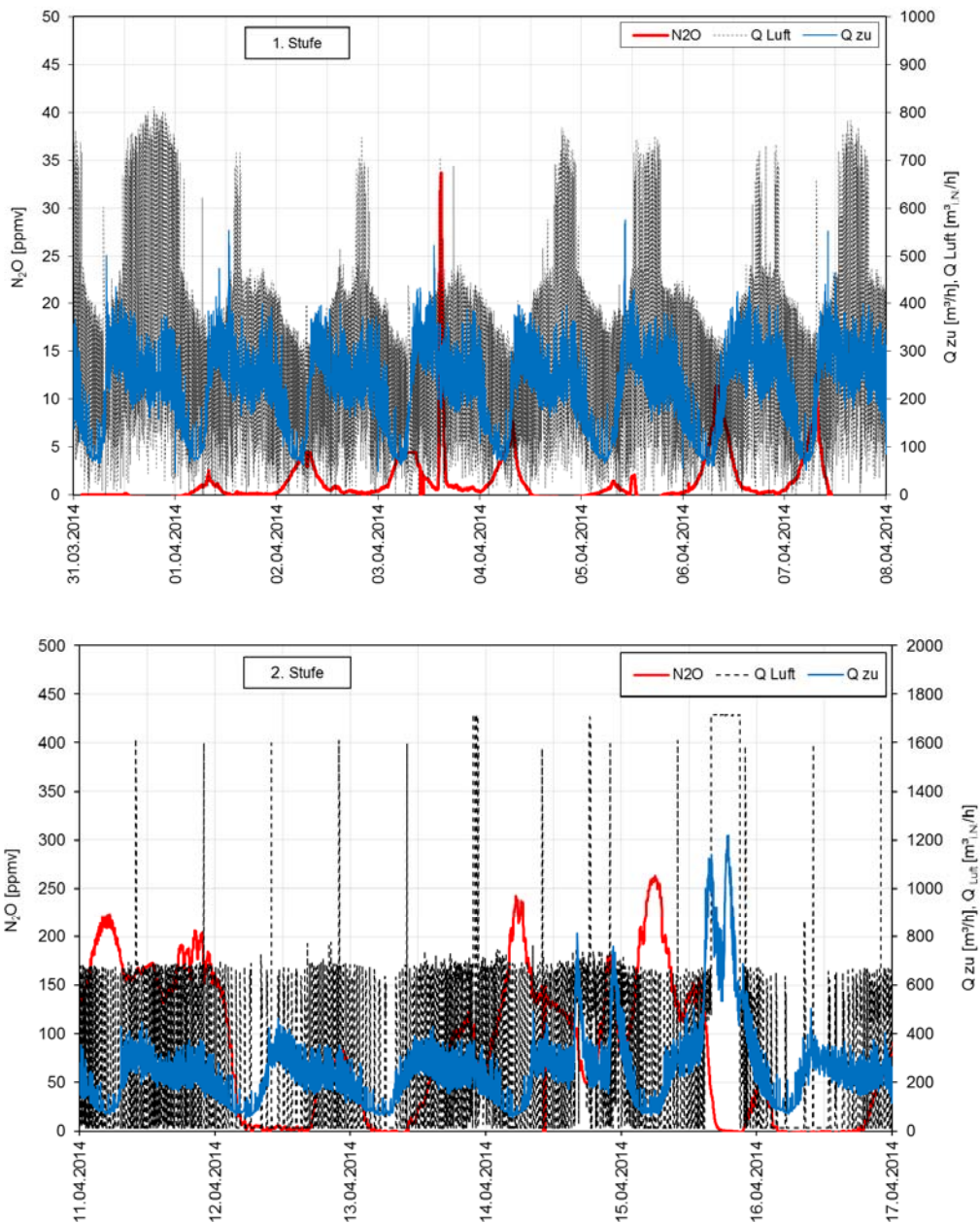


Abbildung 75. Überblick über die Messungen in der zweistufigen Biologie während der Messkampagne 2014 auf Kläranlage D.

Ähnlich wie bei der Messkampagne 2013 treten die Peaks des N_2O -Abluftgehaltes während der Stunden mit den minimalen Zulaufmengen und entsprechend geringeren Belüftungsmengen ein. Der bei der ersten Messkampagne beobachtete gleiche dynamische Verlauf des N_2O - und CO_2 -Abluftgehaltes konnte auch bei dieser Messung festgestellt werden. Der Schwankungsbereich des CO_2 -Gehaltes war von ca. 0,7 % bis 1,3 % (bei den beobachteten N_2O -Abluftgehaltspeaks).

Bei der Messung des N_2O -Abluftgehaltes in der zweiten Stufe wurden unregelmäßige Schwankungen im Tagesgang festgestellt. Die im früheren Nachmittag erwarteten Anstiege konnten bei ähnlichem Tagesverlauf der Zulaufmengen (und der N-Belastung) mit unterschiedlicher Zeitverzögerung beobachtet werden (Abbildung 75). Obwohl die N-2h-Fracht auf das Dreifache angestiegen ist, bewirkte das Regenereignis, anders als auf manchen Projektkläranlagen beobachtet, keinen Anstieg des N_2O -Abluftgehaltes.

An zwei Tagen wurden die 2 h-Mischproben auch auf CSB analysiert und das Verhältnis N/CSB ermittelt (Abbildung 76).

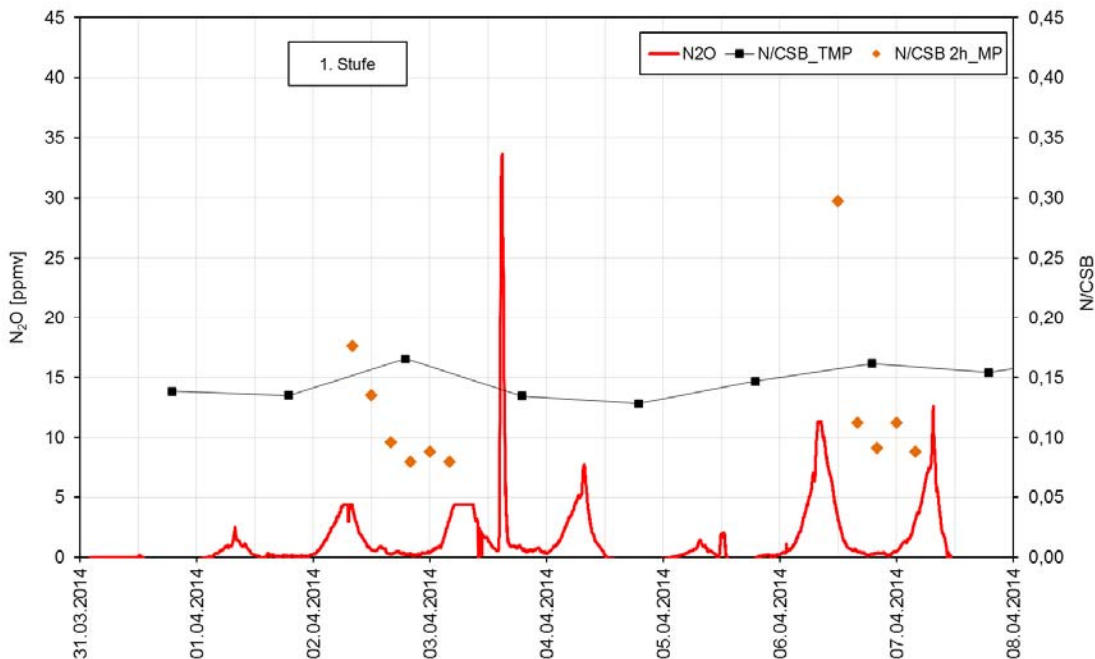


Abbildung 76. Gegenüberstellung des in der ersten Stufe gemessenen N_2O -Abluftgehaltes und des N/CSB-Verhältnisses der Tages- und der 2 h-Mischproben im Zulauf der Biologie auf Kläranlage D.

Auch wenn das N/CSB-Verhältnis der Tagesmischproben während des gesamten Messzeitraums relativ unverändert geblieben ist, wurde beobachtet, dass an den zwei untersuchten Tagen das N/CSB-Verhältnis während des Tages deutlichen Schwankungen unterliegt und der höhere N_2O -Gehalt bei höheren N/CSB-Werten auftreten. Das liegt vor allem daran, dass während den Nachtstunden vermehrt Stickstoff im Vergleich zu Kohlenstoff als Substrat für die Bakterien der Hochlaststufe vorliegt und sich auch die Aufenthaltszeit im belüfteten Teil der ersten Stufe aufgrund der geringeren Zulaufmengen in der Nacht verlängert. Beide Faktoren könnten eine Rolle für die vermehrte NH_4-N -Oxidation und entsprechend vermehrte N_2O -Produktion spielen und die damit bei beiden Messkampagnen (2013 und 2014) aufgetretenen höheren N_2O -Emissionen während den Nachtstunden erklären.

Es konnte gezeigt werden, dass die NH_4-N -Konzentration im Zulauf der ersten Stufe sehr gut mit der Ganglinie der Zulaufmengen korreliert und die höchste NH_4-N -Belastung zeitgleich mit der hydraulischen Belastung der ersten Stufe auftritt (Abbildung 77). Die bei der Messkampagne 2013 festgestellte sehr gute Korrelation der Ganglinien der NO_3-N - und N_2O -Abluftkonzentration in der zweiten Stufe konnte während dieser Messkampagne nicht beobachtet werden (Abbildung 78). Bei keiner der Ganglinien der 2 h-Zulaufmengen (NH_4-N , NO_3-N und NO_2-N) konnte einen Zusammenhang mit der N_2O -Ganglinie festgestellt werden (Abbildung 77). Ein Zusammenhang zwischen der NH_4-N -Zulaufmenge und der N_2O -Emission konnte nur für manche Zeitabschnitte festgestellt werden.

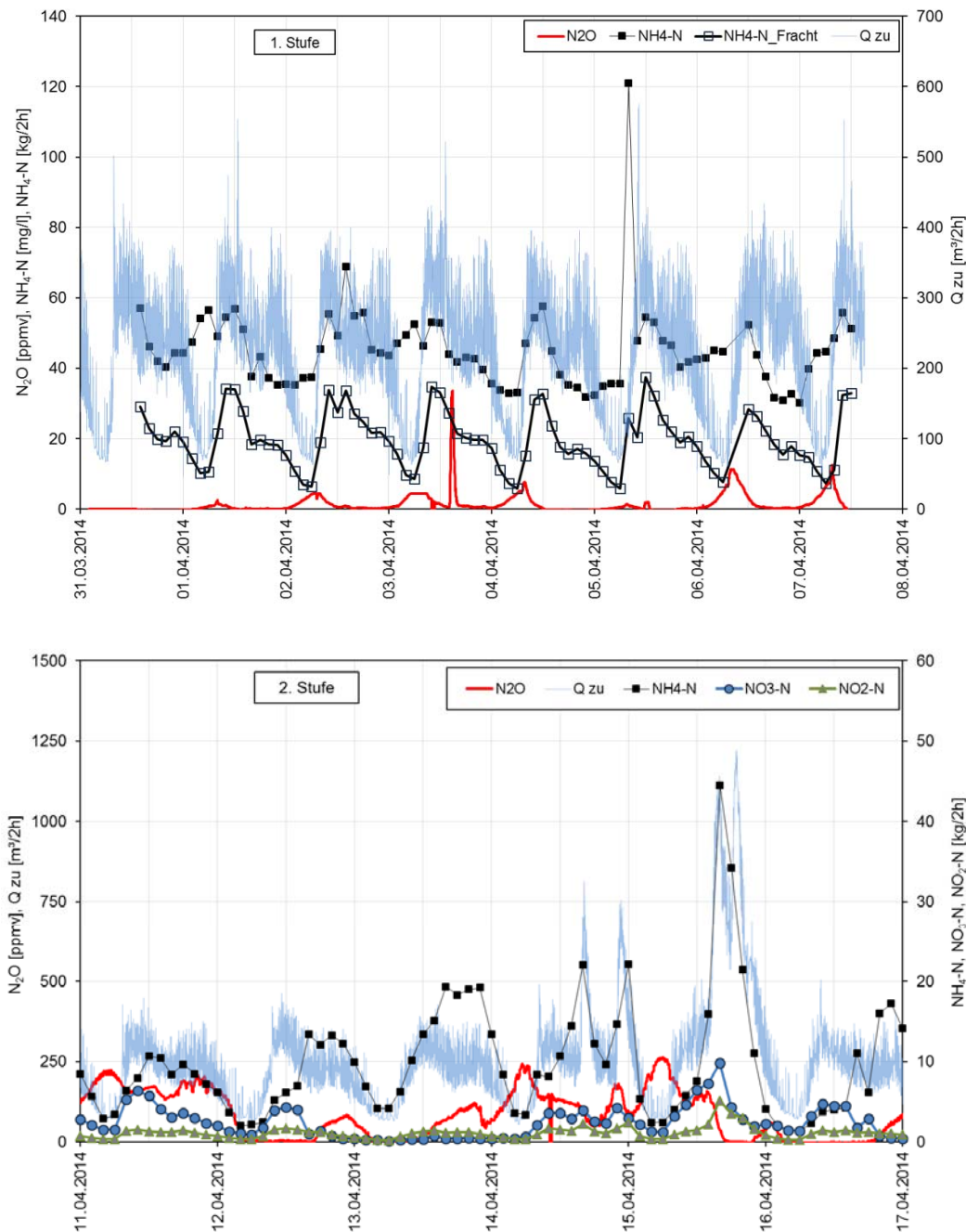


Abbildung 77. Gegenüberstellung der Messungen in der zweistufigen Biologie während der Messkampagne 2014 auf Kläranlage D (NH_4 , NO_3 und NO_2 von 2h-Mischproben im Zulauf zur 1. und 2. Stufe).

Bei der Messung im Prozesswasserbehandlungsbecken wurde ein Verlauf der NH_4-N und NO_3-N -Konzentration sowie des N_2O -Abluftgehaltes festgestellt, der dem bei der Messkampagne 2013 beobachteten sehr ähnlich ist (Abbildung 79). Während dieser Messkampagne konnte auch im Prozesswasserbecken eine Abnahme des N_2O -Messsignals in der flüssigen Phase (mV) während der Denitrifikationsphase festgestellt werden. Der Anstieg des Messsignals gleich nach Ausschalten der Belüftung ist auf die N_2O -Nachproduktion und Anreicherung in der Flüssigkeit wegen des fehlenden Austrags über die Gasphase zurückzuführen. Eine sehr gute Korrelation der Ganglinien des N_2O -Abluftgehaltes und des gelösten N_2O wurde auch bei der Messung in der zweiten Stufe beobachtet (Abbildung 80).

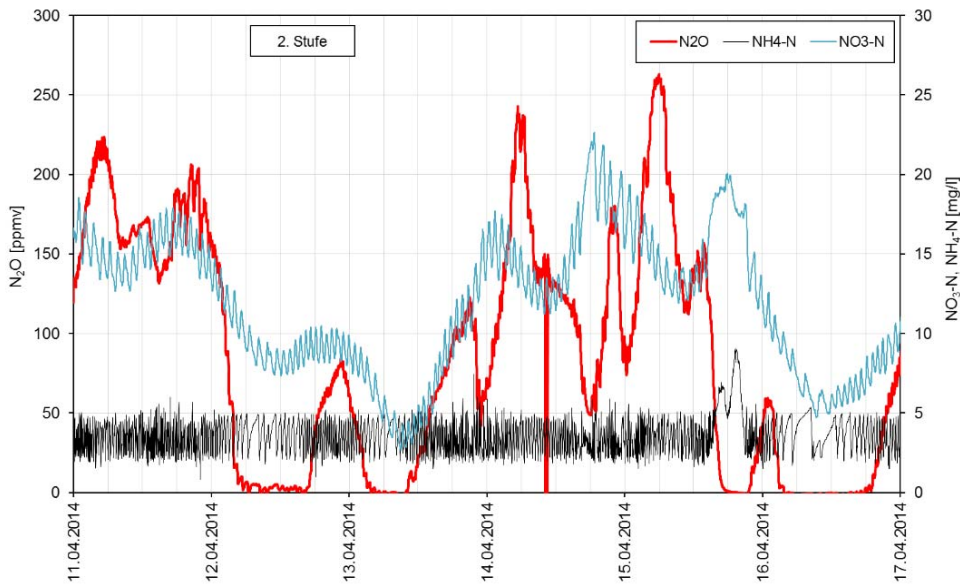


Abbildung 78. Gegenüberstellung des N_2O -Abluftgehaltes und der on-line gemessenen NO_3-N - und NH_4-N -Konzentrationen in den Belebungsbecken der Kläranlage H während der Messkampagne 2014.

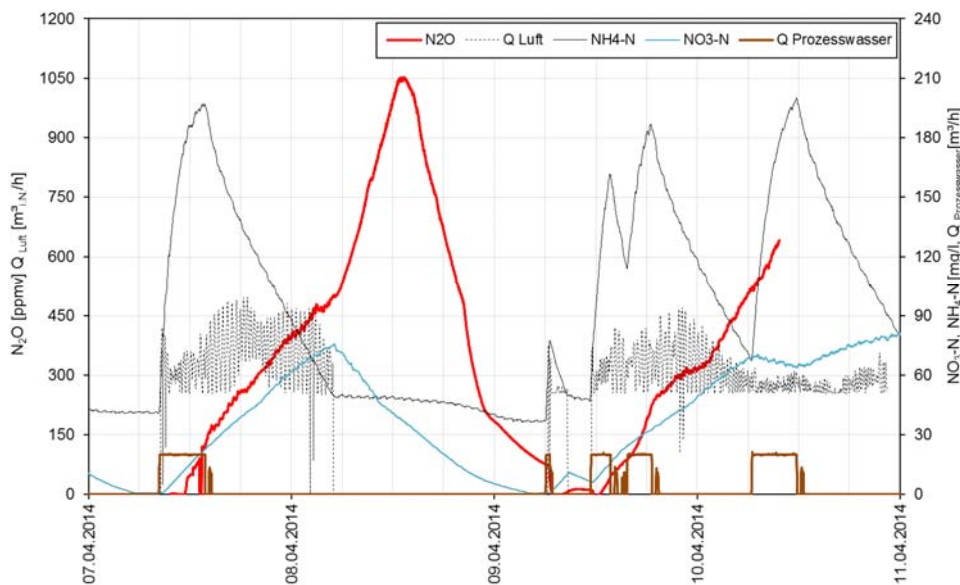


Abbildung 79. Überblick über die Messung im Prozesswasserbehandlungsbecken der Kläranlage D während der Messkampagne 2014.

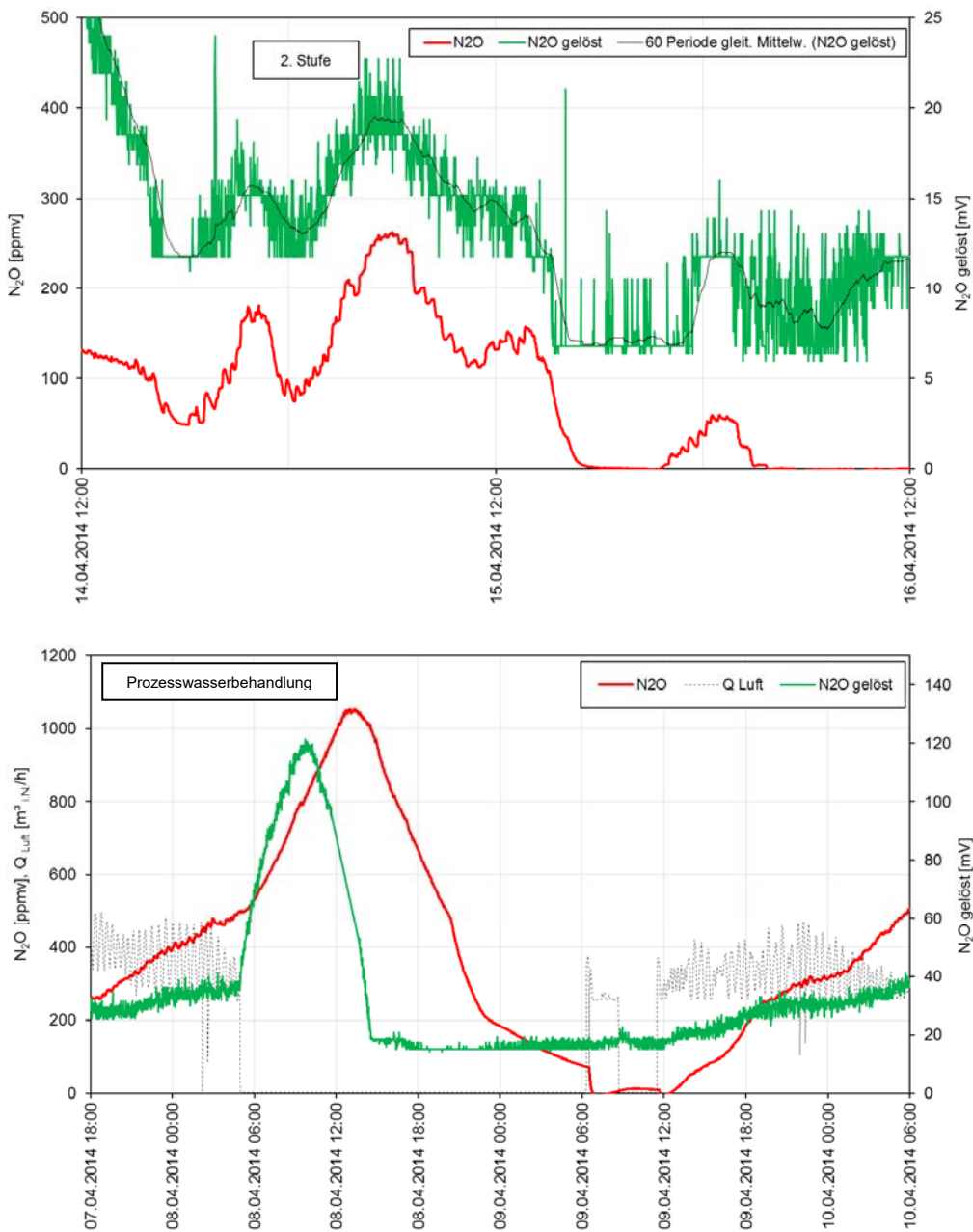


Abbildung 80. Zusammenhang des gemessenen N_2O -Abluftgehaltes mit der N_2O -Konzentration in der Flüssigkeit (in mV) im Belebungsbecken der zweiten Stufe und im Prozesswasserbehandlungsbecken auf Kläranlage D.

7.4.5. Zusammenfassung

Auf Kläranlage D wurden während der beiden Messkampagnen unterschiedliche Emissionsfaktoren ermittelt. Die mittlere Gesamtemission aus der Kläranlage wurde als Summe der Mittelwerte aus den Messungen im Prozesswasserbecken, in der ersten und zweiten Stufe berechnet. Trotz der höheren N- und CSB-Belastung während der Messkampagne 2014 wurden in diesem Zeitraum geringere Emissionsfaktoren aus allen drei untersuchten Becken festgestellt. Hinsichtlich der sinkenden biologischen Aktivität bei niedrigeren Temperaturen, könnte der ca. 5°C-Temperaturunterschied des Abwassers in allen untersuchten Becken die höheren Emissionen von 2013 erklären. Während der Messkampagne 2013 teilten sich die

N₂O-Gesamtemissionen wie folgt auf die einzelnen Analgenteile auf: Biologie 1. Stufe 2,9 %, 2. Stufe 54,6 % und aus dem Prozesswasserbehandlungsbecken 42,5 %. Während der Messkampagne 2014 war die Aufteilung folgendermaßen: 0,9 % der Gesamtemission stammt aus der 1. Stufe der Biologie, 52,5 % aus der 2. Stufe und 46,6 % aus dem Prozesswasserbehandlungsbecken. Man kann deutlich erkennen, dass der Beitrag der hochbelasteten ersten Stufe zur N₂O-Gesamtemission sehr gering ist, was durch das geringe Schlammalter und die dadurch eingeschränkte NH₄-N-Oxidation erklärt werden kann. Es wurde festgestellt, dass bei Anstieg des N/CSB-Verhältnisses in der ersten Stufe vermehrt N₂O produziert wird. Die höheren Emissionen aus dem Prozesswasserbehandlungsbecken sind auf die deutlich höheren NH₄-N-Konzentrationen zurückzuführen (bis zu 180 mg NH₄-N/L). Das höhere N/CSB-Verhältnis im Zulauf der vorgeschalteten Denitrifikationsbecken der zweiten Stufe führt dazu, dass die Denitrifikation in den Umlaufbecken (Messstelle während der Messkampagnen) kohlenstofflimitiert ist. Das N₂O wird demzufolge während der Denitrifikation nur teilweise reduziert und die in der Flüssigkeit verbleibende Fracht während der nachfolgenden Nitrifikationsphase ausgestrippt.

Bei der Berechnung der NH₄-N-Fracht zum Prozesswasserbecken und der N₂O-Emission für den Zeitraum 09.04.2014 11:30 Uhr bis 10.04.2014 06:20 Uhr (Beschicken und Belüften des Prozesswasserbecken mit einer Charge Prozesswasser) wurde ein Emissionsfaktor von ca. 1,8 % N₂O-N/NH₄-N ermittelt. Bei der Messkampagne 2014 wurde vom unbehandelten Prozesswasser nur das Parameter NH₄-N untersucht. Der Anteil an organisch gebundenem Stickstoff ist bei den hohen NH₄-N-Konzentrationen im Prozesswasser (ca. 900 mg NH₄-N/L) vernachlässigbar klein. Dieser Wert liegt deutlich über dem Mittelwert des ermittelten Emissionsfaktors der zweiten Stufe von 1,1 % N₂O-N/NH₄-N. Höchstwahrscheinlich führen unter anderem die hohen NH₄-N-Konzentrationen im Prozesswasserbecken (bis zu 210 mg NH₄-N/L) zu einer Hemmung der eingeleiteten nicht adaptierten Nitrifikanten aus der zweiten Stufe und damit zu erhöhten Emissionen. Die Korrelation der N₂O-Messungen in der Gas- und Flüssigphase und der Zusammenhang mit der NO₃-N-On-Line-Messung bestätigte die bisherigen Beobachtungen, dass N₂O während der Nitrifikation gebildet und emittiert wird und eine Reduktion während der Denitrifikation stattfindet.

Trotz der höheren Zulauffrachten und niedrigeren Temperaturen wurden während der Messkampagne 2014 ein höherer Wirkungsgrad der Stickstoffentfernung (71,5 %) und ein geringerer Emissionsfaktor (0,88 % N₂O-N/N_{Zulauf-KA}) festgestellt. Für die Messkampagne 2013 errechnet sich der mittlere Wirkungsgrad der Stickstoffentfernung zu 68,7 % und der mittlere Emissionsfaktor zu 1,52 % N₂O-N/N_{Zulauf-KA}.



7.5. Kläranlage E

7.5.1. Beschreibung der Kläranlage

Allgemeine Kläranlagenbeschreibung

Ausbaugröße:	950.000 EW ₁₂₀
tatsächliche Auslastung:	700.300 EW ₁₂₀ (Jahresmittel 2013)
angeschlossene Einwohner:	350.000 E
Verfahrenskombination:	Vorklärung, Belebung, mesophile Schlammfäulung
Besonderheiten:	langes Kanalnetz, abgedeckte Belebung, biologische, Bio-P.
Kanalnetz:	überwiegend Freispiegelkanäle

Abwassercharakteristik

N /CSB Zulauf (gesamt KA):	0,082 (aus GN bzw. CSB-Jahresfracht 2013)
N /CSB Zulauf-Biologie:	0,124 (aus GN bzw. CSB-Jahresfracht 2013 – eDAB-Bilanz*)

*Bei der Berechnung wurden die korrigierten Frachten Zulauf-Biologie aus der eDAB-Bilanz Haslinger & Svardal (2014) verwendet.

Wichtigste Indirekteinleiter:	Papier- / Zellstoffindustrie, chemische Industrie, Fe- / Metallverarbeitung
Besonderheiten:	hoher Anteil an industriellem Abwasser, H ₂ S-Fällung im Zulauf

Verfahrenstechnik – Anlagenteile

- Grobrechen, Feinrechen
- Langsandfänge
- Vorklärung (2 Rundbecken)
- Belebungsbecken: 2 Selektormischbecken, 8 Umlaufbelebungsbecken
- Nachklärung: Rundbecken
- Schlammbehandlung: Eindickung, Fäulung, Entwässerung

Beschreibung der Belebung

Anzahl an Belebungsbecken:	2 Selektoren, 8 Umlaufbecken
Verfahrensart der Belebung:	3 Kaskaden. Die 1. Kaskade (= 2 Selektormischbecken) wird 2-straßig durchflossen. Die Selektoren werden als vorgeschaltete Denitrifikations- bzw. als Bio-P-Becken betrieben. Von jedem Selektor fließt das Abwasser in jeweils 2 Umlaufbelebungsbecken (parallel). Der Ablauf aus den vier Straßen dieser 2. Kaskade wird zusammengeführt und auf die 4 Umlaufbecken der 3. Kaskade verteilt (alle parallel).
Beckenart:	Umlaufbecken, abgedeckt
Belebungsbeckenvolumen (gesamt):	99.000 m ³ (2*3.500 m ³ + 4*12.000 m ³ + 4*11.000 m ³)
Beckengeometrie (L × B):	2. Kaskade: 97 m × 18 m; 3. Kaskade: 90 m × 16 m
Wassertiefe:	7,2 m
Art der Belüftung:	Druckbelüftung (Flächenbelüfter), 4 Belüftungsfelder je Becken
Gebälseart:	6 Turboverdichter
Messung des Luftvolumenstroms f. Belüftung:	ja, Blenderegulierschieber (für jedes Becken)
Art der Belüftungsregelung/-steuerung:	NH ₄ -N on-line und Atmungsregelung nach Vorgabe der O ₂ -Sollkonzentration
Art der Rücklaufschlammförderung:	mengenproportional; RV = 0,6 bis 1 (mündliche Mitteilung)
Schlammalter:	15 Tage (Jahresmittelwert 2013)

CSB-Raumbelastung:	0,56 kg CSB/(m ³ *d) (Jahresmittelwert 2013)
CSB-Schlammbelastung:	0,17 kg CSB/(kg TS*d) (Jahresmittelwert 2013)

Nitrifikation/Denitrifikation, Phosphorentfernung

Art der Stickstoffentfernung:	vorgeschaltete Denitrifikation (Selektormischbecken), intermittierende und simultane Denitrifikation (Umlaufbelebungsbecken)
Art der Phosphorentfernung:	chemisch, biologisch, Simultanfällung mit FeSO ₄

Schlammbehandlung

Art der Schlammeindickung:	statische Eindickung (Primärschlamm), MÜSE (Überschussschlamm)
Art der Schlammstabilisierung:	mesophile Schlammfäulung
Art der Schlamm entwässerung:	Zentrifuge

Prozesswasser

Prozesswasserzwischenspeicherung:	nein
Prozesswasserbehandlung:	nein
Ort der Prozesswassereinleitung:	Zulauf Kläranlage
Art der Prozesswassereinleitung:	kontinuierlich

7.5.2. Allgemeines zu den N₂O-Messkampagnen

Auf der Kläranlage E wird das Abwasser in drei Kaskaden biologisch gereinigt (Abbildung 81). Nach den unbelüfteten Selektoren, die als vorgeschaltete Denitrifikations- bzw. Bio-P-Becken dienen, fließt das Abwasser in die 4 Umlaufbecken der 2. Kaskade. Der Ablauf aus den 4 Straßen wird dann zusammengeführt, bevor er auf die 4 Umlaufbecken der 3. Kaskade verteilt wird. Die Umlaufbecken der 2. Kaskade sind in der Regel kontinuierlich belüftet (alle 4 Belüftungsfelder), die Belüftungsregelung erfolgt über den O₂-Verbrauch nach Vorgabe eines O₂-Sollwertes. In der 3. Kaskade wird zusätzlich die NH₄-N-Konzentration für die Belüftungsregelung herangezogen. Hier werden häufiger Belüftungsfelder weggeschaltet, es bleibt aber immer zumindest 1 Feld in jedem Becken beaufschlagt. Reicht die Erhöhung der Belüftung in der 3. Kaskade (nach Überschreitung des NH₄-N Grenzwertes) nicht aus und die NH₄-N-Werte im Ablauf steigen weiter, dann gehen auch die Becken in der 2. Kaskade in den Modus „Konzentrationsregelung“ über.

Ein wesentliches Merkmal der Kläranlage ist der hohe Anteil an Industrie-einleitern. Das Abwasser aus einer Papier- und Zellstofffabrik sowie aus einem Eisen- und Metallverarbeitungsbetrieb wird nach der Vorklärung eingeleitet. Diese zwei Abwasserströme tragen gemeinsam zu 9% der Zulaufmenge, 28% der CSB-Zulaufmenge zu Biologie und zu 8% der N-Zulaufmenge bei (Mittelwert Jahresbilanzen 1.2012 - 6.2014). Diese Verhältnisse waren auch während der Messkampagnen vorhanden. Als weitere Besonderheit der Kläranlage soll die Schwefelwasserstoffproblematik erwähnt werden, die sich aufgrund der hohen Verweilzeit des Abwassers im langen Kanalsystem ergibt. Um Geruchsemissionen zu verhindern, werden Fe-Salze in den Zulauf zur Vorklärung dosiert.

Das Prozesswasser aus der Schlamm entwässerung macht ca. 15% der N-Zulaufmenge zur Kläranlage aus. Dieser interne Rücklaufstrom wird in den Zulauf zur Kläranlage (nach dem Zulaufprobenehmer) kontinuierlich zurückgepumpt und ist somit in den Tagesmischproben Zulauf-Biologie enthalten.

Alle Belebungsbecken sind abgedeckt, die Lufträume der jeweiligen Becken getrennt. Eine Ausnahme stellen die Selektoren und die zugehörigen Umlaufbecken der 2. Kaskade dar, bei denen die Trennung nicht komplett ist. Die Becken verfügen über einen eigenen Abluftabzug: eine Abzugsleitung je Becken in der 2. Kaskade mit insgesamt 3 Leitungen und 2 Ventilatoren pro Straße; 3 Abzugsleitungen je Becken in der 3. Kaskade mit jeweils einem Ventilator pro Leitung (3 pro Becken). Die Abluftmengen werden auf dieser Kläranlage nicht gemessen. Sie wurden im Rahmen der Messkampagnen anhand der Messung der Abluftströmungsgeschwindigkeit mittels Staudrucksonde errechnet (Kapitel 5.1.2). Die Messungen wurden nur in den Abluftleitungen von jenen Becken durchgeführt, in denen auch die On-Line-Messung des N_2O -Abluftgehaltes stattfand (Tabelle 17.). Da die Abluftventilatoren bei konstanter Drehzahl betrieben werden, waren im Rahmen der Messkampagnen stichprobenartige Messungen der Strömungsgeschwindigkeit aussagekräftig. Der Betrieb der Ventilatoren wurde anhand der Betriebsprotokolle überprüft.

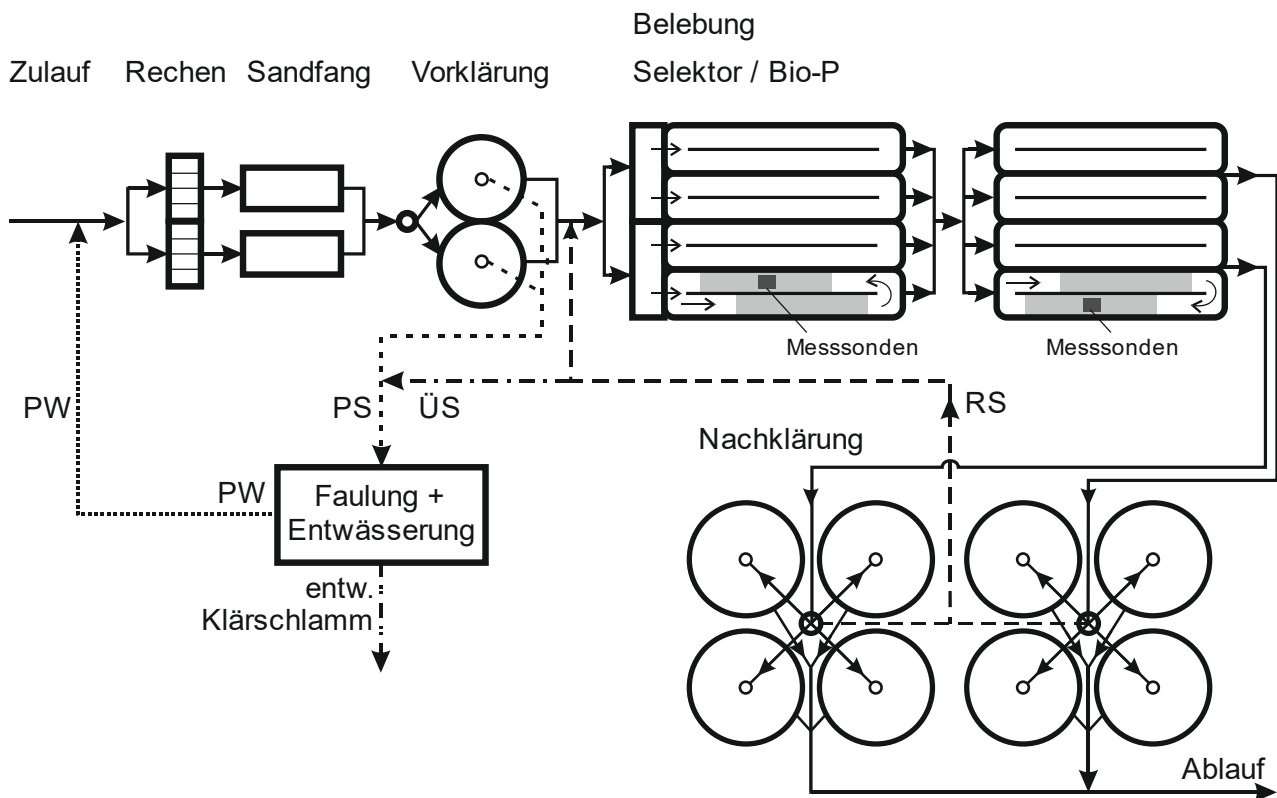


Abbildung 81. Schematischer Grundriss der Kläranlage E.

Die N_2O -Messungen wurden vorwiegend in Belebungsbecken BB2 und BB8 durchgeführt. Selektor 1, BB1 und BB7 wurden nur für kürzere Zeiträume beprobt. Die etwas höhere Abluftmenge in BB2 als in BB1 und Selektor 1 ergibt sich aus der kürzeren Verbindungsleitung zwischen Abzugsstelle im Belebungsbecken und Ventilator (niedrigere Druckverluste). Unter diesen Bedingungen ist zu vermuten, dass ein Teil der Abluft vom Selektor durch die undichte Trennung zwischen diesen Becken und BB2 wandert und mit der Abluft von BB2 abgesagt wird. Aufgrund des sehr geringen N_2O -Gehaltes in der Abluft vom Selektor (keine Belüftung) hat dies kaum Einfluss auf die Ermittlung der N_2O -Emissionen in BB2.

Um die Plausibilität der N_2O -Emissionsermittlung über die Abluftmenge und den N_2O -Gehalt in der Abluft zu überprüfen, wurden im Laufe der 4. Messkampagne (2014) eine Vergleichsmessung mit einer kleineren Ablufthaube (siehe Kapitel 5.1.2) durchgeführt. Diese Ablufthaube konnte durch eine Öffnung unter der Abdeckung und über einem belüfteten Belüpfungsfeld eingebracht werden (Abbildung 81). Der Vergleich

erfolgte auf Basis des CO₂-Gehaltes in der Abluft, weil dieser konstanter als jener von N₂O war. Die emittierte CO₂-Fracht wurde bei der Vergleichsmessung über die Belüftungsmenge (On-Line-Messung mittels Blendenregulierschieber) und der CO₂-Gehalt unter der Ablufthaube errechnet. Die Vergleichsmessung wurde in BB2 mit einer Dauer von ca. 1 Stunde durchgeführt. Da die CO₂-Emissionen, die mit den beiden Messmethoden abgeschätzt wurden, eine gute Übereinstimmung zeigten (Abweichung: ~7,8%), konnte mit diesem Versuch die Verlässlichkeit der Messungen mittels Staudrucksonde bestätigt werden.

Tabelle 17. Ermittelte Abluftmengen der untersuchten Belebungsbecken (Mittelwerte der vier durchgeführten N₂O-Messkampagnen).

Belebungsbecken	Strömungsgeschwindigkeit der Abluft	Abluftmenge
	[m/s]	[m ³ /h]
Selektor 1	5,1	7.105
2. Kaskade BB1	4,7	6.543
2. Kaskade BB2	7,1	9.792
3. Kaskade BB7*	15,6	11.940
3. Kaskade BB8*	15,5	11.854

* 3 Abluftleitungen mit je einem Ventilator

Auf der Kläranlage versorgen die Gebläse gleichzeitig mehrere Belebungsbecken. Aus diesem Grund war es nicht möglich für die einzelnen Becken die mit Blendenregulierschieber eingestellten Belüftungsmengen mit der Berechnung nach Kapitel 5.7 zu überprüfen.

Mit den eingestellten Abluftmengen lässt sich eine mittlere Verweilzeit der Abluft in den Becken von ~10 min errechnen (2. bzw. 3. Kaskaden). Die durchschnittlichen Abluftmengen liegen um den Faktor 2,2 (2. Kaskade) bzw. um den Faktor 4,5 (3. Kaskade) über den gemessenen Belüftungsmengen. Somit ergibt sich im Luftraum unter der Abdeckung eine Verdünnung der Belüftungsluft mit Umgebungsluft. Dies hatte bei den Messkampagnen den Vorteil, dass in den Becken der 2. Kaskade der N₂O-Gehalt meistens unter der oberen Messgrenze des IR-Spektrometers von 50 ppmv lag. In den Becken 7 und 8 der 3. Kaskade war hingegen die Verdünnung nicht ausreichend, um eine direkte Messung zu ermöglichen. Die Abluft musste daher vor der Messung im IR-Spektrometer mit Umgebungsluft im konstanten Verhältnis vermischt werden (eingestellte Verdünnung je nach Messkampagne zwischen 1:8 und 1:12).

Die O₂-, pH-Wert- und N₂O-Sonden wurden im Belebtschlamm in den jeweils beprobten Becken an jener Stelle positioniert, die in Abbildung 81 dargestellt ist. Hier fand auch die Probenahme für die Laboranalytik (NH₄, NO₂, TS, N₂O_{gelöst}, etc.) statt.

Im Rahmen der Messkampagne wurde den N₂O-Gehalt in der Abluft aus den Umlaufbecken BB2 (2. Kaskade) und BB8 (3. Kaskade) on-line gemessen. Bei der Berechnung der N₂O-Emission aus der gesamten Belebung wurde die Aufteilung der zufließenden Abwassermenge in die jeweiligen parallel beschickten Becken berücksichtigt. Dies wurde anhand der gemessenen Belüftungsmengen (On-Line-Messung der Kläranlage) abgeschätzt. Im Laufe aller Messkampagnen wurde eine relativ gleichmäßige Beschickung der Becken festgestellt. Die Abweichungen lagen hier zwischen 2 bis höchstens 20%.



Die N₂O-Emissionen aus der 2. bzw. 3. Kaskade wurden im Rahmen der Messkampagnen in zwei hintereinander folgenden Zeiträumen gemessen. Nur bei der 2. Messkampagne (2012) erfolgte die Messung gleichzeitig in beiden Kaskaden (BB2 und BB8), weil zu diesem Zeitpunkt zwei IR-Spektrometer zur Verfügung standen: Thermo Modell 46c (2. Kaskade) und ein zweites Testgerät eines anderen Herstellers (3. Kaskade) (siehe Kapitel 5.2.1). Aufgrund des hohen gemessenen N₂O-Abluftgehaltes in der 3. Kaskade konnten die Messwerte aus diesem zweiten IR-Spektrometer trotz fehlender Temperaturkompensation ausgewertet werden (Temperatureinfluss vernachlässigbar).

Die Betriebsdaten der Eigenüberwachung der Kläranlage wurden durch Bilanzierung der Massenströme für CSB, GP und GN auf Plausibilität überprüft. Bilanzergebnisse für kurze Zeiträume (z.B. 2 Wochen) sind tendenziell wenig aussagekräftig (Hohe Bilanzabweichung aufgrund z.B. von Speicherprozessen). Aus diesem Grund wurde für die Berechnung der Zulaufmengen im Zulauf zur Biologie für die Zeiträume der Messkampagnen eine Entfernung in der Vorklä rung von 50% für CSB und von 10% für N angenommen. Diese Werte wurden auf Basis der Jahresmittelwerte aus den Jahresbilanzen 2012, 2013 und 2014 abgeschätzt.

7.5.3. Beschreibung der N₂O-Messkampagnen

Aus der Kläranlage E wurden insgesamt 2 kurze (2 Tage) und 2 lange (2 Wochen) N₂O-Messkampagnen durchgeführt (Tabelle 6). Die N₂O-Messkampagnen fanden in Zeiträumen statt, in denen keine besonderen Auffälligkeiten beim Betrieb der Kläranlagen auftraten. Betriebsparameter und Belastungsverhältnisse in den Messzeiträumen können im Großen und Ganzen als repräsentativ für den „normalen“ Betrieb der Kläranlage eingestuft werden (Tabelle 18). Die Messungen wurden vorwiegend bei Trockenwetter durchgeführt; starke Regenereignisse traten lediglich während der 3. Messkampagnen ein.

Tabelle 18. Betriebsbedingungen und Belastungsverhältnisse der Kläranlagen in unterschiedlichen Bilanzzeiträumen.

Zeitraum	Q _{Zulauf-FA}	CSB-Zulauf _{FA} TMP	CSB-Zulauf _{Biologie} TMP	Ges.N-Zulauf _{FA} TMP	Ges.N-Zulauf _{Biologie} TMP	Wirkungsgrad N-Entfernung	N /CSB Zulauf _{Biologie}	Temperatur Ablauf _{FA}	B _{R-Bio}	B _{TS-Bio}
	[m ³ /d]	[kg/d]	[kg/d]	[kg/d]	[kg/d]	[%]	[-]	[°C]	[kg CSB/m ³ /d]	[kg CSB/kg TS/d]
2012										
01.01.2012-31.12.2012	152.346	90.693	57.098	7.212	7.009	75,3	0,123	19,6	0,58	0,19
Monatsmittel 8.2012	167.524	94.552	64.829	7.472	7.292	73,2	0,112	21,2	0,65	0,24
1. Messkampagne 21.-22.8.2012	144.976	91.959	62.464	6.510	5.913	67,5	0,095	22,0	0,63	0,22
Monatsmittel 10.2012	153.053	96.717	77.029	7.168	7.326	79,1	0,095	23,5	0,78	0,25
2. Messkapagne 24.-25.10.2012	134.509	97.370	62.421	7.448	7.641	79,9	0,122	23,5	0,63	0,20
2013										
01.01.2013-31.12.2013	163.081	83.336	55.659	6.810	6.904	72,6	0,124	19,1	0,56	0,17
Monatsmittel 8.2013	170.123	84.335	51.691	6.729	6.601	66,2	0,128	23,3	0,52	0,17
3. Messkapagne 19.08-02.9.2013	180.109	85.612	55.551	7.187	7.296	63,6	0,131	22,8	0,56	0,19
2014										
Monatsmittel 6.2014	156.752	77.085	56.659	5.898	6.216	75,7	0,110	22,8	0,57	0,22
4. Messkapagne 04.-17.6.2014	143.578	79.137	51.178	5.795	6.091	75,8	0,119	21,9	0,52	0,22

Aufgrund des Industrieabwasseranteils erreicht die Wassertemperatur in Belebungsbecken im Winter nur bei Regenereignissen Temperaturen < 14°C. Die mittlere Wassertemperatur lag 2012 bzw. 2013 bei ca. 19 °C, mit Spitzen im Sommer bis zu 25°C. Der pH-Wert im Ablauf der Kläranlage betrug sowohl 2012 als auch 2013 7,3 und unterlag keinen wesentlichen Schwankungen.

Die Einstellung der Belüftungsregelung wurde im Zeitraum 2012 - 2014 immer wieder optimiert. Die O₂-Sollwerte wurden auf der Kläranlage je nach betrieblichem Erfordernis immer wieder angepasst und lagen

sowohl in der 2. als auch in der 3. Kaskade zwischen 1,5 und 2 mg O₂/L. Die NH₄-N-Schaltkonzentrationen wurden vor der 4. Messkampagnen ein wenig erhöht.

In weiterer Folge werden die Ergebnisse der durchgeführten Messkampagnen dargestellt. Die wesentlichen Messergebnisse werden gemeinsam in Kapitel 7.5.7 erläutert. Es ist anzumerken, dass auf dieser Kläranlage die emittierte N₂O-Fracht aufgrund der konstanten Abluftmengen der Belebungsbecken direkt proportional zum N₂O-Gehalt in der Abluft ist.

7.5.4. Messkampagnen 2012 (21.-22.08.2012 und 24.-25.10.2012)

Die on-line N₂O-Messwerte der ersten Messkampagne 21.-22.08.2012 (die aller erste N₂O-Messkapagne im Projekt) sind aufgrund eines fehlerhaften Datenloggers verloren gegangen. Auch die gespeicherten Daten im IR-Spektrometer konnten nicht ausgelesen werden. Informationen über den N₂O-Gehalt können nur aus den wenigen Stichproben für GC-MS herangezogen werden. Da diese Messwerte die N₂O-Emissionschwankungen im Tagesverlauf unvollständig erfassen, wurden die Ergebnisse dieser ersten Kampagne bei der Auswertung der N₂O-Emissionen (Kapitel 7.9.1) nicht berücksichtigt und auch hier nicht präsentiert.

Wie bereits erwähnt, konnte bei der 2. Messkampagne 24.-25.10.2012 der N₂O-Gehalt in der 2. und in der 3. Kaskade gleichzeitig parallel gemessen werden, weil zwei IR-Spektrometer zur Verfügung standen. Die Ergebnisse der N₂O-Messungen sind Abbildung 82 bis Abbildung 84 zu entnehmen.

Anhand der Abbildungen ist ersichtlich, dass die Beschickung der Kläranlage am 24.8. vom 12:30 bis 14:00 ausgefallen ist. Bei diesem Stillstand reduzierte sich die Belüftungsmenge in allen Belebungsbecken drastisch und der N₂O-Gehalt in der Abluft ging zurück.

Abbildung 82 veranschaulicht, dass der N₂O-Gehalt in der Abluft aus BB1 zur Zeit der Messung höher lag als in BB2. Dieser Unterschied lässt sich durch die niedrigere Abluftmenge von BB1 erklären (geringere Verdünnung durch Umgebungsluft). Eine ungleichmäßige Belastung der Becken zu diesem Zeitpunkt kann aufgrund der ähnlichen Belüftungsmengen ausgeschlossen werden. Der N₂O-Gehalt in der Abluft aus BB7 und BB8 war erwartungsgemäß (ähnliche Abluft- bzw. Belüftungsmengen) vergleichbar (Abbildung 84). Der N₂O-Gehalt in der Abluft von Selektor 1 war wesentlich geringer als in den belüfteten Kaskaden. Dies ist nicht nur auf die fehlende Belüftung zurückzuführen. Stichprobenartige Messungen mit dem N₂O-Mikrosensor haben gezeigt, dass die Konzentration an gelösten N₂O im Selektor bei ca. Null lag.

Die O₂-Konzentration im Belebtschlamm lag in der 3. Kaskade etwas höher als in der 2. Kaskade. In BB8 betrug sie i.M. 1,2 mg/L, in BB2 0,6 mg/L. Der pH-Wert betrug im Durchschnitt in BB2 und BB8 7,2 bzw. 7.

Tabelle 19. Emittierte N₂O-Fracht und Zulaufcharakteristik im Rahmen der Messkampagne 24.-25.10.2012. Die Frachten wurden mit Daten aus dem Betriebsprotokoll der Kläranlage gerechnet.

Zeitraum	N ₂ O-N _{Abluft}	Q	CSB		GN		N /CSB	Wirkungsgrad	N ₂ O-N/ N _{Zu}
	Kaskade 2 + 3 [g/d]	Zulauf-kommunal [m ³ /d]	Zulauf _{KA} TMP [kg/d]	Zulauf _{Bio} TMP [kg/d]	Zulauf _{KA} TMP [kg/d]	Zulauf _{Bio} TMP [kg/d]	Zulauf _{Bio} [-]	N-Entfernung KA [%]	Zulauf _{KA} [%]
2. Messkampagne									
24.10.2012 13:20:00-00:00	67.811	119.040	92.369	59.761	7.473	7.666	0,13	81,2	0,91
25.10.2013 00:00-12:10:00	148.244	114.432	102.371	65.080	7.423	7.617	0,12	78,6	2,00
Mittelwert	108.028	116.736	97.370	62.421	7.448	7.641	0,12	79,9	1,45
N₂O-Emissionsfaktor	1,45% [g N ₂ O-N / g Ges.N _{ZuKA}] (Mittelwert Messkampagne)								

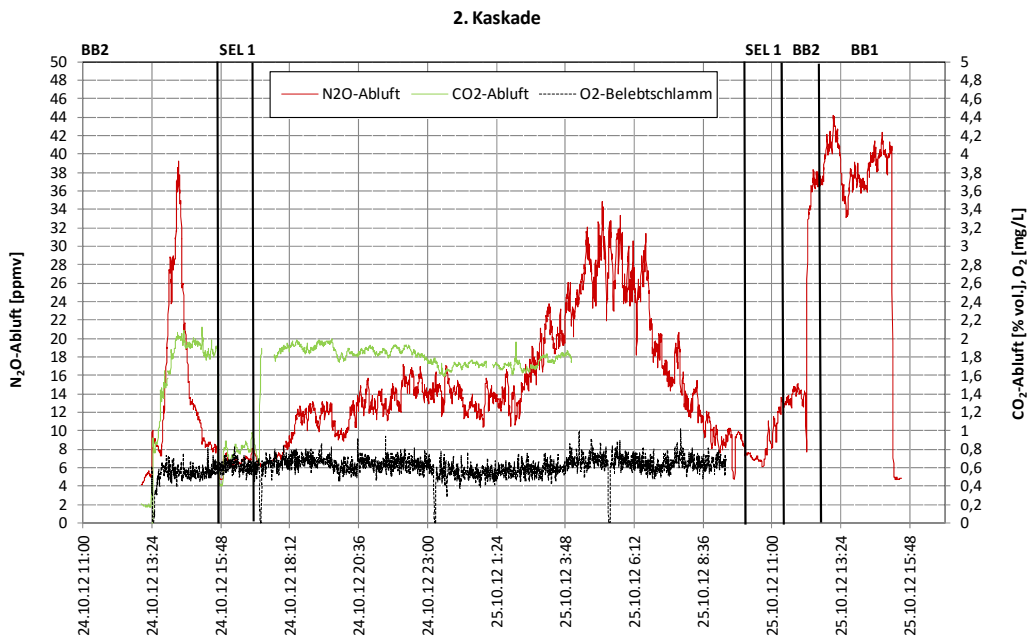


Abbildung 82. Verlauf des N_2O -Gehaltes in der Abluft von BB2, BB1 und Selektor 1 (2. Kaskade).

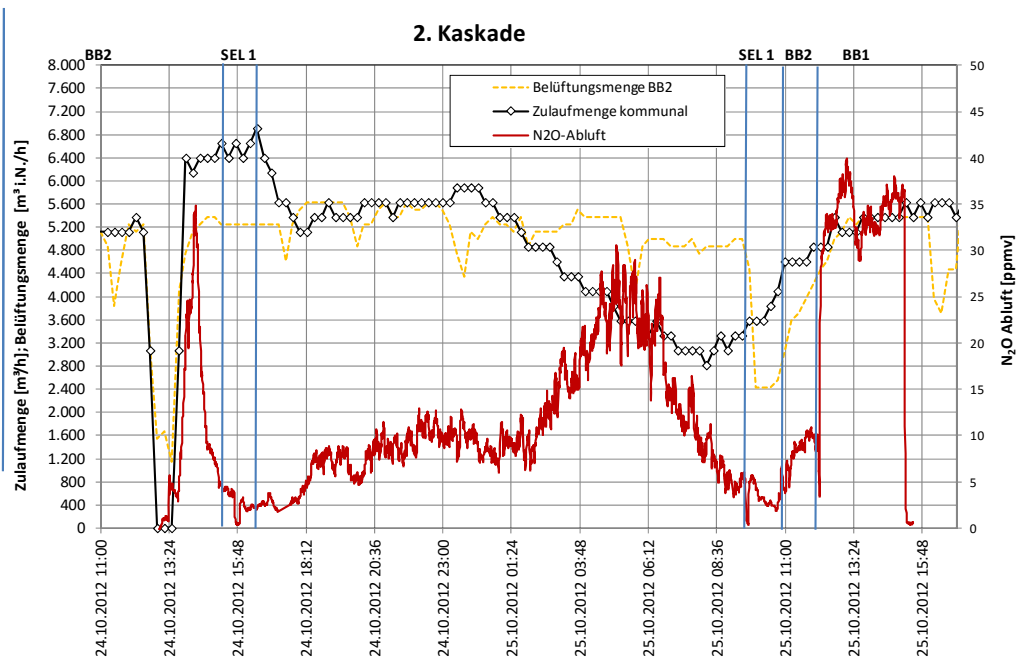


Abbildung 83. Verlauf des N_2O -Gehaltes in der Abluft von BB2 (2. Kaskade), der Belüftungsmenge und der kommunalen Zulaufmenge.

Die N_2O -Emission aus BB8 zeigte eine gute Korrelation mit der NH_4 -Ablauf-Konzentration (Abbildung 84). Die NH_4 -On-Line-Messung findet auf der Kläranlage im Ablauf von BB7 und BB8 statt.

Rasante Anstiege des N_2O -Gehaltes in der Abluft aus der Belebung könnten auf der Kläranlage E auch durch eine rasche Erhöhung der Belüftungsmenge – und somit durch eine verstärkte Strippung – hervorgerufen werden. Ein Beispiel davon ist am 24.10.2012 sowohl im BB2 als auch in BB8 nach der Behebung der Störung im Zulaufhebewerk zu sehen (Abbildung 83 und Abbildung 84) Auch das Zuschalten

von Belüftungsfeldern könnte besonders in der 3. Kaskade ähnliche N₂O-Peaks verursachen. Folgt nach der Erhöhung der Belüftungsmenge keine vermehrte N₂O-Produktion, würde der N₂O-Gehalt in der Abluft rasant wieder sinken. Dies trat während der Messkampagnen (auch 2013 und 2014) nur sehr selten auf. Die meisten aufgenommenen N₂O-Peaks wurden von einer tatsächlichen Mehrproduktion an N₂O verursacht.

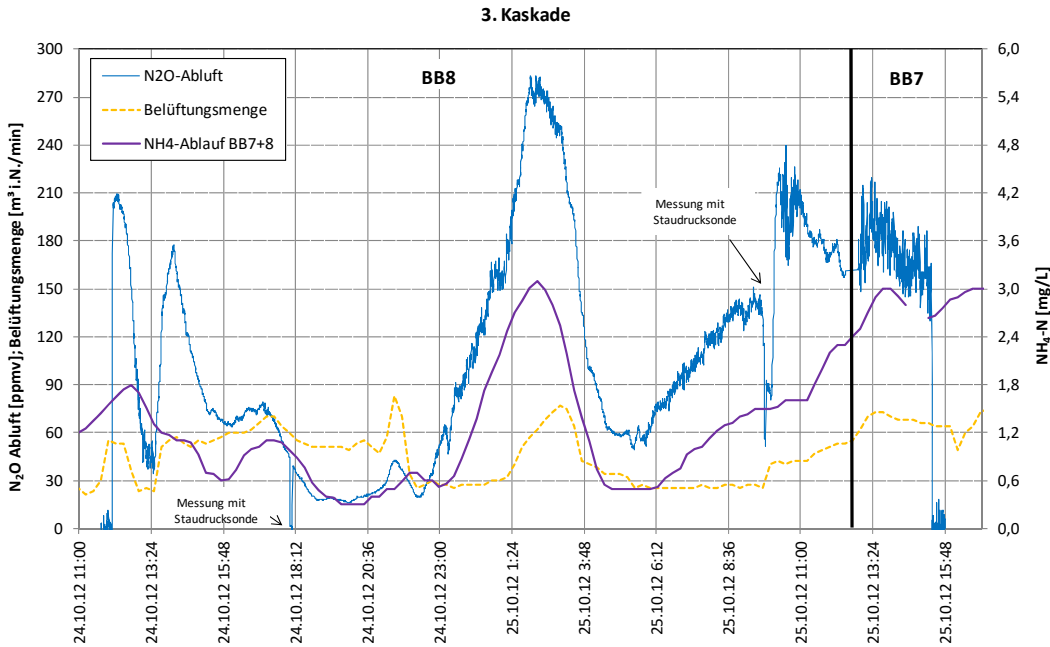


Abbildung 84. Verlauf der NH₄-N-Konzentration im Ablauf der 3. Kaskade (Ablauf BB8 und BB7) und des N₂O-Gehaltes in der Abluft.

7.5.5. Messkampagne 2013 (19.08.-02.09.2013)

Die Betriebsbedingungen bei dieser Messkampagne sind durch mehrere Regenereignisse geprägt (Tabelle 20). Auch auf dieser Kläranlage war der Einfluss der Mischwasserereignisse bemerkbar, allerdings vorwiegend in der 3. Kaskade (Abbildung 86 und Abbildung 87). Der Wirkungsgrad der Stickstoffentfernung der Kläranlage ging an den Regentagen deutlich zurück.

Tabelle 20. Emittierte N₂O-Fracht und Zulaufcharakteristik im Rahmen der Messkampagne 19.8.-02.9.2013. Die Frachten wurden mit Daten aus dem Betriebsprotokoll der Kläranlage gerechnet.

Zeitraum	N ₂ O-N _{Abluft}	Q	CSB		GN		N / CSB	Wirkungsgrad	N ₂ O-N / N _{Zu}
	Kaskade 2 bzw. 3 [g/d]	Zulauf-kommunal [m³/d]	Zulauf _{KA} TMP [kg/d]	Zulauf _{Bio} TMP [kg/d]	Zulauf _{KA} TMP [kg/d]	Zulauf _{Bio} TMP [kg/d]	Zulauf _{Bio}	N-Entfernung KA [%]	Zulauf _{KA} [%]
3. Messkampagne									
BB2 19.08.2013 18:00-00:00	31.354	212.608	119.161	72.290	9.487	9,4	0,130	61	0,33
20.08.2013 00:00-00:00	18.236	234.816	89.548	57.183	6.397	6,6	0,116	45	0,29
21.08.2013 00:00-00:00	24.541	117.056	77.951	53.393	6.106	6,4	0,119	74	0,40
22.08.2013 00:00-00:00	18.954	116.608	84.718	56.233	6.811	7,0	0,124	68	0,28
23.08.2013 00:00-00:00	27.941	115.968	80.661	53.668	6.954	7,1	0,132	61	0,40
24.08.2013 00:00-00:00	27.457	109.632	62.869	43.569	6.008	6,3	0,144	55	0,46
25.08.2013 00:00-00:00	33.475	291.584	114.840	63.701	10.429	10,2	0,161	46	0,32
ab 13:45 BB8 26.08.2013 00:00-00:00	67.547	179.968	73.603	47.401	8.247	8,3	0,175	76	0,82
27.08.2013 00:00-00:00	95.179	169.216	79.978	53.676	6.646	6,8	0,127	51	1,43
28.08.2013 00:00-00:00	131.549	259.008	98.536	63.226	7.863	7,9	0,125	52	1,67
29.08.2013 00:00-00:01	86.318	150.080	84.245	56.088	6.628	6,8	0,122	75	1,30
30.08.2013 00:00-00:00	47.287	125.888	80.377	53.933	6.307	6,5	0,121	75	0,75
31.08.2013 00:00-00:00	16.058	116.864	82.138	55.576	5.807	6,1	0,109	74	0,28
01.09.2013 00:00-00:00	34.378	124.160	74.028	47.456	6.925	7,1	0,149	76	0,50
02.09.2013 00:00-13:45	26.848	122.752	81.527	55.876	6.808	7,0	0,125	69	0,39
Mittelwert	-	163.081	85.612	55.551	7.162	7,3	0,132	63,9	-
N₂O-N_{Abluft} Gesamt KA	94.325 [g N ₂ O-N-Abluft/d] (Summe Tagesmittelwert Kaskade 2 + Tagesmittelwert Kaskade 3 + Tagesmittelwert Selektor)								
N₂O-Emissionsfaktor	1,33% [g N ₂ O-N / g GN _{ZuKA}] (Mittelwert Messkampagne)								

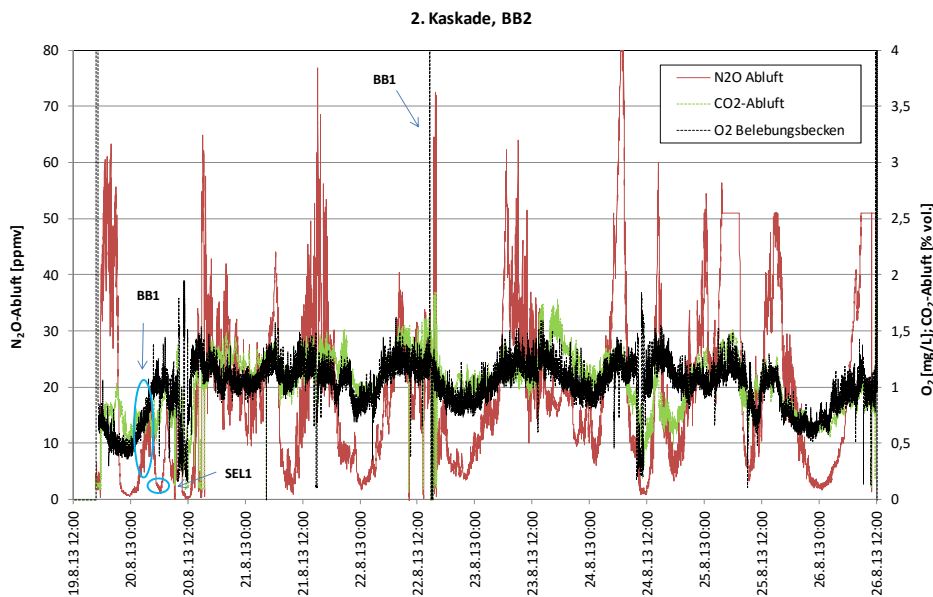


Abbildung 85. Verlauf des N₂O-Gehaltes in der Abluft von BB2 (2. Kaskade).

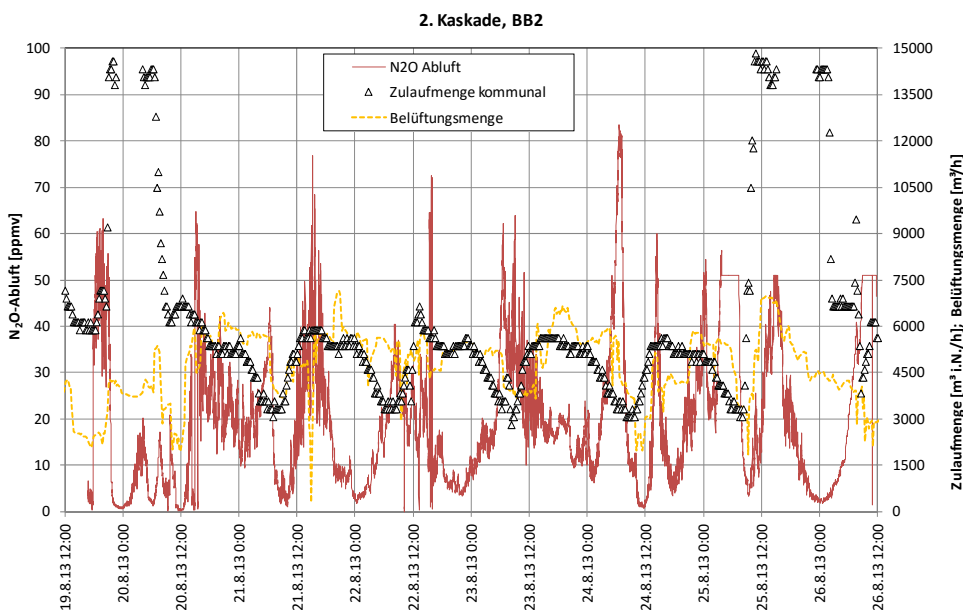


Abbildung 86. Verlauf des N₂O-Gehaltes in der Abluft, der Belüftungsmenge und der kommunalen Zulaufmenge.

Die gemessene O₂-Konzentration lag in BB2 etwas höher als bei der vorherigen Messkampagne: i.M. 1 mg/L. Der pH-Wert war relativ stabil bei durchschnittlich 7. In BB8 wurden durchschnittliche O₂-Konzentrationen und pH-Wert von 1,8 mg/L bzw. 6,7 gemessen.

Bei dieser Messkampagne entsprach der N₂O-Gehalt in der Abluft vom Selektor jener der Umgebungsluft (< 1 ppmv). Der N₂O-Gehalt lag in BB2 und BB8 deutlich höher als bei der vorherigen Messkampagne. N₂O-Gehalte von über 50 ppmv liegen außerhalb der Bestimmungsgrenze des IR-Spektrometers und weisen daher eine geringere Messgenauigkeit auf. Zwei Emissionspeaks konnten bei der Messung in BB2 am 25.8. und 26.8.2013 nicht vollständig erfasst werden (Abbildung 85 und Abbildung 86).

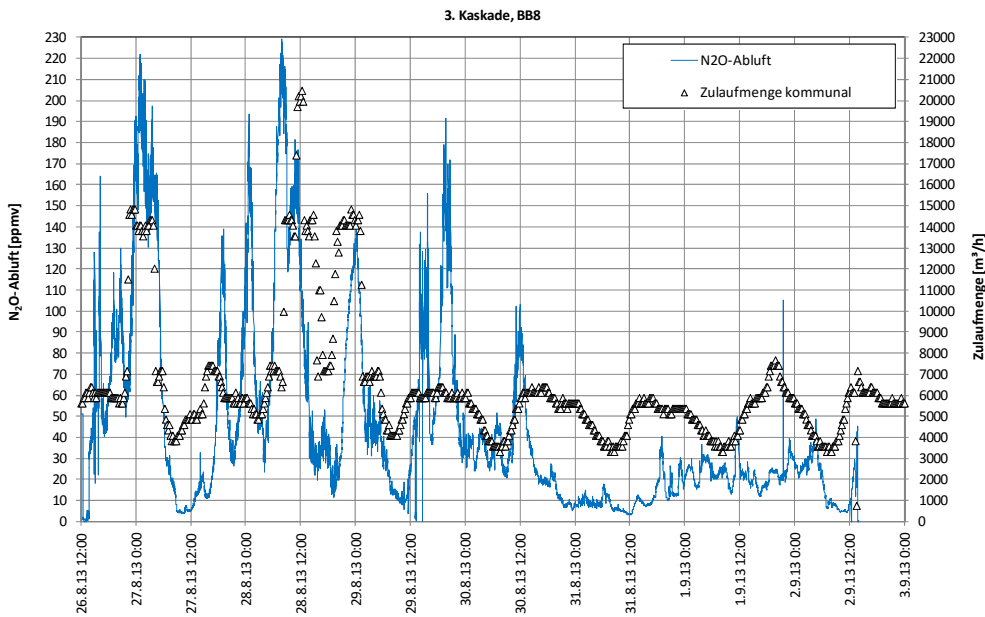


Abbildung 87. Verlauf des N_2O -Gehaltes in der Abluft und der kommunalen Zulaufmenge.

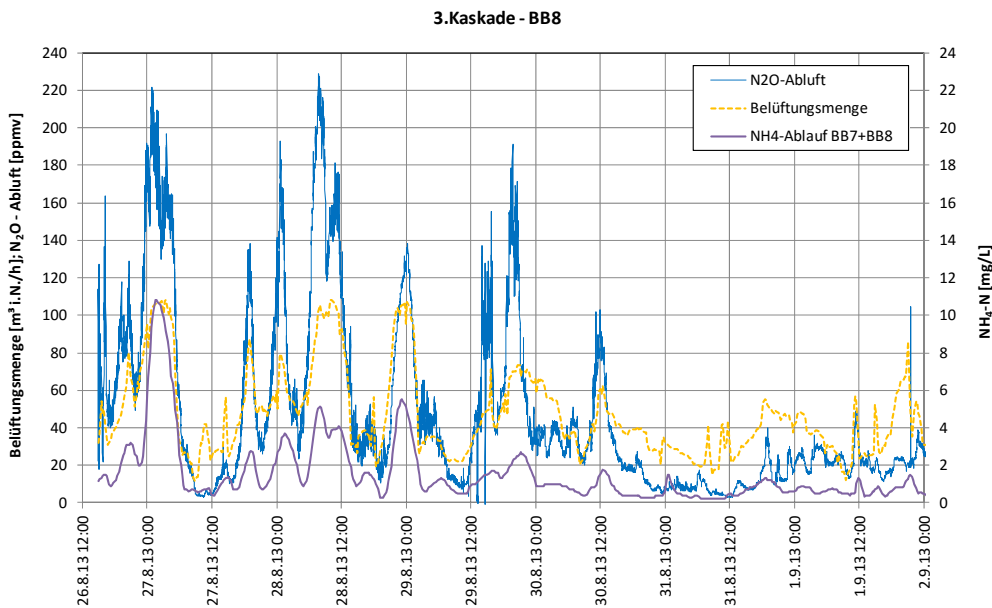


Abbildung 88. Verlauf der NH_4-N -Konzentration im Ablauf von BB8 und BB7 und des N_2O -Gehaltes in der Abluft von BB8.

Auch bei dieser Messkampagne konnte einen deutlichen Zusammenhang der N_2O -Emission mit der Ablaufkonzentration an NH_4-N festgestellt werden (Abbildung 88).

Der N_2O -Mikrosensor lieferte auf Kläranlage E nur bei dieser Messkampagne auswertbare Messwerte (stabiles Signal, kaum Ausfälle). Abbildung 89 veranschaulicht für BB8 den Verlauf des N_2O -Gehaltes in der Abluft (IR-Spektrometer) und im Belebtschlamm (N_2O -Mikrosensor). Vor jedem Anstieg des N_2O -Gehaltes in der Abluft nahm die N_2O -Konzentration im Belebtschlamm zu (Produktion → Emission). Um zu bewerten, ob die gemessenen Konzentrationen in einem plausiblen Messbereich lagen, wurde die Gleichgewichtskonzentration von N_2O im Belebtschlamm nach dem Henry-Gesetz unter Berücksichtigung des N_2O -

Gehaltes in der Belüftungsluft sowie der Wassertemperatur errechnet. Dabei wurde der Gesamtdruck bei der mittleren Beckentiefe eingesetzt.

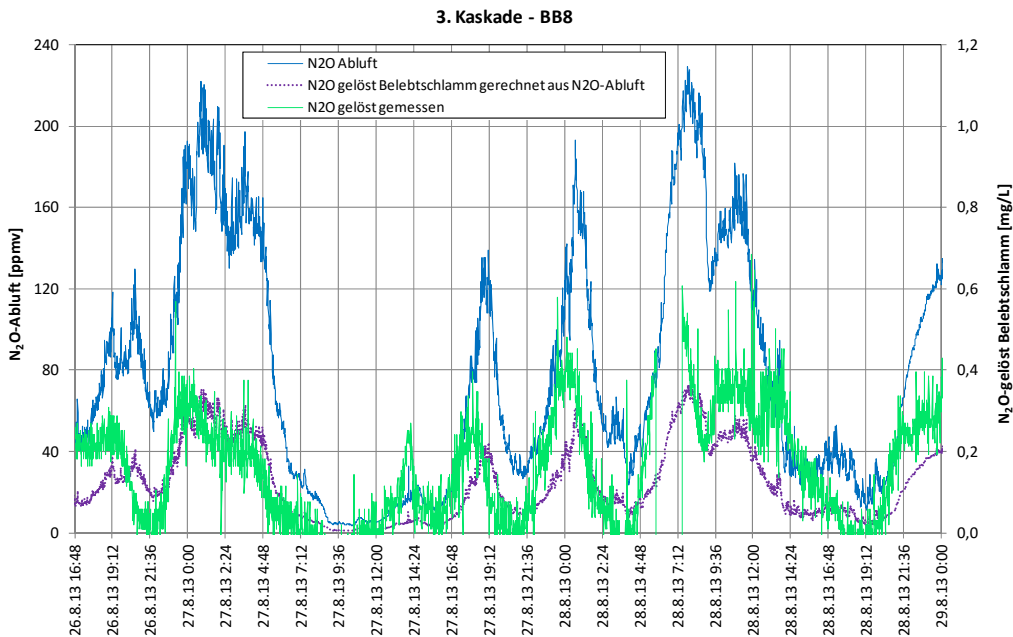


Abbildung 89. Verlauf des N_2O -Gehaltes in der Abluft von BB8 und im Belebtschlamm (N_2O -Sensor).

Der Vergleich mit der Gleichgewichtskonzentration deutet darauf hin, dass in diesem hohen N_2O -Konzentrationsbereich der N_2O -Sensor eine verlässlichere Quantifizierung der N_2O -Konzentration gewährleisten konnte. Die gemessenen N_2O -Konzentrationen liegen nicht weit von der Gleichgewichtskonzentration entfernt, eine gewisse Übersättigung ist aufgrund der hohen Löslichkeit von N_2O zu erwarten. Durch die N_2O -Übersättigung in der gelösten Phase wird die Strippung angeregt (hohes Sättigungsdefizit). Erst wenn die Produktion von N_2O zu Ende kommt, dreht sich das Konzentrationsverhältnis um und $N_2O_{\text{gelöst}}$ liegt dann unter der Sättigungskonzentration.

7.5.6. Messkampagne 2014 (04.-17.06.2014)

Bei der letzten Messkampagne wurden an den ersten zwei Messtagen in BB2 vergleichsweise geringe N_2O -Emissionen gemessen. Dies könnte mit den intensiven Regenereignissen in der Woche unmittelbar vor der Messung im Zusammenhang stehen, in der an drei hintereinander folgenden Tagen Spitzenzuflüsse bis zu 4-fach höher als der TW-Zufluss registriert wurden.

Um die Schwankungen der Zulaufzusammensetzung (CSB, NH_4) während der Messung in der 2.Kaskade zu erfassen, wurde im Rahmen der Messkampagne 2h-Mischproben im Zulauf zum Selektor 1 mittels Probenehmer gezogen. Die Ergebnisse der analytischen Messungen sind in Abbildung 91 dargestellt. Die Schwankungen der CSB- und NH_4 -Konzentration folgten im Großen und Ganzen den Schwankungen der kommunalen Zulaufmenge (Schwankungen zwischen Tag und Nacht). Die Erhöhung der NH_4 -Konzentration in den Nachtstunden ist vermutlich auf intensivere Hydrolyseprozesse im Kanal (höhere Verweilzeit) zurückzuführen. Die Einleitung von Industrieabwasser (Papierproduktion) verlief an den beprobten Tagen ähnlich wie die kommunale Zulaufmenge, so dass ein Einfluss auf die CSB-Konzentration nicht erkennbar ist. Aus dem Tagesgang der Belüftungsmenge ist auch bei dieser Messkampagne festzustellen, wie der O_2 -Verbrauch (Atmung) in den Morgenstunden zurückgeht, bevor er um die Mittagszeit beim Eintreffen der Tagesspitze ansteigt (Abbildung 92). pH-Wert und O_2 -Konzentration betragen während der Messkampagne durchschnittlich 0,8 bzw. 7 in BB2, 1,5 mgO_2/L bzw. 6,7 in BB8.

2. Kaskade, BB2

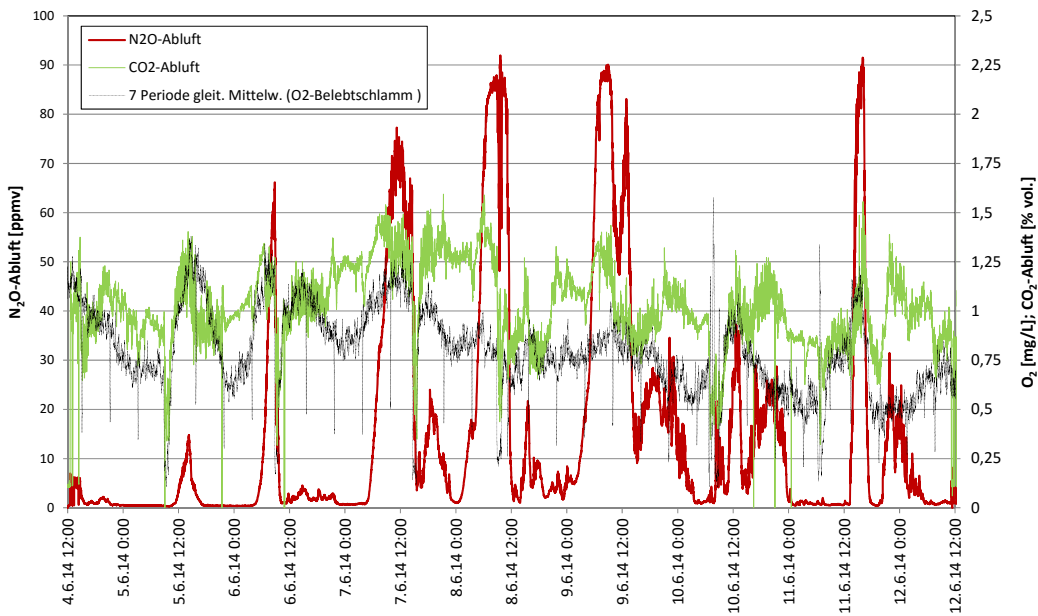


Abbildung 90. Verlauf des N₂O-Gehaltes in der Abluft von BB2 (2. Kaskade).

2. Kaskade, BB2

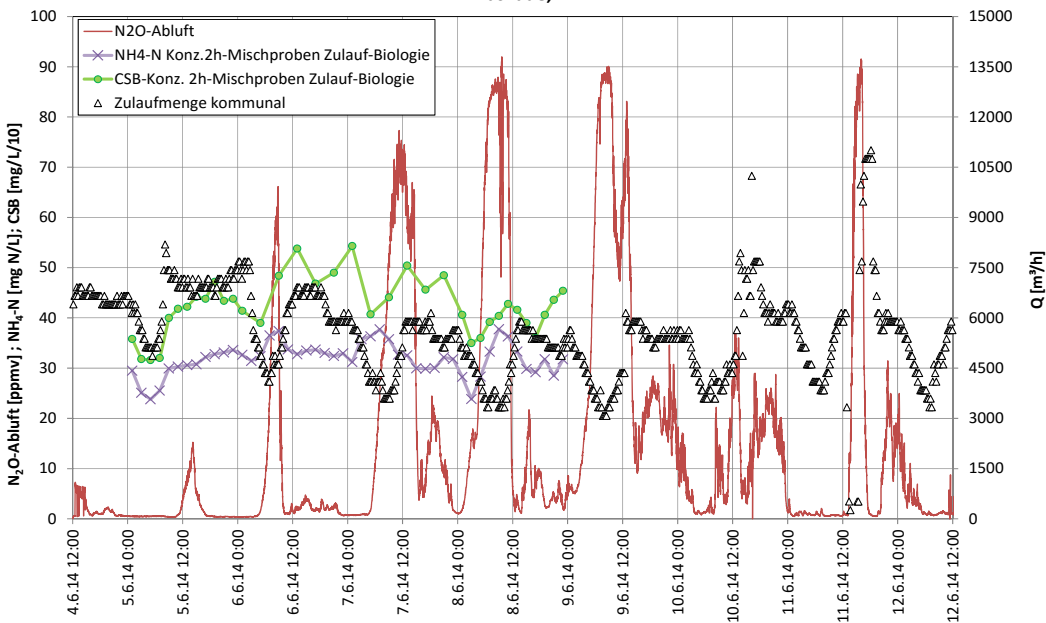


Abbildung 91. Verlauf des N₂O-Gehaltes in der Abluft in BB2, der kommunalen Zulaufmenge und der Konzentration an CSB und NH₄-N im Zulauf-Biologie (2h-Mischproben).

Tabelle 21. Emittierte N₂O-Fracht und Zulaufcharakteristik im Rahmen der Messkampagne 04.-17.06.2014. Die Frachten wurden mit Daten aus dem Betriebsprotokoll der Kläranlage gerechnet.

Zeitraum	N ₂ O-N _{Abluft}	Q	CSB		GN		N /CSB	Wirkungsgrad	N ₂ O-N/ N _{Zu}
	Kaskade 2 bzw. 3	Zulauf-kommunal	Zulauf _{KA} TMP	Zulauf _{Bio} TMP	Zulauf _{KA} TMP	Zulauf _{Bio} TMP	Zulauf _{Bio}	N-Entfernung KA	Zulauf _{KA}
	[g/d]	[m ³ /d]	[kg/d]	[kg/d]	[kg/d]	[kg/d]	[-]	[%]	[%]
4. Messkampagne									
BB2 4.06.2014 12:30-00:00	1.671	148992	56.574	35.542	5.341	5.671	0,16	70,0	0,03
5.06.2014 00:00-00:00	1.222	158848	60.836	38.736	4.931	5.302	0,14	67,9	0,02
6.06.2014 00:00-00:00	6.113	145664	93.365	55.008	5.217	5.560	0,10	71,8	0,12
7.06.2014 00:00-00:00	22.357	122304	62.704	44.405	4.828	5.215	0,12	75,6	0,46
8.06.2014 00:00-00:00	24.934	113984	58.875	41.231	4.740	5.133	0,12	73,7	0,53
9.06.2014 00:00-00:00	35.125	115584	45.215	30.783	4.980	5.346	0,17	70,7	0,71
10.06.2014 00:00-00:00	10.719	131776	97.992	59.983	6.246	6.488	0,11	74,3	0,17
11.06.2014 00:00-00:00	11.289	130240	116.480	74.101	6.895	7.094	0,10	78,6	0,16
ab 13:40 BB8 12.06.2014 00:00-00:00	30.813	128512	95.888	63.910	6.552	6.784	0,11	77,6	0,47
13.06.2014 00:00-00:00	41.271	151296	97.916	59.644	7.162	7.330	0,12	74,8	0,58
14.06.2014 00:00-00:00	16.521	112768	77.701	53.484	5.650	5.971	0,11	80,8	0,29
15.06.2014 00:00-00:00	27.404	108160	73.342	50.461	5.896	6.191	0,12	82,7	0,46
16.06.2014 00:00-00:00	21.672	116352	85.476	55.876	6.442	6.683	0,12	81,2	0,34
17.06.2014 00:00-14:00	18.566	118080	85.558	53.326	6.536	6.767	0,13	84,8	0,28
Mittelwert	-	128.754	79.137	51.178	5.815	6.109	0,12	76,0	-
N₂O-N_{Abluft} Gesamt KA	45.802 [g N ₂ O-N-Abluft/d] (Summe Tagesmittelwert Kaskade 2 + Tagesmittelwert Kaskade 3 + Tagesmittelwert Selektor)								
N₂O-Emissionsfaktor	0,77% [g N ₂ O-N / g GN _{ZuKA}] (Mittelwert Messkampagne)								

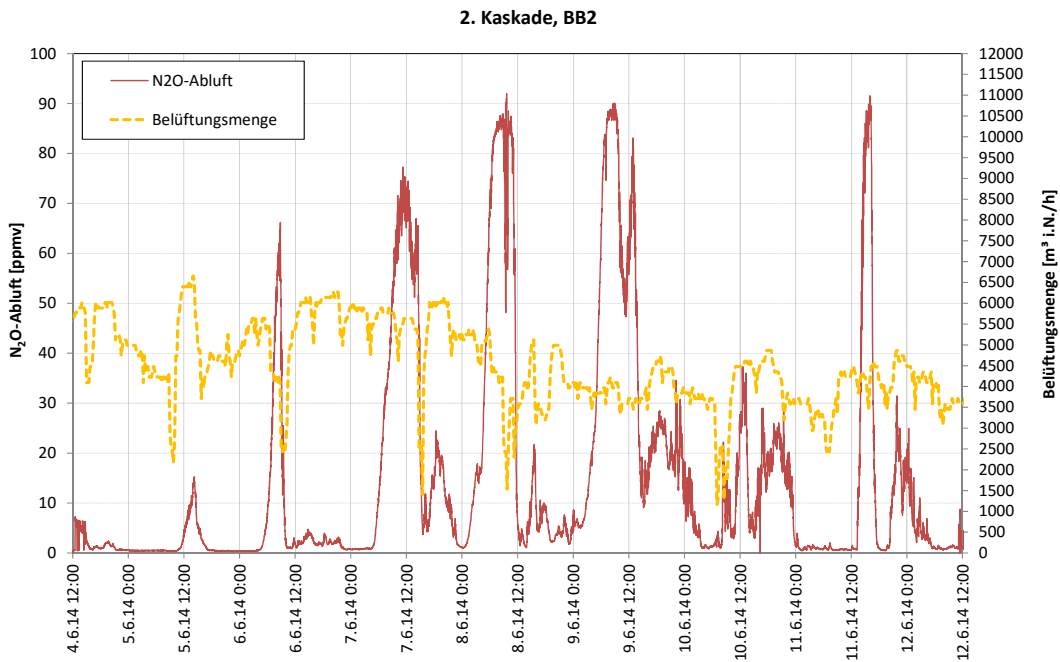


Abbildung 92. Verlauf des N₂O-Gehaltes in der Abluft und der Belüftungsmenge in BB2.

Abbildung 93 ist zu entnehmen, dass die N₂O-Emissionspeaks der Kläranlage in der 3. Kaskade mit Verzögerung erst Abends/Nachts auftraten. Die Tageszulaufspitze wurde entsprechend der hydraulischen Verweilzeit des Abwassers in der 2.Kaskade in die 3. Kaskade verfrachtet. Dies konnte bei der vorherigen Messkampagne aufgrund der Regenereignisse nicht deutlich beobachtet werden.

Auch bei diesen Messungen konnte ein deutlicher Zusammenhang zwischen dem N₂O-Gehalte aus BB8 und der NH₄-Ablaufkonzentration festgestellt werden (Abbildung 94). Bei der Gegenüberstellung des Verlaufes des N₂O-Gehaltes in der Abluft und der NH₄-Konzentration ist zu beachten, dass die letztere im Ablauf von BB8 und BB7 gemessen wird uns somit auch vom Betrieb von BB7 beeinflusst wird. Dies könnte das verspätete Auftreten mancher N₂O-Peaks erklären.

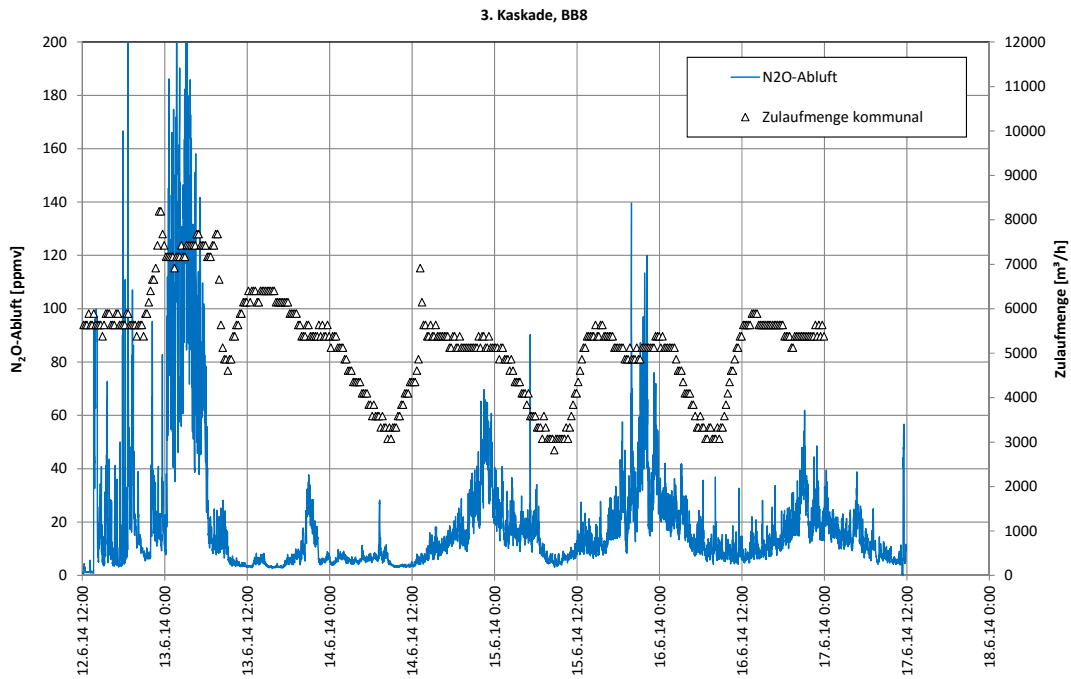


Abbildung 93. Verlauf des N_2O -Gehaltes in der Abluft von B8 und der kommunalen Zulaufmenge.

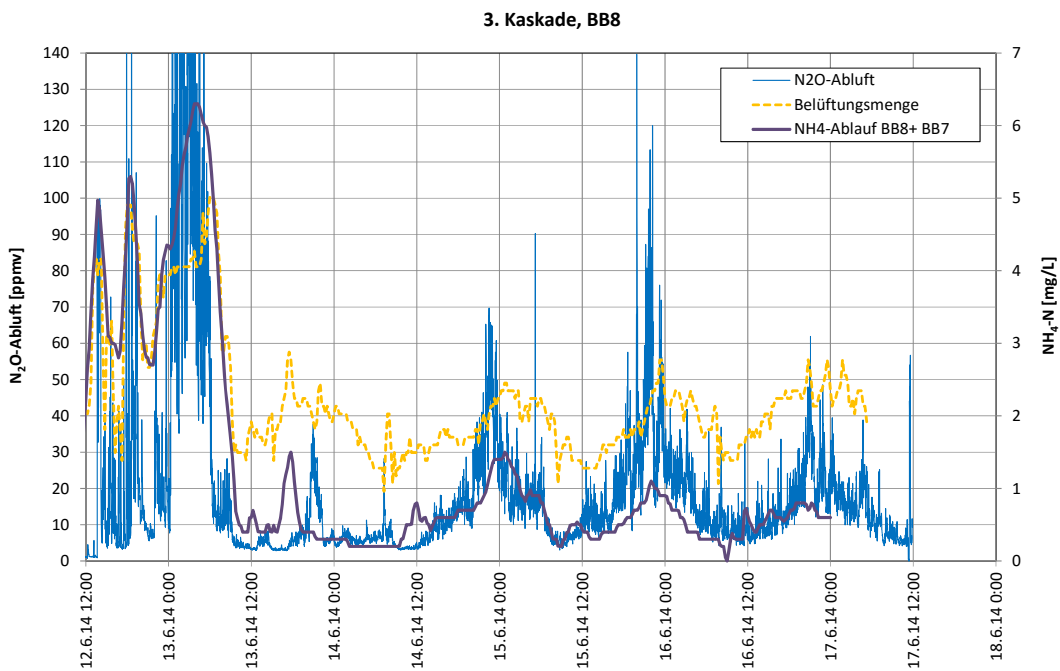


Abbildung 94. Verlauf der NH_4-N -Konzentration im Ablauf von BB8 und BB7 und des N_2O -Gehaltes in der Abluft von BB8.

Da in der 2.Kaskade nur teilnitrifiziert wird, bleibt hingegen die NH_4 -Konzentration auch in den Nachtstunden auf einem Niveau, bei dem die AOB eine hohe Umsatzrate aufweisen und somit weiter N_2O emittieren. Die kontinuierliche Rückführung des Prozesswassers aus der Schlammwässerung sowie die gleichmäßige Einleitung des Abwassers aus der Metallverarbeitung sorgen auch dafür, dass eine gewisse N-Belastung durchgehend aufrechterhalten bleibt. Fehlt im Becken als Folge der ungünstigen N/CSB-Verhältnis die Möglichkeit, das produzierte N_2O in anoxischen Nischen zu reduzieren, wird dieses in den belüfteten Beckenzonen ausgestrippt.

Das gleichzeitige Auftreten der N_2O -Peaks mit den NO_3 -Konzentration-Peaks in der 2.Kaskade bekräftigt die oben angeführte Hypothese (Abbildung 96). Die N_2O - und NO_3 -Peaks traten i.d.R. in den Morgenstunden auf und gingen zurück sobald die CSB-reiche kommunale Zulaufmenge anstieg (Abbildung 91).

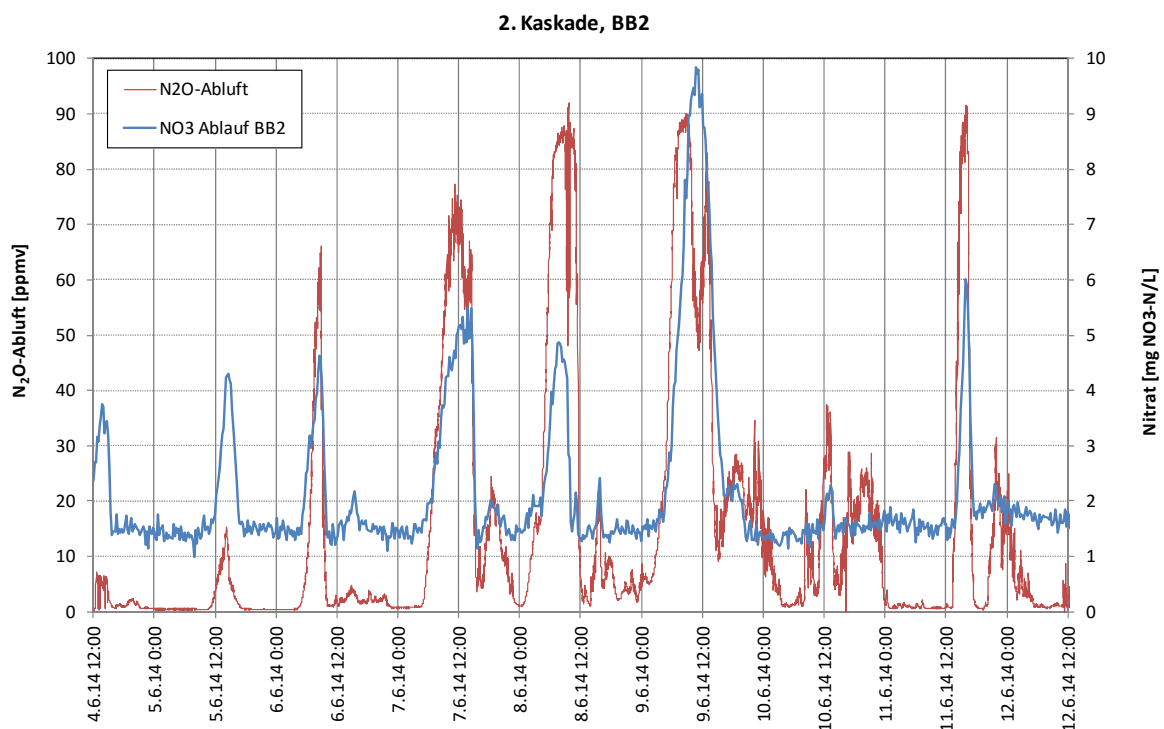


Abbildung 96. Verlauf des N_2O -Gehaltes in der Abluft und der NO_3 -Konzentration im Ablauf von BB2 im Zeitraum der Messkampagne 2014.

Eine Abhängigkeit der N_2O -Peaks in der 2. Kaskade von der Einleitung von Industrieabwasser wurde nicht festgestellt.

Der Einfluss des N/CSB-Verhältnisses im Abwasser auf die N_2O -Emission aus der 2.Kaskade konnte nicht nur im Tagesverlauf, sondern auch bei den Tagesfrachten festgestellt werden. In Abbildung 97 wurde der berechnete N_2O -Emissionsfaktor (Tageswerte) als Funktion des N/CSB-Verhältnisses an unterschiedlichen Messtagen aufgetragen (Messkampagnen 2013 und 2014). Bei der Berechnung des Emissionsfaktors wurde hier lediglich die N_2O -Emission aus BB2 berücksichtigt. Demnach nahm der Emissionsfaktor mit steigender N/CSB-Verhältnis tendenziell zu.

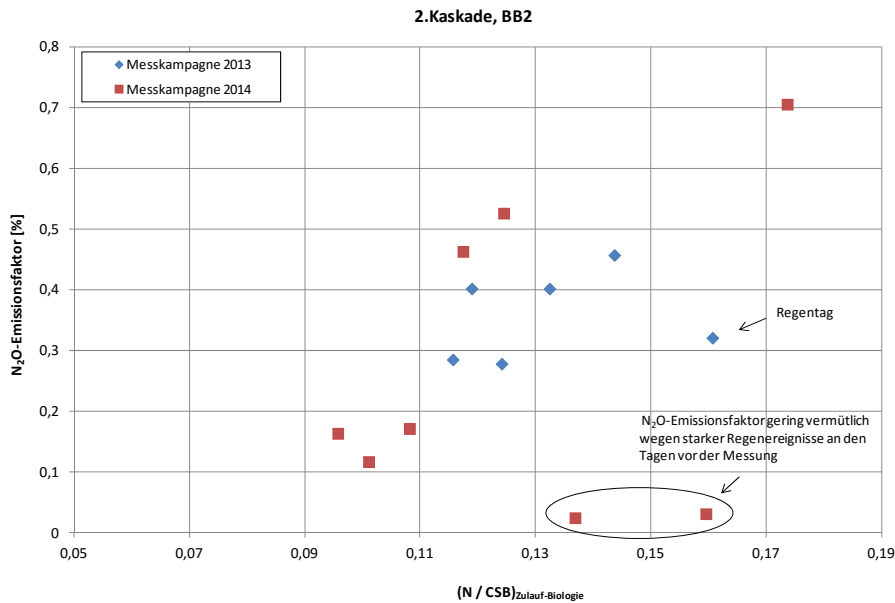


Abbildung 97. N_2O -Emissionsfaktor $N_2O-N/ N_{Zulauf-KA}$ für BB2 (Tageswerte) als Funktion des N/CSB-Verhältnisses an Messtagen der Messkampagnen 2013 und 2014.

- Es soll angemerkt werden, dass die relativ niedrige O_2 -Konzentration in der 2. Kaskade auf die Bildung von N_2O seitens AOB fördernd wirken könnte. O_2 -Konzentrationen um 1 mg/L sollen laut Literatur die N_2O -Produktion besonders begünstigen (Kapitel 3.2.2)
- Die Aufteilung der N_2O -Emission auf den drei Kaskaden kann der Tabelle 22 entnommen werden. Die 2. Kaskade war bei den langen Messkampagnen für ca. 34% der N_2O -Emissionen verantwortlich (Mittelwert der Messkampagnen 2013 und 2014), die 3. Kaskade für 64%. Die niedrigere N_2O -Emission aus der 2. Kaskade ist vermutlich auf die intensivere (simultane) Denitrifikation in dieser Prozessstufe zurückzuführen. Die N_2O -Emission aus der unbelüfteten 1. Kaskade (vorgeschaltete Denitrifikation bzw. Bio.P) erscheint eher eine untergeordnete Rolle zu spielen.

Tabelle 22. Aufteilung der N_2O -Emission aus den jeweiligen drei Kaskaden.

	24.-25.10.2012 (kurze Messung)	19.8.-2.9.2013	4-17.6.2014	Mittelwert 2013/2014
1. Kaskade (Selektor 1)*	0,8%	0,0%	5,2%	3%
2. Kaskade (BB2)	10%	30%	38%	34%
3. Kaskade (BB8)	89%	70%	57%	64%
N_2O-Emissionsfaktor gesamt KA				
[kg $N_2O-N/$ kg $GN_{Zulauf-KA}$]	1,45%	1,33%	0,77%	1,05%

- Der N_2O -Emissionsfaktor lag im Mittel bei rund 1%. Der niedrige Wert der Messkampagne 2014 könnte mit der geringeren Belastung der Biologie sowie mit der höheren N-Entfernung im Zeitraum dieser Messungen im Zusammenhang stehen. Auf dieses Thema wird in Kapitel 7.9.2 näher eingegangen.
- Im Rahmen aller Messkampagnen konnte kein Zusammenhang sowohl in der 2. Kaskade als auch in der 3. Kaskade mit der Nitrit-Konzentration (Stichproben Belebtschlamm) nachgewiesen werden. Das Gleiche gilt auch für die Sulfid-Zulaufkonzentration (Stichproben Zulauf-Selektor 1).

7.6. Kläranlage F

7.6.1. Beschreibung der Kläranlage

Allgemeine Kläranlagenbeschreibung

Ausbaugröße:	180.000 EW ₁₂₀
tatsächliche Auslastung:	175.000 EW ₁₂₀ (Jahresmittelwert 2013)
angeschlossene Einwohner:	90.000 E
Verfahrenskombination:	Vorklärung, Belebung, mesophile Schlammfäulung
Kanalnetz:	20 % Trennsystem, 80 % Mischsystem, Freispiegelkanäle

Abwassercharakteristik

N/CSB Zulauf:	0,07 (Jahresmittelwert. 2013)
N/CSB Zulauf-Biologie:	0,08 (Jahresmittelwert. 2013)
Wichtigste Indirekteinleiter:	Brauerei/Brennerei, Getränkeindustrie, Weinbau
Besonderheiten:	geringes N/CSB-Verhältnis

Verfahrenstechnik – Anlagenteile

- Rechenanlage, Sandfanganlage (belüfteter Langsandfang)
- Vorklärung
- Belebungsbecken (2 Selektoren, 1 Durchlauf-, 2 Umlaufbelebungsbecken)
- Nachklärung (Rundbecken)
- Schlammbehandlung (Eindickung, Fäulung, Entwässerung)

Beschreibung der Belebung

Anzahl an Belebungsbecken:	3
Verfahrensart der Belebung:	3 Kaskaden. Im ersten U-förmigen Becken (ein umgebautes Umlaufbecken) sind im Einlaufbereich 2 Selektoren angeordnet. Der Zulauf fließt durch Selektor 1, Selektor 2 und durch die drei Kaskaden.
Beckenart:	1 U-förmiges Becken, 2 Umlaufbecken
Belebungsbeckenvolumen (gesamt):	45.000 m ³ (3*15.000 m ³)
Beckengeometrie (L × B):	90 m × 21 m;
Wassertiefe:	8,1 m
Art der Belüftung:	Druckbelüftung: Streifenbelüfter in den Selektoren, Plattenbelüfter in den Belebungsbecken, 4 Belüftungsfelder je Umlaufbecken
Gebläseart:	Schraubenverdichter
Messung des Luftvolumenstroms f. Belüftung:	ja, thermischer Massendurchflussmesser, für jede Kaskade
Art der Belüftungsregelung/-steuerung:	Selektor 1 und Selektor 2: O ₂ -Regelung, 1. und 2. Kaskade: Regelung nach NH ₄ -N und zusätzlich O ₂ (max. O ₂ -Konzentration), 3. Kaskade: Ammonium-Nitrat-Regelung
Art der Rücklaufschlammförderung:	kontinuierlich (im Verhältnis zum Zulauf)
Rücklaufverhältnis:	0,4 (Jahresmittelwert. 2013)
Schlammalter:	15 Tage (Jahresmittelwert. 2013)
CSB-Raumbelastung:	0,31 kg CSB/(m ³ *d) (Jahresmittelwert. 2013) *)
CSB-Schlammbelastung:	0,12 kg CSB/(kg TS*d) (Jahresmittelwert. 2013) *)

*) Anmerkung: Da die CSB-Konzentration im Zulauf zur Biologie nicht gemessen wird, wird diese auf der Kläranlage anhand der Verweilzeit in der Vorklärung abgeschätzt. Für die Berechnung der CSB-Raumbelastung und der CSB-Schlammbelastung wurde diese berechnete Fracht eingesetzt.

Nitrifikation/Denitrifikation, Phosphorentfernung

Art der Stickstoffentfernung: intermittierende und simultane Denitrifikation
 Art der Phosphorentfernung: chemisch
 Art der Phosphorfällung: Simultanfällung
 Fällmittelart: Na-Aluminat, $Fe_2(SO_4)_3$

Schlammbehandlung

Art der Schlammverdickung: statische Eindickung (Primärschlamm), MÜSE (Überschussschlamm)
 Art der Schlammstabilisierung: mesophile Schlammfäulung
 Art der Schlammentwässerung: Kammerfilterpresse

Prozesswasser

Prozesswasserzwischenspeicherung: ja
 Prozesswasserbehandlung: nein
 Ort der Prozesswassereinleitung: vor der Vorklärung
 Art der Prozesswassereinleitung: diskontinuierlich

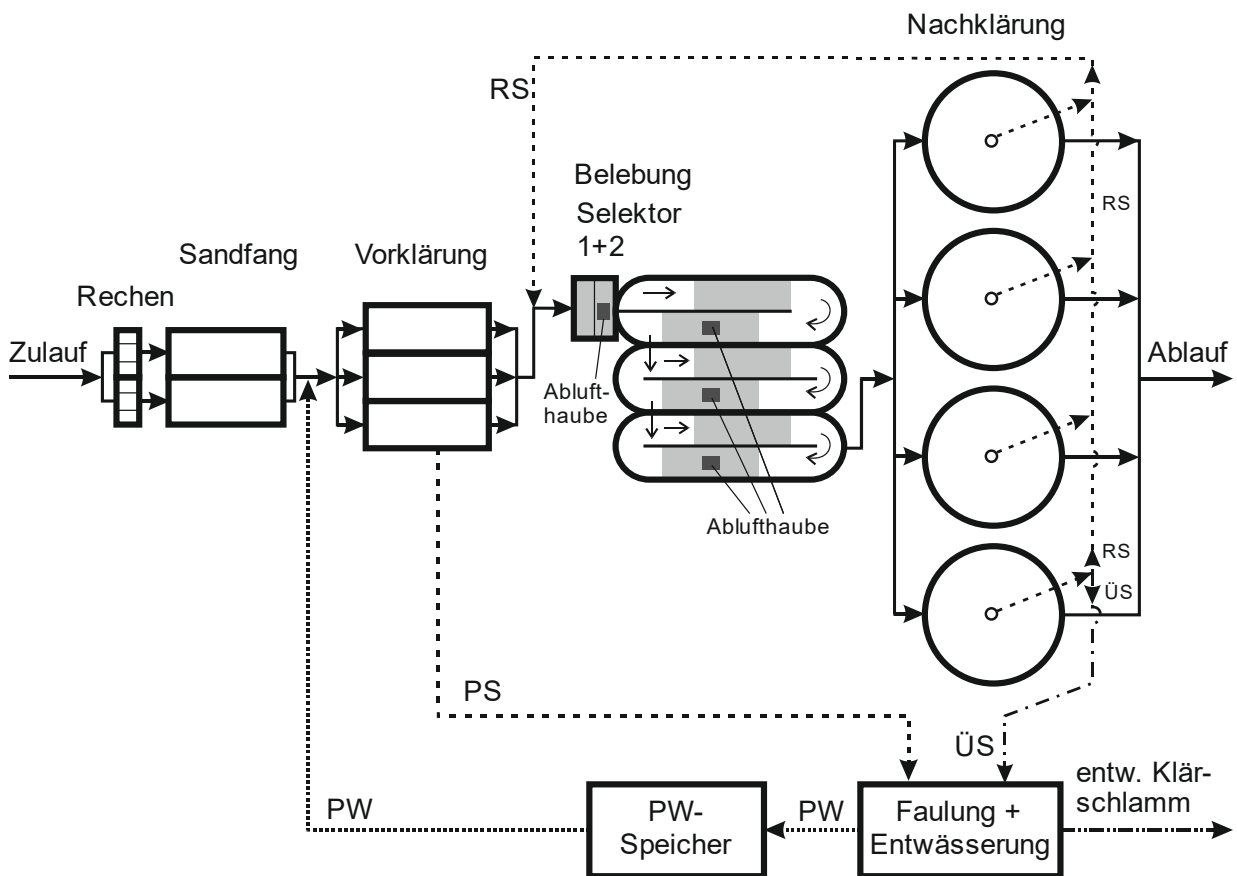


Abbildung 98. Schematischer Grundriss der Kläranlage F.

7.6.2. Allgemeines zu den Messkampagnen

Kläranlage F, für 180.000 EW₁₂₀ ausgelegt, wurde in den Jahren 2013 und 2014 laut Bilanzen mit einer durchschnittlichen Belastung von 175.000 EW₁₂₀ betrieben. Das Abwasser der zwei größten an das Kanalnetz angeschlossenen Indirekteinleiter (Lebensmittelindustrie) ist vorwiegend CSB belastet. Wegen der Produktionsabläufe geht der Abwasseranfall und damit die CSB-Fracht an den Wochenenden stark zurück (Abbildung 99), was zu einem Anstieg des Verhältnisses N/CSB im Zulauf der Kläranlage führt (der 05., 12., 19. und 26.10.2013 war jeweils ein Samstag).

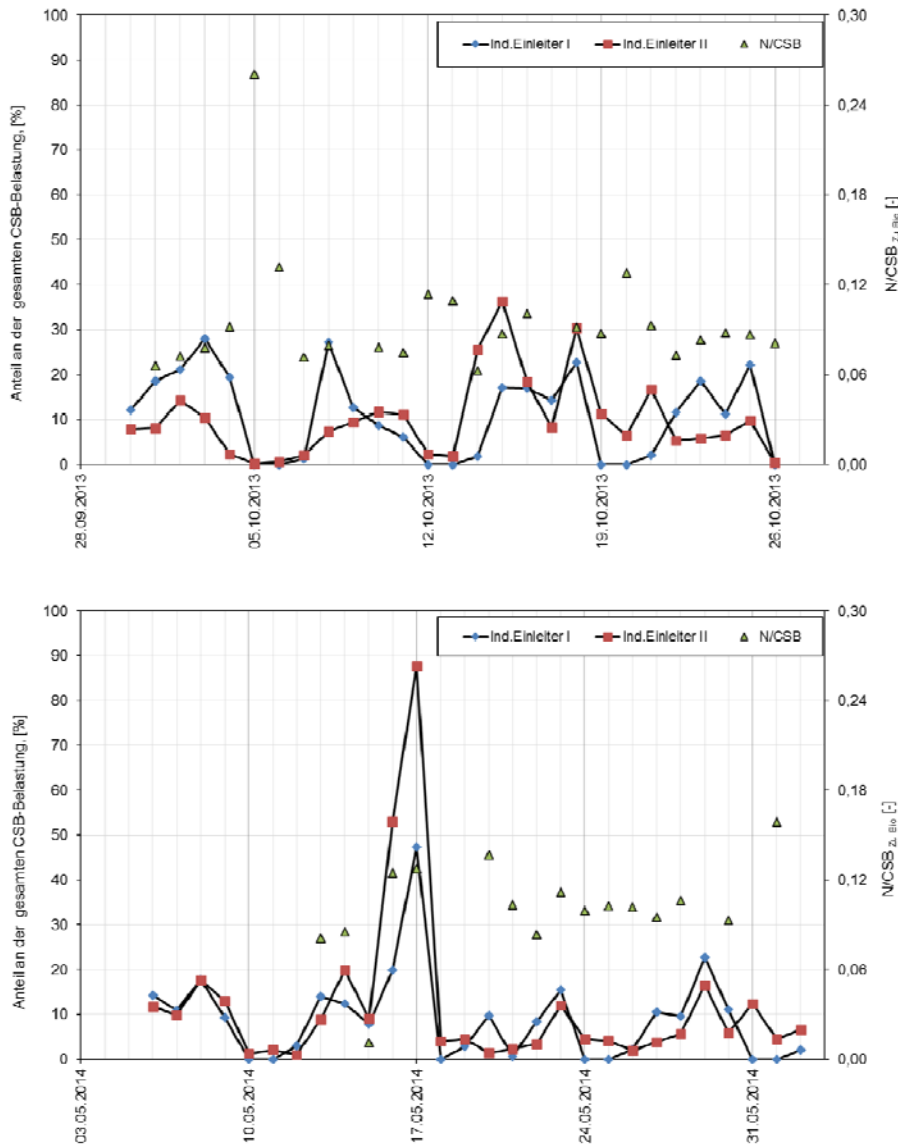


Abbildung 99. Anteil der Indirekteinleiter an der CSB-Belastung im Zulauf der Kläranlage F.

Laut Bilanzen für 2013 und 2014 wurde 25-30 % der CSB-Zulauffracht über die Vorklärung abgetrennt. Im Ablauf der Vorklärung ist ein Probenehmer installiert. Bei den dort genommenen Tagesmischproben wurden bei der Messkampagnen 2013 die Parameter CSB, GN und NH₄-N parallel zu den Messungen auf der Kläranlage auch im Labor der TU Wien analysiert. Beim Parameter NH₄-N und GN wurden von der Kläranlage ca. 10 % und beim Parameter CSB ca. 14 % niedrigere Werte gegenüber den Messungen im eigenen Labor festgestellt. Die mittlere CSB-Fracht im Zulauf der Kläranlage ist während der beiden Messkampagnen gleich geblieben, bei der N-Zulauffracht ist eine 10 %-ige Abnahme bei der Messung in 2014 festgestellt worden. Die um ca. 25 % angestiegenen Zulaufmengen und die geringeren

Zulaufkonzentrationen (20 % bei den Parametern CSB und GN und 30 % beim Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$) während der Messkampagne 2014 wiesen auf einen erhöhten Fremdwasseranteil hin. Bei der Messkampagne 2013 wurde ein $\text{NH}_4\text{-N}/\text{GN}$ -Verhältnis von 0,64 im Zulauf der Biologie festgestellt. Bei den Messungen 2014 errechnete sich das Verhältnis zu 0,53 (aufgrund eigener Analysen der Tagesmischproben 06.-11.05.2014). An 2 Tagen während der Messkampagne 2013 (06.10.2014 und 08.10.2014) wurden 2 h-Mischproben vom Zulauf zur Biologie analysiert, um den Tagesgang der Belastung zu bestimmen.

Die Biologie besteht aus drei Belebungsbecken, die jeweils mit zwei baugleichen Belüftungsfeldern ausgestattet sind. Im Zulauf des ersten Beckens sind zwei intermittierend belüftete Selektoren eingebaut, wobei vorwiegend der zweite Selektor (Selektor 2) belüftet wird. Das Abwasser fließt danach in das als längsdurchströmte Becken betriebene Belebungsbecken 1. Die Belebungsbecken 2 und 3 werden als Umlaufbecken betrieben. In jedem Becken sind $\text{NH}_4\text{-N}$ - und $\text{NO}_3\text{-N}$ -On-Line-Messungen zur Überwachung und Steuerung der Belüftung installiert. Messungen des Abluftgehaltes wurden während der beiden Messkampagnen im Selektor 2 des BB 1 und in allen drei Belebungsbecken durchgeführt. Während der Messkampagne 2013 teilte sich die über die Belüftung eingebrachte Gesamtluftmenge folgendermaßen auf die einzelnen Anlagenteile auf: Selektoren 1 und 2 ca. 3 %, BB 1 ca. 51 %, BB 2 ca. 28 % und BB 3 ca. 18 % des gesamten Luftvolumens. Für die Messkampagne 2014 betrug die Anteile an der Gesamtluftmenge für die Selektoren 1 und 2 7 %, für BB 1 43 %, für BB 2 18 % und für BB 3 32 %. Insgesamt wurde für die Belebung während der Messkampagne 2014 ca. 35 % weniger Luft zugeführt bzw. verbraucht.

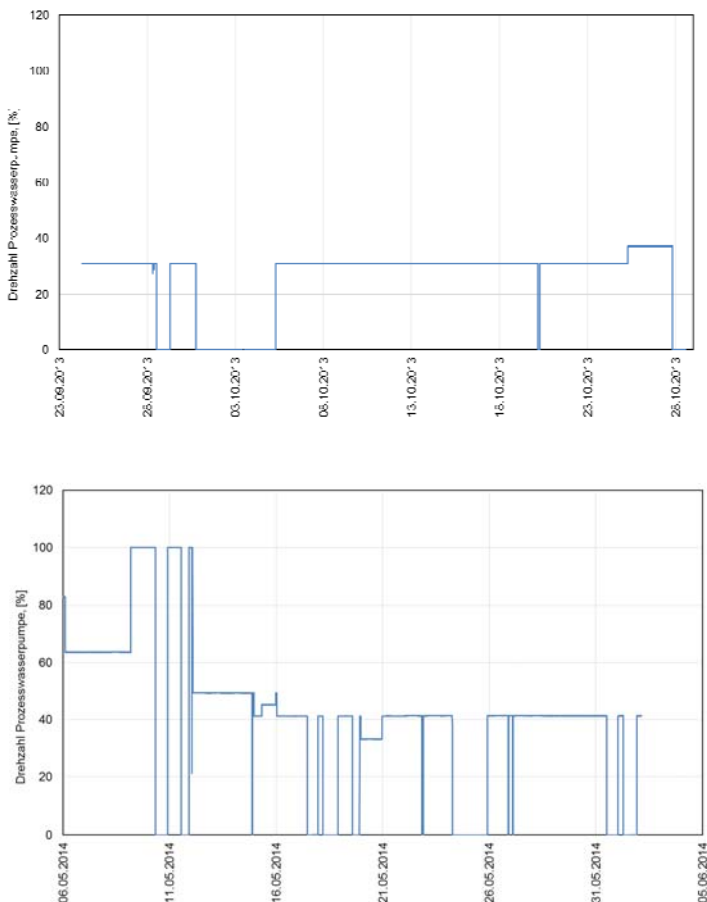


Abbildung 100. Überblick über die Prozesswassereinleitung während der beiden Messkampagnen.

Das bei der Faulschlammwässerung anfallende Prozesswasser wird in einem Vorlagebehälter gespeichert und in den Zulauf der Vorklärbecken eingeleitet. Die Fördermenge wird über die Drehzahl einer Pumpe gesteuert. Wie Abbildung 100 veranschaulicht, wird das Prozesswasser während der ersten Messkampagne mit Ausnahme im Zeitraum 28.09.-05.10. konstant zudosiert. Während der zweiten Messkampagne erfolgte die Rückführung bei höherer Drehzahl (entsprechend auch höhere Fördermengen) viel unregelmäßiger als bei der ersten Messkampagne. Im Durchschnitt wurde während der zweiten Messkampagne um ca. 40 % mehr Prozesswasser der biologischen Behandlung zugeführt.

Die aus den Nachklärbecken entnommene Rücklaufschlammmenge wird während der beiden Messkampagnen mit einem Rücklaufverhältnis von ca. 0,4 in die Belebung zurückgeführt.

7.6.3. Messkampagne Oktober 2013 (24.09.2013-27.10.2013)

Die für den Untersuchungszeitraum durchschnittliche Ablaufmenge betrug 62.100 m³/d und war um 20 % geringer als die aus der Jahresbilanz 2013 ermittelte. Wie Abbildung 101 veranschaulicht, wurde die Kläranlage während der gesamten Messkampagne vorwiegend bei Trockenwetter betrieben. Im Zeitraum 24.09-27.09.2013 (während der Beprobung im Selektor 2) überstieg die Zulaufmenge um ca. 10 % den Durchschnittswert der Messkampagne. Vom 10.10. bis zum 11.10.2013 waren die Zulaufmengen ebenfalls erhöht (10 % bzw. 5 % über dem Durchschnitt der Messkampagne). Die geringsten Zulaufmengen werden in der Früh (gegen 08:00 Uhr) gemessen, danach steigen die Zulaufmengen an und erreichen um 14:00 Uhr die Tagesspitze. Die zulaufenden Mengen bleiben bis Mitternacht auf einem hohen Niveau und nehmen erst in den frühen Morgenstunden wieder deutlich ab.

Die mittlere CSB-Zulaufkraft zur Kläranlage während der Messkampagne entsprach sehr gut der mittleren Tageszulaufkraft für 2013 (ca. 21.000 kg CSB/d). Die CSB-Kraft im Zulauf der Biologie war um 5 % geringer als der Jahresdurchschnitt von ca. 15.800 kg CSB/d. Die Stickstoffzulaufkraft war während der Messkampagne im Zulauf der Kläranlage um 7 % geringer als der Durchschnittswert für 2013 (ca. 1.400 kg N/d) und im Zulauf der Belebung um 8 % höher als der Mittelwert für den Bilanzzeitraum 2013 (ca. 1.260 kg N/d). Das N/CSB-Verhältnis im Zulauf der Kläranlage belief sich laut Bilanzen für 2013 auf 0,065 und zeigte im Mittel eine gute Übereinstimmung während der Messkampagne. Für den Bilanzzeitraum wurde ein mittleres N/CSB-Verhältnis von 0,080 im Zulauf der Biologie ermittelt, während der Messkampagne ergab sich das Verhältnis zu 0,090. Am 05.10.2013 (Samstag) wurde dieser Wert deutlich überschritten (Anstieg auf einen Wert von 0,26). Aufgrund der zurückgehende CSB-Kraft der Indirekteinleiter zufolge Produktionsstopps am Wochenende stieg das Verhältnis an. Die Analyseergebnisse der Zulaufproben sind in Tabelle 23 zusammengefasst.

Die mittlere Abwassertemperatur während der Messkampagne belief sich auf 16,4°C. Die Tagesmittelwerte schwankten zwischen 15,9°C und 16,9°C und entsprachen den Temperaturen während der gesamten Sommermonate. Der pH-Tagesmittelwert schwankte zwischen 6,8 und 7,4 und betrug im Mittel 7,0.

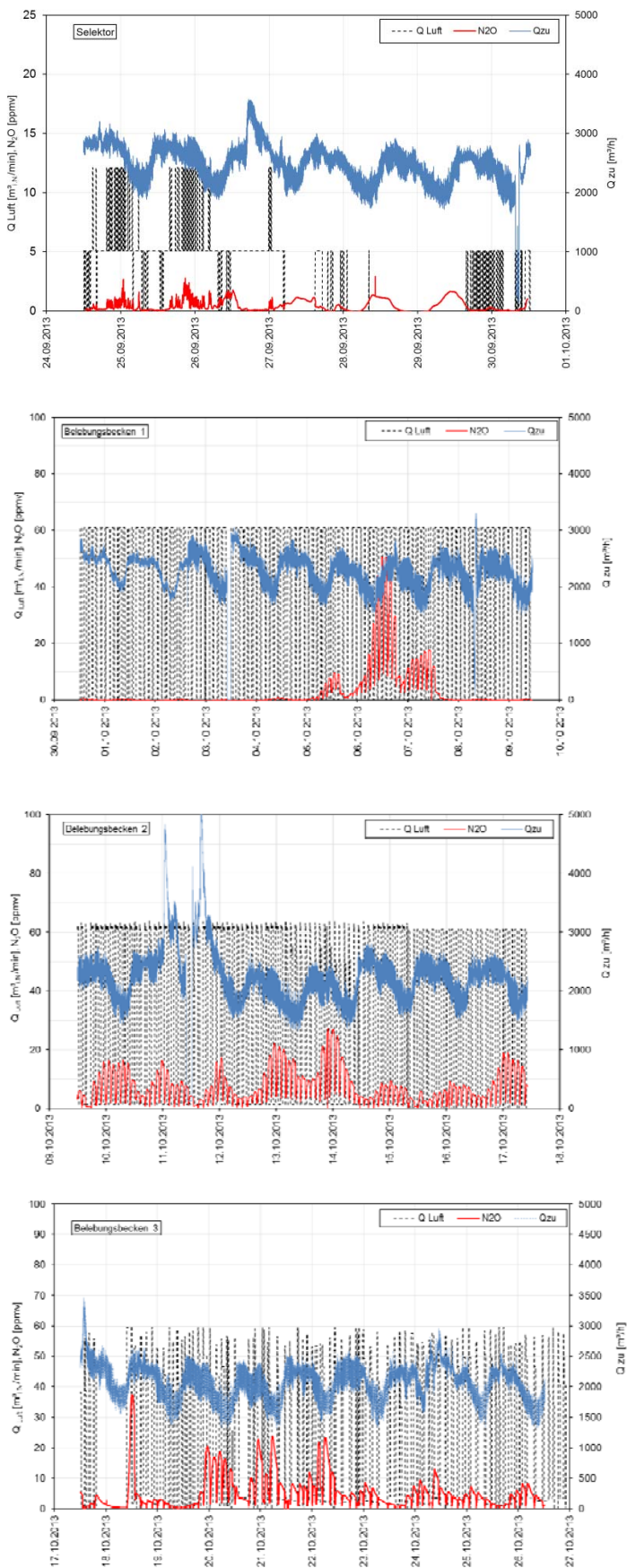


Abbildung 101. Überblick über den gesamten Zeitraum der Messkampagne 2013 auf Kläranlage F.

Tabelle 23. Ergebnisse der N₂O-Messungen und Zulaufcharakteristik für die Messkampagne 2013 auf Kläranlage F.

	N ₂ O		CSB		NH ₃ -N		GN		N/CSB		N ₂ O-N/Nzu		Wirkungsgrad der KA für N ^{**})
	Datum	Zulauf KA ^{**})	Zulauf Bio [*])	Zulauf KA ^{**})	Zulauf Bio [*])	Zulauf KA ^{**})	Zulauf Bio [*])	Zulauf KA	Zulauf Bio	Zulauf KA	Zulauf Bio	Zulauf KA	
	[g/d]	[kg/d]	[kg/d]	[kg/d]	[kg/d]	[kg/d]	[kg/d]	[-]	[-]	[%]	[%]	[%]	
Selektor	24.09.2013	5,9	22.553	12.227	583	931	1.286	1.324	0,057	0,108	0,000	0,000	85,3
	25.09.2013	8,5	22.353	16.642	594	958	1.105	1.542	0,049	0,093	0,000	0,000	85,0
	26.09.2013	5,2	22.095	17.663	687	989	1.471	1.580	0,067	0,089	0,000	0,000	86,7
	27.09.2013	0,6	15.678	14.152	711	1.080	1.198	1.409	0,076	0,100	0,000	0,000	79,8
	28.09.2013	0,02	14.879	11.272	620	710	1.082	1.093	0,073	0,097	0,000	0,000	69,8
	29.09.2013	0,3	14.163	9.685	545	806	1.013	1.086	0,072	0,112	0,000	0,000	82,4
30.09.2013	6,1	-	12.204	-	522	-	967	-	0,079	-	0,000	-	-
BB 1	01.10.2013	1,2	20.560	15.641	586	553	1.100	1.028	0,053	0,066	0,000	0,000	90,2
	02.10.2013	0,4	24.027	16.375	1.024	670	1.294	1.182	0,054	0,072	0,000	0,000	93,7
	03.10.2013	3,9	21.086	16.705	753	701	1.443	1.303	0,068	0,078	0,000	0,000	90,1
	04.10.2013	37	19.411	14.294	751	745	1.518	1.318	0,078	0,092	0,002	0,002	87,9
	05.10.2013	624	15.961	10.728	680	895	2.569	2.794	0,161	0,260	0,015	0,014	92,4
	06.10.2013	1.939	16.154	9.083	723	893	1.332	1.197	0,082	0,132	0,093	0,103	77,4
	07.10.2013	215	23.667	16.077	701	791	1.117	1.149	0,047	0,071	0,012	0,012	78,7
	08.10.2013	3,6	25.683	19.128	790	978	1.359	1.521	0,053	0,079	0,000	0,000	86,8
	09.10.2013	459	24.942	18.472	866	1.059	1.430	1.471	0,057	0,080	0,020	0,020	84,8
	10.10.2013	419	43.110	22.475	813	1.143	1.606	1.765	0,037	0,079	0,017	0,015	82,2
BB 2	11.10.2013	359	23.010	17.910	649	881	1.188	1.339	0,052	0,075	0,019	0,017	77,2
	12.10.2013	484	12.877	8.361	629	826	899	951	0,070	0,114	0,034	0,032	82,7
	13.10.2013	509	14.557	9.139	518	1.088	1.069	999	0,073	0,109	0,030	0,032	82,6
	14.10.2013	259	25.854	22.475	649	837	1.336	1.411	0,052	0,063	0,012	0,012	84,8
	15.10.2013	232	23.492	16.893	713	929	1.409	1.473	0,060	0,087	0,010	0,010	91,3
	16.10.2013	485	21.669	16.078	740	921	1.533	1.624	0,071	0,101	0,020	0,019	89,3
	17.10.2013	34	25.674	23.187	638	816	1.470	1.557	0,057	0,067	0,001	0,001	-
BB 3	18.10.2013	382	19.925	14.741	666	996	1.230	1.352	0,062	0,092	0,020	0,018	78,0
	19.10.2013	358	17.107	12.070	618	770	1.098	1.055	0,064	0,087	0,021	0,022	87,7
	20.10.2013	249	14.532	8.423	653	852	1.004	1.078	0,069	0,128	0,016	0,015	80,9
	21.10.2013	240	20.750	15.438	740	928	1.420	1.435	0,068	0,093	0,011	0,011	81,9
	22.10.2013	165	22.319	17.487	628	737	1.270	1.275	0,057	0,073	0,008	0,008	81,6
	23.10.2013	120	23.276	16.379	725	903	1.324	1.364	0,057	0,083	0,006	0,006	87,2
	24.10.2013	183	22.195	15.005	714	828	1.297	1.318	0,058	0,088	0,009	0,009	84,9
	25.10.2013	121	18.146	13.925	534	825	1.126	1.208	0,062	0,087	0,007	0,006	85,8
	26.10.2013	469	16.391	13.887	669	678	1.102	1.129	0,067	0,081	0,027	0,026	86,2
Mittelwert	951	20.878	14.976	685	856	1.303	1.342	0,065	0,094	0,048	0,047	84,4	

^{*}) Analysen im IWAG Labor durchgeführt; ^{**}) Daten aus Betriebsprotokollen; ^{***)} abgeschätzte Werte

Bei allen in Abbildung 101 dargestellten Messungen lässt sich ein Tagesgang des N₂O-Abluftgehaltes erkennen. Bei der Messung im Selektor fällt auf, dass auch an Tagen, an denen die Belüftung nicht eingeschaltet wurde, der N₂O-Gehalt zur ungefähr selben Tageszeit ansteigen.

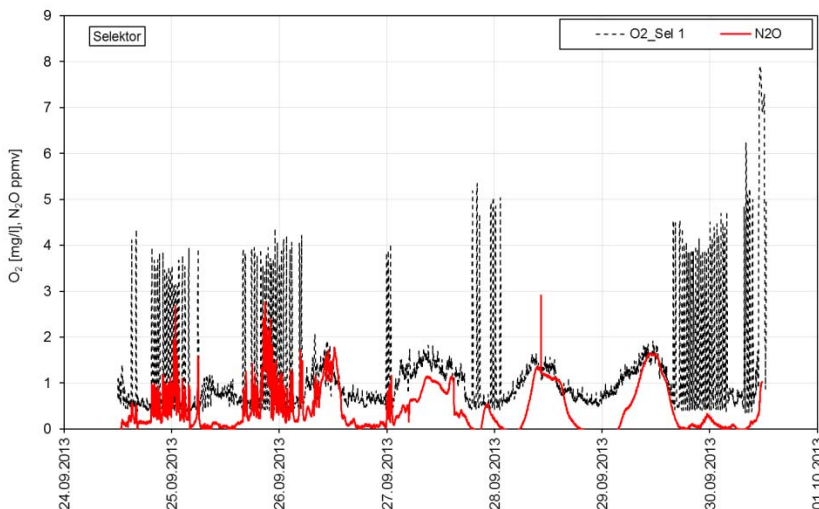


Abbildung 102. Verlauf der O₂-Konzentration im Selektor 1 und des N₂O-Abluftgehaltes im Selektor 2.

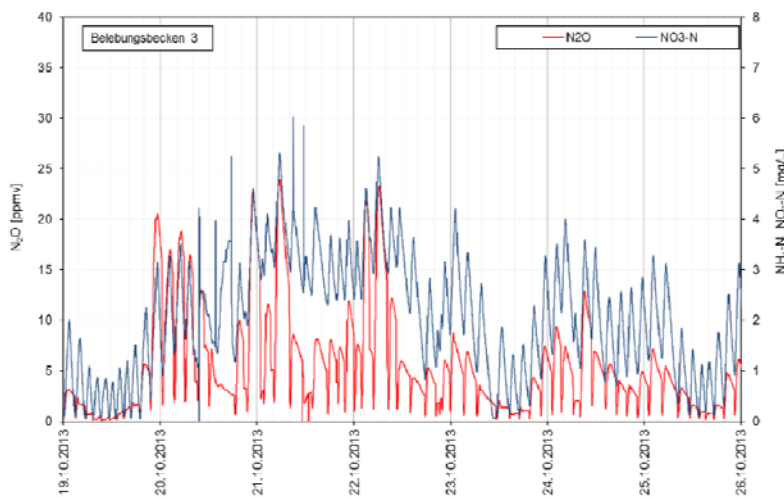
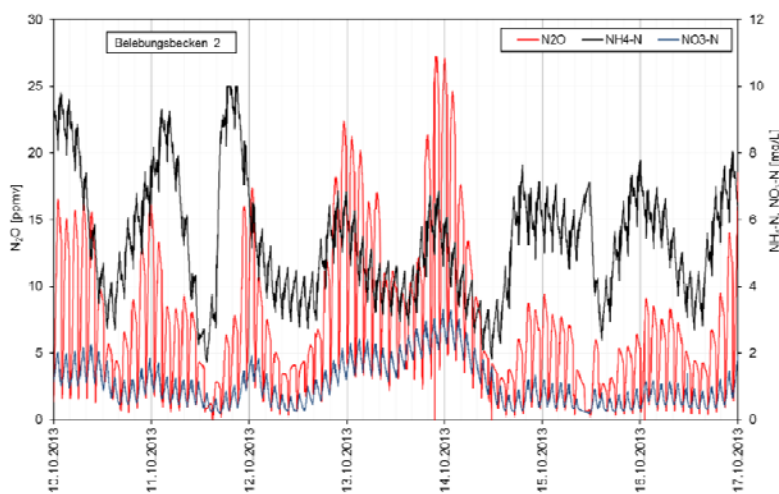
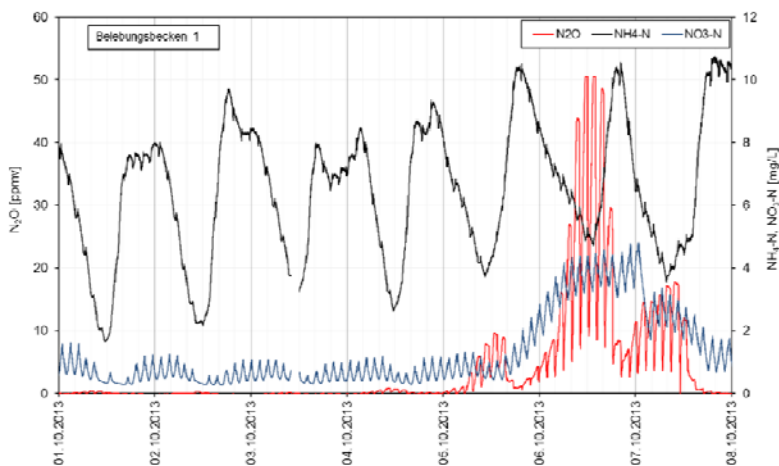


Abbildung 103. Gegenüberstellung der $\text{NH}_4\text{-N}$ - bzw. $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration und der Ganglinien des N_2O -Gehaltes in der Abluft in den Belebungsbecken (Kaskaden) der Kläranlage F.

Nach dem Durchfließen der Vorklärbecken wird das Abwasser in den hintereinander durchflossenen Selektoren eingeleitet. Aufgrund der Ausgestaltung des Überfalls im Zulauf des Selektor 1, steigt die Turbulenz an dieser Stelle bei höheren Zulaufmengen an. Dabei wird O_2 ins Abwasser eingetragen und die O_2 -Konzentration steigt entsprechend an. Bei Anstieg der O_2 -Konzentration in Selektor 1 wurde ein gleichzeitiger Anstieg des N_2O -Abluftgehaltes in Selektor 2 gemessen (auch während nicht belüfteten

Phasen). Dieser beginnt bei einer O_2 -Konzentration von ca. $1 \text{ mg } O_2/L$. Die N_2O -Emission über die Wasseroberfläche liegt unter 1 % der N_2O -Gesamtemissionen und wird als vernachlässigbar klein betrachtet. Bei der weiteren Berechnung der Emission aus der Kläranlage wird diese daher nicht berücksichtigt.

Die in Abbildung 103 dargestellten Ganglinien des N_2O -Abluftgehaltes, sowie die NH_4-N - und NO_3-N -On-Line-Messungen in BB 2 bestätigen die erwarteten Zusammenhänge. Es konnte in allen drei Becken an den untersuchten Wochenenden (05.-06.10.2013 in BB 1, 12.-13.10.2013 in BB 2 und 19.-20.10.2013 in BB 3) ein Anstieg des N_2O -Abluftgehaltes beobachtet werden. Bei der Messung in BB 1 wurde zu diesem Zeitpunkt die Prozesswasserpumpe wieder in Betrieb genommen. Aufgrund der geringeren CSB-Zulaufkraft der Indirekteinleiter ist das N/CSB -Verhältnis auf 0,26 bzw. 0,13 angestiegen. In Hinsicht auf die an diesem Wochenende geringeren NH_4-N -Konzentrationen im Belebungsbecken ist der Anstieg des N_2O -Abluftgehaltes vermutlich auf das erhöhte N/CSB -Verhältnis zurückzuführen. Wegen der Aufenthaltszeit des Abwassers in der Belebung werden die Peaks erst mit einer entsprechenden Zeitverzögerung in den danach durchflossenen Becken erfasst. Der N_2O -Abluftgehalt in BB 1 liegt deutlich unter der in BB 2 und BB 3 gemessenen. Die NO_3-N -Ganglinie weist darauf hin, dass in BB 1 nur ein geringer Teil des NH_4-N umgesetzt wird. Im als Erstes durchflossenen BB 1 liegt ein Überschuss an Kohlenstoff vor. Durch die höhere Kohlenstoff-Atmung können partiell anaerobe Zonen vorliegen, in denen N_2O bereits denitrifiziert wird. Erst wenn der Kohlenstoff zurückgeht (z.B. am Wochenende) wird vermehrt NH_4-N oxidiert und das Potential für simultane Denitrifikation sinkt.

Das NO_3-N steigt bei gleichzeitigem Anstieg des N_2O -Abluftgehaltes an. Auch in BB 2 und BB 3 steigt der N_2O -Abluftgehalt gleichzeitig mit dem Anstieg der NO_3-N -Konzentrationen im Becken und bestätigt die Erkenntnis, dass N_2O bei der Umsetzung von NH_4-N zu NO_3-N als Nebenprodukt gebildet wird und während den aeroben Phasen ausgestrippt wird.

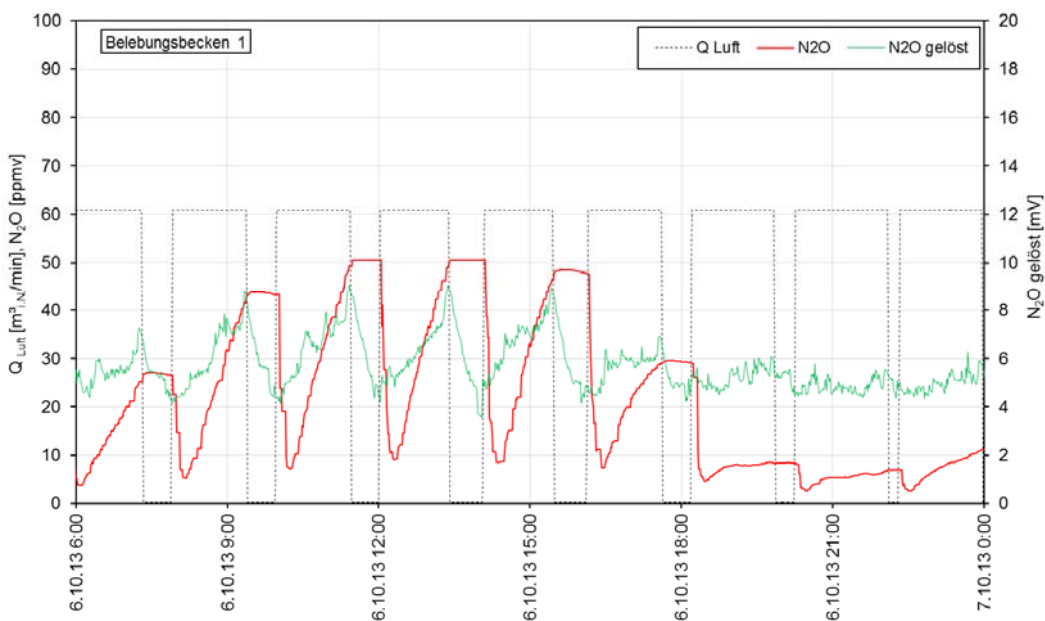


Abbildung 104. Zusammenhang des N_2O -Abluftgehaltes mit der N_2O -Konzentration in der Flüssigkeit im Belebungsbecken 1 der Kläranlage F.

Für einen Messtag wurde das aufgezeichnete Signal des N_2O -Sensors mit dem N_2O -Abluftgehalt gegenübergestellt (Abbildung 104). Es ist bei allen Denitrifikationsphasen eindeutig festzustellen, dass sofort



nach Ausschalten der Belüftung eine Reduktion von Lachgas in der Flüssigkeit einsetzt und die N₂O-Konzentration abnimmt. Aufgrund der gesunkenen Konzentrationen in der Flüssigkeit und des Gas-Flüssigkeitsgleichgewichts von Gasen wird ein Teil des Lachgases unter der Ablufthaube rückgelöst. Der N₂O-Abluftgehalt geht bei gleichbleibendem CO₂-Gehalt leicht zurück. Sofort nach Einschalten der Belüftung ist bei allen Nitrifikationsphasen ein Absinken des N₂O-Abluftgehaltes zu beobachten, das sich aus der Verdünnung der Abluft unter der Ablufthaube mit der unmittelbar aus dem Belebungsbecken austretenden, weniger konzentrierten Abluft ergibt. Es kann dadurch bewiesen werden, dass während der Denitrifikation eine Reduktion von N₂O stattfindet.

Beim stichprobenartigen Überprüfen der S²⁻-Konzentration im Zulauf der Belebung wurde der Messwert von 0,06 mg S²⁻/l nicht überschritten. Die maximal gemessene NO₂-N-Konzentration belief sich auf 0,35 mg NO₂-N/L.

7.6.4. Messkampagne 2014 (06.05.2014-02.06.2014)

Die für den Untersuchungszeitraum durchschnittliche Zulaufmenge belief sich auf 80.900 m³/d und überstieg somit den Durchschnitt für den Bilanzzeitraum Jänner-Juni 2014 (51.600 m³/d) um 60 %. Die in Abbildung 105 dargestellte Ganglinie des Zuflusses zeigt einen ca. 3-fachen Anstieg am 11.05.2014 und 16.05.2014. Der langsame Rückgang im Zeitraum 17.05.-26.05.2014 deutet auf Grundwasserinfiltration hin. Höhere Durchflüsse wurden auch am 28.-29.05.2014 festgestellt. Aufgrund der Verdünnung des Zulaufs wurden ca. 30 % geringere CSB- und NH₄-N-Konzentrationen und ca. 20 % geringere GN-Konzentrationen im Vergleich zu Messkampagne 2013 gemessen. Bei der GN-Zulaufkraft wurde während der Messkampagne ein 10 %-iger Anstieg und bei der NH₄-N-Zulaufkraft ein 10 %-iges Absinken im Vergleich zu der Messkampagne 2013 festgestellt, während die CSB-Zulaufkraft unverändert geblieben ist. Das mittlere N/CSB-Verhältnis im Zulauf der Kläranlage ist dadurch angestiegen, im Zulauf der Biologie wurde jedoch ein geringeres N/CSB-Verhältnis im Vergleich zu Messkampagne 2013 festgestellt.

Tabelle 24. Ergebnisse der N₂O-Messungen und Zulaufcharakteristik für die Messkampagne 2014 auf Kläranlage F.

	Datum	N ₂ O	CSB ^{*)}		NH ₄ -N ^{**)}		GN ^{**)}		N/CSB		N ₂ O-N/Nzu		Wirkungsgrad der KA für N ^{**)}
		[g/d]	Zulauf KA [kg/d]	Zulauf Bio [kg/d]	Zulauf KA [kg/d]	Zulauf Bio [kg/d]	Zulauf KA [kg/d]	Zulauf Bio [kg/d]	Zulauf KA [-]	Zulauf Bio [-]	Zulauf KA [%]	Zulauf Bio [%]	[%]
Selektor	06.05.2014	22	21.457	15.402	768	715	1.167	1.079	0,054	0,070	0,001	0,001	85,4
	07.05.2014	43	30.075	23.108	778	819	1.649	1.393	0,055	0,060	0,002	0,002	84,9
	08.05.2014	14	21.609	16.988	704	651	1.069	1.025	0,049	0,060	0,001	0,001	85,5
	09.05.2014	6	25.624	17.408	812	758	1.301	1.159	0,051	0,067	0,000	0,000	87,4
	10.05.2014	3	19.386	11.452	708	678	1.111	999	0,057	0,087	0,000	0,000	83,6
	11.05.2014	12	26.527	19.503	769	799	1.620	1.512	0,061	0,078	0,000	0,001	74,9
BB 1	12.05.2014	45	24.550	15.191	668	583	1.430	1.199	0,058	0,079	0,002	0,002	84,7
	13.05.2014	207	22.973	16.930	681	566	1.434	1.026	0,062	0,061	0,009	0,013	85,6
	14.05.2014	121	22.435	15.595	602	511	1.158	980	0,052	0,063	0,007	0,008	85,9
	15.05.2014	86	38.380	30.896	849	626	1.881	-	0,049	-	0,003	-	77,9
	16.05.2014	30	16.158	10.894	291	314	976	955	0,060	0,088	0,002	0,002	46,6
	17.05.2014	17	8.365	7.248	207	207	850	858	0,102	0,118	0,001	0,001	64,8
	18.05.2014	11	8.461	5.990	264	329	1.543	-	0,182	-	0,000	-	72,9
	19.05.2014	129	15.552	12.424	429	417	1.303	-	0,084	-	0,006	-	71,4
BB 2	20.05.2014	23	19.784	14.162	832	929	1.957	1.676	0,099	0,118	0,001	0,001	62,2
	21.05.2014	72	18.174	16.776	1.280	1.118	1.699	1.452	0,093	0,087	0,003	0,003	51,2
	22.05.2014	69	22.495	19.768	555	732	1.597	1.363	0,071	0,069	0,003	0,003	62,0
	23.05.2014	18	21.722	15.554	604	539	1.466	1.394	0,067	0,090	0,001	0,001	81,9
	24.05.2014	3	17.075	13.481	568	534	1.438	1.275	0,084	0,095	0,000	0,000	83,6
	25.05.2014	29	15.110	12.579	630	626	1.174	1.289	0,078	0,102	0,002	0,001	83,7
BB 3	26.05.2014	304	29.854	17.814	689	608	1.583	1.534	0,053	0,086	0,012	0,013	76,5
	27.05.2014	167	28.938	16.926	529	481	1.537	1.178	0,053	0,070	0,007	0,009	76,6
	28.05.2014	112	29.340	23.232	548	432	1.734	2.061	0,059	0,089	0,004	0,003	77,0
	29.05.2014	101	16.814	15.147	418	350	2.376	-	0,141	-	0,003	-	78,1
	30.05.2014	36	18.104	13.309	447	342	1.478	895	0,082	0,067	0,002	0,003	84,8
	31.05.2014	28	13.474	11.683	553	476	1.330	-	0,099	-	0,001	-	77,6
	01.06.2014	45	11.094	6.769	592	569	1.222	1.013	0,110	0,150	0,002	0,003	85,9
Mittelwert		256	20.871	15.416	621	582	1.447	1.242	0,077	0,084	0,011	0,015	76,8

*) Analysen im IWAG Labor durchgeführt; **) Daten aus Betriebsprotokollen; ***) abgeschätzte Werte

Auswertung der Messergebnisse

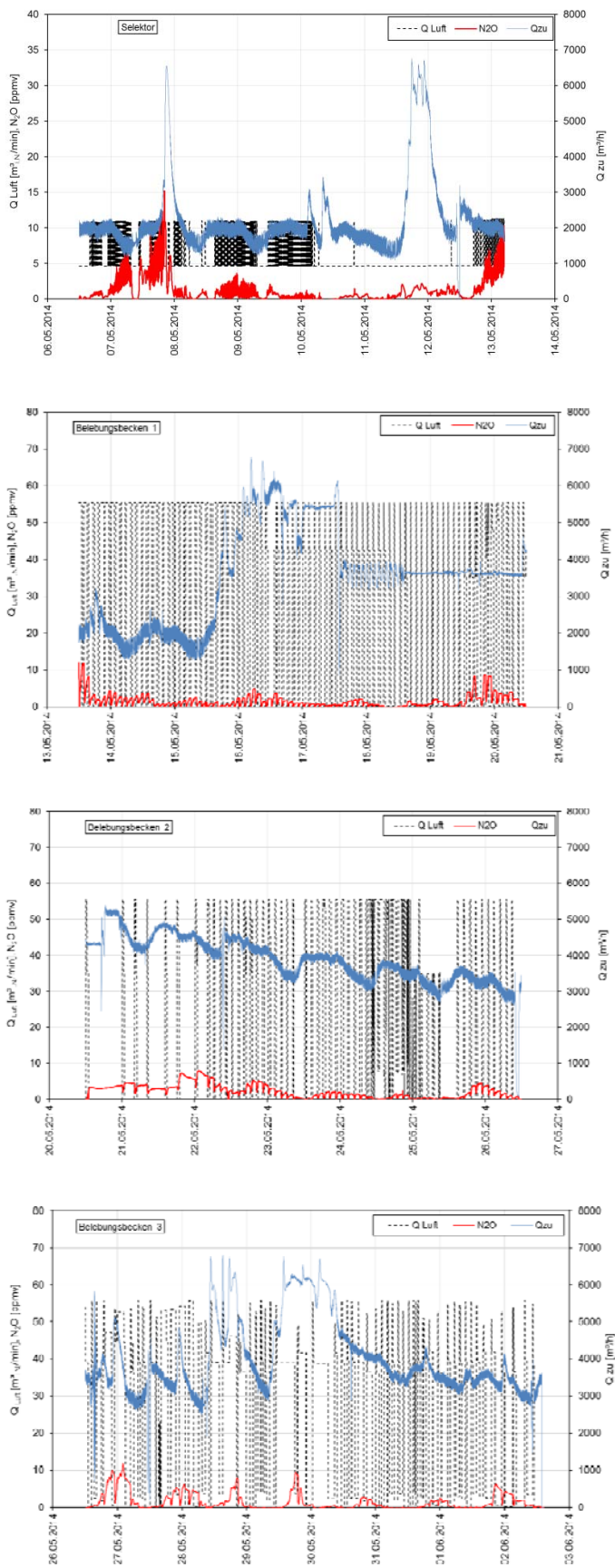


Abbildung 105. Überblick über den gesamten Zeitraum der Messkampagne 2014 auf Kläranlage F.

Die mittlere CSB-Tagesfracht während der Messkampagne entsprach dem Durchschnitt für den Bilanzzeitraum Jänner-Juni 2014 (21.050 kg CSB/d). Die Zusammenfassung der Zulaufprobenanalysen findet sich in Tabelle 24.

Die höchsten täglichen mittleren Abwassertemperaturen wurden am Anfang der Messkampagne gemessen (15,2°C). Ab 17.05.2014 ist die Temperatur durch den Fremdwasserzufluss auf 11,5°C gesunken, der Durchschnitt für die Messkampagne belief sich auf 13,9°C. Der minimale pH-Tagesmittelwert von 6,6 wurde gegen Ende der Messkampagne in BB 3 aufgezeichnet, der maximale pH-Wert von 7,4 in BB 1, der Mittelwert belief sich auf 6,9.

Abbildung 105 zeigt die Änderungen des N₂O-Abluftgehaltes in den drei Becken während der Messkampagne. In dem Zeitraum 06.-12.05.2014 wurde vermehrt Prozesswasser zurückgeführt (Abbildung 100). Damit musste auch öfters und intensiver belüftet werden, als das bei der Messkampagne im Jahr 2013 (40 % höhere Luftmenge) der Fall war. Beide Faktoren begünstigen eine vermehrte Produktion und Ausstrippung von N₂O aus diesem Beckenteil und erklären die höhere mittlere N₂O-Tagesfracht während dieser Messkampagne als bei der Messkampagne 2013 festgestellt.

In allen drei Belebungsbecken konnte wie auch bei der Messkampagne 2013 ein Zusammenhang des N₂O-Abluftgehaltes mit der NH₄-N- und NO₃-N-Konzentration festgestellt werden. Die Tagesmaxima der NH₄-N-Konzentration während der Messung in BB 1 gehen von 15 mg NH₄-N/L auf 3-5 mg NH₄-N/L zurück. Zum einen wegen der stark angestiegenen Zulaufmengen und zum anderen wegen der geringeren eingeleiteten Prozesswassermengen im Zeitraum 14.-19.05.2014 (Abbildung 100). Es wurde im Gegensatz zu den Beobachtungen auf anderen Projektkläranlagen bei dieser Messkampagne kein Anstieg des N₂O-Abluftgehaltes kurz nach dem Regenereignis beobachtet. Der Tagesgang des N₂O-Abluftgehaltes konnte auch nach dem Regenereignis verfolgt werden, allerdings tritt der Peak wegen der geringeren Aufenthaltszeit des Abwassers in der Vorklärung früher ein.

Die Gebläse fördern eine konstante Luftmenge zu den jeweiligen Belebungsbecken, wodurch die O₂-Konzentration in den Becken bei geringerer Belastung ansteigt (ähnlich wie auf Kläranlage G festgestellt). Ein Anstieg der O₂-Konzentration von ca. 2 mg O₂/L während der aeroben Phase auf maximal 7 mg O₂/L und ein Rückgang des CO₂-Gehaltes von ca. 2 % auf ca. 1 % wurden z.B. im BB 1 am 16.05.2014 beobachtet. Ähnlicher Anstieg der O₂-Konzentration auf ca. 5 mg O₂/L konnte am 30.05.2014 auch in BB 3 nach dem Anstieg der Zulaufmengen festgestellt werden, der zeitgleich mit kurzfristigem Rückgang des CO₂-Gehaltes von ca. 2 % auf 1,5 % aufgetreten ist.

Im Gegensatz zu der Messkampagne 2013 wurde an Wochenenden kein erhöhter N₂O-Abluftgehalt beobachtet. Das N/CSB-Verhältnis im Zulauf der Biologie war an den einzelnen Messtagen deutlich ausgeglichener, die N-Zulauffracht zur Biologie ist um ca. 10 % gesunken und die zugeführte Luftmenge war um ca. 30 % geringer als bei der Messkampagne 2013. Der schon bekannte und zu erwartende Verlauf des N₂O-Abluftgehaltes bei intermittierender Belüftung konnte auch während dieser Messkampagne beobachtet werden. Die höchsten gemessenen NO₂-N-Konzentrationen (1 mg NO₂-N/L) wurden bei den Stichproben aus BB 1 am 06.05.2014 festgestellt.

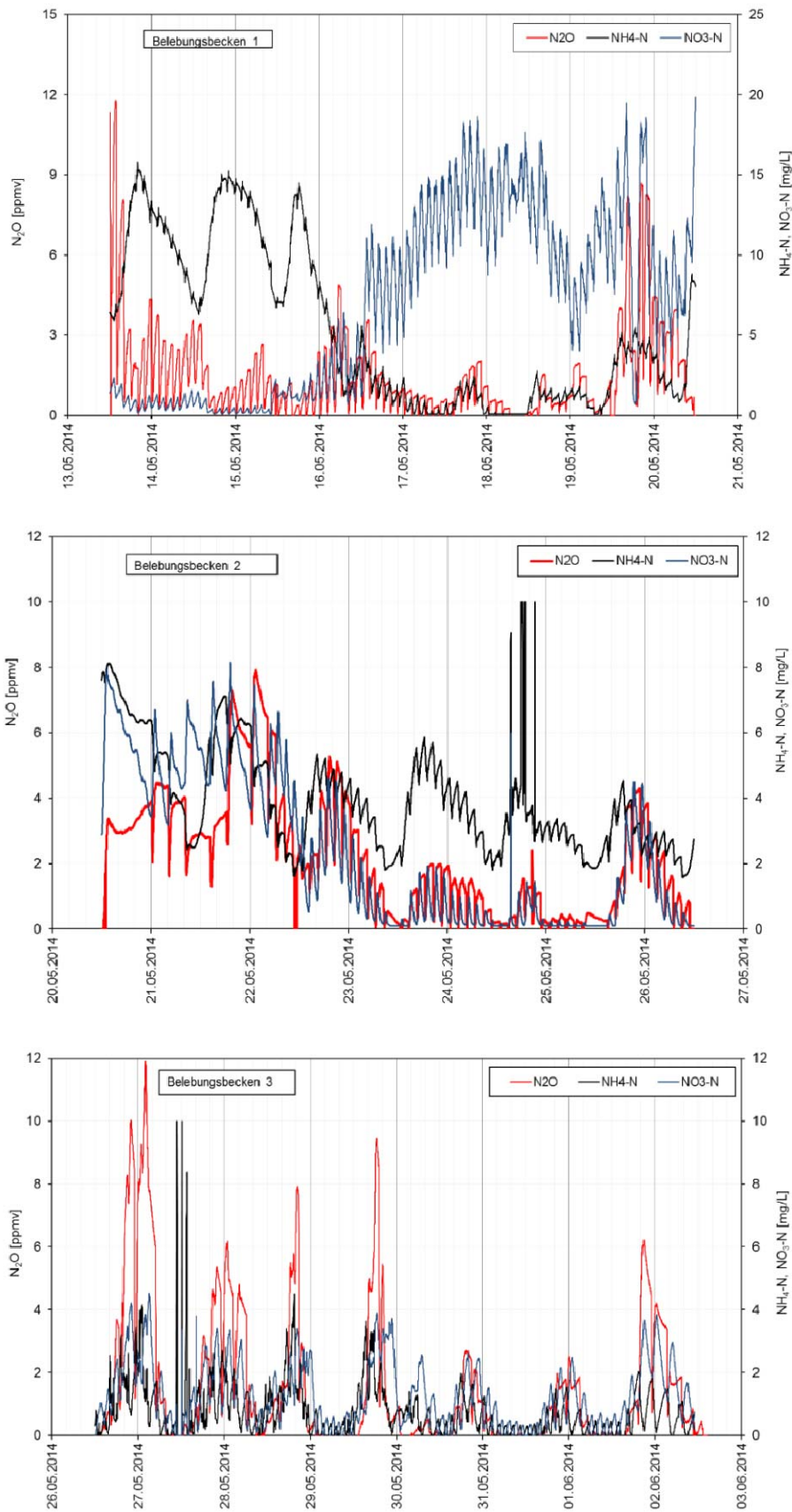


Abbildung 106. Gegenüberstellung des N_2O -Abluftgehaltes und der on-line gemessenen NO_3-N - und NH_4-N -Konzentrationen in den Belebungsbecken der Kläranlage F während der Messkampagne 2014.



7.6.5. Zusammenfassung

Auf Kläranlage F konnte bei den beiden Messkampagnen beobachtet werden, dass zwischen den Ganglinien des N_2O -Abluftgehaltes und der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration ein gut übereinstimmender Zusammenhang besteht. Dieser hängt hauptsächlich von der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Belastung ab. Aufgrund der Parallelmessungen in der Gas- und Flüssigphase konnte eindeutig nachgewiesen werden, dass während der Nitrifikation Lachgas gebildet und ausgestrippt wird. Weiters konnte gezeigt werden, dass während der Denitrifikation das gebildete Lachgas teilweise reduziert wird. Während der Messkampagne 2013 wurden an Wochenenden bei höheren N/CSB-Verhältnissen im Zulauf höhere N_2O -Emissionen festgestellt. Insgesamt konnte kein eindeutiger Zusammenhang zwischen dem Emissionsfaktor ($\text{N}_2\text{O-N}/\text{N}_{\text{Zulauf-KA}}$) und dem N/CSB-Verhältnis festgestellt werden. Aufgrund des Fremdwasserzuflusses während der Messkampagne 2014 wurden geringere Zulaufkonzentrationen gemessen. Es lassen sich bei der Messkampagne 2014 N_2O -Emissionen von ca. 260 g $\text{N}_2\text{O}/\text{d}$ und damit deutlich geringer als bei der Messkampagne 2013 (950 g $\text{N}_2\text{O}/\text{d}$) messen. Bei der Messkampagne 2014 wurde im Vergleich zur Messung im Jahr 2013 ein geringerer Wirkungsgrad der Stickstoff-Entfernung festgestellt (84,4 % für die Messkampagne 2013 und 74,6 % während der Messkampagne 2014). Während der Messkampagne 2013 teilte sich die N_2O -Gesamtemission wie folgt auf die einzelnen Anlagenteile auf: 0,4 % aus dem Selektor, 33 % aus BB 1, 42 % aus BB 2 und 24 % aus BB 3. Für die Messkampagne 2014 wurde folgende Aufteilung der Gesamtemission berechnet: 8 % aus dem Selektor, 34 % aus BB 1, 14 % aus BB 2 und 44 % aus BB 3. Der Mittelwert der N_2O -Emissionsfaktoren belief sich auf 0,048 % $\text{N}_2\text{O-N}/\text{N}_{\text{zu}}$ während der Messkampagne 2013 und 0,011 % $\text{N}_2\text{O-N}/\text{N}_{\text{zu}}$ während der Messung im Jahr 2014. Der geringere Wert für 2014 ist vermutlich auf die geringere N-Zulaufkraft, die geringere Abwassertemperatur und die starke Verdünnung des Zulaufs durch Regen- und Fremdwasser zurückzuführen.

7.7. Kläranlage G

7.7.1. Beschreibung der Kläranlage

Allgemeine Kläranlagenbeschreibung

Ausbaugröße:	25.000 EW ₁₂₀
tatsächliche Auslastung:	17.000 EW ₁₂₀ (Jahresmitte 2013)
angeschlossene Einwohner:	-
Verfahrenskombination:	Belebung, simultane Schlammstabilisierung
Besonderheiten:	ca. 50% biologische Phosphorentfernung
Kanalnetz:	vorwiegend Freispiegelleitungen, zum Teil Druckleitungen

Abwassercharakteristik

N/CSB Zulauf:	0,10 (Jahresmittelwert 2013)
Wichtigste Indirekteinleiter:	Krankenhaus
Besonderheiten:	fast ausschließlich kommunales Abwasser

Verfahrenstechnik – Anlagenteile

- Rechenanlage (Harkenrechen)
- Sandfanganlage (Rundsandfang)
- Belebungsbecken (2 Straßen)
- Nachklärung (Rundbecken)
- Schlammbehandlung (Eindickung, Entwässerung)

Beschreibung der Belebung

Anzahl an Belebungsbecken:	2 Belebungsbecken
Verfahrensart der Belebung:	2 Straßen (vorgeschaltete Denitrifikations-/Bio-P und Umlaufbecken)
Beckenart:	Umlaufbecken
Belebungsbeckenvolumen (gesamt):	ca. 7.500 m ³ (2* ca. 3.750 m ³)
Beckengeometrie (L × B):	40 m × 18 m
Wassertiefe:	5 m
Art der Belüftung:	Druckbelüftung (Tellerbelüfter, 2 Felder pro Becken)
Gebälseart:	3 Drehkolbengebläse
Messung des Luftvolumenstroms f. Belüftung:	ja, für jedes Becken, Differenzdruck-Durchflussmessung mit Blenden
Art der Belüftungsregelung/-steuerung:	O ₂ - und Zeitsteuerung (fixe Belüftungsintervalle und Pausen)
Art der Rücklaufschlammförderung:	kontinuierlich
Rücklaufverhältnis:	0,8 (berechnet aus Monatsmittelwerten 2013)
Schlammalter:	37 (Jahresmittel 2013)
CSB-Raumbelastung:	0,28 (Jahresmittel 2013)
CSB-Schlammbelastung:	0,05 (Jahresmittel 2013)

Nitrifikation/Denitrifikation, Phosphorentfernung

Art der Stickstoffentfernung:	vorgeschaltete Denitrifikation
Art der Phosphorentfernung:	chemisch, biologisch

Art der Phosphorfällung:	Simultanfällung
Fällmittelart:	-
<u>Schlammbehandlung</u>	
Art der Schlammverdickung:	MÜSE (Überschussschlamm)
Art der Schlammstabilisierung:	simultane Schlammstabilisierung
Art der Schlamm entwässerung:	Zentrifuge
<u>Prozesswasser</u>	
Prozesswasser zwischenspeicherung:	nein
Prozesswasserbehandlung:	nein
Ort der Prozesswassereinleitung:	Zulauf, vor Q-Messung und Zulaufprobenehmer
Art der Prozesswassereinleitung:	diskontinuierlich, beim Zentrifugenbetrieb

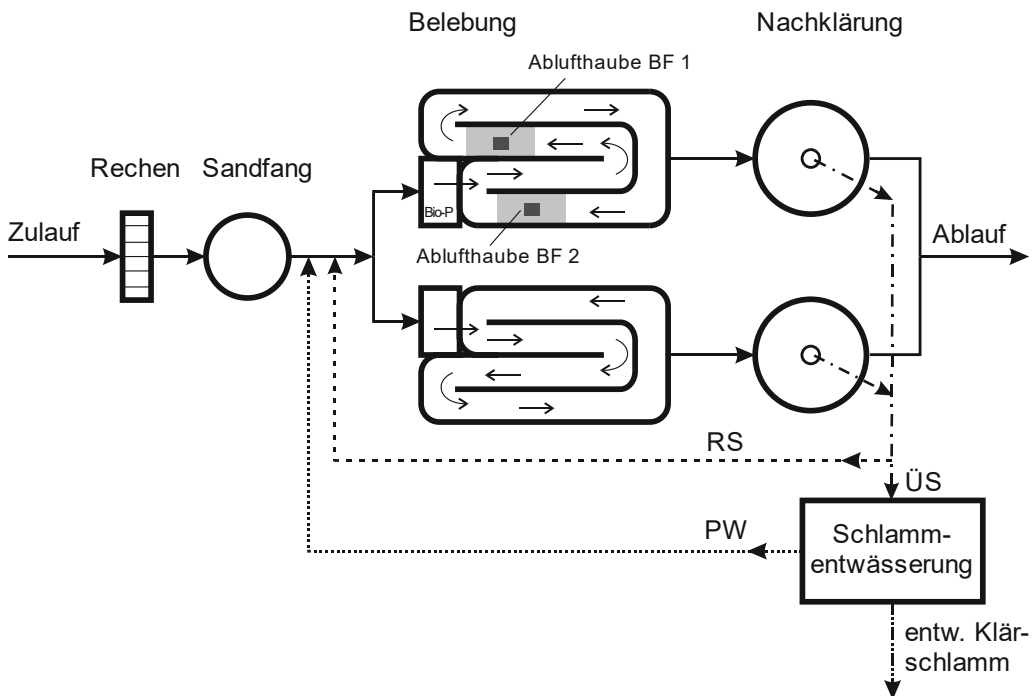


Abbildung 107. Schematischer Grundriss der Kläranlage G (BF: Belüftungsfeld).

7.7.2. Allgemeines zu den Messkampagnen

Da auf dieser Kläranlage der Zulauf nach den Rechen diskontinuierlich hochgepumpt wird, sind eine repräsentative Probenahme und die Zulaufmengenmessung nicht zuverlässig. Die in den Betriebsprotokollen eingetragene Zulaufmenge beträgt im Jahresmittel ca. 50 % der Ablaufmenge. Da aus der Bilanzierung der Kläranlage eindeutig hervorgeht, dass die Durchflussmessung im Zulauf falsche Werte liefert wurden für die Berechnung der Zulauffrachten die Ablaufmengen herangezogen. Der Zulaufprobenehmer der Kläranlage befindet sich nach dem Sandfang und erfasst auch das aus der Schlamm entwässerung anfallende Prozesswasser.

Um den Zusammenhang der N-Belastung mit dem N₂O-Abluftgehalt zu überprüfen, wurde bei der zweiten Messkampagne ein zweiter Probenehmer parallel zum Kläranlagenprobenehmer aufgestellt und 4 h-Mischproben vom Zulauf gezogen. Bei diesen zusätzlichen Proben wurde der Parameter NH₄-N im Labor der TU Wien bestimmt. Bei den Tagesmischproben wurden zusätzlich zum Parameter NH₄-N auch die

Parameter CSB und GN bestimmt. Der Vergleich der Messwerte aus den Betriebsprotokollen und den eigenen Messungen zeigt eine geringfügige Abweichung beider Proben (ca. 10 % beim Parameter CSB; GN wird im Zulauf nicht gemessen). Größere Abweichungen wurden beim Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$ festgestellt (an den zwei untersuchten Tagen waren die Abweichungen $\pm 40\%$). An insgesamt 6 Tagen während der beiden Messkampagnen wurden auch Tagesmischproben aus dem Ablauf analysiert, um den Wirkungsgrad der Kläranlage hinsichtlich CSB, GN und GP festzustellen. Mit den Ergebnissen der Laboranalysen der Tagesmischproben aus dem Zulauf wurde das Verhältnis $\text{NH}_4\text{-N}/\text{GN}$ bestimmt. Der Wert errechnet sich zu 0,7 und ist damit ein typischer Wert für kommunales Abwasser ohne maßgebliche Hydrolyse in der Kanalisation.

Eine Messung der Zulaufmengen nach der Aufteilung zu den zwei Belebungsbecken wurde nicht durchgeführt, es wurden die über die jeweiligen Belüftungsgebläse zugeführten Luftmengen verglichen. Die berechnete Luftmenge zu Belebungsbecken 2 (BB 2) beträgt ca. $14 \text{ m}^3_{\text{i.N.}}/\text{min}$. Die im Betriebsprotokoll der Kläranlage aufgezeichnete Luftmenge für BB 2 übersteigt diese um ca. 30 % für den Zeitraum 09.09.2013-19.09.2013 und um ca. 20 % für den Zeitraum 04.03.2014-13.03.2014. Der Rücklaufschlamm aus beiden Nachklärbecken wird zusammengeführt und dann auf die beiden Straßen zu gleichen Teilen aufgeteilt. Weiters wird davon ausgegangen, dass die O_2 -Ausnutzung in beiden Belebungsbecken die gleichen Werte aufweist. Damit können bei gleichen O_2 -Konzentrationen während der Nitrifikation die Unterschiede im zugeführten Luftvolumen auf die unterschiedlichen Zulaufmengen zu den beiden Belebungsbecken zurückgeführt werden. Unter diesen Annahmen wurde die N_2O -Emission aus dem nicht untersuchten BB 1 hochgerechnet. Die für die Belüftung benötigte elektrische Energie wird im Betriebsprotokoll nicht aufgezeichnet. Daher wurde diese für die Bilanzierung der Kläranlage aus Betriebsstunden und Motorleistung der Gebläse berechnet.

Eine Messung des N_2O -Abluftgehaltes aus dem Schlamm Speicher wurde mangels Relevanz nicht durchgeführt. Wie in BB 2 durchgeführte $\text{NH}_4\text{-N}$ -Messungen zeigen, liegen Voraussetzungen für eine $\text{NH}_4\text{-N}$ -Oxidation nach den Belebungsbecken nicht vor (aerobe simultane Schlammstabilisierung und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Ablauf im Mittel für das Jahr 2013 von $0,3 \text{ mg/L}$).

7.7.3. Messkampagne 2013 (09.09.2013-19.09.2013)

Die maßgebenden Parameter im Zulauf können der Tabelle 25 entnommen werden. Die für den Monat September durchschnittliche Ablaufmenge ergibt sich zu $3.460 \text{ m}^3/\text{d}$, die jährliche durchschnittliche Ablaufmenge zu $3.510 \text{ m}^3/\text{d}$. Mit einer mittleren Ablaufmenge von $4.500 \text{ m}^3/\text{d}$ während der Messkampagne im September 2013 wurde die zu erwartende Ablaufmenge weit überschritten. Grund dafür waren außergewöhnliche Niederschläge im Zeitraum 16.09.2013-19.09.2013, die die Zulaufmenge teilweise auf ca. $10.000 \text{ m}^3/\text{d}$ ansteigen ließen (16.09.2013). Durch das Regenereignis wurde das Abwasser stark verdünnt und die Zulaufkonzentrationen sind deutlich geringer.

Die mittlere CSB-Zulaufmenge während der Messkampagne war um ca. 20 % niedriger als die mittlere tägliche Zulaufmenge für das Jahr 2013 (2.063 kg CSB/d) und ca. 25 % niedriger als dem Monatsmittelwert für September 2013 entsprechend (2.170 kg CSB/d). Beim Parameter GN überschreitet die tägliche Zulaufmenge leicht den Jahresmittelwert für 2013 von 156 kg N/d . Das N/CSB -Verhältnis im Zulauf der Kläranlage belief sich für das Jahr 2013 laut Bilanzen auf 0,075 und wurde während der Messkampagne teilweise deutlich überschritten (15./16.09.2013). Es wurden an zwei Tagen die Tagesmischproben aus dem Ablauf analysiert und daraus ein mittlerer Wirkungsgrad für die N-Entfernung von 92,5 % berechnet.

Die mittlere Temperatur während der Messkampagne lag bei 19,5°C (im Messzeitraum sinken die Tagesmittelwerte aufgrund der Regenereignisse von 20,4°C auf 17,9°C), der mittlere pH-Wert betrug 7,0 (mit Schwankungen zwischen 6,9 und 7,1).

Tabelle 25. Ergebnisse der N₂O-Messungen und Zulaufcharakteristik für die Messkampagne 2013 auf Kläranlage G (alle Daten stammen aus eigenen Messungen).

Datum	N ₂ O [g/d]	CSB *) Zulauf Bio [kg/d]	NH ₄ -N*) Zulauf Bio [kg/d]	GN*) Zulauf Bio [kg/d]	N/CSB Zulauf Bio [-]	N ₂ O-N/Nzu Zulauf Bio [%]	Wirkungs- grad der KA für N **) [%]
10.09.2013	29	2.071	113	183	0,088	0,010	93,1
11.09.2013	16	1.851	105	159	0,086	0,006	-
12.09.2013	18	1.141	96	125	0,109	0,009	-
13.09.2013	22	1.831	114	169	0,092	0,008	-
14.09.2013	2	964	64	89	0,092	0,001	-
15.09.2013	11	1.090	97	132	0,121	0,005	91,9
16.09.2013	11	1.984	183	239	0,121	0,003	-
17.09.2013	2	2.276	146	207	0,091	0,001	-
18.09.2013	8	1.457	103	146	0,100	0,003	-
Mittelwert	13	1.630	113	161	0,100	0,005	92,5

*) Analysen im IWAG Labor durchgeführt; **) Daten aus Betriebsprotokollen; ***) abgeschätzte Werte

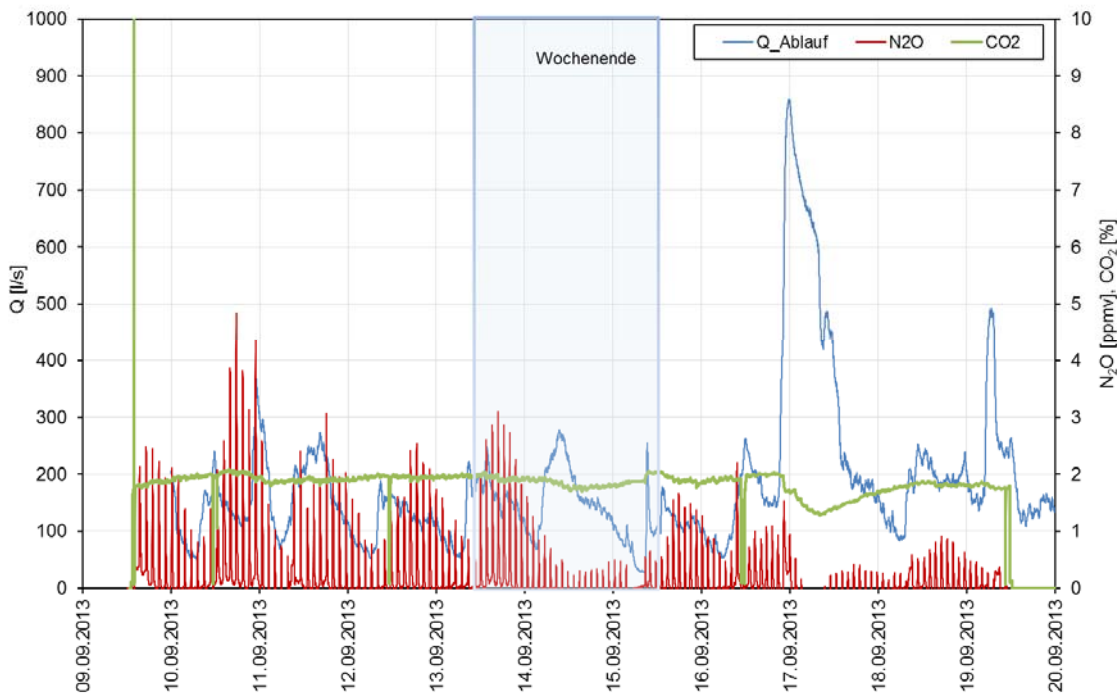


Abbildung 108. Überblick über den gesamten Zeitraum der Messkampagne 2013 auf Kläranlage G.

Der bekannte Tagesgang des gemessenen N₂O-Abluftgehaltes lässt sich auch bei dieser Messung erkennen. Der Abluftgehalt erreicht ihr Maximum in den frühen Nachmittagsstunden (im Mittel 2,8 ppmv bei Trockenwetter) und ihr Minimum während der Nachtstunden (Abbildung 108). Ein Grund für den etwas höheren Gehalt am 10.09.2013 könnte die höhere N-Belastung der Kläranlage an diesem Tag sein. Die Ganglinie der Abflussmenge für den Zeitraum 10.09.2013-14.09.2013 zeigt deutlich, dass die hydraulische Belastung der Kläranlage mit der Ganglinie des N₂O-Abluftgehaltes sehr gut korreliert. Da zu diesem

Zeitpunkt der Messungen keine 4h-Mischproben genommen wurden, kann hier ein Zusammenhang zwischen der N-Zulaufmengen und der emittierten N_2O -Fracht nur vermutet werden. Am Wochenende (14./15.09.2013) zeigt sich eine geringere N- sowie CSB-Zulaufmengen und ein steigendes N/CSB-Verhältnis. Es wurden für dieses Wochenende auch geringere N_2O -Emissionen berechnet. Das Regenereignis von 16.09.2013 auf 17.09.2013, bei dem die Zulaufmengen in kürzester Zeit auf das 6-fache angestiegen sind, verursacht eine deutliche Verdünnung des Zulaufs und bewirkt bei dieser Messung eine Abnahme der N_2O -Emission aus der Kläranlage. Dieses Regenereignis beeinflusst auch der sonst konstante CO_2 -Abluftgehalt (im Mittel bei ca. 2%).

Wie Abbildung 109 veranschaulicht, wird das betrachtete Belebungsbecken (BB 2) intermittierend belüftet. Der erwartete Verlauf der NH_4-N - und NO_3-N -Konzentrationen in der flüssigen Phase konnte durch Stichproben bestätigt werden.

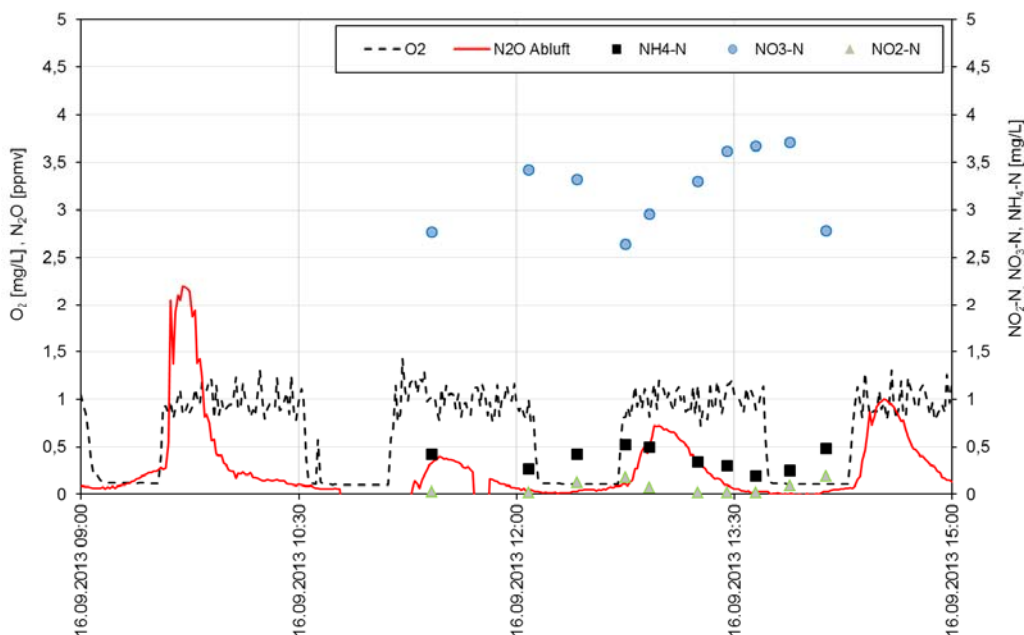


Abbildung 109. Ergebnisse der On-Line- und Stichprobenmessungen an einem Tag über Belüftungsfeld 1 im Belebungsbecken 2 der Kläranlage G.

Es ist eindeutig zu erkennen, dass bei allen belüfteten Phasen der N_2O -Abluftgehalt direkt nach Einsetzen der Belüftung ansteigt. Durch die kontinuierlich zufließende Abwassermenge steigt die NH_4-N -Konzentration während der Denitrifikationsphase an. Solange im Abwasser NH_4-N für die biologische Oxidation vorhanden ist, findet unter aeroben Bedingungen eine N_2O -Produktion und gleichzeitige N_2O -Ausstrippung statt. Wird die N_2O -Produktion limitiert (z.B. wie in diesem Fall durch sehr geringe NH_4-N -Konzentrationen), wird nur mehr das in der flüssigen Phase bereits gelöste Lachgas in die Atmosphäre überführt und der N_2O -Abluftgehalt sinkt entsprechend ab. Derselbe Verlauf konnte auch an den restlichen vor-Ort-Messungen auf der Kläranlage festgestellt werden.

Um zu überprüfen, inwieweit der über Belüftungsfeld 1 (BF 1) gemessenen N_2O -Abluftgehalt für die Berechnung der N_2O -Emissionen aus dem gesamten Belebungsbecken repräsentativ ist, wurde ab 16.09.2013 um 11:00h eine Messung über dem zweiten Belüftungsfeld des Beckens (BF 2) durchgeführt. Abbildung 110 zeigt, dass der gemessenen Gehalt bis zum Eintreten des Regenereignisses um ca. 22:00h in derselben Größenordnung lag. Warum der N_2O -Abluftgehalt über BF 1 an diesem Tag um ca. 10h plötzlich angestiegen ist, konnte nicht geklärt werden. Betrachtet man die O_2 -Konzentrationen in den beiden

belüfteten Zonen, lässt sich ein Unterschied erkennen. Alle Nitrifikationsphasen starten mit einer Konzentration von ca. 1 mg O₂/L. In den Nachtstunden, wenn die NH₄-N-Belastung zurückgeht und sobald das verfügbare NH₄-N umgesetzt wird, steigt die O₂-Konzentration aufgrund der konstant eingestellten Dauer der Nitrifikationsphasen weiter an. Gleichzeitig geht der N₂O-Abluftgehalt rasch zurück, da nur mehr Ausstrippen stattfindet. Wenn der Belastungspeak die biologische Stufe erreicht, bleibt die O₂-Konzentration während der Nitrifikation auf 1 mg O₂/L konstant und der N₂O-Abluftgehalt geht langsamer zurück, da durch die NH₄-N-Oxidation Lachgas weiter produziert und ausgestrippt wird.

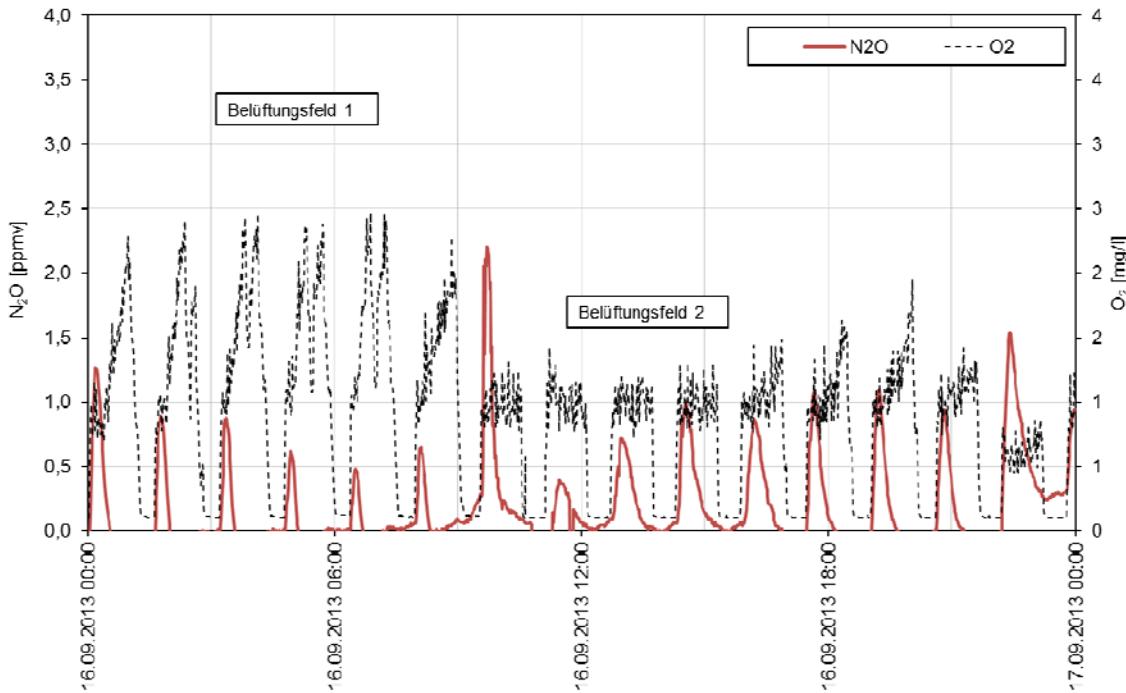


Abbildung 110. Ergebnisse der Messungen an einem Tag über beide Belüftungsfelder im Belebungsbecken 2 der Kläranlage G.

7.7.4. Messkampagne 2014 (04.03.2014-13.03.2014)

Bei der ersten Messkampagne wurde ein Zusammenhang des Tagesgangs der N₂O-Emission mit der NH₄-N-Zulaufkraft vermutet, der aufgrund des geringen Umfangs der Zulaufanalytik zu diesem Zeitpunkt nicht bewiesen werden konnte. Im Zuge der Messkampagne 2014 wurden für den gesamten Messzeitraum 4 h-Mischproben aus dem Zulauf gezogen und die Konzentration an NH₄-N analysiert. Nach wie vor wurden auch aus Tagesmischproben die Parameter CSB, GN und NH₄-N bestimmt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 26 zusammengefasst. Die für den Untersuchungsmonat durchschnittliche ermittelte Ablaufmenge ergibt sich zu 3.090 m³/d bzw. die durchschnittliche monatliche Ablaufmenge für Jänner 2014 bis April 2014 zu 3.190 m³/d. Die mittlere Ablaufmenge während der Messkampagne im März 2014 weicht mit 2.950 m³/d geringfügig von den Durchschnittswerten ab.

Für die Bilanzierung der Kläranlage für das Jahr 2014 wurden nur die Monate Jänner bis April betrachtet. Die Zulaufkraften wurden mit den Analysewerten aus dem Labor der TU Wien berechnet. Es ergeben sich für den 3-Monate-Bilanzzeitraum mittlere CSB-Zulaufkraft von 1.833 kg CSB/d. Damit liegt die ermittelte CSB-Fracht in einem ähnlichen Bereich wie bei der Betrachtung im Jahr 2013. Mit 190 kg N/d liegt die N-Zulaufkraft hingegen in einem deutlich höheren Bereich als im Jahr zuvor.

Tabelle 26. Ergebnisse der N₂O-Messungen und Zulaufcharakteristik für die Messkampagne 2014 auf Kläranlage G.

Datum	N ₂ O [g/d]	CSB *) Zulauf Bio [kg/d]	NH ₄ -N*) Zulauf Bio [kg/d]	GN*) Zulauf Bio [kg/d]	N/CSB Zulauf Bio [-]	N ₂ O-N/Nzu Zulauf Bio [%]	Wirkungs- grad der KA für N **) [%]
05.03.2014	12	1.461	116	160	0,109	0,005	-
06.03.2014	12	1.530	120	171	0,112	0,005	-
07.03.2014	15	2.638	94	210	0,080	0,004	-
08.03.2014	12	1.771	110	168	0,095	0,004	-
09.03.2014	14	1.799	115	189	0,105	0,005	92,3
10.03.2014	18	1.241	110	148	0,119	0,008	88,6
11.03.2014	23	1.468	123	176	0,120	0,008	89,4
12.03.2014	13	1.588	119	178	0,112	0,005	90,6
Mittelwert	15	1.687	113	175	0,107	0,005	90,2

*) Analysen im IWAG Labor durchgeführt; **) Daten aus Betriebsprotokollen; ***) abgeschätzte Werte

Während der beiden Messkampagnen 2013 und 2014 wurden ähnlich CSB- und N-Zulauffrachten gemessen und damit auch ein ähnliches N/CSB-Verhältnis im Zulauf der Kläranlage festgestellt (Anstieg während der Messkampagne 2014 um weniger als 10 %). An 4 Tagen wurden parallel zu den Tagesmischproben aus dem Zulauf auch Tagesmischproben vom Ablauf analysiert und ein mittlerer Wirkungsgrad der Kläranlage hinsichtlich Stickstoff-Entfernung von 90,1 % berechnet.

Die mittlere Temperatur im Belebungsbecken während der Messkampagne belief sich auf 12,2°C (relativ konstant mit Schwankungen der Tagesmittelwerte zwischen 12,0°C und 12,4°C). Der pH-Wert blieb auch unverändert und lag während der Messung bei ca. 7,0.

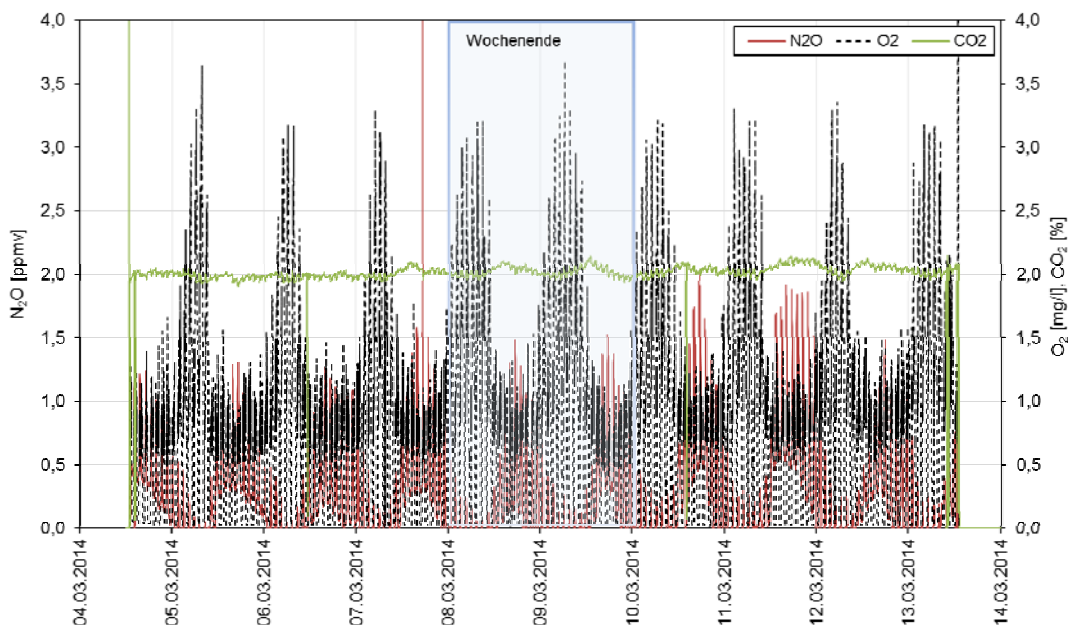


Abbildung 111. Überblick über den gesamten Zeitraum der Messkampagne 2014 auf Kläranlage G.

Der relativ konstante CO₂-Abluftgehalt von ca. 2 % (wie auch bei der ersten Messkampagne) beweist die Dichtheit der Ablufthaube. Auch während dieser Messkampagne konnte der dynamische Verlauf der N₂O-Emissionen nachgewiesen werden. Ähnlich wie bei der Messkampagne 2013 wurden der höchste N₂O-Abluftgehalt am frühen Nachmittag gemessen (ca. 1,5 ppmv) und der niedrigste während der Nacht.

Eine Gegenüberstellung der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Messwerte aus den 4 h-Mischproben vom Zulauf und der Ablaufmengen (Abbildung 112) zeigt, dass höhere $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen meist bei höheren Zulaufmengen auftreten. Die höchste $\text{NH}_4\text{-N}$ -Belastung erreicht die Kläranlage zeitgleich mit dem hydraulischen Peak. Die erhöhten N-Frachten um die Mittagsstunden bewirken einen erhöhten N_2O -Abluftgehalt und entsprechend erhöhte N_2O -Frachten bei gleichbleibender Luftzufuhr zu den Belebungsbecken (Dauer der Nitrifikations-/Denitrifikationszeiten wird auf dieser Kläranlage manuell eingestellt und konstant gehalten).

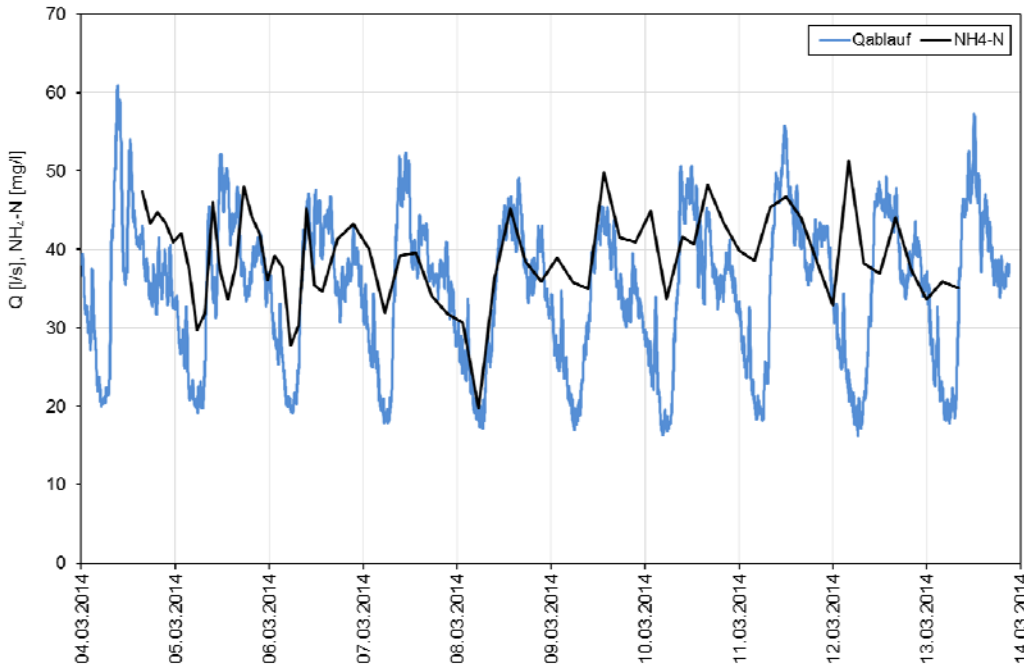


Abbildung 112. Gegenüberstellung der Ablaufmenge und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Zulaufkonzentration während der Messkampagne 2014 auf Kläranlage G.

Ähnlich wie bei der Messkampagne 2013 wurden in den Nachtstunden bei geringerer N-Belastung der Kläranlage erhöhte O_2 -Konzentrationen im Belebungsbecken (keine Ausnutzung des O_2 durch Nitrifikanten) und ein geringerer N_2O -Abluftgehalt gemessen. Das bestätigt die bisherigen Überlegungen, dass Lachgas bei der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Oxidation entsteht und in weiterer Folge aus der Flüssigkeit ausgestrippt wird. Auf dieser Kläranlage steigt die O_2 -Konzentration in den Nachtstunden auf ca. 3 mg $\text{O}_2\text{/L}$. Obwohl die Gebläse mit Frequenzumrichter ausgestattet sind, werden sie auf dieser Kläranlage während aller Belüftungsintervalle (beim Belastungspeak und in der Nacht) mit einer konstanten Frequenz von 50 Hz betrieben. Die Regelung der Belüftungssysteme kann so gesteuert werden, dass eine O_2 -Konzentration im Abwasser über 2 mg $\text{O}_2\text{/L}$ vermieden wird. Einerseits führt die übermäßige Belüftung zu erhöhtem Energieverbrauch, andererseits wird dadurch den Gas-Flüssigkeitsaustausch und das Überführen des gelösten Lachgases in die Atmosphäre begünstigt.

An den nachfolgenden zwei Tagen (10.03. und 11.03.2014) steigt das N/CSB-Verhältnis um weitere 15 % an. Der Anstieg der N_2O -Emission am 10.03.2014 bei gleichzeitigem starkem Rückgang der N-Zulauffracht kann nur durch Erfahrungen aus Messungen auf anderen Kläranlagen erklärt werden (Kläranlage F). Es konnte festgestellt werden, dass während der Denitrifikation ein Abbau von Lachgas stattfindet. Am 10.03.2014 geht die CSB-Zulauffracht stark zurück (bis zu 30 % geringer als der Mittelwert während der Messkampagne). Während der Nitrifikation wird ein Teil des CSB aerob abgebaut. Bei gleicher Dauer der Nitrifikationsphasen (ca. 50 min) kann an Tagen mit geringerer CSB-Zulauffracht der CSB für die Denitrifikation (und Reduktion von Lachgas) limitierend sein. Das nicht reduzierte, am Ende der

Denitrifikationsphase noch in der Flüssigkeit vorhandene Lachgas wird zusätzlich zu dem während der nächsten Nitrifikationsphase neugebildeten Lachgas durch die Belüftung ausgestrippt. Am 10.03.2014 kann genau das beobachtet werden, die N_2O -Tagesfracht übersteigt um ca. 20 % die mittlere N_2O -Fracht für den Messzeitraum.

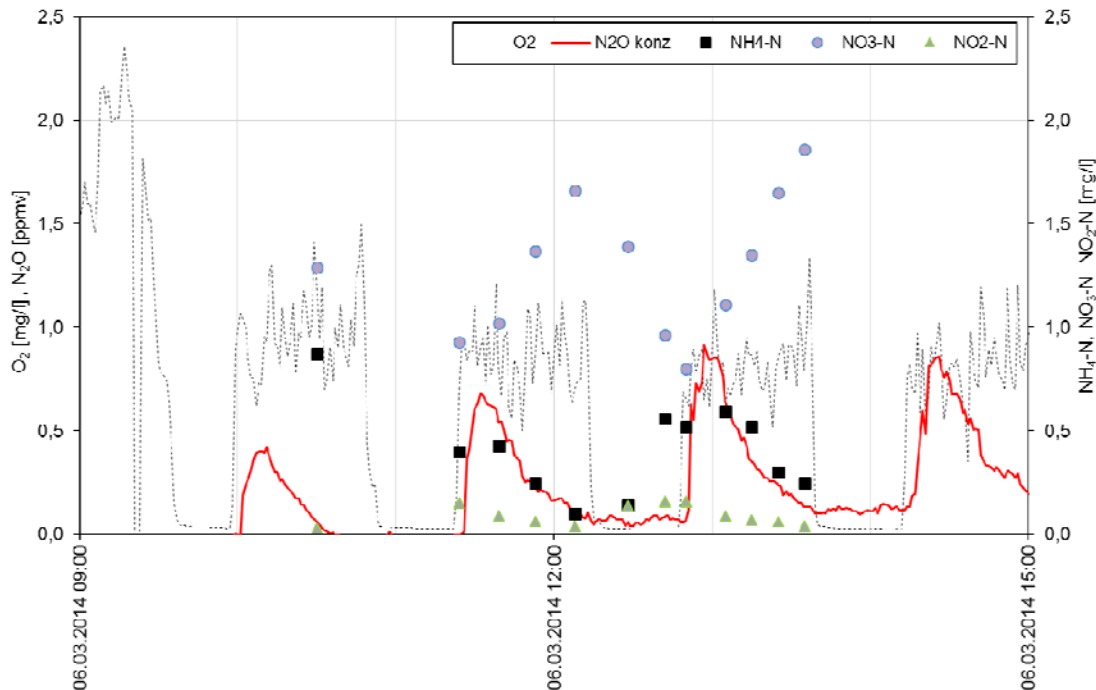


Abbildung 113. Ergebnisse der On-Line- und Stichprobenmessungen an einem Tag während der Messkampagne 2014 auf Kläranlage G.

Parallel zu den On-Line-Messungen wurden an mehreren Tagen auch Stichproben entnommen, ähnlich wie bei der Messkampagne 2013. Abbildung 113 zeigt die Ergebnisse der Messungen vor Ort am Beispiel vom 06.03.2014. Auch diese Beprobung zeigt deutlich, dass der höchste N_2O -Abluftgehalt am Anfang der Nitrifikationsphasen auftritt und mit Fortschreiten der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Oxidation abnimmt.

7.7.5. Zusammenfassung

Die Beprobung des Zulaufs der Kläranlage G zeigt, dass beide Messkampagnen bei im Mittel ähnlichem N/CSB-Verhältnis durchgeführt worden sind. Die N- und CSB-Zulauffrachten während der Messungen im Jahr 2014 waren um ca. 8 % bzw. um ca. 3 % höher als bei der Messkampagne 2013. Bei Trockenwetter konnte bei den beiden Messkampagnen eine sehr gute Korrelation der Tagesganglinien des N_2O -Abluftgehaltes und der N-Belastung festgestellt werden. Werden nur die Trockenwettertage während der Messkampagne 2013 betrachtet (10.09.-13.09.2013), lässt sich feststellen, dass die täglichen N_2O -Emissionen deutlich höher liegen als die im Jahr 2014 ermittelten (21,5 g $\text{N}_2\text{O}/\text{d}$ bzw. 15 g $\text{N}_2\text{O}/\text{d}$), was auf die höheren Abwassertemperaturen und entsprechend höheren Umsatzraten der Mikroorganismen zurückzuführen sind. Insgesamt liegt aber die für 2013 berechnete mittlere N_2O -Fracht wegen der Regenereignisse und der damit verbundener Verdünnung des Zulaufs um ca. 15 % unter der mittleren Tagesfracht bei der Messung im Jahr 2014.



7.8. Kläranlage H

7.8.1. Beschreibung der Kläranlage

Allgemeine Kläranlagenbeschreibung

Ausbaugröße:	45.000 EW ₁₂₀
tatsächliche Auslastung:	25.000 EW ₁₂₀ (Jahresmittel 2013)
angeschlossene Einwohner:	ca. 15.000 E
Verfahrenskombination:	Vorklärung, Belebung, Schlammfäulung
Besonderheiten:	hydraulische Belastung, saisonale Spitzenbelastungen
Kanalnetz:	70 % Trennsystem, 30 % Mischsystem, Freispiegelleitungen, langes Kanalnetz

Abwassercharakteristik

N/CSB Zulauf:	0,09 (Jahresmittel 2013)
N/CSB Zulauf-Biologie:	0,14 (Jahresmittel 2013)
Wichtigste Indirekteinleiter:	Fremdenverkehr, Nahrungsmittel, andere Industrie
Besonderheiten:	vorwiegend kommunales Abwasser, Dosierung von Neutralisationsmittel wegen der niedrigen Wasserhärte

Verfahrenstechnik – Anlagenteile

- Rechenanlage
- Sandfanganlage (belüfteter Langsandfang)
- Vorklärung
- Belebungsbecken (3 Kaskaden)
- Nachklärung (Längsbecken)
- Schlammbehandlung (Eindickung, Fäulung, Entwässerung)

Beschreibung der Belebung

Anzahl an Belebungsbecken:	3 (a` ca. 850 m ³)
Verfahrensart der Belebung:	6 Kaskaden
Beckenart:	Durchlaufbecken
Belebungsbeckenvolumen (gesamt):	ca. 2.550 m ³
Beckengeometrie (L × B):	26 m x 7 m
Wassertiefe:	4,75 m
Art der Belüftung:	Druckbelüftung (Tellerbelüfter)
Gebläseart:	Drehkolbengebläse
Messung des Luftvolumenstroms f. Belüftung:	ja (Gesamtluftmenge errechnet aus Gebläseleistung, Luftmenge in der dritten Kaskade gemessen)
Art der Belüftungsregelung/-steuerung:	Regelung nach NH ₄ -N und zusätzlich O ₂ (maximale O ₂ -Konzentration)
Art der Rücklaufschlammförderung:	kon2 Stufen-veränderbar von 450 m ³ /h bis 900 m ³ /h
Rücklaufverhältnis:	1,3 (Jahresmittel 2013)
Schlammalter:	17 (Jahresmittel 2013)
CSB-Raumbelastung:	0,66 (Jahresmittel 2013)
CSB-Schlammbelastung:	0,05 (Jahresmittel 2013)

Nitrifikation/Denitrifikation, Phosphorentfernung

Art der Stickstoffentfernung:	intermittierende und simultane Denitrifikation
Art der Phosphorentfernung:	chemisch
Art der Phosphorfällung:	Simultanfällung, Vorfällung
Fällmittelart:	Zulauf Belebungsbecken 1: Polymetallhydroxidkomplexen mit Zusatz von biologischem Ladungsträger Ablauf Belebungsbecken 3: Polymetallhydroxidkomplexen auf Al/Fe - Basis

Schlammbehandlung

Art der Schlammeindickung:	statische Eindickung (Primärschlamm), MÜSE (Überschussschlamm)
Art der Schlammstabilisierung:	mesophile Schlammfäulung
Art der Schlamm entwässerung:	Kammerfilterpresse

Prozesswasser

Prozesswasserzwischenspeicherung:	ja
Prozesswasserbehandlung:	nein
Ort der Prozesswassereinleitung:	Zulauf Belebungsbecken BB1
Art der Prozesswassereinleitung:	kontinuierlich, Menge belastungsabhängig geregelt

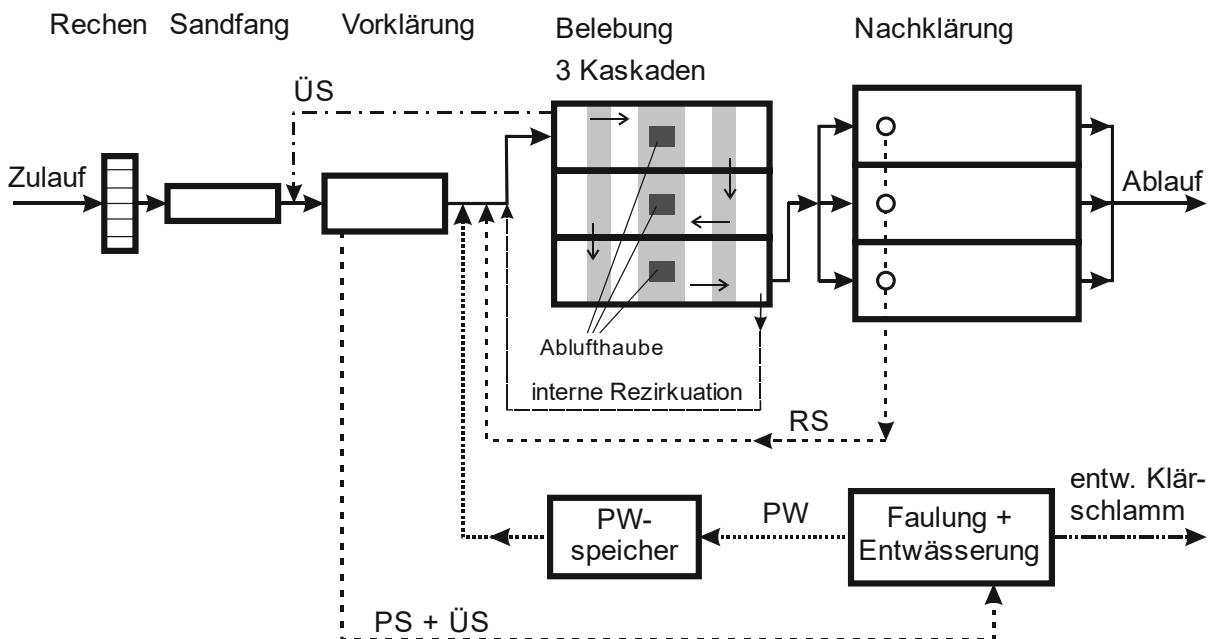


Abbildung 114. Schematischer Grundriss der Kläranlage H.

7.8.2. Allgemeines zu den Messkampagnen

Kläranlage H übernimmt vorwiegend kommunales Abwasser und ist für 45.000 EW₁₂₀ ausgelegt. Die tägliche CSB-Zulauffracht entspricht im Jahresdurchschnitt ca. 55 % der Anlagenkapazität. Die Kläranlage befindet sich in einer Wintertourismusregion und ist während der Wintermonate entsprechend höher belastet. Im Zulauf der Kläranlage wurde in den vergangenen Jahren Fremdwasserzufluss durch Grundwasserinfiltration nachgewiesen, welcher durch Kanalsanierung verringert werden konnte.

Laut Bilanz für den Zeitraum Jänner-Oktober 2014 wurden ca. 50 % der CSB-Zulauffracht über die Vorklärung abgetrennt. Der Überschussschlamm wird in den Zulauf zur Vorklärung eingeleitet und gemeinsam mit dem Primärschlamm abgezogen. Im Ablauf der Vorklärung ist ein Probenehmer installiert. Bei den genommenen Tagesmischproben wurden bei beiden Messkampagnen (Februar 2014 und September 2014) die Parameter CSB, GN und $\text{NH}_4\text{-N}$ parallel zu den Messungen auf der Kläranlage auch im Labor der TU Wien analysiert. Im Zulauf zur biologischen Stufe wurden während der gesamten Messkampagne im Februar 2014 2 h-Mischproben genommen und hinsichtlich $\text{NH}_4\text{-N}$ analysiert. Während der Messkampagne im September 2014 wurde bei den gesammelten Proben stichprobenartig für einige Messtage der Parameter Ammonium bestimmt, um den festgestellten Tagesgang verifizieren zu können. Es wurde bei beiden Messkampagnen der gleiche Tagesgang der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen festgestellt, jedoch mit einem deutlichen Unterschied der gemessenen Konzentrationen (im Februar wurden im Mittel 29 mg $\text{NH}_4\text{-N/L}$ und im September 13 mg $\text{NH}_4\text{-N/L}$ im Zulauf der Belebung gemessen). Die Analyseergebnisse vom TU Labor für die untersuchten Parameter wurden mit den Betriebsdaten verglichen. Während der Messkampagne Februar 2014 wurden von der Kläranlage ca. 30 % höhere Werte für den Parameter CSB gemessen. Bei den Parameter GN und $\text{NH}_4\text{-N}$ wurden Abweichungen unter 10 % festgestellt. Während der Messkampagne September 2014 wurden von der Kläranlage bei dem Parameter CSB 1 % geringere, bei dem Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$ 6 % höhere und bei dem Parameter GN im Mittel 20 % höhere Werte gemessen. Aus den Ergebnissen der Laboranalysen der Tagesmischproben wurde das Verhältnis $\text{NH}_4\text{-N/GN}$ berechnet, der Wert belief sich auf 0,78 für die Messkampagne Februar 2014 und auf 0,75 für diese im September 2014.

Die drei Belebungsbecken (jeweils mit zwei gleichen Belüftungsfeldern ausgestattet) werden als hintereinandergeschaltete Längsbecken betrieben. Die Belüftung wird $\text{NH}_4\text{-N}$ - und O_2 -gesteuert, wobei die letzte Kaskade vor Ablauf der Belebung immer mit O_2 versorgt wird, also ständig aerob betrieben wird. $\text{NH}_4\text{-N}$ -On-Line-Messungen werden im Zulauf und Ablauf der Belebung durchgeführt. Alle 3 Becken werden von 4 Gebläse über eine gemeinsame Luftleitung versorgt. Auf der Kläranlage liegen Aufzeichnungen über die dem Belebungsbecken 3 zugeführte Luftmengen ($Q_{\text{Luft, BB 3}}$) und über die gesamte der Belebung zugeführte Luftmengen ($Q_{\text{Luft, gesamt}}$). Bei den beiden durchgeführten Messkampagnen wurden Messungen des N_2O -Abluftgehaltes aus allen 3 Becken durchgeführt. Die Ermittlung der Gesamtluftmenge erfolgte über die aufgezeichnete Frequenz der Gebläse, sowie Gebläse- und Motorkenndaten. Die Aufteilung der Luftmengen wurde anhand der Einstellung der Regelschieber der jeweiligen Becken abgeschätzt und durch Atmungsmessungen überprüft. Die Berechnung des jedem Becken zugeführten Luftvolumens basiert auf der berechneten Aufteilung des Luftvolumens ($Q_{\text{Luft, BB1}}/Q_{\text{Luft, BB3}}$ und $Q_{\text{Luft, BB2}}/Q_{\text{Luft, BB3}}$) und der berechneten $Q_{\text{Luft, gesamt}}$. Die Ablufthaube wurde über jenem Belüftungsfeld des untersuchten Beckens positioniert, welches als erstes eingeschaltet wird. Damit konnte eine vollständige Ermittlung der N_2O -Emission gewährleistet werden. Ein Teil des Belebungsbeckenablaufs wird intern rezirkuliert und nach dem Probenehmer wieder in die Biologie eingeleitet. Im Februar 2014 belief sich das mittlere Rücklaufverhältnis auf 3,4 und im September 2014 auf 3,5.

Die Kläranlage verfügt über einen Schlammteich. Der anaerob stabilisierte Schlamm wird je nach N-Belastung der Kläranlage entweder gleich entwässert und das Prozesswasser in die Biologie eingeleitet oder im Schlammteich zwischengespeichert und die Entwässerung zu einem späteren Zeitpunkt bei geringerer N-Belastung durchgeführt. Aufgrund der Förderleistung und der Betriebsstunden der Prozesswasserpumpe wurde die N-Belastung aus der Schlammbehandlung berechnet und ebenso wie das Drainagewasser aus den Schlammteichen bei den in Tabelle 27 und Tabelle 28 angegebenen Frachten im Zulauf zur Belebung berücksichtigt.

7.8.3. Messkampagne Februar 2014 (05.02.2014-27.02.2014)

Die für den Untersuchungszeitraum durchschnittliche Zulaufmenge betrug 9.360 m³/d und entsprach sehr gut der für den Bilanzzeitraum Jänner-Oktober 2014 mittleren Zulaufmenge von 9.130 m³/d. Wie Abbildung 115 veranschaulicht, wurde die Kläranlage während der gesamten Messkampagne vorwiegend bei Trockenwetter betrieben. Bis zu ca. 20 % höhere Zulaufmengen wurden gegen Ende der Beprobung in Belebungsbecken 2 (10.-11.02.2014) und im Zeitraum 16.-23.02.2014 festgestellt. Am 19.02.2014 übersteigt die angegebene Zulaufmenge um ca. 50 % die Trockenwetterzulaufmenge. Das Fremdwasser im Kanal bewirkt eine Verdünnung des Zulaufs (es wurden geringere Konzentrationen der untersuchten Parameter gemessen). Beim Tagesgang der Zulaufmenge lassen sich bei Trockenwetter zwei Peaks beobachten. Die größten Zulaufmengen erreichen die Kläranlage gegen Mittag und gegen Abend.

Die mittlere CSB-Zulauffracht während der Messkampagne überstieg um ca. 40 % die mittlere Tageszulauffracht für den Bilanzzeitraum Jänner-Oktober 2014 (3.130 kg CSB/d), entsprach aber gut der durchschnittlichen Tagesfracht für den Zeitraum Jänner-März 2014 (4.160 kg CSB/d). Beim Parameter GN überschritt die mittlere tägliche Zulauffracht um ca. 40 % den Mittelwert für den Bilanzzeitraum (280 kg N/d) und um ca. 10 % den Mittelwert für die Monate Jänner-März 2014. Das N/CSB-Verhältnis im Zulauf der Kläranlage belief sich laut Bilanzen für 2014 auf 0,089 und zeigte im Mittel eine gute Übereinstimmung während der Messkampagne. Das mittlere N/CSB-Verhältnis im Zulauf der Biologie wurde für den Bilanzzeitraum zu 0,163 berechnet und wurde bei der Durchführung der Messungen in BB 1 teilweise deutlich überschritten (Anstieg auf einem Wert von 0,30). Die Ergebnisse aus der Analyse der Zulaufproben sind in Tabelle 27 zusammengefasst. Es lässt sich zusammenfassen, dass trotz der höheren Zulauffrachten während der Messkampagne die Belastungsverhältnisse für die Monate mit Wintertourismus sehr gut repräsentiert sind.

Die mittlere Abwassertemperatur während der Messkampagne belief sich auf 12,3°C mit einem Schwankungsbereich der Tagesmittelwerte von 11,7°C bis 12,9°C. Der pH-Tagesmittelwert schwankte zwischen 6,1 und 6,6 und betrug gemittelt über den Betrachtungszeitraum 6,5.

Tabelle 27. Ergebnisse der N₂O-Messungen und Zulaufcharakteristik für die Messkampagne Februar 2014 auf Kläranlage H.

	Datum	N ₂ O	CSB		NH ₄ -N		GN		N/CSB		N ₂ O-N/Nzu		Wirkungsgrad der KA für N ^{**})
		[g/d]	Zulauf KA ^{**})	Zulauf Bio ^{*)}	Zulauf KA ^{**})	Zulauf Bio ^{*)}	Zulauf KA ^{**})	Zulauf Bio ^{*)}	Zulauf KA	Zulauf Bio	Zulauf KA	Zulauf Bio	
BB 2	04.02.2014	1.022	4.229	-	265	-	395	-	0,093	-	0,165	-	74,0
	05.02.2014	2.894	-	2.795	272	329	-	443	-	0,158	-	0,416	-
	06.02.2014	2.238	4.194	2.210	262	345	389	394	0,093	0,178	0,366	0,361	75,6
	07.02.2014	6.388	-	2.719	228	374	-	457	-	0,168	-	0,890	-
	08.02.2014	1.529	4.593	2.185	353	298	-	370	-	0,169	-	0,263	-
	09.02.2014	1.907	3.425	2.070	258	311	366	387	0,107	0,187	0,332	0,313	77,9
	10.02.2014	2.076	-	2.350	245	318	-	416	-	0,177	-	0,317	-
	11.02.2014	1.140	4.318	2.191	237	275	388	351	0,090	0,160	0,187	0,207	67,3
	12.02.2014	2.294	-	1.636	235	308	-	363	-	0,222	-	0,402	-
	13.02.2014	2.213	4.553	1.982	227	329	337	394	0,074	0,199	0,418	0,357	79,2
BB 3	14.02.2014	2.875	-	1.860	259	313	-	391	-	0,210	-	0,467	-
	15.02.2014	3.905	5.588	1.995	264	310	-	385	-	0,193	-	0,645	-
	16.02.2014	7.067	5.335	2.358	304	347	431	445	0,081	0,189	1,044	1,011	73,7
	17.02.2014	5.056	-	2.197	285	336	-	449	-	0,204	-	0,717	-
	18.02.2014	2.325	4.858	2.193	275	346	443	491	0,091	0,224	0,334	0,301	68,9
	19.02.2014	1.195	-	2.303	255	407	-	453	-	0,197	-	0,168	-
	20.02.2014	660	4.562	1.372	294	348	457	414	0,100	0,302	0,092	0,101	69,8
BB 1	21.02.2014	261	-	1.614	293	370	-	451	-	0,280	-	0,037	-
	22.02.2014	86	4.180	1.880	314	344	-	402	-	0,214	-	0,014	-
	23.02.2014	196	3.367	1.868	264	344	381	406	0,113	0,217	0,033	0,031	73,2
	24.02.2014	41	-	1.670	276	326	-	377	-	0,226	-	0,007	-
	25.02.2014	558	4.515	1.930	268	324	389	413	0,086	0,214	0,091	0,086	68,3
	26.02.2014	342	-	1.984	270	311	-	397	-	0,200	-	0,055	-
	27.02.2014	1.470	4.396	2.140	259	311	411	398	0,093	0,186	0,228	0,235	71,7
	Mittelwert	6.799	4.437	2.065	269	331	399	411	0,093	0,203	0,993	1,074	72,7

^{*)} Analysen im IWAG Labor durchgeführt; ^{**)} Daten aus Betriebsprotokollen; ^{***)} abgeschätzte Werte

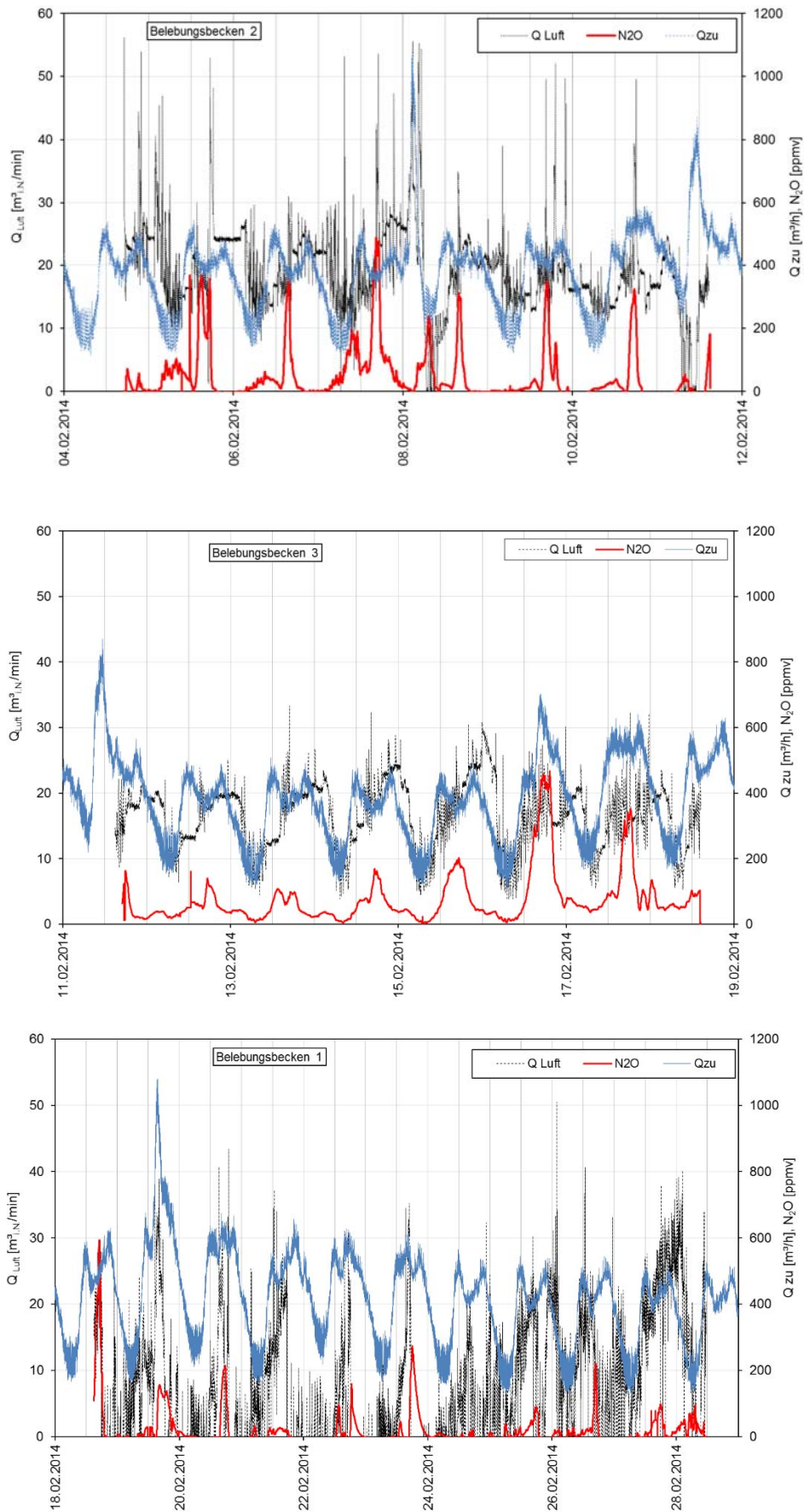


Abbildung 115. Überblick über den gesamten Zeitraum der Messkampagne Februar 2014 auf Kläranlage H.

Die aus Messungen auf den restlichen untersuchten Kläranlagen bekannte Dynamik des Tagesgangs des N_2O -Abluftgehaltes lässt sich am deutlichsten beim durchgehend belüfteten Belebungsbecken 3 beobachten. Werden die NH_4-N -Konzentrationen der 2 h-Mischproben gegenüber der Zeit aufgetragen, wie in Abbildung 116 dargestellt, fällt auf, dass zeitgleich mit dem hydraulischen Peak auch Abwasser mit den höchsten Zulaufkonzentrationen zur Kläranlage kommt. Demzufolge ergeben sich um die Mittagszeit auch die höchsten 2 h- NH_4-N -Zulauffrachten. Der N_2O -Abluftgehalt kann auch bei dieser Messkampagne eindeutig in Zusammenhang mit der NH_4-N -Belastung gebracht werden. Das anfallende Prozesswasser wird auf der Kläranlage diskontinuierlich aber regelmäßig in den Zulauf zum Belebungsbecken 1 zugegeben. Ein Einfluss auf die emittierte N_2O -Fracht durch die Einleitung konnte jedoch nicht festgestellt werden (Abbildung 116). Mit dem Ziel einer besseren Reinigungsleistung wird ein möglichst großer Teil des Belebungsbeckenablaufs in den Biologiezulauf zurückgeführt (vorgeschaltete Denitrifikation). Durch das hohe Rücklaufverhältnis treten die N_2O -Abluftgehaltspeaks in allen drei Becken fast zur selben Tageszeit auf.

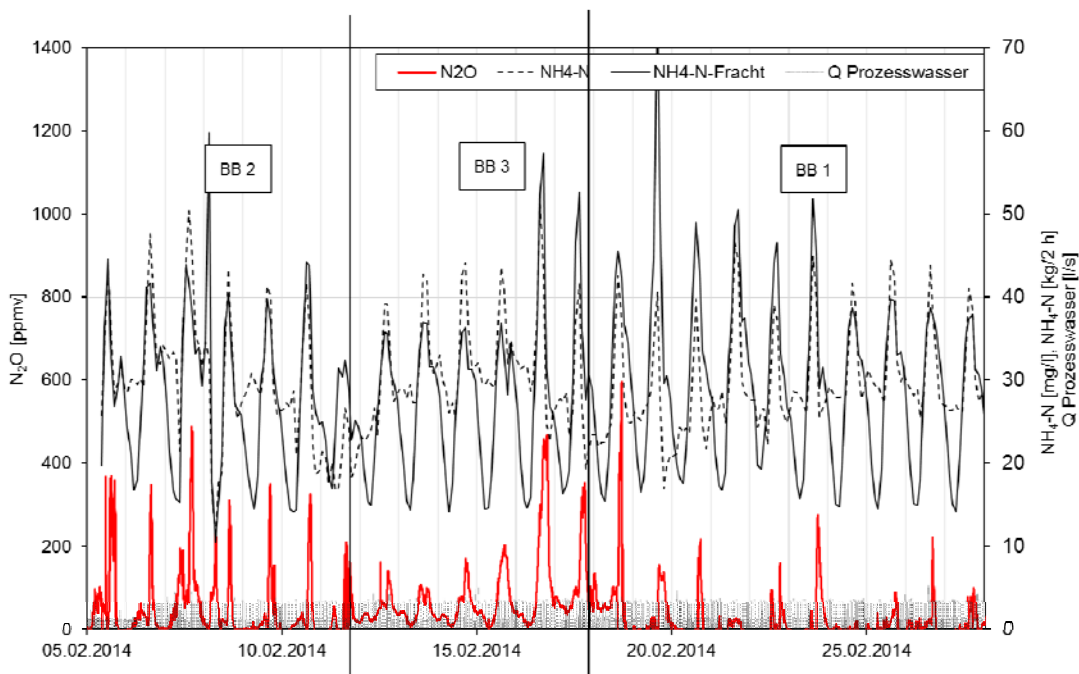


Abbildung 116. Zusammenhang der NH_4-N -Zulauffracht [$kg/2h$] mit dem gemessenen N_2O -Abluftgehalt in allen drei Belebungsbecken der Kläranlage H.

Die Messung in Becken 3 wurde unmittelbar vor dem Ablauf durchgeführt. Aufgrund des Gas-Flüssigkeitsgleichgewichts von Gasen verbleibt ein Teil des produzierten N_2O in der flüssigen Phase und wird mit dem Rücklaufstrom ins Belebungsbecken 1 eingeleitet. Trotz der meisten Emissionen aus Becken 3 und des hohen Rücklaufverhältnisses, weist Becken 1 die geringsten Emissionen auf. Abbildung 116 zeigt, dass über Becken 1 im Mittel der geringste N_2O -Gehalt gemessen wurden. Wie auf allen bisher beprobten Kläranlagen nachgewiesen werden konnte, wird während der Denitrifikation N_2O reduziert. Im Zulauf der Biologie herrschen durch die Nähe der Einleitstelle (hohe CSB-Fracht) und die Belüftungsregelung optimale Bedingungen für N_2O -Abbau (die Belüftungsfelder von Becken 1 wurden während der Messkampagne mit 13 % der Gesamtluftmenge beaufschlagt, $Q_{Luft, BB2}$ belüftet sich auf 48 % und $Q_{Luft, BB3}$ auf 39 % der Gesamtluftmenge). Diese beiden Faktoren sind für die geringeren Emissionen aus Becken 1 ausschlaggebend. Wie Abbildung 117 veranschaulicht, wird in BB 2 der Peak des N_2O -Abluftgehaltes bei höherer hydraulischer (und N-) Belastung beobachtet. Die vermehrte Produktion von

N_2O während der Nitrifikation bei höherer NH_4-N -Zulaufkonzentration und die aufgrund der größeren benötigten Luftmengen gestiegene Ausstrippmenge tragen zur erhöhten N_2O -Emissionen bei.

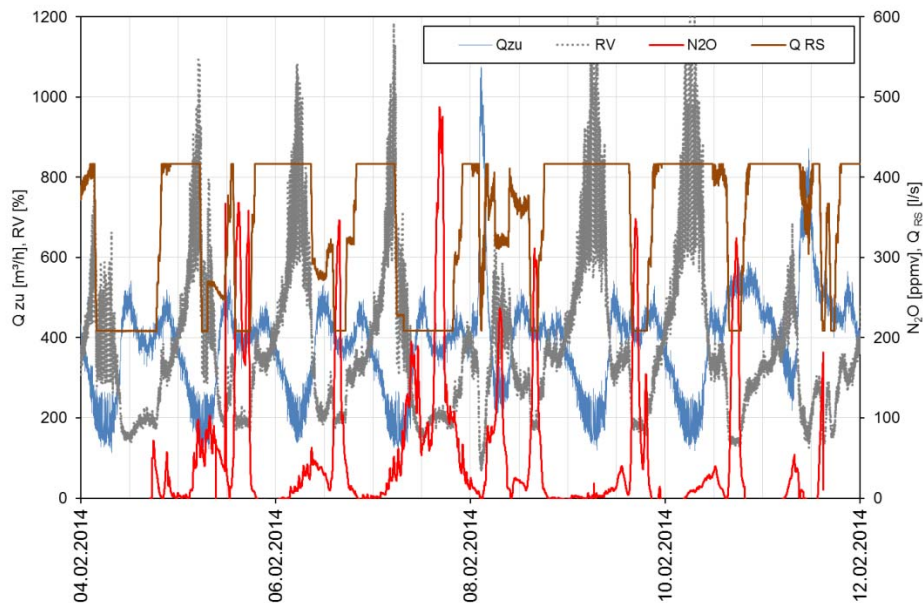


Abbildung 117. Gegenüberstellung der Zulaufmengen, der Rücklaufschlammengen und des N_2O -Abluftgehaltes aus Belebungsbecken 2 auf Kläranlage H während der Messkampagne Februar 2014.

Die NH_4-N -On-Line-Messung im Zulauf der Biologie erfasste während der Messkampagne Februar 2014 den Vorklärbeckenablauf, sowie das Press- und Drainagewasser. Die gemessenen Werte schwankten zwischen 13 mg NH_4-N/L und 59 mg NH_4-N/L mit einem Mittelwert von 30 mg NH_4-N/L . Im selben Schwankungsbereich lagen auch die Ergebnisse der 2 h Mischproben (11 mg NH_4-N/L bis 51 mg NH_4-N/L). Bei den Stichproben der vor-Ort-Untersuchungen wurde eine maximale Konzentration von 11,8 mg NH_4-N/L in BB 1, 11,2 mg NH_4-N/L in BB 2 und 7,6 mg NH_4-N/L in BB 3 gemessen. Dabei wurde eine maximale Konzentration von 1,6 mg NO_2-N/L nicht überschritten (0,9 mg NO_2-N/L Maximum in BB 1). Die gemessene NO_3-N -Konzentration stieg in Richtung BB 3 aufgrund der fortschreitenden Oxidation in Richtung Beckenablauf an.

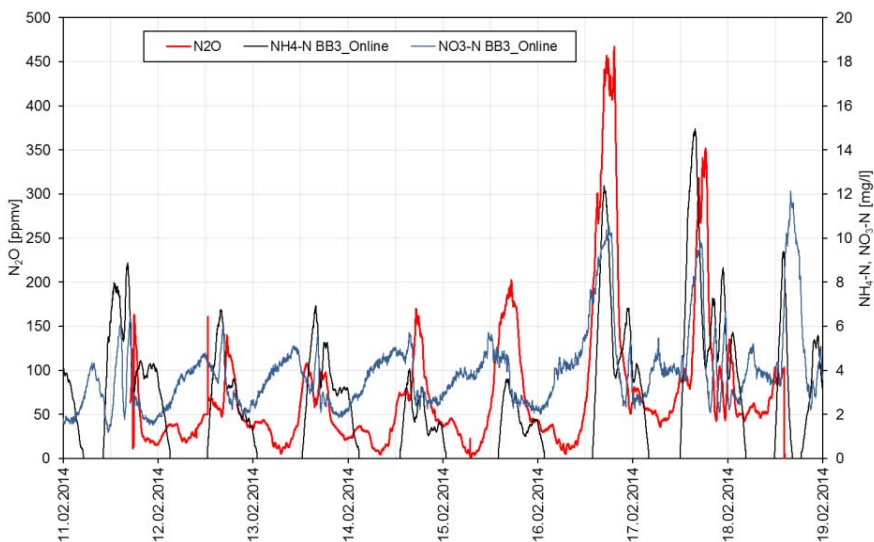


Abbildung 118. Gegenüberstellung der On-Line-Messwerte im Ablauf des Belebungsbeckens 3 und des N_2O -Abluftgehaltes aus Belebungsbecken 3.

Im Ablauf des Belebungsbeckens 3 wird auch NO₃-N on-line gemessen. Die nachfolgende Abbildung 118 gibt einen Überblick über den Tagesgang des Ablaufgehaltes. Die interne Rückführung geht zurück, wenn der hydraulische Peak die Kläranlage erreicht.

Der Mittelwert des Verhältnisses N/CSB betrug während der Messung in Belebungsbecken 1 im Mittel 0,23, in BB 2 0,17 und in BB 3 0,20. Die über eine Woche durchgeführten Messungen in jedem Becken können nicht gegenübergestellt werden, weil das N/CSB nicht der einzige Parameter ist, der sich während des Messzeitraums geändert hat.

Beim stichprobenartigen Überprüfen der S²-Konzentration im Zulauf der Belebung wurde der Messwert von 0,7 mg S²/l nicht überschritten. Ähnlich wie auf Kläranlage A wurde an einem Tag ein zeitgleicher Anstieg der S²-Konzentration und des N₂O-Abluftgehaltes festgestellt, der aber viel mehr von der N-Belastung abhängt und nicht eindeutig mit der S²-Konzentration in Verbindung gebracht werden kann.

7.8.4. Messkampagne September 2014 (09.09.2014-02.10.2014)

Die für den Untersuchungszeitraum durchschnittliche Zulaufmenge belief sich auf 9.790 m³/d, entsprach sehr gut der durchschnittlichen Zulaufmenge von 9.130 m³/d für den Bilanzzeitraum Jänner-Oktober 2014 und war um ca. 5 % höher als bei der Messkampagne im Februar 2014. Wie Abbildung 119 zeigt, wurde die Kläranlage während der gesamten Messkampagne vorwiegend bei Trockenwetter betrieben. Eine Ausnahme bildet der 13.09.2014, an dem die Zulaufmenge auf 17.000 m³/d anstieg und damit zu einer deutlichen Abnahme der CSB- und NH₄-N-Zulaufkonzentrationen führte. Der Tagesgang der Zulaufmenge verlief bei Trockenwetter ähnlich wie bei der Messkampagne Februar 2014. Die zwei Peaks sind gegen Mittag und gegen Abend im Kläranlagenzulauf zu beobachten.

Tabelle 28. Ergebnisse der N₂O-Messungen und Zulaufcharakteristik für die Messkampagne September 2014 auf Kläranlage H.

	Datum	N ₂ O	CSB		NH ₄ -N		GN		N/CSB		N ₂ O-N/Nzu		Wirkungs-
		[g/d]	Zulauf KA**) [kg/d]	Zulauf Bio*) [kg/d]	Zulauf KA**) [kg/d]	Zulauf Bio*) [kg/d]	Zulauf KA**) [kg/d]	Zulauf Bio*) [kg/d]	Zulauf KA [-]	Zulauf Bio [-]	Zulauf KA [%]	Zulauf Bio [%]	grad der KA für N**)
BB 2	09.09.2014	124	2.943	1.387	147	206	267	268	0,091	0,193	0,030	0,029	65,2
	10.09.2014	84	-	1.341	120	209	-	255	-	0,190	-	0,021	-
	11.09.2014	55	2.627	1.651	130	211	220	266	0,084	0,161	0,016	0,013	61,9
	12.09.2014	171	-	1.370	120	222	-	272	-	0,199	-	0,040	-
	13.09.2014	27	2.237	1.780	144	213	-	285	-	0,160	-	0,006	-
	14.09.2014	76	2.180	1.108	119	177	233	217	0,107	0,196	0,021	0,022	58,5
	15.09.2014	72	-	1.256	114	186	-	220	-	0,175	-	0,021	-
BB 1	16.09.2014	1	2.003	1.008	107	163	199	209	0,100	0,208	0,000	0,000	65,6
	17.09.2014	5	-	1.123	110	181	-	237	-	0,211	-	0,001	-
	18.09.2014	5	2.721	1.228	122	179	237	239	0,087	0,194	0,001	0,001	74,0
	19.09.2014	10	-	1.031	119	178	-	229	-	0,222	-	0,003	-
	20.09.2014	4	1.912	1.049	131	170	-	223	-	0,212	-	0,001	-
	21.09.2014	0	3.323	1.308	140	180	270	245	0,081	0,187	0,000	0,000	77,6
	22.09.2014	42	-	1.562	129	173	-	232	-	0,148	-	0,011	-
BB 3	23.09.2014	17	2.229	1.010	106	160	193	210	0,087	0,208	0,006	0,005	76,4
	24.09.2014	36	-	1.107	102	143	-	178	-	0,161	-	0,013	-
	25.09.2014	79	2.909	1.326	124	161	240	205	0,083	0,155	0,021	0,025	74,3
	26.09.2014	65	-	1.169	99	156	-	200	-	0,171	-	0,021	-
	27.09.2014	54	2.062	1.180	124	158	-	203	-	0,172	-	0,017	-
	28.09.2014	48	4.068	1.139	123	152	224	196	0,055	0,172	0,013	0,015	81,9
	29.09.2014	86	-	1.265	125	159	-	204	-	0,161	-	0,027	-
	30.09.2014	62	2.938	1.173	111	138	203	191	0,069	0,163	0,019	0,021	81,4
	01.10.2014	102	-	1.345	127	183	-	231	-	0,172	-	0,028	-
Mittelwert	158	2.627	1.257	121	176	229	227	0,084	0,182	0,038	0,043	71,7	

) Analysen im IWAG Labor durchgeführt; **) Daten aus Betriebsprotokollen; ***) abgeschätzte Werte

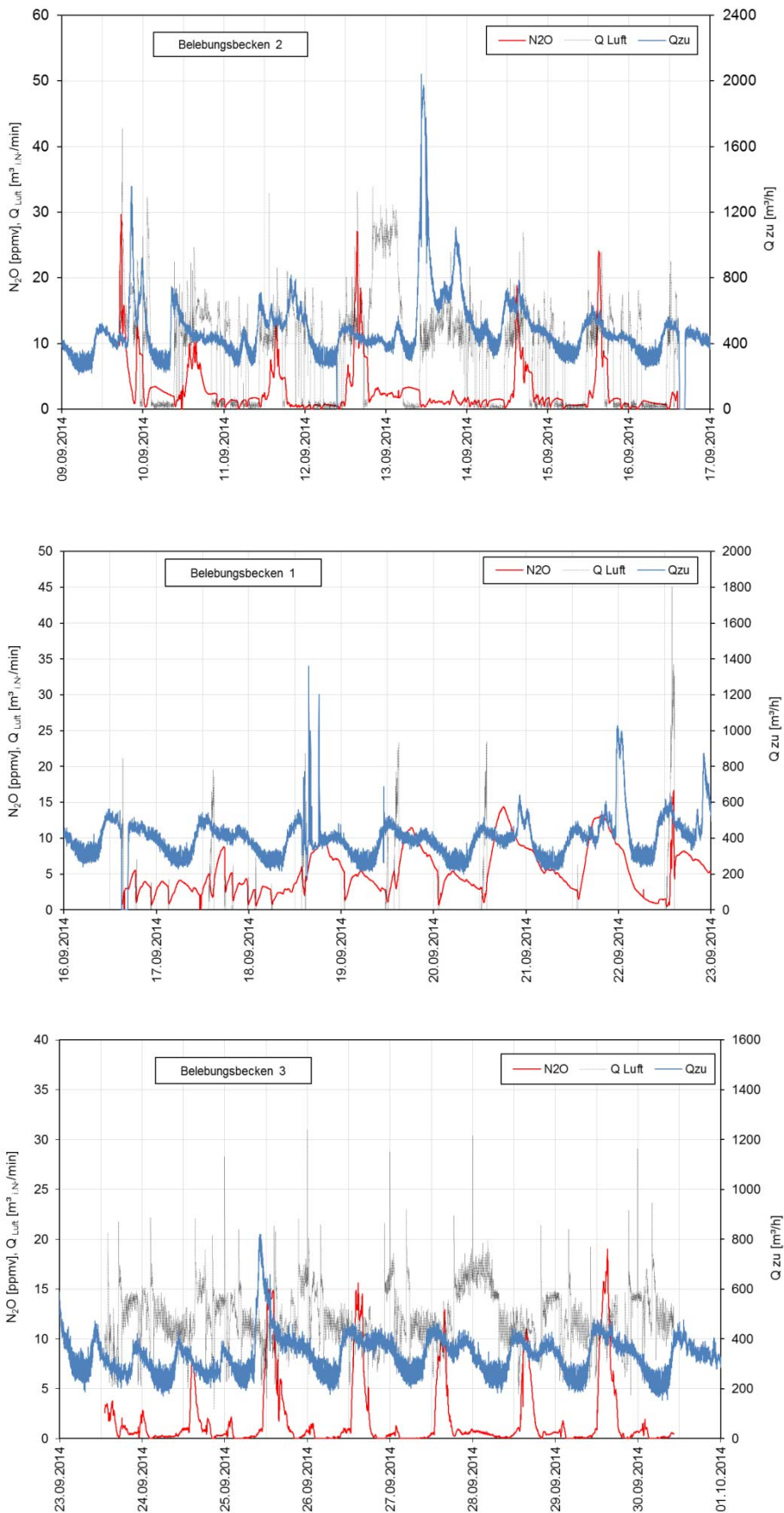


Abbildung 119. Überblick über den gesamten Zeitraum der Messkampagne September 2014 auf Kläranlage H.

Die mittlere CSB-Tagesfracht für den Bilanzzeitraum Jänner-Oktober 2014 (3.130 kg CSB/d) wurde während der Messkampagne um ca. 20 % unterschritten. Laut Betriebsprotokoll der Kläranlage ist seit Ende der Messkampagne Februar 2014 eine ständige Abnahme der CSB- und N-Zulauf fracht festzustellen. Die gleichbleibenden Zulaufmengen und die geringer werdenden Konzentrationen im Zulauf der Kläranlage sind ein Hinweis für Grundwasserinfiltration. Eine Unterschreitung der mittleren täglichen Zulauf fracht für den Bilanzzeitraum (280 kg N/d) um ca. 20 % wurde auch beim Parameter GN festgestellt. Die CSB-Zulauf fracht war um ca. 30 % geringer im Vergleich zur Messkampagne im Februar 2014 und bei der N-Zulauf fracht wurde eine Abnahme von ca. 25 % im Vergleich zur Messung im Februar festgestellt. Das N/CSB-Verhältnis im Zulauf der Kläranlage belief sich laut Bilanzen für 2014 auf 0,089 und zeigte im Mittel eine gute Übereinstimmung während der Messkampagne. Das mittlere N/CSB-Verhältnis im Zulauf der Biologie belief sich für den Bilanzzeitraum auf 0,183 und entsprach bei der Durchführung der Messungen in allen Becken dem mittleren N/CSB-Verhältnis. Die Ergebnisse der Zulaufprobenanalysen sind in Tabelle 28 zusammengefasst.

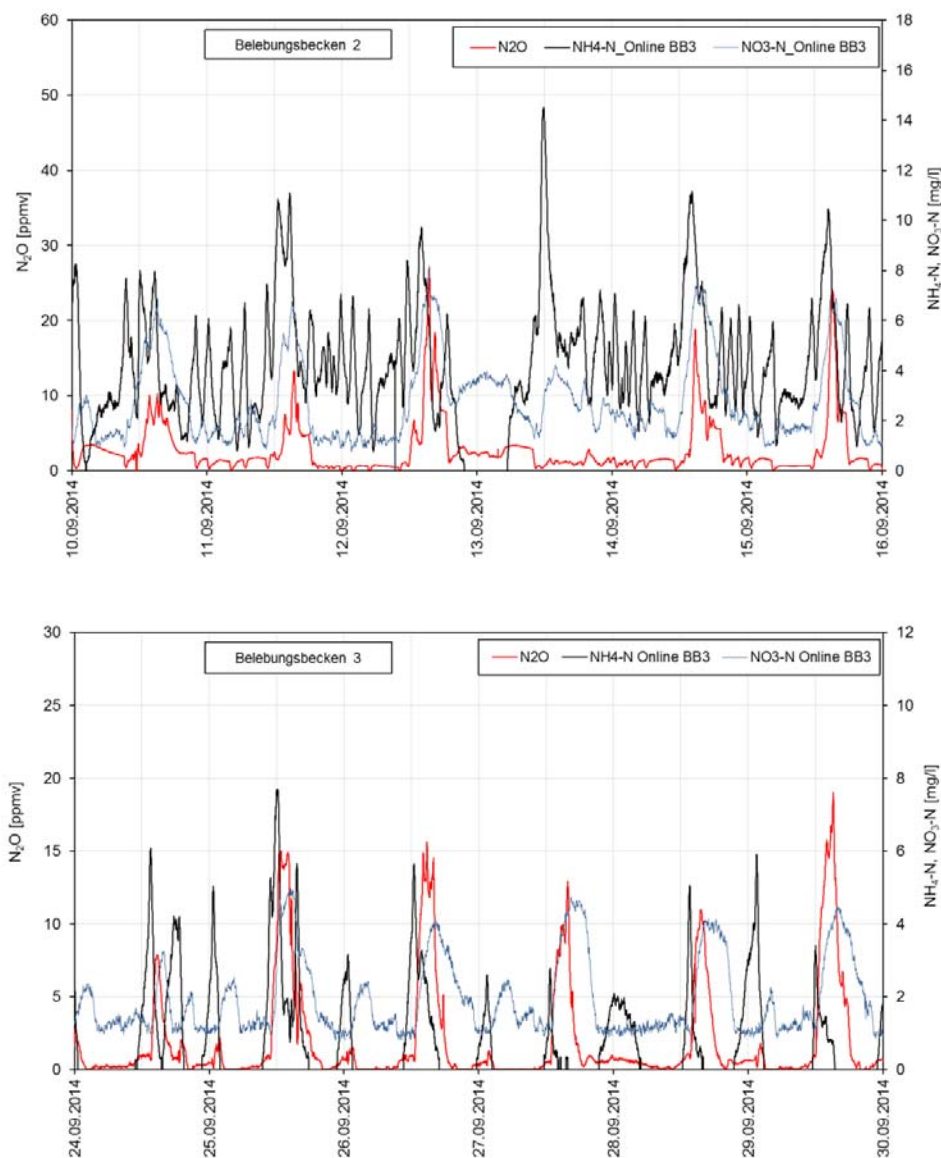


Abbildung 120. Gegenüberstellung des N₂O-Abluftgehaltes aus Belebungsbecken 2 und Belebungsbecken 3 und der NO₃-N- und NH₄-N-Konzentrationen im Ablauf der Biologie auf Kläranlage H während der Messkampagne September 2014.

Die mittlere Abwassertemperatur während der Messkampagne belief sich auf 16,3°C mit einem Schwankungsbereich von 15,4°C bis 16,8°C. Der pH-Tagesmittelwert schwankte zwischen 6,4 und 6,6 und betrug gemittelt über den Betrachtungszeitraum 6,5.

Abbildung 119 zeigt die Änderungen des N₂O-Abluftgehaltes in den drei Becken während der Messkampagne. Das Regenereignis vom 13.09.2014 bewirkte bei dieser Messkampagne, anders als bei allen Messungen bisher, eine Abnahme des gemessenen Abluftgehaltes, obwohl die N-Tageszulaufmenge von 213 kg N/d um 25 % über dem Durchschnitt für die Messkampagne lag. Die Dynamik der N₂O-Ganglinie an diesem Tag entspricht nicht der üblichen für das untersuchte Becken. Die interne Rezirkulation war während der gesamten Messkampagne konstant auf eine Fördermenge von 400 l/s eingestellt (Ausnahmen bei Anstieg der Zulaufmengen über 150 l/s).

Bei der NO₃-N-On-Line-Messung wird der in BB 2 und BB 3 oxidierte Stickstoff erfasst. Beim N₂O-Abluftgehalt wird sowohl das in BB 3 gebildete und ausgestrippte, als auch ein Teil des in BB 2 gebildeten und in BB 3 ausgestrippten Lachgases mitgemessen. Das erklärt den zeitlich besser übereinstimmenden Verlauf der Ganglinien der NO₃-N-Ablaufkonzentration und des N₂O-Abluftgehaltes in BB 3.

Bei dieser Messkampagne konnte auch auf Kläranlage H der bekannte Verlauf des N₂O-Abluftgehaltes bei intermittierender Belüftung beobachtet werden. Wie Abbildung 120 zeigt, führt jedes Einschalten der Belüftung zu einer Verdünnung des N₂O-Gehaltes unter der Ablufthaube. Die NH₄-N-Oxidation setzt ein und es wird N₂O produziert und in die Atmosphäre überführt. Während der Denitrifikation wird Lachgas reduziert und am Anfang der darauffolgenden Nitrifikationsphase die Abluft unter der Ablufthaube wieder mit der weniger konzentrierten Abluft aus dem Becken verdünnt.

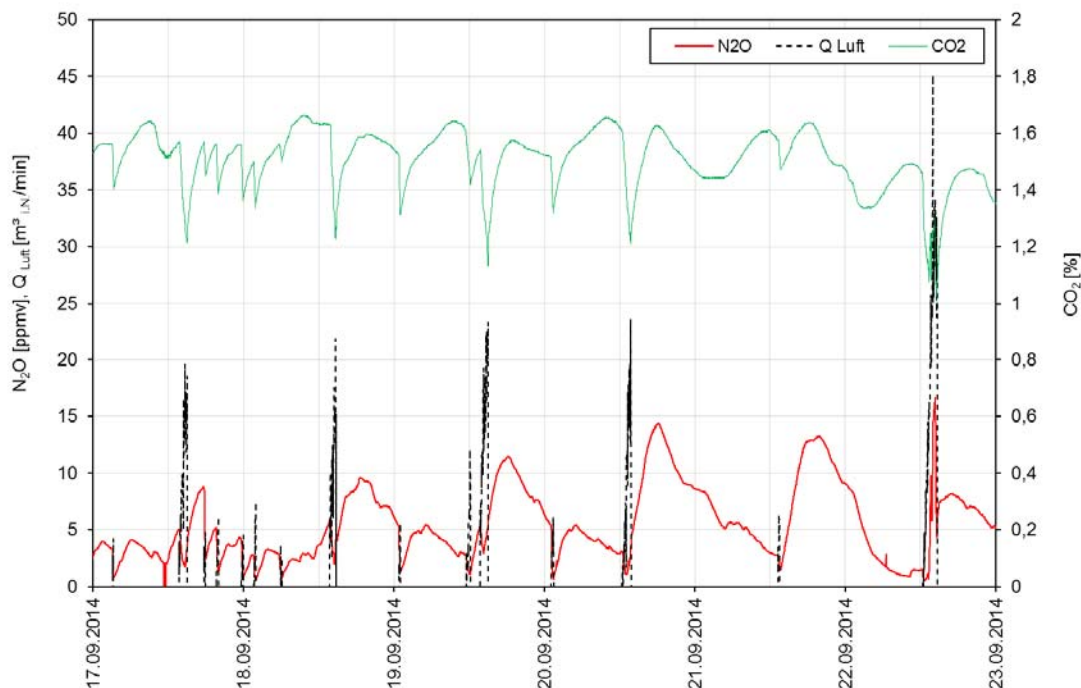


Abbildung 121: Gegenüberstellung des N₂O- und CO₂-Gehaltes in der Abluft aus Belebungsbecken 1 während der Messkampagne 2014 auf Kläranlage H.

Der im Durchschnitt gemessene CO₂-Gehalt in der Abluft von BB 1 belief sich während der Messkampagne im Februar 2014 auf 1,5 %, in BB 2 auf 2 % und in BB 3 auf 2,2 %. Am September 2014 betrug der CO₂-Abluftgehalt in BB 2 und BB 3 ca. 1,5 %. Abbildung 121 veranschaulicht die Schwankungen des CO₂- und N₂O-Abluftgehaltes über Belebungsbecken 1. Es fällt auf, dass bei dieser Messkampagne die Belüftung selten eingeschaltet wurde ($Q_{\text{Luft, BB1}}$ beträgt 3 %, $Q_{\text{Luft, BB2}}$ 41 % und $Q_{\text{Luft, BB3}}$ 56 % der berechneten $Q_{\text{Luft, gesamt}}$). Aufgrund der ca. 60 % geringeren CSB- und N-Zulauffrachten im September 2014 war für die Belüftung nur ca. 50 % der im Februar 2014 zugeführten Luftmenge notwendig. Es wird in BB 1 während der Messkampagnen ein geringerer CO₂-Abluftgehalt im Vergleich zu BB 2 und BB 3 gemessen. Beim Betrachten des Tagesgangs fällt auf, dass der Gehalt um die Mittagszeit (ähnlich wie die CSB- und N-Belastung) ansteigt und in der Nacht zurückgeht. Jedes Einschalten der Belüftung ist mit raschem Absinken des CO₂-Gehaltes verbunden, verursacht durch Verdünnung der Abluft unterhalb der Ablufthaube mit aus dem Becken unmittelbar austretender weniger konzentrierter Abluft. Während der Denitrifikationsphasen steigt aufgrund des Gas-Flüssigkeitsaustausches der Gehalt wieder an. Den gleichen Tagesgang zeigt auch der N₂O-Abluftgehalt. Der Anstieg um die Mittagszeit entspricht den Zeiten der höheren Belastung der Kläranlage. Z.B. am 20.09.2014 nachmittags wurde eine Veränderung von ca. 13 ppmv (25 mg N₂O/m³_{i,N}) gemessen. Bei einem Luftvolumen unter der Ablufthaube von 0,35 m³ und einer Fläche des Belebungsbeckens 1 von ca. 200 m² beträgt die über die gesamte Fläche des BB 1 emittierte N₂O-Fracht ca. 1% der mittleren Gesamtemission während der Messkampagne. Die aufgrund des Gas-Flüssigkeitsaustausches über die Wasseroberfläche emittierte Fracht kann damit als vernachlässigbar gering angesehen werden.

Bei dieser Kläranlage konnte kein Einfluss des N/CSB-Verhältnisses auf die N₂O-Emission festgestellt werden. Auch die Stichproben der S²⁻-Konzentration im Zulauf der Biologie zeigten keinen Zusammenhang mit den gemessenen Lachgasmengen.

7.8.5. Zusammenfassung

Bei der zweiten Messkampagne wurden aufgrund der stark gesunkenen Zulaufkonzentrationen ca. 40 % geringere N- und CSB-Zulauffrachten festgestellt. Der Wirkungsgrad der Stickstoff-Entfernung der Kläranlage blieb beinahe unverändert (73 % bei der ersten Messkampagne und 72 % während der zweiten). Aufgrund der geringeren Belastung betrug die Belüftungsmenge während der zweiten Messung ca. 50 % der während der ersten Messkampagne zugeführten Menge. Das Belebungsbecken 1 wurde während der beiden Messkampagnen kaum belüftet. Es konnte nachgewiesen werden, dass die N₂O-Abluftgehaltsänderungen in BB 1 während den Denitrifikationsphasen aufgrund der internen Rückführung schwanken und für die Berechnung der Gesamtemissionen vernachlässigbar sind. Es wurden N₂O-Emissionsfaktoren von im Durchschnitt 1,074 % N₂O-N/N_{Zulauf-KA} im Februar und 0,044 % N₂O-N/N_{Zulauf-KA} im September, bei deutlich geringeren Zulaufkonzentrationen, berechnet. Der Zusammenhang zwischen dem N₂O-Abluftgehalt und der N-Belastung konnte bei den beiden Messkampagnen deutlich gezeigt werden. An allen Trockenwettertagen lag das Maximum des gemessenen N₂O-Abluftgehaltes bei hohen Zulauffrachten und das Minimum während geringer Belastung in den Nachtstunden. Werden die für jeden Tag berechneten N₂O-Emissionsfaktoren den N-Zulauffrachten gegenübergestellt, lässt sich deutlich erkennen, dass bei höherer N-Belastung der Faktor (N₂O-N/ N_{Zulauf-Bio}) ansteigt (Abbildung 122). Bei der Messkampagne im Februar 2014 ist dieser Zusammenhang bei allen drei Becken zu beobachten, bei der Messkampagne im September 2014 konnte diese Abhängigkeit nur im Belebungsbecken 3 nachgewiesen werden. Ein Grund dafür könnten die dem BB 1 zugeführten geringeren

Luftmengen sein und die längeren Denitrifikationszeiten in BB 2, bei denen es, wie bereits auf anderen Kläranlagen beobachtet werden konnte, zu einer Lachgasreduktion kommt.

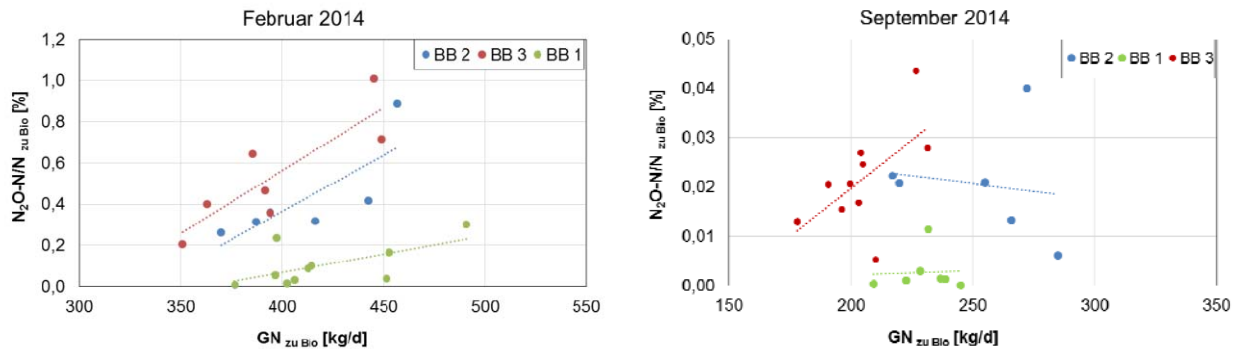


Abbildung 122. Gegenüberstellung der N_2O -Emissionsfaktoren $N_2O-N/N_{Zulauf-Bio}$ an den einzelnen Messtagen und der N-Zulaufmenge zur Biologie.

Bei der Messkampagne in Februar 2014 belief sich die N_2O -Emission aus BB 1 auf 10 %, aus BB 2 auf 38 % und aus BB 3 auf 52 % der N_2O -Gesamtemission. Während der Messkampagne im September 2014 wurden aus BB 1 etwa 6 % der gesamten N_2O -Emission, aus BB 2 und BB 3 entsprechend 55 % und 39 % emittiert.

7.9. Zusammenfassung der Messergebnisse

Wie die vorherigen Kapitel gezeigt haben, waren die Messergebnisse auf jeder einzelnen Projektkläranlage sehr vielfältig. Dank der unterschiedlichen Merkmale der Kläranlagen war es im Rahmen der Messungen möglich, verschiedenste Aspekte der N₂O-Produktion und -Emission zu untersuchen. Dazu haben die festgelegte Anzahl sowie die durchdachte Auswahl der Projektkläranlagen einen wesentlichen positiven Beitrag geleistet. Jede einzelne Messkampagne hat einen weiteren Schritt zum Erlangen eines vertiefenden Verständnisses über die Einflussfaktoren der N₂O-Emissionen von Belebungsbecken ermöglicht. Manche Erkenntnisse waren strikt anlagespezifisch, andere kamen auf mehreren Kläranlagen vor und bekräftigten somit die Aussagekraft der Messergebnisse. In der weiteren Folge werden die wichtigsten Ergebnisse der Messkampagnen zusammengefasst.

7.9.1. N₂O-Produktion und -Emission aus Belebungsbecken

Rolle der Nitrifikation bei der N₂O-Emission

Es konnte auf allen untersuchten Kläranlagen nachgewiesen werden, dass die Produktion und Emission von N₂O hauptsächlich während der Nitrifikation stattfinden. Diese Feststellung konnte sowohl durch die Messungen in der Abluft aus den Belebungsbecken als auch in der flüssigen Phase (Belebtschlamm) mittels N₂O-Mikrosensors belegt werden.

Die Messergebnisse haben gezeigt, dass die N₂O-Produktion sowie -Emission hauptsächlich während der belüfteten Intervalle stattfinden, so lange Ammonium im Belebtschlamm vorliegt. Sobald das Ammonium weitgehend oxidiert ist, sinkt die emittierte N₂O-Emission rasant. Dieser Zusammenhang konnte sowohl in einem SBR-Becken der Kläranlage B (Abbildung 51) als auch in den belüfteten Umlauf- bzw.- Längsbecken der meisten untersuchten Kläranlagen (z.B. Kläranlage A, Abbildung 39 und Kläranlage G, Abbildung 113, Kläranlage E, Abbildung 88) beobachtet werden. Der auf Kläranlage D, F und H festgestellte Zusammenhang der N₂O-Emission in der Abluft mit der NO₃-Konzentration im Belebungsbecken bekräftigt diese Erkenntnis (z.B. Abbildung 72, Abbildung 106 und Abbildung 118).

Aufgrund der vorliegenden hohen O₂-Konzentrationen, niedrigen Nitritkonzentration und hoher AOB-Aktivität am Anfang der Nitrifikationsphase wird vermutet, dass in der SBR-Anlage, sowie in den meisten untersuchten Belebungsbecken mit intermittierender Belüftung, der maßgebende N₂O-Entstehungspfad in der *Hydroxylamin-Oxidation* identifiziert werden kann (Wunderlin *et al.*, 2012). Bei Belebungsbecken mit O₂-Konzentrationen um 1 mg O₂/L könnte die *Nitrifikanten-Denitrifikation* eine bedeutsamere Rolle gespielt haben. Dies könnte im Besonderen bei höher belasteten (ersten) Belebungsbecken zutreffen (z.B. 1. Stufe Kläranlagen D, 2. Kaskade Kläranlage E). Endgültige Aussagen über die Entstehungspfade von N₂O im Zuge der Nitrifikation im Belebungsbecken (Hydroxylamin-Oxidation bzw. Nitrifikanten-Denitrifikation) können anhand der Messergebnisse nicht getroffen werden.

Wird berücksichtigt, dass zwischen der NH₄-Konzentration und der Wachstumsrate von AOB ein exponentieller Zusammenhang besteht (Monod-Kurve), könnte die erhöhte N₂O-Produktion eine Folge der Zunahme der AOB-Aktivität sein. Über den Zusammenhang zwischen der Ammoniumkonzentration und der N₂O-Produktion wird auch in der Literatur berichtet. Law *et al.* (2012) fanden eine nahezu exponentielle Korrelation zwischen der Ammonium-Oxidationsrate und der N₂O-Produktionsrate in Laborversuchen mit einer angereicherten AOB-Kultur. Bei der Auswertung der Messkampagnen war die Korrelation zwischen NH₄-Konzentration und N₂O-Emission in der Abluft eindeutig nachweisbar, konnte allerdings mathematisch nicht beschrieben werden. Höchstwahrscheinlich sind Messungen in großtechnischen Belebungsbecken für



diesen Zweck nicht am geeignetsten, weil hier anders als bei Laborversuchen der Einfluss anderer Einflussgrößen nicht ausgeschlossen werden kann.

Rolle der Denitrifikation bei der N₂O-Emission

Während der Denitrifikation kam es auf den untersuchten Kläranlagen zu keiner Anreicherung von N₂O. Beim Einschalten der Belüftung nach Denitrifikationsphasen in intermittierend belüfteten Belebungsbecken wurde in der Abluft meist keine erhöhte N₂O-Fracht erfasst, was durch die Strippung von während der Denitrifikation akkumuliertem N₂O der Fall sein müsste. Wie z.B. aus Abbildung 67 (Kläranlage C) und Abbildung 110 (Kläranlage G) ersichtlich, sank der N₂O-Abluftgehalt unter der Ablufthaube nach Einschalten der Belüftung nach jeder Denitrifikationsphase deutlich ab und stieg dann nach Einsetzen der Nitrifikation wieder an. Während der Denitrifikationsphasen konnte auf manchen Kläranlagen mit intermittierender Belüftung eine Abnahme der N₂O-Konzentration im Belebtschlamm mittels N₂O-Mikrosensors festgestellt werden (z.B. Kläranlage F, Abbildung 104 und Kläranlage D, Abbildung 80). Darüber hinaus konnte auf Kläranlage C (Abbildung 67) nachgewiesen werden, dass während der Denitrifikationsphasen zuerst Nitrat und danach N₂O reduziert wurde.

Bei Stichprobenmessungen mit dem N₂O-Mikrosensor in vorgeschalteten Denitrifikationsbecken wurden auch N₂O-Konzentrationen um den Nullwert gemessen (z.B. Kläranlage E und Kläranlage A). Die Messung der N₂O-Emission mittels Ablufthaube in einem Denitrifikationsbecken der Kläranlage A brachte das gleiche Ergebnis.

Die Messergebnisse deuten darauf hin, dass N₂O im Belebtschlamm während der Denitrifikation eher weiter zu elementarem Stickstoff reduziert wird. Voraussetzung dafür sind allerdings günstige Prozessbedingungen für die Denitrifikation, wie eine O₂-Konzentration unter 0,2 mg/L und ausreichend verfügbarer CSB. Diese Bedingungen waren auf den meisten Projektkläranlagen erfüllt.

Die gezielte Optimierung der Denitrifikation (und somit der N-Entfernung) erscheint eine vielversprechende betriebliche Maßnahme zur Senkung der N₂O-Emissionen aus Kläranlagen.

Variabilität der N₂O-Emissionen

Während der durchgeführten Messungen wurde auf allen Kläranlagen sowohl im täglichen als auch im wöchentlichen Gang der N₂O-Emissionen eine sehr ausgeprägte Dynamik festgestellt. Diese Feststellung bekräftigt die Aussage, dass für eine korrekte Ermittlung der N₂O-Emissionen Langzeitmessungen unentbehrlich sind und kurze Messungen zu Über- bzw. Unterschätzungen der Emissionen führen können. Ein deutlicher Zusammenhang mit den zeitlich schwankenden Belastungsverhältnissen (Belastungspeak während des Tages, niedrige Zulauffracht in der Nacht) war auf allen Kläranlagen erkennbar. Ein deutlicher Zusammenhang zwischen den Schwankungen der Stickstoffzulauffracht und der N₂O-Emission konnte im Tagesverlauf in einem SBR-Becken der Kläranlage B nachgewiesen werden (Abbildung 54). Hier ist auch ersichtlich, dass die höhere N₂O-Emission nicht nur mit der zunehmenden N-Fracht in Zusammenhang steht, sondern gleichzeitig der erhöhte N₂O-Emissionsfaktor die Emission intensiviert. Dieser Zusammenhang konnte auch in der 2. Kaskade der Kläranlage E nachgewiesen werden (Abbildung 95).

Auf manchen Kläranlagen wurden erhöhte N₂O-Emissionen auch während der Nachtstunden beobachtet, die vermutlich mit einer rückläufigen Denitrifikation als Folge der Erhöhung des N/CSB-Verhältnisses (Mangel an CSB-Quelle) im Zusammenhang stehen könnten (z.B. Kläranlage E, Abbildung 91). Das Ausmaß der täglichen N₂O-Spitzen erscheint auch auf Kläranlage F neben den täglichen

Belastungsschwankungen ebenfalls von Änderungen in der Abwasserzusammensetzung im Zulauf zur Biologie (N/CSB-Verhältnis) beeinflusst zu werden.

Darüber hinaus wurden mehrmals erhöhte N₂O-Emissionen während Regenereignissen festgestellt (z.B. Kläranlage A, Abbildung 36 und Kläranlage E, Abbildung 87). Diese können durch die höhere Belastung des Belebungsbeckens auch in Folge von Ausschwemmung von Ablagerungen im Kanalnetz hervorgerufen werden. Unmittelbar nach einem Regenereignis wurde i.d.R. eine deutlich niedrigere N₂O-Emission gemessen, vermutlich weil aufgrund des verdünnten Zulaufs die NH₄-Konzentration im Belebungsbecken sinkt. Der Einfluss von kurzen Regenereignissen (~1 Tag) auf die gesamten N₂O-Emission im Rahmen der Messkampagnen wurde daher von den nachfolgenden niedrigeren N₂O-Emissionen zum Teil kompensiert. Auf anderen Kläranlagen wurde hingegen keine erhöhte N₂O-Emission beobachtet, sondern eher eine Reduktion (z.B. Kläranlage G, Abbildung 108 und Kläranlage C, Abbildung 59).

Erstreckten sich die Regenereignisse bzw. die dadurch bedingten Fremdwasserinfiltrationen in die Kanalisation über den Großteil des Messzeitraums, wurde eine deutlich niedrigere N₂O-Emission gemessen. Dies konnte bei der 2. Messkampagne auf Kläranlage F und der 2. Messkampagne auf Kläranlage H festgestellt werden (siehe dazu auch Abbildung 123).

Ausmaß der N₂O-Emission aus den Projektkläranlagen

Aufgrund der oben angeführten Erkenntnisse wurde für die Berechnung der N₂O-Emissionen die Annahme getroffen, dass die N₂O-Emission hauptsächlich während der belüfteten Nitrifikationsphasen wegen der N₂O-Produktion und des hohen Transferkoeffizienten k_{LA} von der Flüssigkeit in die Gasphase stattfindet. Die N₂O-Emission während der nicht belüfteten Denitrifikationsphasen wurde vergleichsweise als vernachlässigbar eingestuft (Abbau von N₂O, viel geringerer Transferkoeffizient k_{LA}).

Tabelle 29. Überblick über ausgewählte Betriebsbedingungen und die ermittelten N₂O-Emissionsfaktoren im Rahmen der N₂O-Messkampagnen. Die angegebenen Werte sind Tagesmittelwerte für die jeweiligen Messkampagnen (siehe Seite 82).

Kläranlage	Messkampagne	N / CSB Abwasser _{Zu-Bio}	Stickstoff- Entfernung _{KA}	Raumbelastung _{Bio}	Vol. spez. CSB- Belastung _{KA}	Wassertemperatur Belebungsbecken	Emissionsfaktor N ₂ O-N / N _{Zulauf-KA}	Emissionsfaktor N ₂ O/ EW _{120-Zulauf-KA}	
				(B _R)					
		[%]		[kg CSB _{Zu-Bio} / m ³ BB / d]	[kg CSB _{Zu-Bio} / m ³ BB / d]	[°C]	[%]	[g N ₂ O/ EW ₁₂₀ / a]	
Kläranlage A	28.-29.8.2012								
	31.7.-12.8.2013	0,144	83,7	0,16	0,35	22,1	0,194	8,52	
	13.-27.1.2014	0,161	80,0	0,13	0,26	10,9	0,006	0,41	
Kläranlage B	11.-12.10.2012	0,043	90,1	0,27	0,27	21,3	0,132	3,88	
	31.10.-1.11.2012	0,041	88,2	0,35	0,35	16,6	0,242	6,80	
	6.-10.12.2012	0,061	86,5	0,47	0,47	15,7	0,355	13,6	
	23.-31.7.2013	0,057	91,2	0,26	0,26	22,8	0,066	2,52	
	18.27.3.2014	0,073	92,4	0,19	0,20	14,5	0,345	1,53	
Kläranlage C	06.-07.09.2012								
	17.-26.6.2013	0,074	92,0	0,22	0,22	17,3	0,012	0,62	
	23.-30.4.2014	0,082	92,5	0,23	0,23	15,2	0,002	0,10	
Kläranlage D	17.-18.10.2012								
	1.-19.7.2013	0,148	68,7	*	0,96	19,4	1,516	81,0	
	31.3.-17.4.2014	0,154	71,9	*	1,08	14,3	0,880	40,6	
Kläranlage E	21.-22.8.2012								
	24.-25.10.2012	0,123	79,9	0,63	0,98	23,3	1,456	76,7	
	19.8.-2.9.2013	0,132	63,6	0,56	0,86	22,9	1,330	75,9	
	4.-17.6.2014	0,123	75,8	0,52	0,80	22,6	0,767	39,9	
	24.9.-28.10.2013	0,094	84,4	0,33	0,46	16,4	0,048	0,20	
Kläranlage F	6.5-2.6.2014	0,084	76,8	0,34	0,46	13,9	0,011	0,05	
	9.-18.9.2013	0,100	92,5	0,22	0,22	19,4	0,005	0,37	
Kläranlage G	4.-12.3.2014	0,107	90,2	0,22	0,22	12,2	0,005	0,04	
	4.2.-28.2.2014	0,199	72,7	0,83	1,40	12,3	0,993	67,2	
Kläranlage H	6.9-2.10.2014	0,182	71,7	0,50	1,05	16,1	0,038	2,63	
							Mittelwert	0,42	21,1
							Median	0,16	3,3
							Min	0,002	0,04
							Max	1,52	81

* für zwei-stufige Anlagen nicht berechnbar

Der N_2O -Emissionsfaktor wurde als Anteil (in Prozent) der N-Fracht im Zulauf der Kläranlage bzw. auf EW_{120} bezogen. Wie bereits auf Seite 82 erwähnt, wurden für jede Messkampagne die täglichen Emissionsfaktoren (z.B. N_2O -Tagesemission dividiert durch N-Tageszulauf fracht * 100) berechnet und diese dann für die gesamte Messkampagne gemittelt. Somit ergibt sich für jede Messkampagne ein Tagesmittelwert.

Anhand der Auswertung der Messkampagnen konnte festgestellt werden, dass die emittierte N_2O -N-Fracht zwischen 0,002 und 1,52 % (Medianwert: 0,16%) der N-Fracht im Zulauf zur Kläranlage liegt (Tabelle 29). Dieser Schwankungsbereich stimmt mit den Ergebnissen aus der Fachliteratur gut überein (siehe Kapitel 3.2). Die EW_{120} -spezifische N_2O -Emission schwankt je nach Kläranlage zwischen 0,04 und 81 g N_2O / EW_{120} / a (Medianwert: 3,3 g N_2O / EW_{120} / a). Bei der Auswertung wurden die ersten kurzen Messkampagnen auf den Kläranlagen A, B, D und E aufgrund des wenig repräsentativen bzw. mangelhaften Messwertepools nicht berücksichtigt.

Der Medianwert der Messungen liegt sehr nahe dem Emissionsfaktor der IPCC 2006 GL (3,2 g N_2O / E / a, zuzüglich 30% für industrielle Miteinleiter). Die höchsten Emissionsfaktoren wurden auf den Kläranlagen E, F und H nachgewiesen. Würde man diese Ergebnisse nicht berücksichtigen, würde sich auch der Mittelwert der restlichen Messkampagnen in diesem Bereich einpendeln (2,9 g N_2O / EW / a). Wie in Kapitel 8 ausführlich beschrieben wird, stehen höchstwahrscheinlich die höheren N_2O -Emissionen auf diesen drei Kläranlagen mit der schlechteren N-Entfernung bzw. mit den höheren Belastungsverhältnissen in Zusammenhang. Da der Emissionsfaktor der IPCC 2006 GL in einer Feldstudie in den USA im Jahr 1995 auf einer einzigen kommunalen Kläranlage mittels stichprobenartiger Beprobung (keine On-Line-Messung) ermittelt wurde (Czepiel *et al.*, 1995), stellt sich die Frage in wie weit dieser Wert auf anderen Kläranlagen mit anderen Betriebsbedingungen übertragbar ist.

Gelöste N_2O -Fracht

Lachgas wird nicht zur Gänze mit der Abluft emittiert. Der Anteil, der in der flüssigen Phase bleibt, ist vom N_2O -Gehalt (Partialdruck) in der Abluft und von der Wassertemperatur abhängig (Henry-Konstante). Da im Belebungsbecken durch die ständige Schwankung der N_2O -Produktion und des Luftvolumenstroms für die Belüftung vorwiegend nicht-stationäre Bedingungen herrschen, kann die N_2O -Konzentration von der Gleichgewichtskonzentration etwas abweichen (Übersättigung bzw. Untersättigung). Da mittels N_2O -Mikrosensor sowie Headspace-Methode die gelöste N_2O -Konzentration im Rahmen der Messkampagnen nicht zufriedenstellend quantifiziert werden konnte, liegen keine verlässlichen Messwerte für die Auswertung der gelösten N_2O -Fracht vor.

Für die Projektkläranlagen wurde auf Basis der Gleichgewichtskonzentration jedoch versucht, das Ausmaß dieser Emission abzuschätzen. Als Ergebnis stellte sich heraus, dass das Verhältnis zwischen der Belüftungsmenge und der Ablaufmenge entscheidend für die Verteilung von N_2O zwischen der Gasphase und der flüssigen Phase ist. Dies hat als Folge, dass bei Kläranlagen mit niedrigen Schmutzstoffkonzentrationen im Zulauf (hoher Fremdwasseranteil), bei der tendenziell für die Reinigung von einem m^3 Abwasser weniger belüftet werden muss (geringes $Q_{\text{Belüftung}}/Q_{\text{Ablauf}}$ -Verhältnis), wesentlich mehr N_2O in gelöster Form die Kläranlage verlässt. Ähnliches gilt auch für die N_2O -Emission bei Regenwetter: durch die höheren zufließenden Abwassermengen ist zu erwarten, dass die Verteilung von N_2O in Richtung der flüssigen Phase verschoben wird.

Bei den Projektkläranlagen schwankte die abgeschätzte gelöste N_2O -Fracht zwischen 20 und 70% der gesamt produzierten N_2O -Fracht (N_2O -Fracht_{Abluft} + N_2O -Fracht_{gelöst} nach Henry-Konstante), wobei der höhere Wert aus der 2. Messkampagne auf der Kläranlage F (hoher Fremdwasseranteil bei Regenwetter) stammt.

Es ist zu erwarten, dass der Großteil der N₂O-Fracht, die in gelöster Form die Kläranlage verlässt, aus den Gewässern in die Atmosphäre emittiert wird (wenig Denitrifikation wegen aeroben Bedingungen). Aufgrund der festgestellten Abhängigkeit des gelösten N₂O-Anteils vom $Q_{\text{Belüftung}}/Q_{\text{Ablauf}}$ -Verhältnis der Kläranlage sowie von Wetterbedingungen erscheint es kaum möglich, die Ergebnisse der Projektkläranlagen auf andere Kläranlagen zu übertragen (z.B. Hochrechnung der N₂O-Emissionen auf Landesebene). Bei der Auswertung der N₂O-Emissionsfaktoren in Tabelle 29 wurde daher ausschließlich die gemessene N₂O-Emission über die Abluft (direkte Emission) berücksichtigt.

7.9.2. Einflussfaktoren auf die N₂O-Emission aus Belebungsbecken

Im Rahmen der Messkampagnen wurde der Einfluss verschiedenster Faktoren (Prozessbedingungen, Abwasserzusammensetzung, Kläranlagekonfiguration, etc.) auf die N₂O-Emission untersucht. In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der Auswertung der potentiellen Einflussfaktoren einzeln behandelt.












Die Wahl bei der Berechnung des N₂O-Emissionsfaktors, die emittierte N₂O-Fracht auf die N-Zulauffracht zur Kläranlage und nicht zur Belebungsbecken (Biologie) zu beziehen, beruht auf der Feststellung, dass im EMREG-OW nur Zulauffrachten von Kläranlagen angegeben werden. Es wurde daher bewusst versucht, bei der Auswertung der Einflussfaktoren einen N₂O-Emissionsfaktor einzusetzen, der im Rahmen der Hochrechnung aus verfügbaren Daten berechnet werden kann.

Als Emissionsfaktor wurde das Verhältnis $g \text{ N}_2\text{O-N} / g \text{ N}_{\text{Zulauf-KA}}$ (%) bevorzugt, weil diese auf die N-Zulauffracht bezogen ist, welche maßgebend für die N₂O-Emission ist. Die Anwendung des Emissionsfaktors $g \text{ N}_2\text{O} / \text{EW}_{120/a}$ ist zur Quantifizierung der N₂O-Emission aus einer Kläranlage eine oft verwendete Kennzahl, welche allerdings durch den Bezug auf die spezifische CSB-Fracht für die N₂O-Emission weniger aussagekräftig ist.

Von den 24 durchgeführten Messkampagnen wurden letztendlich 20 für die Auswertung der Einflussfaktoren herangezogen. Die ersten kurzen Messkampagnen auf den Kläranlagen A, B, D und E wurden dabei nicht berücksichtigt, weil wenig repräsentativ (die aufgenommen Messreihen sind aufgrund von mangelhaften Datenloggern kürzer als zwei Tage).

Für die Darstellung der Auswertungsergebnisse wurden verschiedene Farben zur Identifikation der Kläranlagen verwendet (Tabelle 30). Für die Unterscheidung zwischen kurzen (2012) und langen (2013 bzw. 2014) Messkampagnen wurden in den Abbildungen verschiedene Symbole gewählt.

Tabelle 30. Legende der Darstellung der Auswertungsergebnisse.

	Kläranlage A		2012, kurze Messkampagnen
	Kläranlage B		2013, lange Sommermesskampagnen
	Kläranlage C		2014, lange Wintermesskapagnen
	Kläranlage D		
	Kläranlage E		
	Kläranlage F		
	Kläranlage G		
	Kläranlage H		



Wirkungsgrad der Stickstoffentfernung der Kläranlage

Werden die N_2O -Emissionsfaktoren gegen die während der Messung erzielte N-Entfernung auf der jeweiligen Kläranlage aufgetragen, lässt sich feststellen, dass mit steigendem Wirkungsgrad der N-Entfernung der N_2O -Emissionsfaktor abnimmt (Abbildung 123). Der Zusammenhang bekräftigt die Rolle der Denitrifikation als potentielle N_2O -Senke in Belebungsbecken.

Die lineare Korrelation ist bei den Emissionsfaktoren der Kläranlage B sowie D und E besonders gut ersichtlich. Der hohe Emissionsfaktor der Kläranlage E bei 80% ist wahrscheinlich auf die kurze Dauer (2 Tage) dieser Messkampagne zurückzuführen (Messung weniger repräsentativ).

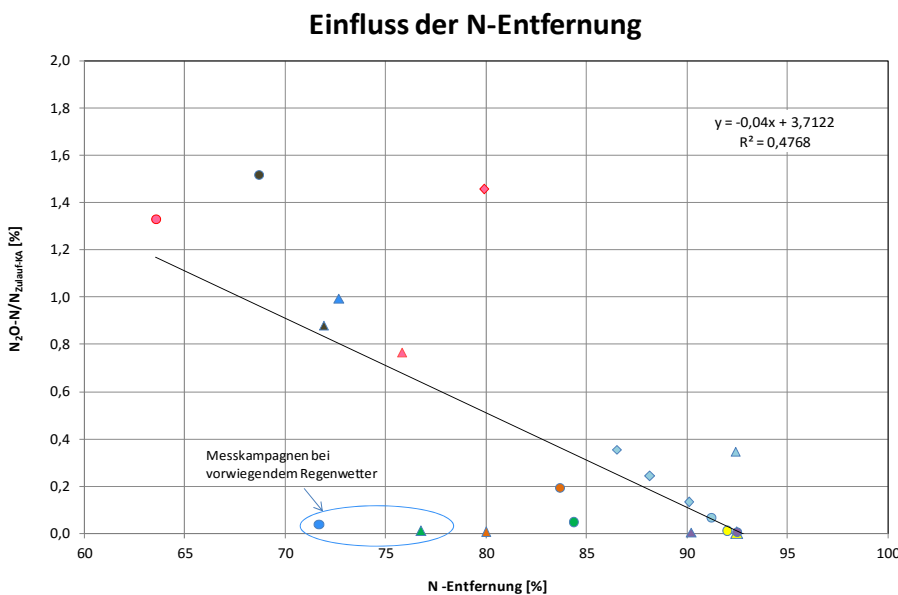


Abbildung 123. Emissionsfaktor $N_2O-N/N_{Zulauf-KA}$ als Funktion des Wirkungsgrades der N-Entfernung (Tagesmittelwerte aus 20 Messkampagnen).

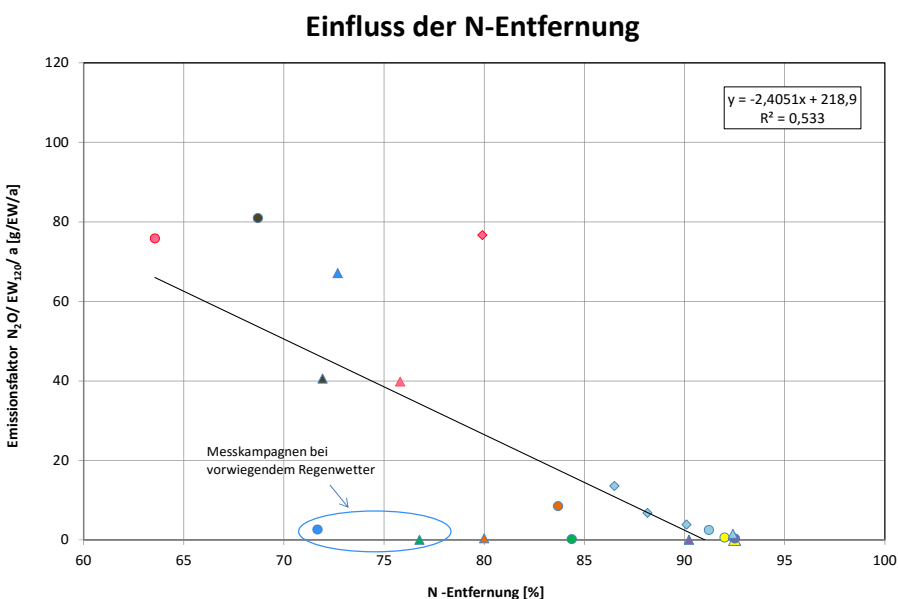


Abbildung 124. Emissionsfaktor $g N_2O/EW_{120}/a$ als Funktion des Wirkungsgrades der N-Entfernung (Tagesmittelwerte aus 20 Messkampagnen).

Der N_2O -Emissionsfaktor war auf Kläranlagen mit simultaner aerober Schlammstabilisierung in Umlaufbecken (Kläranlage C und G) bei einer N-Entfernung von über 92% mit i.M. 0,006% am geringsten. Diese Emission erscheint, die unvermeidbare Mindestemission an N_2O darzustellen.

Aus Abbildung 123 ist zu entnehmen, dass die Kläranlage F (Grüne Punkte) eine wesentlich geringere N_2O -Emission aufweist, als jene die sich auf Basis der erzielten N-Entfernung aus der Korrelation ableiten lässt. Dies ist vermutlich auf den hohen Anteil an Fremdwasser im Zulauf dieser Kläranlage zurückzuführen. Durch die niedrige Schmutzwasserkonzentration sind in den Belebungsbecken niedrigere NH_4 -Konzentrationen zu erwarten, ein Aspekt der die N_2O -Produktion unterdrücken sollte.

Der Einfluss von niedrigeren N-Zulaufkonzentrationen war auch in Messkampagnen bemerkbar, die vorwiegend bei Regenwetter durchgeführt wurden (z.B. die zweiten Messkampagnen jeweils auf den Kläranlagen F und H). Auch wenn man hier den berechneten Anteil an gelösten N_2O berücksichtigt (~70% vom gesamten produzierten N_2O), ändert sich die Aussage der Messergebnisse dieser Messkampagne (sehr niedriger N_2O -Emissionsfaktor) kaum.

Der vergleichsweise niedrige N_2O -Emissionsfaktor der Kläranlage A lässt sich wahrscheinlich dadurch erklären, dass auf diese Kläranlage andere Faktoren (wie z.B. die niedrigen Belastungsverhältnisse bzw. das hohe Schlammalter) einen noch stärkeren Einfluss auf die N_2O -Produktion bewirkt haben.

Die festgestellte Korrelation wird kaum verändert, wenn der N_2O -Emissionsfaktor auf die N-Fracht im Zulauf-Biologie bezogen wird (Abbildung 148 im Appendix).

Belastungsverhältnisse im Belebungsbecken

Bei zunehmender CSB-Raumbelastung steigt in nitrifizierenden Belebungsbecken die Wachstumsrate der am Reinigungsprozess beteiligten Mikroorganismen und somit auch jene der AOB an. Höhere Belastungsverhältnisse führen durch höhere NH_4 -Konzentrationen zu höheren Wachstumsraten und somit zur Verringerung des Schlammalters. Unter den beschriebenen Bedingungen ist (auch nach Literaturangaben) zu erwarten, dass mehr N_2O im Zuge der Nitrifikation gebildet und letztendlich in die Atmosphäre emittiert wird. Dies konnte anhand der Messergebnisse der Messkampagnen bestätigt werden. In Abbildung 125 ist die Tendenz erkennbar, dass die N_2O -Emission bei steigender CSB-Raumbelastung (B_R) zunimmt. Das Ergebnis stimmt mit den Erkenntnissen aus der Literatur gut überein (z.B. Zheng *et al.*, 1994). In der Abbildung sind die N_2O -Emissionsfaktoren der Kläranlage D nicht aufgetragen, da für zweistufige Kläranlagen mit Hydridverfahren (Schlammkreisläufe zwischen den zwei Belebungsstufen) die Berechnung der CSB-Raumbelastung aus den CSB-Zulauffrachten wenig aussagekräftig ist.

Da in den relativ kurzen Zeiträumen der Messkampagnen eine Veränderung der Belastungsverhältnisse anhand des Schlammalters kaum feststellbar ist, wurde bei der Auswertung der Messergebnisse bewusst die CSB-Raumbelastung eingesetzt.

Wird die CSB-Zulauffracht zur Kläranlage an Stelle der CSB-Zulauffracht zur Biologie für die Berechnung der CSB-Raumbelastung verwendet, zeigt sich eine noch bessere lineare Korrelation mit der N_2O -Emission (Abbildung 126). Dieser neue Parameter, der in der Folge als volumenspezifische CSB-Belastung_{KA} bezeichnet wird, bietet den Vorteil, dass er auch für Kläranlage D berechnet werden kann. B_R und volumenspezifische CSB-Belastung_{KA} sind auf Kläranlagen mit simultaner Schlammstabilisierung gleich. Bei Kläranlagen mit Faulung erhöht sich hingegen der Wert um die CSB-Fracht, die in der Vorklärung entfernt



wird. Der Grund warum die N_2O -Emissionsergebnisse mit diesem Parameter eine bessere Korrelation zeigen, ist nicht ganz klar. Es wird vermutet, dass die höheren N-Belastungsverhältnisse in der Belebung aufgrund der Einleitung von Prozesswasser aus der Schlammwässerung von diesem Parameter besser abgebildet werden (N-Fracht von Primärschlamm wird indirekt mit einbezogen).

Einfluss der CSB-Raumbelastung B_R

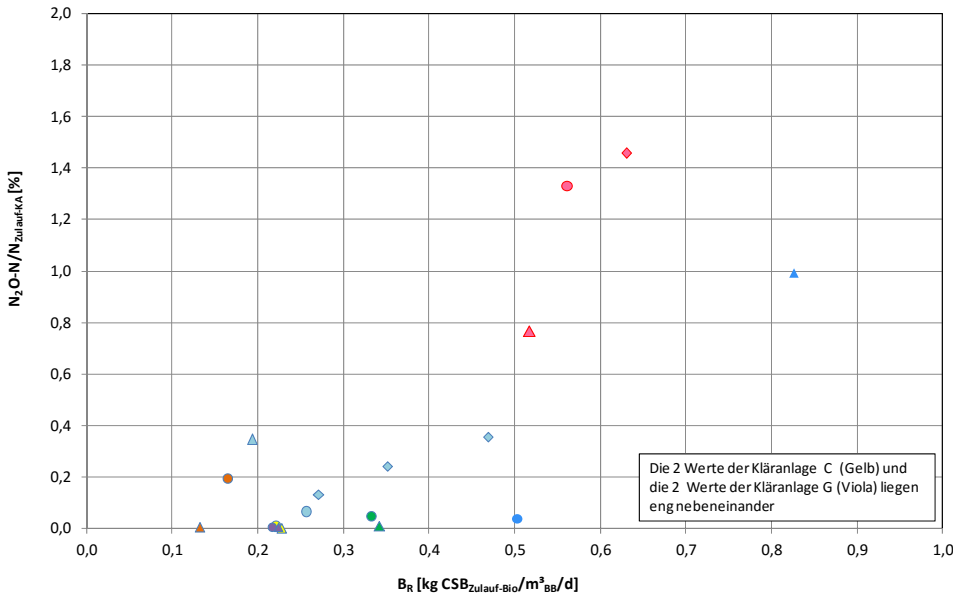


Abbildung 125. Emissionsfaktor $N_2O-N / N_{Zulauf-KA}$ als Funktion der Raumbelastung (Tagesmittelwerte aus 20 Messkampagnen).

Einfluss der volumenspezifischen CSB-Belastung B_{KA}

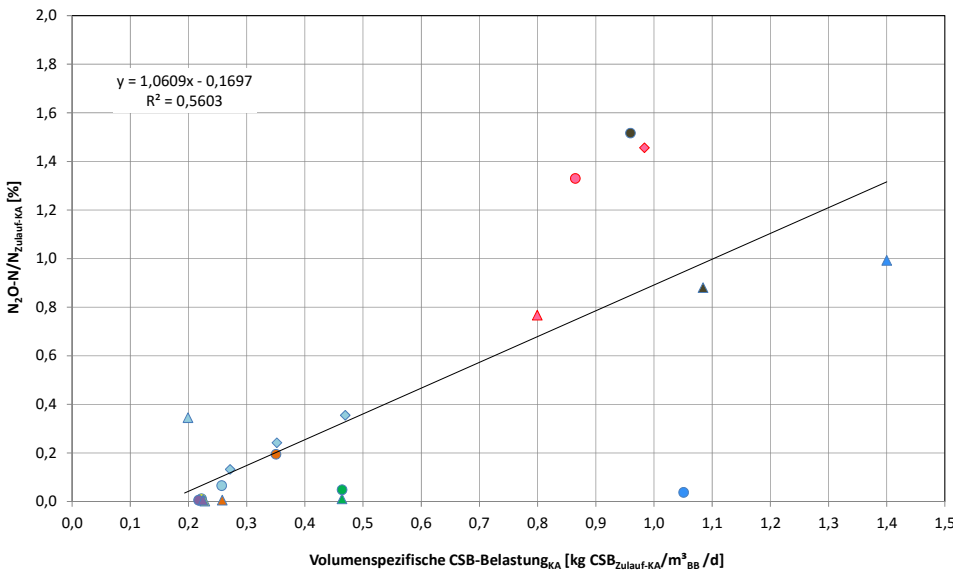


Abbildung 126. Emissionsfaktor $N_2O-N / N_{ZulaufKA}$ als Funktion der volumenspezifischen CSB-Belastung B_{KA} im Zulauf zur Kläranlage (Tagesmittelwerte aus 20 Messkampagnen).

Auch hier – ähnlich wie bei der N-Entfernung - weichen die Ergebnisse der Kläranlage F vermutlich aufgrund der niedrigen Zulaufkonzentrationen dieser Kläranlage von der Interpolationsgerade deutlich ab. Das gleiche

gilt auch für die 2. Messkampagne der Kläranlage H und F, bei der der Zulauf durch Regen- bzw. Fremdwasser stark verdünnt war.

Die Auswertung über die Schlammbelastung (B_{TS}) war weniger aussagekräftig (Abbildung 149 im Appendix). Dies gilt auch wenn die N-Raumbelastung als Einflussparameter herangezogen wurde (Abbildung 127). Im Rahmen der einzelnen Messkampagnen konnte wohl ein deutlicher Zusammenhang der N_2O -Emission aus der Nitrifikation mit der zufließenden N- bzw. NH_4 -N-Fracht im Tagesverlauf nachgewiesen werden (z.B. Kläranlage B, Abbildung 54 und Kläranlage H, Abbildung 116 und Abbildung 122). Werden aber die durchschnittlichen N_2O -Emissionen aus den verschiedenen Kläranlagen miteinander verglichen, ist der Zusammenhang mit der N-Fracht nicht mehr gegeben, weil in diesem Fall die CSB-Belastung bzw. das Schlammalter der für den Vergleich maßgebende Belastungsparameter darstellt.

Einfluss der volumenspezifischen N-Belastung $_{KA}$

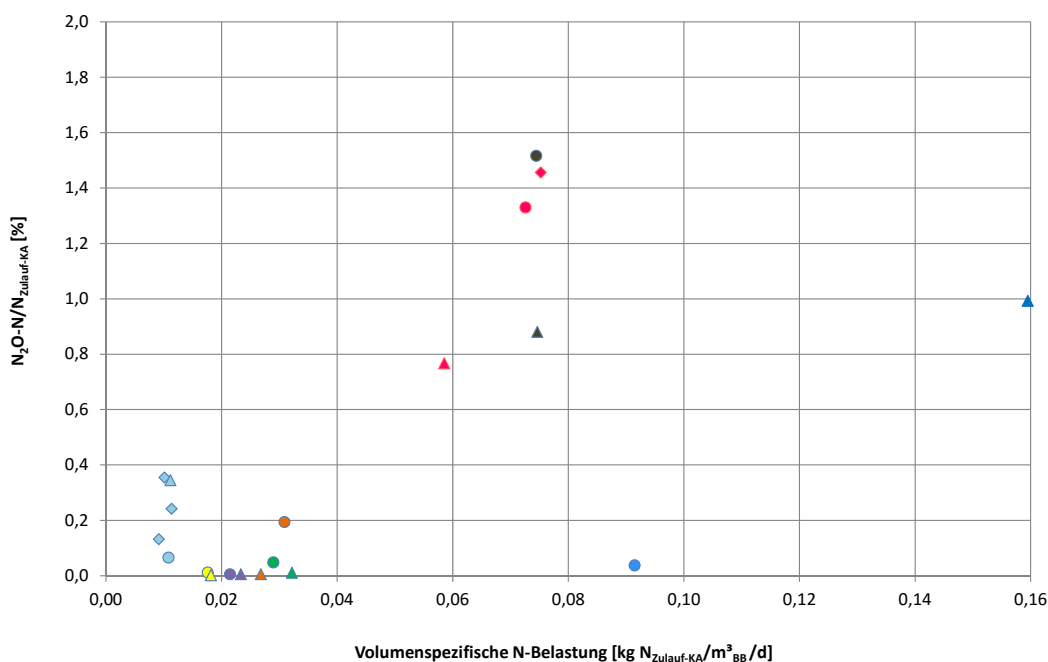


Abbildung 127. Emissionsfaktor $N_2O-N / N_{ZulaufKA}$ als Funktion der volumenspezifischen N-Belastung im Zulauf zur Kläranlage (Tagesmittelwerte aus 20 Messkampagnen).

N/CSB-Verhältnis im Abwasser

Wie bereits im vorherigen Kapitel erwähnt wurde, konnte auf machen Kläranlagen im Rahmen der Messkampagnen ein gewisser Einfluss des N/CSB-Verhältnisses im Belebungsbecken auf die N_2O -Emission nachgewiesen werden. Die Zunahme des N/CSB-Verhältnisses konnte eine Intensivierung der N_2O -Emission fördern: Liegt weniger CSB im Vergleich zu N vor, steigt die N-Fracht, die nitrifiziert wird, weil die Inkorporierung von N in die neue Biomasse abnimmt. Dies könnte eine nicht untergeordnete Rolle bei der Bildung von N_2O haben. Darüber hinaus bewirkt die Zunahme vom N/CSB-Verhältnis eine Reduktion des Denitrifikationspotentials (niedrigere Verfügbarkeit von CSB) und somit der N_2O -Reduktion. Schwankungen der N_2O -Emission in der Abluft könnten auf manchen Kläranlagen mit einer Änderung des N/CSB-Verhältnisses zusammenhängen (z.B. Kläranlage E, Abbildung 97).

Werden die durchschnittlichen N_2O -Emissionsfaktoren aus den verschiedenen Projektkläranlagen gegen das mittlere N/CSB-Verhältnis im Zulauf zur Belebungsbecken (Biologie) der jeweiligen Messkampagnen aufgetragen, kann hingegen kein deutlicher Zusammenhang festgestellt werden (Abbildung 128). Die N_2O -

Emissionsfaktoren erscheinen von anderen Parametern (z.B. N-Entfernung) stärker als vom N/CSB-Verhältnis beeinflusst zu sein, wie auch anhand der Regressionsanalyse nachgewiesen werden konnte (Kapitel 8). Es wird angenommen, dass der Einfluss des N/CSB-Verhältnisses indirekt in die Korrelation zwischen N_2O -Emission und N-Entfernung mit einfließt.

Einfluss des N/CSB-Verhältnisses

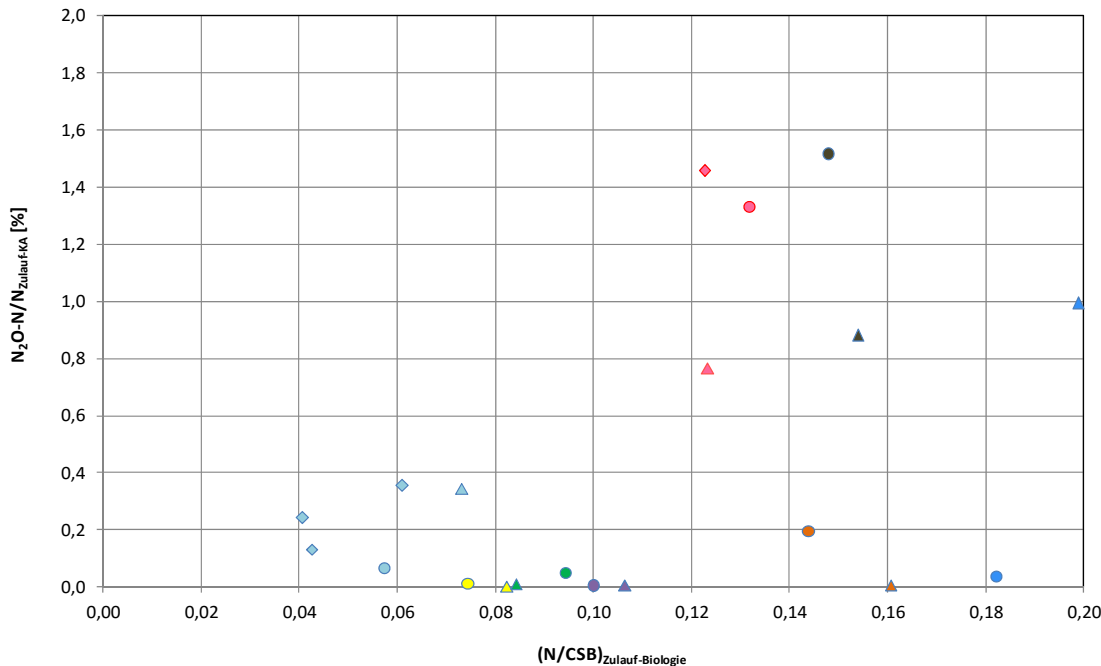


Abbildung 128. Emissionsfaktor $N_2O-N / N_{ZulaufKA}$ als Funktion des N/CSB-Verhältnisses im Zulauf zur Belebung (Biologie) (Tagesmittelwerte aus 20 Messkampagnen).

Wassertemperatur im Belebungsbecken

Zwischen der emittierten N_2O -Fracht in der Abluft und der Wassertemperatur im Belebungsbecken konnte auf Basis der Projektdaten kein eindeutiger Zusammenhang festgestellt werden (Abbildung 129). Auch anhand der Messergebnisse Sommer/Winter der einzelnen Kläranlagen konnte die Rolle der Wassertemperatur nicht eindeutig geklärt werden. Bei manchen Kläranlagen (z.B. Kläranlage A) wird vermutet, dass der Temperaturunterschied zwischen Sommer- und Wintermesskampagnen auch einen Einfluss auf die gemessene niedrigere N_2O -Emission bei niedriger Temperatur hatte (geringere Wachstumsrate der AOB). Die Ergebnisse der multivariaten statistischen Auswertung (Tabelle 31) deuten auch daraufhin, dass anhand der Messergebnisse eine gewisse Korrelation zwischen N_2O -Emission und Wassertemperatur im Belebungsbecken zu erkennen ist und dass die N_2O -Emission mit steigender Temperatur zunimmt.

Sauerstoffkonzentration im Belebungsbecken

Die Bewertung des Einflusses der O_2 -Konzentration war im Rahmen der Messungen kaum möglich. Schwankungen der O_2 -Konzentration traten oft gemeinsam mit Änderung der Belastungsverhältnisse auf, so dass nicht mehr nachvollziehbar war, welcher der zwei Parameter für die Änderung der N_2O -Emissionen mehr verantwortlich war (z.B. Kläranlage G, Abbildung 130).

Einfluss der Wassertemperatur im Belebungsbecken

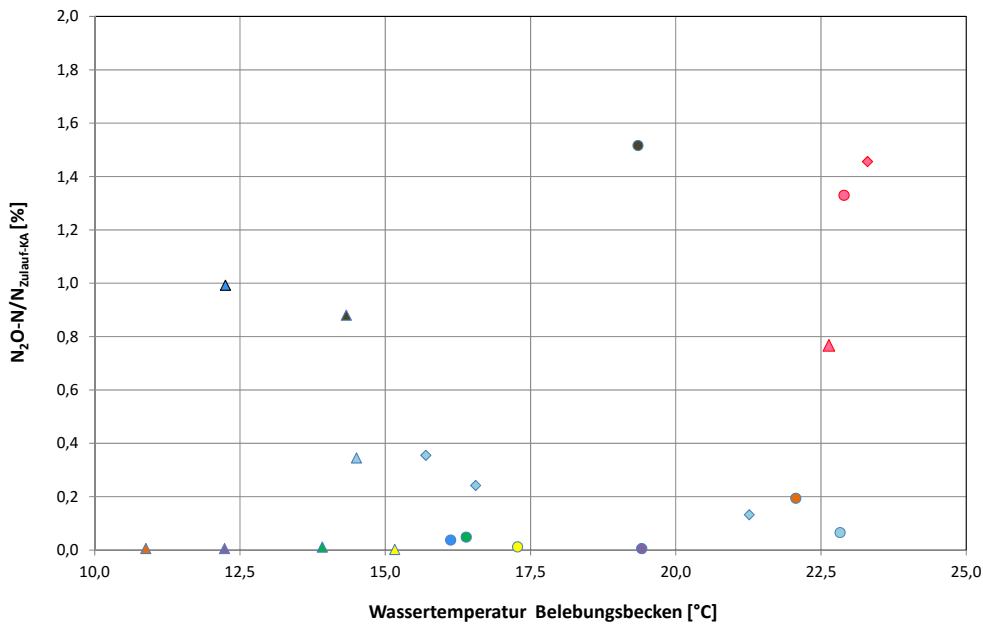


Abbildung 129. Emissionsfaktor $N_2O-N / N_{ZulaufKA}$ als Funktion der Wassertemperatur im Belebungsbecken (Tagesmittelwerte aus 20 Messkampagnen).

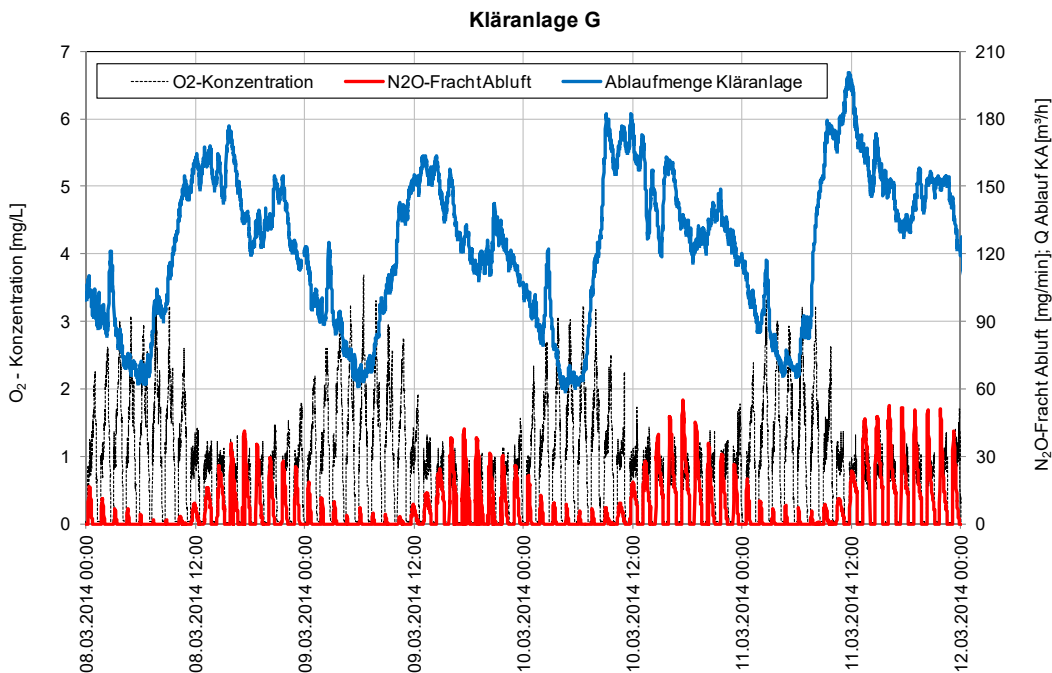


Abbildung 130. Gegenüberstellung der mit der Abluft emittierten N_2O -Fracht, O_2 -Konzentration im Belebungs-becken und Ablaufmenge der Kläranlage.

Einfluss von Nitrit

Die Nitritkonzentration lag bei allen untersuchten Kläranlagen (mit Ausnahme der Prozesswasserbehandlung auf Kläranlage D) sehr niedrig: bei 0,15 bis 0,35 mg NO_2-N/L . In diesem Konzentrationsbereich konnte kein Einfluss bzw. keine Hemmwirkung auf die N_2O -Produktion bzw. -Emission festgestellt werden. Dies kann auch für die ersten Kaskaden der Kläranlage E, H sowie in der ersten Stufe der Kläranlage D gesagt



werden, bei denen Nitrit etwas höher lag: 1,5 bis 3 mg NO₂-N/L. Es soll hier darauf hingewiesen werden, dass aufgrund der eingeschränkten Anzahl der gezogenen Stichproben (nur am Beprobungstagen) Schwankungen der Nitritkonzentration unvollständig aufgenommen werden konnten und somit Aussagen über eine Korrelation mit der N₂O-Emission nur bedingt möglich sind.

Einfluss von Schwefelwasserstoff

Bei allen Messkampagnen konnte kein Einfluss von Schwefelwasserstoff nachgewiesen werden. Die gemessenen Konzentrationen im Zulauf zur Biologie schwankten zwischen 0,07 (Kläranlage F und C) und 5,3 mg S²⁻/L (Kläranlage A und E). Da es sich auch hier um Stichproben handelt, sind ähnlich wie beim Nitrit Aussagen über eine Korrelation nur eingeschränkt möglich.

Einfluss vom pH-Wert

Der Einfluss vom pH-Wert konnte im Rahmen der einzelnen Messkampagnen nicht nachgewiesen werden. Dies ist wahrscheinlich auf den festgestellten geringen Schwankungsbereich dieses Parameters auf den untersuchten Kläranlagen zurückzuführen.

Verfahrenstechnik

Ein direkter Vergleich der Messergebnisse zwischen den untersuchten Kläranlagen ermöglicht keine deutliche Aussage, ob die Verfahrenskonfiguration einer Kläranlage die N₂O-Emission wesentlich beeinflussen kann. Auf Basis der gewonnenen Erkenntnisse über die Einflussfaktoren können allerdings folgende Abwägungen abgeleitet werden:

- Aus Kläranlagen mit simultaner Schlammstabilisierung wäre tendenziell eine etwas niedrigere N₂O-Emission zu erwarten als bei Anlagen mit Faulung, weil bei dieser Verfahrenskonfiguration vergleichsweise mehr CSB für die N-Entfernung zur Verfügung steht. Das deutlich höhere Schlammalter sorgt außerdem für niedrige Wachstumsraten der AOB.
- Bei Anlagen mit Faulung darf nicht unerwähnt bleiben, dass die stoßartige Rückführung vom NH₄-reichen Prozesswasser aus der Schlammwässerung in die Belebung zu vermehrter N₂O-Produktion (NH₄-Peaks) führen kann. Eine gezielte gleichmäßige Rückführung, am besten über einen Zwischenspeicher ist im Sinne einer Verringerung der N₂O-Emissionen unabdingbar.
- Auf SBR-Anlagen kann aufgrund der höheren NH₄-Konzentrationen (als im Umlaufbecken) am Anfang des Zyklus tendenziell eine höhere N₂O-Emission erwartet werden. Die NH₄-Konzentration kann noch höher liegen, wenn die Beschickung ausschließlich während der Denitrifikationsphase erfolgt. Außerdem können die Betriebsbedingungen der N-Entfernung die N₂O-Emission noch weiter steigern. Besonders N₂O-fördernd erscheint die N-Entfernung lediglich über eine gezielte vorgeschaltete Denitrifikationsphase (siehe zu diesem Thema auch „Art der N-Entfernung“).
- Zweistufige Kläranlagen werden in der Regel mit einer etwas höheren CSB-Raumbelastung bemessen als bei der einstufigen Verfahrenskonfiguration. Es wäre daher bei diesen Kläranlagen grundsätzlich mit einer erhöhten N₂O-Emission zu rechnen. Dies konnte bei den Messungen auf der Kläranlage D bestätigt werden. Aufgrund der spezifischen Betriebsbedingungen auf Kläranlagen D (Hybridverfahren bzw. Prozesswasserbehandlung) wäre allerdings durch zusätzlichen N₂O-Messkampagnen auf anderen Kläranlagen zu klären, in wie weit die Ergebnisse auf andere zweistufige Kläranlagen übertragbar sind. Weissenbacher *et al.* (2013) stellten auf einer österreichischen zweistufigen Kläranlage einen deutlich niedrigeren N₂O-Emissionsfaktor fest, wobei zu erwähnen ist, dass in diesem Fall die N-Fracht im Prozesswasser über Deammonifikation entfernt wird.
- Messungen mit dem N₂O-Mikrosensor in Bio-P-Becken (Kläranlage A und C) haben gezeigt, dass ähnlich wie in Denitrifikationsbecken unter diesen Prozessbedingungen kaum N₂O gebildet wird.

Prozesswassereinleitung bzw. -behandlung

Auf Kläranlagen mit Faulung kann die Rückführung vom NH_4 -reichen Prozesswasser aus der Schlammmentwässerung zu einer Intensivierung der N_2O -Emissionen führen. Dies konnte auf der Kläranlage A festgestellt werden (Abbildung 38). Zum einen steigt durch das rückgeführte Prozesswasser die N-Belastung in der Belebung (Erhöhung der zu nitrifizierenden N-Fracht, Gefahr von NH_4 -Spitzen), zum anderen wird das N/CSB-Verhältnis im Belebungsbecken höher (geringerer N_2O -Abbau während der Denitrifikation). Die Rückführung von Prozesswasser in die Belebung sollte daher möglichst gleichmäßig erfolgen, am besten über eine Zwischenspeicherung.

Die Messungen bei der Prozesswasserbehandlung der Kläranlage D haben die Erkenntnisse aus der Literatur bestätigt. Im Zuge der Nitritation wurde eine intensivere N_2O -Emission als bei der Nitrifikation im Belebungsbecken gemessen. Die hohe NH_4 - und NO_2 -Konzentration, die bei diesem Prozess auftreten, sollen laut Literatur eine fördernde Wirkung auf die N_2O -Bildung ausüben.

Als positiver Effekt der Teilbehandlung von Prozesswasser über Nitritation soll erwähnt werden, dass durch die Reduktion des Bedarfs an CSB für die Denitrifikation (60% weniger als bei der Denitrifikation) die Voraussetzung für eine höhere N-Entfernung im Belebungsbecken gewährleistet wird.

Art der N-Entfernung

Mehr als die Art der N-Entfernung erscheint der erzielbare Wirkungsgrad bedeutsam für den Ausmaß der N_2O -Emission aus Belebungsbecken. In Abbildung 123 ist der Einfluss der verschiedenen N-Entfernungsstrategien nicht deutlich ersichtlich. Unter den verschiedenen Verfahrenskonfigurationen (vorgeschaltete Denitrifikation, intermittierende bzw. simultane Denitrifikation und Kombinationen davon) erscheint jedoch der intermittierende Betrieb besonders geeignet zu sein, um die direkten N_2O -Emissionen aus den Belebungsbecken zu verringern. Der Vorteil der intermittierenden N-Entfernung liegt darin, dass das N_2O -Abbaupotential der Denitrifikation am besten eingesetzt werden kann. Es hat sich gezeigt, dass während der Denitrifikationsphasen das gelöste N_2O , das im Zuge der belüfteten Phase von AOB gebildet wurde, zum Teil reduziert werden kann. Wenn dies nicht der Fall wäre, würde das N_2O beim Einschalten der Belüftung ausgestrippt werden. Ein weiterer wesentlicher Vorteil besteht darin, dass durch das Abwechseln zwischen Nitrifikations- und Denitrifikationsphasen die NH_4 -Konzentration während der Denitrifikation nicht übermäßig steigt. Anhand der gewonnenen Erkenntnisse wäre zu erwarten, dass die Einstellung kürzer Belüftungs-/ Pausenintervalle zu einer bedeutsamen Verringerung der N_2O -Emission führen könnte. Weiterer Forschungsbedarf ist allerdings gefragt, um die optimale Betriebseinstellung zu untersuchen.

Bei der simultanen N-Entfernung (Belebungsbecken mit Oberflächenbelüftern) werden Nitrifikations- und Denitrifikationsbedingungen räumlich statt zeitlich gleichfalls gewährleistet. Es ist daher zu erwarten, dass dieses Verfahren in Bezug auf die N_2O -Emission der intermittierenden Belüftung gleichwertig ist. Diese Art der Stickstoffentfernung wurde nicht untersucht, weil bei Oberflächenbelüftern die eingetragene Belüftungsmenge nicht erfasst werden kann.

Art der Belüftungsregelung

Unter der Berücksichtigung, dass die N_2O -Produktion durch AOB von der NH_4 -Konzentration im Belebungsbecken angeregt wird, soll als Regelungsstrategie jene gewählt werden, die am meisten die NH_4 -Spitzen im Belebungsbecken vermeiden kann. Svardal (1999) konnte mittels dynamischer Simulation zeigen, dass die Belüftungsregelung basierend auf der NH_4 -Konzentration NH_4 -Peaks bei Belastungsstößen tendenziell besser auffangen kann als die Regelung über die O_2 -Konzentration. Unter „normalen“ Belastungsverhältnissen ergaben beide Regelungsansätze vergleichbare Aussagen. Diese Ergebnisse sollte allerdings in der Praxis für jede einzelne Kläranlage überprüft werden.

8. Berechnungsmodell zur Abschätzung der N₂O-Emissionen aus Kläranlagen

Aufbauend auf den Auswertungsergebnissen wurde versucht, ein nachvollziehbares Berechnungsmodell zur Abschätzung der Lachgasemissionen aus kommunalen Kläranlagen in Abhängigkeit der festgestellten Einflussfaktoren zu entwickeln.

8.1. Multivariater Zusammenhang

Als erster Schritt wurde die Signifikanz der festgestellten Korrelation zwischen dem Emissionsfaktor kg N₂O-N / kg N_{ZulaufKA} [%] und folgenden potentiellen Einflussparametern (Variablen) mit einer multiplen linearen Regressionsanalyse mit Kleinsten-Quadrate-Schätzung ermittelt:

- Wirkungsgrad der Stickstoffentfernung auf der Kläranlage N-Entfernung [%]
- Verhältnis (N / CSB)_{Zulauf-Biologie} im Abwasser [-]
- Volumenspezifische CSB-Belastung_{KA} im Zulauf zur Kläranlage: CSB_{Zulauffracht-KA}/m³_{BB} [kg O₂/m³/d]
- Mittlere Wassertemperatur T_{BB} in Belebungsbecken [°C]

Das angewendete statistische Berechnungsprogramm ist in Appendix 4 beschrieben.

Anfänglich wurde ein Modell mit vier Variablen berechnet (Tabelle 31). Diesem Modell wurde eines mit lediglich zwei Variablen gegenübergestellt, bei dem diese beiden Variablen so gewählt wurden, dass eine Einflussnahme auf die Betriebsweise zur N₂O-Reduktion möglich ist. In Tabelle 30 ist dieses Zweivariablenmodell zu sehen, welches eine ähnlich hohe erklärte Varianz aufweist, wie das komplexere Modell mit vier Variablen. Aus diesem Grund wurde das Modell mit zwei Variablen (N-Entfernung_{KA} und Volumenspezifische CSB-Belastung_{KA}) zur genaueren Untersuchung weiter verwendet.

Vier der 24 Messungen konnten aufgrund von wenig repräsentativen Messwerten (Ergebnisse der kurzen N₂O-Messkampagnen) für die statistische Auswertung nicht verwendet werden; alle berechneten statistischen Kennzahlen beruhen daher auf 20 Einzelmessungen (Tagesmittelwerte der Ergebnisse aus 20 Messkampagnen).

Tabelle 31. Zusammenhang zwischen N₂O-N / N_{Zulauf-KA} und 4 Variablen (Datenpool bestehend aus 20 Messkampagnen).

N ₂ O-N/N _{ZulaufKA}	b	β	SE	t	p
Intercept	0,774	n.a.	1,720	0,450	0,659
N-Entfernung	-0,015	-0,262	0,016	-0,923	0,370
(N/CSB) _{Zulauf-Biologie}	-2,192	-0,189	2,785	-0,787	0,444
volumenspezifische CSB-Belastung _{KA}	0,925	0,653	0,399	2,317	0,035*
Wassertemperatur T _{BB}	0,036	0,267	0,021	1,708	0,108
F(4; 15) = 8,105; p < 0,001					
R ² = 0,695; adjustiertes R ² = 0,676					
* signifikant auf α = 0,05 (2-seitig)					
** signifikant auf α = 0,01 (2-seitig)					

b ...	Regressionskoeffizient (Linearfaktor), [Einheit der Variablen]
β	standardisierter Regressionskoeffizient (Linearfaktor), [-]
SE	Standardfehler [-]
t	t-Wert (Prüfgröße auf Signifikanz der einzelnen Variablen)
p	p-Wert (Signifikanzwert)
F	F-Wert (Prüfgröße auf Signifikanz des Modells)
R ²	erklärte Varianz
Adjustiertes R ²	um die Variablenanzahl bereinigte erklärte Varianz, bei Regressionen mit mehr als 1 Variable

Tabelle 32. Multivariater Zusammenhang zwischen N₂O-N / N_{Zulauf-KA} und 2 Variablen (Datenpool bestehend aus 20 Messkampagnen).

	N ₂ O-N/N _{Zulauf-KA}	b	β	SE	t	p
Intercept		0,991	n.a.	1,577	0,629	0,538
N-Entfernung		-0,012	-0,214	0,017	-0,740	0,470
volumenspezifische CSB-Belastung _{KA}		0,807	0,570	0,410	1,970	0,065
<i>F(2; 17) = 11,45; p < 0,001</i>						
<i>R² = 0,574; adjustiertes R² = 0,524</i>						
<i>* signifikant auf α = 0,05 (2-seitig)</i>						
<i>** signifikant auf α = 0,01 (2-seitig)</i>						

Die Varianz von N₂O-N / N_{Zulauf-KA} wird zu 52,4% (adjustierte R²) von nur zwei Variablen erklärt, der N-Entfernung_{KA} und der volumenspezifischen CSB-Belastung_{KA}. Eine geringe N-Entfernung führt also zu einer hohen N₂O-Emission, sowie eine hohe volumenspezifische CSB-Belastung_{KA} ebenfalls die N₂O-Emission erhöht. Dabei lässt sich aus der absoluten Höhe des β-Wertes erkennen, dass die volumenspezifische CSB-Belastung_{KA} einen etwas größeren Einfluss auf N₂O-N / N_{Zulauf KA} als die N-Entfernung besitzt.

Bei der linearen Regression wurde der Einfluss einer Variablen unter Konstanthalten der anderen betrachtet. Wechselwirkungen zwischen den Variablen wurden dabei nicht berücksichtigt.

Die Regression wurde zusätzlich für einen zweiten Datenpool bestehend aus 18 Messkampagnen berechnet, in der die 2. Messkampagne auf der Kläranlage F sowie die 2. Messkampagne auf der Kläranlage H nicht berücksichtigt wurden. Bei diesen zwei Messkampagnen wurde eine starke Verdünnung des Abwassers durch Fremdwasserinfiltrationen nach langhaltenden Regenereignissen gemessen, die vermutlich zu den deutlich niedrigeren ermittelten N₂O-Emissionsfaktoren beigetragen haben. Da die starke Verdünnung des Abwassers mit Fremdwasser im Kanal keinen zulässigen Zustand bei der Ableitung von Abwasser darstellt, wurden die Ergebnisse dieser zwei Messkampagnen bei der Entwicklung des Berechnungsmodells für die Hochrechnung der direkten N₂O-Emissionen ausgeschlossen.

Die Ergebnisse der Regression für diesen Datenpool sind Tabelle 33 zu entnehmen. Bei dieser Variante wird die Varianz von N₂O-N / N_{Zulauf-KA} zu 75,6% (adjustierte R²) von den zwei Variablen erklärt. Der β-Wert zeigt, dass der Einfluss der beiden Variablen auf N₂O-N / N_{Zulauf KA} ähnlich ist.

Tabelle 33. Multivariater Zusammenhang zwischen N₂O-N / N_{Zulauf-KA} und 2 Variablen (Datenpool bestehend aus 18 Messkampagnen, ohne 2. Messung Kläranlage F und 2. Messung Kläranlage H).

	N ₂ O-N/N _{Zulauf-KA}	b	β	SE	t	p
Intercept		1,831	n.a.	1,235	1,483	0,159
N-Entfernung		-0,022	-0,366	0,013	-1,652	0,119
volumenspezifische CSB-Belastung _{KA}		0,802	0,556	0,320	2,509	0,024*
<i>F(2; 15) = 27,39; p < 0,001</i>						
<i>R² = 0,785; adjustiertes R² = 0,756</i>						
<i>* signifikant auf α = 0,05 (2-seitig)</i>						
<i>** signifikant auf α = 0,01 (2-seitig)</i>						

Beim Multivariaten Zusammenhang zwischen N₂O-N / N_{Zulauf-KA} und den zwei Variablen N-Entfernung und volumenspezifischer CSB-Belastung_{KA} wurde ein Variance Inflation Faktor (VIF) von 3,4 berechnet. Dieser Wert deutet auf eine Multikollinearität der Variablen hin, was bedeutet, dass diese zwei erklärenden Variablen eine starke Korrelation miteinander aufweisen. Da bei zunehmender Multikollinearität das Verfahren zur Schätzung der Regressionskoeffizienten instabil sowie Aussagen zur Schätzung der Regressionskoeffizienten zunehmend ungenau werden, müssen die zwei Variablen getrennt voneinander betrachtet werden. Für die N-Entfernung_{KA} und die volumenspezifische CSB-Belastung_{KA} wurde daher jeweils der bivariate Zusammenhang mit N₂O-N/ N_{Zulauf-KA} betrachtet (einfache lineare Interpolation mit einer erklärenden Variablen).

8.2. Bivariater Zusammenhang

N-Entfernung

Die N-Entfernung ist eine erklärende Variable für N₂O-N / N_{Zulauf-KA}. Die Varianz von N₂O-N / N_{Zulauf-KA} wird zu 47,7% (R²) von nur dieser Variable erklärt (Tabelle 34). Wird die Auswertung basierend auf dem Datenpool mit 18 Kläranlagen (Tabelle 35) für die Berechnung herangezogen, steigt die Varianz sogar auf 69,5%. Nimmt die N-Entfernung um ein Prozent zu, sinkt der Emissionsfaktor um 0,049 Prozent. Abbildung 131 und Abbildung 132 veranschaulichen die Vertrauensintervalle der Regressionsergebnisse bei einem Konfidenzniveau von 95 %.

Tabelle 34. Bivariater Zusammenhang zwischen N₂O-N / N_{Zulauf-KA} und N-Entfernung (Datenpool bestehend aus 20 Messkampagnen).

	N ₂ O-N/N _{Zulauf-KA}	b	β	SE	t	p
Intercept		3,712	n.a.	0,818	4,540	<0,001**
N-Entfernung		-0,040	-0,690	0,010	-4,050	<0,001**
<i>F(1; 18) = 16,4; p < 0,001</i>						
<i>R² = 0,477; adjustiertes R² = 0,448</i>						
<i>* signifikant auf α = 0,05 (2-seitig)</i>						
<i>** signifikant auf α = 0,01 (2-seitig)</i>						

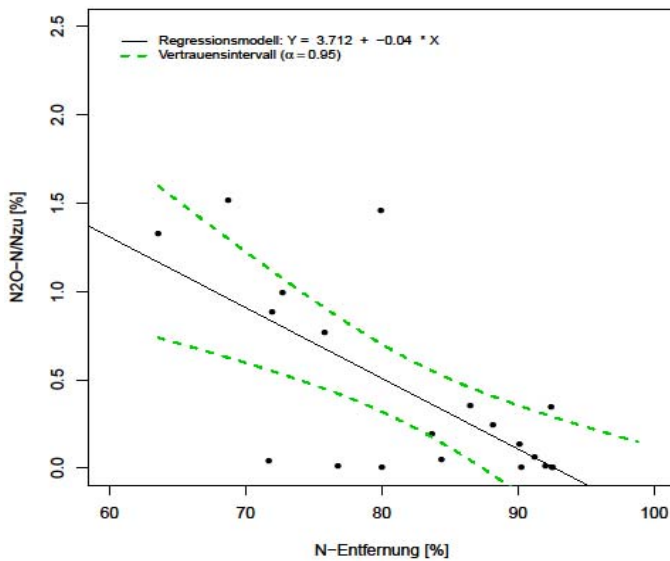


Abbildung 131. Streudiagramm zwischen N₂O-N / N_{Zulauf-KA} und N-Entfernung mit Regressionsgerade (Datenpool aus 20 Messkampagnen).

Tabelle 35. Bivariater Zusammenhang zwischen N₂O-N / N_{Zulauf-KA} und N-Entfernung_{KA} (Datenpool bestehend aus 18 Messkampagnen, ohne 2. Messung Kläranlage F und 2. Messung Kläranlage H).

	N ₂ O-N/N _{Zulauf-KA}	b	β	SE	t	p
Intercept		4,553	n.a.	0,681	6,682	<.001**
N-Entfernung		-0,049	-0,833	0,008	-6,036	<.001**

$F(t, 16) = 36,43; p < 0,001$
 $R^2 = 0,695; \text{adjustiertes } R^2 = 0,676$
 *signifikant auf $\alpha = 0,05$ (2-seitig)
 **signifikant auf $\alpha = 0,01$ (2-seitig)

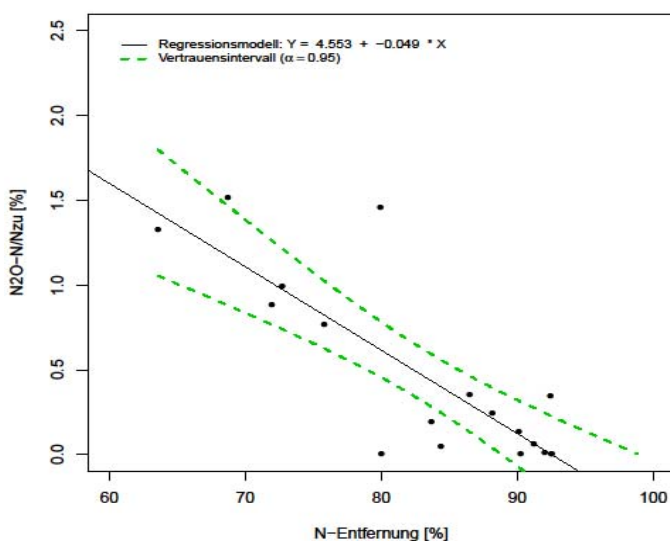


Abbildung 132. Streudiagramm zwischen N₂O-N / N_{ZulaufKA} und N-Entfernung mit Regressionsgerade (Datenpool ohne 2. Messkampagne Kläranlage F und ohne 2. Messkampagne Kläranlage H).

Volumenspezifische CSB-Belastung_{KA}

Die erklärende Variable volumenspezifische CSB-Belastung_{KA} zeigt eine höhere Signifikanz als die N-Entfernung_{KA} für den Emissionsfaktor N₂O-N / N_{ZulaufKA}. Die Varianz von N₂O-N / N_{ZulaufKA} wird zu 56 % (R²) von nur dieser Variable erklärt (Tabelle 36). Bei der Auswertung des Datenpools mit 18 Kläranlagen steigt die Varianz auf 74,6 % (Tabelle 37). Nimmt die volumenspezifische CSB-Belastung_{KA} um ein Prozent zu, steigt der Emissionsfaktor um 1,246 Prozent. Abbildung 131 und Abbildung 132 veranschaulichen die Vertrauensintervalle der Regressionsergebnisse bei einem Konfidenzniveau von 95 %.

Tabelle 36. Bivariater Zusammenhang zwischen N₂O-N / N_{ZulaufKA} und der volumenspezifischen CSB-Belastung_{KA} (Datenpool bestehend aus 20 Messkampagnen).

N ₂ O-N/N _{ZulaufKA}	b	β	SE	t	p
Intercept	-0,170	n.a.	0,147	-1,151	0,264
volumenspezifische CSB-Belastung _{KA}	1,061	0,749	0,222	4,789	<0,001**
F(t, 18) = 22,93; p < 0,001					
R ² = 0,560; adjustiertes R ² = 0,536					
* signifikant auf α = 0,05 (2-seitig)					
** signifikant auf α = 0,01 (2-seitig)					

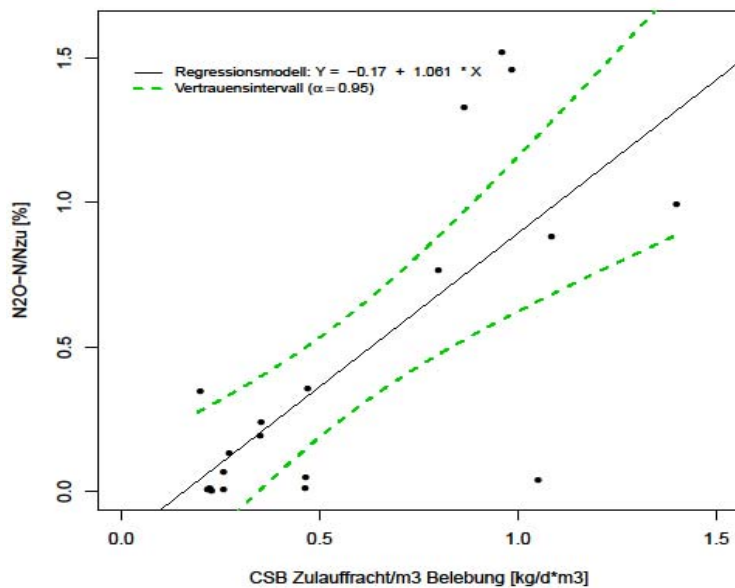


Abbildung 133. Streudiagramm zwischen N₂O-N / N_{ZulaufKA} und der volumenspezifischen CSB-Belastung_{KA} mit Regressionsgerade (Datenpool bestehend aus 20 Messkampagnen).

Tabelle 37. Bivariater Zusammenhang zwischen N₂O-N / N_{ZulaufKA} und der volumenspezifischen CSB-Belastung_{KA} (Datenpool bestehend aus 18 Messkampagnen, ohne 2. Messung Kläranlage F und 2. Messung Kläranlage H).

N ₂ O-N/N _{ZulaufKA}	b	β	SE	t	p
Intercept	-0,201	n.a.	0,118	-1,707	0,107**
volumenspezifische CSB-Belastung _{KA}	1,246	0,864	0,182	6,854	<0,001**
F(t, 16) = 46,97; p < 0,001					
R ² = 0,746; adjustiertes R ² = 0,73					
* signifikant auf α = 0,05 (2-seitig)					
** signifikant auf α = 0,01 (2-seitig)					

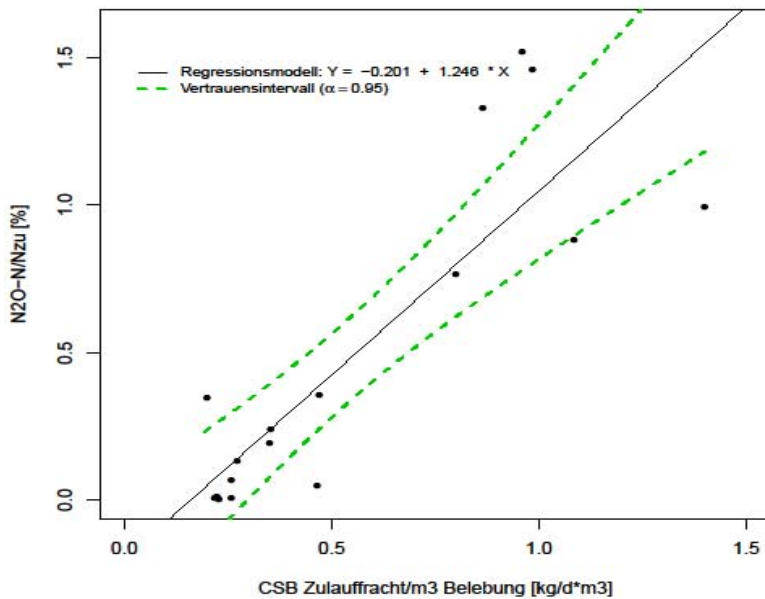


Abbildung 134. Streudiagramm zwischen $N_2O-N / N_{Zulauf-KA}$ und der volumenspezifischen CSB-Belastung_{KA} mit Regressionsgerade (Datenpool ohne 2. Messkampagne Kläranlage F und ohne 2. Messkampagne Kläranlage F).

8.3. Berechnungsmodell für die N₂O-Emissionen aus Kläranlagen

Auf Basis der statistischen Auswertung wurden die Variablen N-Entfernung und volumenspezifische CSB-Belastung_{KA} als Haupteinflussfaktoren auf die N₂O-Emission in der Abluft eines Belebungsbeckens identifiziert (direkte N₂O-Emission). Da diese zwei erklärenden Variablen eine starke Korrelation miteinander aufweisen (Multikollinearität), war es nicht möglich, ein Berechnungsmodell zu erstellen, bei dem der Einfluss beider Variablen gleichzeitig berücksichtigt wird. Als Alternative wurden zwei Berechnungsmodelle gebildet, bei denen jeweils nur eine der beiden Variable N-Entfernung_{KA} bzw. volumenspezifische CSB-Belastung_{KA} vorkommen.

Bei der Auswahl der Einflussvariable soll neben der Signifikanz der Korrelation auch unbedingt die Anwendbarkeit des Modells in der Praxis überprüft werden. Eine wesentliche Voraussetzung für die Applikation des Modelles stellt die Verfügbarkeit der Daten zur Charakterisierung der Kläranlagen dar. Für die Hochrechnung der N₂O-Emissionen in Österreich auf Basis der Daten des EMREG-OW ist z.B. die Berechnungsvariante über die volumenspezifische CSB-Belastung_{KA} nur eingeschränkt einsetzbar, weil darin Informationen über das Volumen der Belebungsbecken fehlen. Alternative vollständige Quellen sind zurzeit nicht verfügbar.

In Kapitel 9 wird auf die Entwicklung von verschiedenen Modellvarianten und deren Applikation zur Hochrechnung der direkten N₂O-Emissionen aus Kläranlagen auf Landesebene näher eingegangen. Bei den Berechnungen wurden die Interpolationsgeraden basierend auf dem Datenpool mit 18 Messkampagnen – ohne die zwei Messkapagnen mit hoher Fremdwasserinfiltration wegen langanhaltender Regenwetterbedingungen – herangezogen. Ausgeprägte Fremdwasserinfiltrationen im Kanal entsprechen nicht dem Stand der Technik bei der Ableitung von kommunalem Abwasser und wurden daher im Berechnungsmodell nicht berücksichtigt.

9. Hochrechnung der N₂O-Emissionen aus Kläranlagen auf nationaler Ebene

Die in Kapitel 8 formulierten Interpolationskurven wurden zur Berechnung der N₂O Emission auf nationaler Ebene herangezogen. Zwei Ansätze wurden dabei verfolgt:

- Berechnung über das Verhältnis $N_2O-N / N_{Zulauf-KA}$ zu N-Entfernung der Kläranlagen unter Nutzung der spezifischen N-Entfernung von 636 Kläranlagen aus dem EMREG-OW (Bezugsjahr 2012),
- Berechnung über das Verhältnis $N_2O-N / N_{Zulauf-KA}$ zu volumenspezifischer CSB-Belastung_{KA} im Belebungsbecken ($CSB_{Zulauffracht-KA} / m^3_{BB}$) unter Nutzung von Daten von 109 Kläranlagen.

9.1. Berechnung der N₂O-Emissionen über die N-Entfernung der Kläranlagen

Auf Basis der N-Entfernung der jeweiligen Kläranlage (Quotient aus der Differenz $N_{Zulauf-KA} - N_{Ablauf-KA}$ und der $N_{Zulauf-KA}$ -Fracht) wurde für jede Kläranlage der Emissionsfaktor $N_2O-N / N_{Zulauf-KA}$ aus der Interpolationsgerade abgeleitet und aus diesem die jeweilige Fracht an emittiertem N₂O berechnet. Die Werte der einzelnen Kläranlagen wurden aufsummiert und die Jahressumme der emittierten N₂O-Fracht in t/a berechnet. Dazu wurde die Regressionsgleichung aus Abbildung 132 verwendet.

Für Kläranlagen, die eine N-Entfernung > 93 % aufweisen, würde aufgrund der Geradenlage ein Emissionsfaktor $N_2O-N / N_{Zulauf-KA} \leq 0$ zugeordnet werden. Für die Berechnung wurde ein Emissionsfaktor von 0,028 verwendet, der die unvermeidbare Mindestemission aus Kläranlagen darstellen soll. Dieser Emissionsfaktor wurde aus dem Mittelwert der drei niedrigsten ermittelten Emissionsfaktoren (bei einer N-Entfernung von 92,5 %) berechnet.

Diese Hochrechnung über 636 Kläranlagen ergibt eine Emission von **447,1 t/a** (1).

Aufgrund der Steigung der Gerade hat eine minimale Änderung der N-Entfernungsrates eine wesentliche Änderung des Emissionsfaktors $N_2O-N / N_{Zulauf-KA}$ zur Folge. Es wurde daher überlegt, einzelne Bereiche der N-Entfernung in Klassen zu zerteilen und Mittelwerte in diesen Bereichen anzusetzen (Stufenansatz, siehe Abbildung 135). Die Emissionsfaktoren für die einzelnen Klassen der N-Entfernung wurden durch Mittelwertbildung der Randwerte der Emissionsfaktoren bei den entsprechenden N-Entfernungsrates gebildet (zB. bei 60 und 69,9% N-Entfernung, siehe Tabelle 38). Die Berechnung wurde dann mit dem entsprechenden Emissionsfaktor in den N-Entfernungsbereichen berechnet.

Tabelle 38. Zahlenwerte des Stufenansatzes zur Berechnung der direkten N₂O-Emission.

N-Entfernung _{KA} von	N-Entfernung _{KA} bis	$N_2O-N / N_{Zulauf-KA}$	Anz. KA	Summe EW
[%]	[%]	[%]	[-]	[-]
<60	69,9	1,37	88	909.748
70	79,9	0,88	116	5.074.613
80	89,9	0,39	192	6.222.166
90	92,9	0,14	105	755.420
93	100	0,028	135	994.574

Der Bereich der Stickstoffentfernung von 90-100% wird aufgrund der Datenlage aus den gemessenen Kläranlagen durch die Regressionsgerade nicht vollständig abgedeckt, sodass sich rechnerisch eine Null-Emission von N₂O ab ca. 93% N-Entfernung ergeben würde. Dies würde die Belastung von fast einer Mio. EW nicht berücksichtigen. Da eine Null-Emission aufgrund der Projektergebnisse nicht zu erwarten ist (N₂O-Produktion und -Emission während der Nitrifikation), wurde für Kläranlagen mit N-Entfernung > 93% - wie bereits bei der Berechnung (1) – ein Durchschnittswert der drei niedrigsten Emissionsfaktoren angenommen (0,028).

Gleichzeitig würde der Emissionsfaktor N₂O-N / N_{Zulauf-KA} bei den Kläranlagen mit einer N-Entfernung < 60% zu einer Überbewertung führen, da dieser Bereich durch die N₂O-Messungen ebenfalls nicht abgedeckt werden konnte. Dieser Bereich betrifft 47 Kläranlagen bzw. die Belastung von 334.000 EW. Die Hochrechnung über diesen Stufenansatz über 636 Kläranlagen ergibt eine Gesamtemission von **431 t/a** (2).

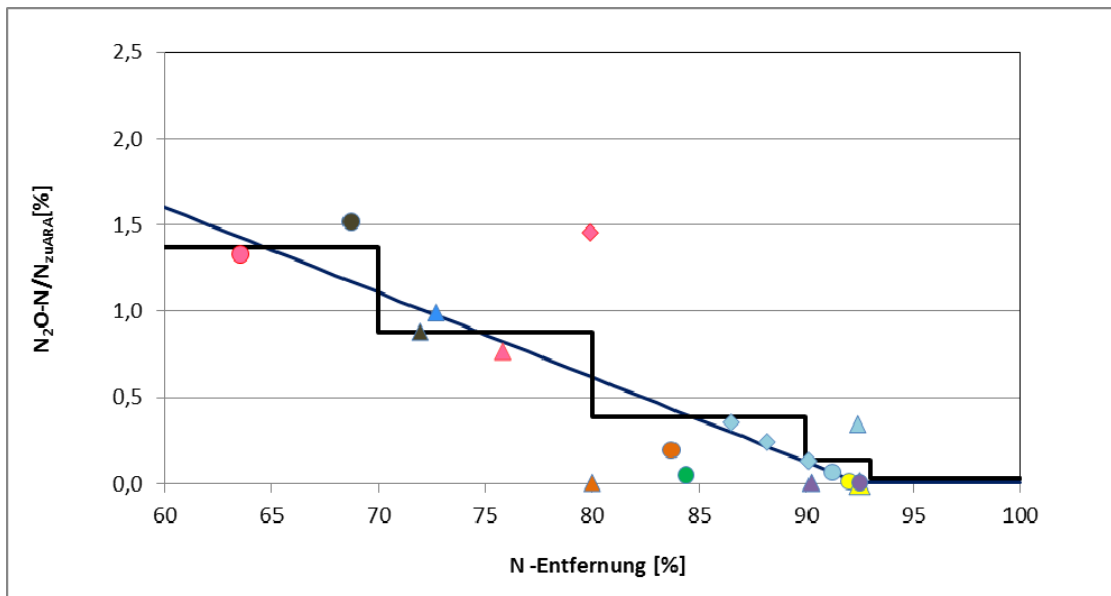


Abbildung 135. Emissionsfaktor N₂O-N / N_{Zulauf-KA} in Abhängigkeit der N-Entfernung mittels Stufenansatz.

9.2. Berechnung der N₂O-Emissionen über die volumenspezifische CSB-Belastung_{KA} der Belebungsbecken ausgewählter Kläranlagen

Wie schon im Kapitel beschrieben besteht auch eine Korrelation der N₂O Emission mit der volumenspezifischen CSB-Belastung_{KA} der Kläranlagen (Abbildung 134). Zur Berechnung nach diesem Zusammenhang standen die Daten von 109 Kläranlagen (mit einer Gesamtbelastung von 7,7 Mio. EW). Die Berechnung der N₂O-Emission aus diesem Zusammenhang beträgt **468,9 t/a** (3).

9.3. Diskussion der Ergebnisse

Der Zusammenhang zwischen N₂O-Emission und N-Entfernung auf der Kläranlage weist eine hohe Empfindlichkeit auf. Kleine Änderungen der N-Entfernung ergeben eine deutliche Änderung des Emissionsfaktor N₂O-N / N_{Zulauf-KA} und damit der Bildung und Emission von N₂O. Die Werte aus dem EMREG-OW bezüglich N-Entfernung sind Mittelwerte aus den Jahresfrachten. Es ist davon auszugehen, dass diese Werte Schwankungen im Tages- oder Wochengang oder zwischen den Saisonen aufweisen. Diese Unterschiede machen sich schließlich in der berechneten N₂O-Emission bemerkbar. Diesem Umstand

wurde durch den beschriebenen Stufenansatz Rechnung getragen. Wie sich herausgestellt hat, stimmt das Ergebnis des Stufenansatzes mit der linearen Berechnung aber dennoch gut überein (447,1 bzw. 431 t/a).

Die Ergebnisse nach dem Berechnungsansatz aus der volumenspezifischen CSB-Belastung_{KA} betragen für 109 Kläranlagen 468,9 t/a. Nimmt man zum Vergleich dieselben Kläranlagen her und berechnet die Emission wie unter (1) beschrieben, so ergibt sich eine Fracht von 241,5 t/a. Dies zeigt, dass der Ansatz über die volumenspezifische CSB-Belastung_{KA} eine fast doppelt so hohe Emission ergibt. Diese Abweichung kann vorwiegend auf die unterschiedliche Sensitivität der Interpolationskurven (siehe Vertrauensintervalle Abbildung 132 und Abbildung 134) zurückgeführt werden.

9.4. Vergleich mit anderen Berechnungsoptionen nach IPCC GL

Mit den Ergebnissen aus dem Projekt ReLaKO wurden zwei zusätzlichen Optionen der Berechnung der N₂O-Emissionen aus Kläranlagen durchgerechnet und diese mit den in Kapitel 4.3.dargestellten Berechnungsoptionen für die Anpassung der N₂O-Berechnungsmethode 2015 (IPCC Methode) verglichen. Folgende Optionen wurden für die Berechnung der direkten N₂O-Emission aus Kläranlagen berechnet (Bezugsjahr 2012):

- Option 3 zeigt die N₂O-Emissionen auf Grundlage des Medianwertes pro EW aus dem ReLaKO-Projekt. Dieser Wert beträgt 3,3 g N₂O/ EW₁₂₀/a (Tabelle 29) und liegt somit sehr nahe dem Emissionsfaktor der IPCC 2006 GL (3,2 g N₂O/ E/a, zuzüglich 30% für industrielle Miteinleiter).
- Option 4 zeigt die N₂O-Emissionen basierend auf der im Rahmen des ReLaKO-Projekts ermittelten Regressionsgerade der Lachgasemissionen in Abhängigkeit von der N-Entfernung (siehe Berechnung 1, Kapitel 9.1). Dabei wurde für jede österreichische Kläranlage je nach Stickstoffentfernung die Lachgasemission berechnet.

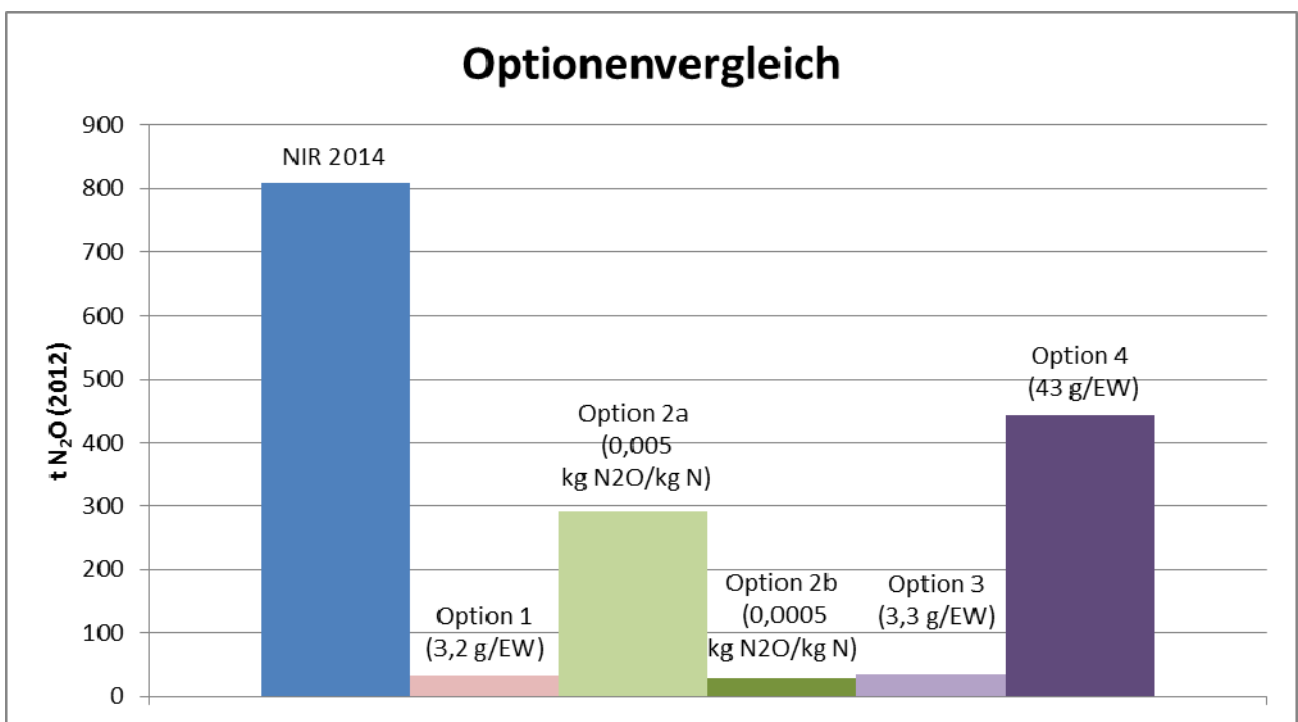


Abbildung 136. Vergleich aller berechneten Optionen zur Ermittlung der direkten N₂O-Emissionen aus Kläranlagen.

Optionen 3 und 4 ergeben direkte N₂O-Emissionen aus Belebungsbecken von etwa 34 t (Option 3) und 447,1 t (Option 4). Auch bei diesen Berechnungsoptionen liegt daher die abgeschätzte direkte N₂O-Emission deutlich niedriger als jene, die für den NIR 2014 herangezogen wurden. Dabei zeigt der Vergleich zwischen den zwei Optionen, dass der Berechnungsansatz mit fixem Emissionsfaktor viel geringere N₂O-Emissionen ergibt als jener mit variablem Emissionsfaktor als Funktion der N-Entfernung.

Welcher der beiden Ansätze (fixer bzw. variable Emissionsfaktor) die Realität besser abbildet, kann im Rahmen des Projektes nicht beantwortet werden. Ziel des ReLaKO-Projektes war jenes, Wissensgrundlagen (Messungen auf großtechnischen Kläranlagen, wissenschaftliche Auswertung, Literaturstudie) zu etablieren, welche die Entwicklung eines innovativen Berechnungsmodells für die Ermittlung der direkten N₂O-Emissionen aus Belebungsbecken in Abhängigkeit der Betriebsbedingungen ermöglichen. Das vorgeschlagene Berechnungsmodell bietet gegenüber dem Berechnungsansatz nach den IPCC 2006 GL den Vorteil, dass der Einfluss der Betriebsbedingungen bei der Abschätzung der N₂O-Emission berücksichtigt wird. Der Einfluss der N-Entfernung sowie der Belastungsverhältnisse auf Kläranlagen konnte im Rahmen des Projekts ReLaKO eindeutig nachgewiesen werden. Dies könnte auch die hohe Variabilität der N₂O-Emissionen aus der Literatur zum Teil erklären. Bei diesem Berechnungsansatz verbirgt jedoch die Wahl der Interpolationsgeraden (Steigung der Gerade) bzw. der Klasseneinteilung eine gewisse Unsicherheit in sich, die nicht leicht quantifizierbar ist.

Da der in der IPCC 2006 GL vorgeschlagene Emissionsfaktor im unteren Bereich der festgestellten Schwankungsbreite liegt (N-Entfernung > 90%), könnte die Berechnung mit diesem fixen Emissionsfaktor zu einer Unterschätzung der direkten N₂O-Emissionen aus Kläranlagen führen. Es wird hier nochmals bekräftigt, dass der Emissionsfaktor der IPCC 2006 GL in einer Feldstudie auf einer einzigen kommunalen Kläranlage mittels stichprobenartiger Beprobung (keine On-Line-Messung) ermittelt wurde. Demnach stellt sich die Frage in wie weit dieser Wert auf andere Kläranlagen mit anderen Betriebsbedingungen übertragbar ist.

Die N₂O-Fracht, die in gelöster Form die Kläranlage verlässt und erst in den Gewässern in die Atmosphäre entweicht, wurde bei den oben genannten Berechnungen nicht berücksichtigt. Die Abschätzung des gelösten Anteils ist schwer möglich, weil dieser auf den jeweiligen Kläranlagen vom Verhältnis zwischen Belüftungsmenge und Ablaufmenge stark abhängig ist, und diese wiederum von der Schmutzstoffkonzentration im Zulauf und von Wetterbedingungen (bei Mischkanalisation). Die gelöste N₂O-Fracht kann im Vergleich zur direkt mit der Abluft emittierten Fracht wenige Prozente betragen bzw. in der gleichen Größenordnung liegen.



10. Abschätzung des Reduktionspotentials der N₂O-Emissionen aus Belebungsbecken

Im Rahmen der Auswertung der N₂O-Messkampagnen wurden die N-Entfernung, die CSB- bzw. N-Belastungsverhältnisse im Belebungsbecken sowie das (N/CSB)_{Zulauf-Bio}-Verhältnis als Einflussfaktoren identifiziert, welche die N₂O-Emission in der Abluft aus Belebungsbecken von kommunalen Kläranlagen (Kapitel 7) beeinflussen können. Mit diesen Erkenntnissen konnten die Ergebnisse aus der Literatur nicht nur bestätigt, sondern auch erweitert werden. Das Ziel, die festgestellte hohe Variabilität der N₂O-Emissionsfaktoren sowohl von Literaturdaten als auch der eigenen N₂O-Messungen durch betrieblich Einflussfaktoren zu erklären, konnte im Rahmen des Projektes zufriedenstellend erfüllt werden.

10.1. Betriebliche bzw. bauliche Maßnahmen zur Reduktion der direkten N₂O-Emissionen aus Belebungsbecken

Unter Betrachtung dieser Erkenntnisse aus den N₂O-Messkampagnen, lassen sich folgende Empfehlungen für einen N₂O-emissionsarmen Betrieb von Belebungsbecken ableiten:

- **Betriebliche Maßnahmen bei bestehenden Kläranlagen:**

Vor Allem scheint die **Optimierung der N-Entfernung** der Kläranlage ein bedeutendes Reduktionspotential zu besitzen (optimales Nutzen der Denitrifikation als N₂O-Senke). Basierend auf Praxiserfahrungen kann davon ausgegangen werden, dass auf den meisten Kläranlagen die N-Entfernung lediglich durch gezielte betriebliche Maßnahmen (z.B. Anpassung der Belüftungsregelung, Maximierung der CSB-Verfügbarkeit für die Denitrifikation, Erzielen von günstigen Denitrifikationsbedingungen) auf über 75% erhöht werden kann.

Da die N₂O-Produktion (und -Emission) beim Vorliegen von **Ammonium** angeregt wird, wären betriebliche Maßnahmen zur Vermeidung von NH₄-Peaks bzw. von einem ausgeprägten NH₄-Konzentrationsgradienten in Belebungsbecken von Vorteil. Zu diesem Zweck erscheint der Einsatz einer intermittierenden Belüftung zur N-Entfernung (auch in Kombination mit der vorgeschalteten bzw. simultanen N-Entfernung) viel versprechend, weil durch die gezielte Einstellung der Dauer der belüfteten/nicht belüfteten Zeitintervalle die Anreicherung an NH₄ während der Denitrifikation kontrolliert werden kann. Darüber hinaus kann durch das Abwechseln von kurzen Nitrifikation/Denitrifikationsintervallen ein besseres Nutzen des Reduktionspotentials der Denitrifikation erzielt werden. Die optimale Eistellung der Belüftungsintervalle wurde bis jetzt wenig untersucht und verlangt vertiefende Untersuchungen am besten in Labormaßstab, bevor diese Maßnahme in der Praxis angewendet werden kann.

Auf Kläranlagen mit Faulung sollen die Maßnahmen zur Optimierung der Prozesstechnik in Belebungsbecken unbedingt auch die Rückführung des Prozesswassers aus der Schlammwässerung berücksichtigen. Hier sollen Stoßeinleitungen (z.B. über einen Zwischenspeicher) möglichst vermieden werden.

Aus eigener Erfahrung wird geschätzt, dass die oben beschriebenen Optimierungen **ohne bauliche Maßnahmen** auf den meisten Österreichischen Kläranlagen erzielt werden können.

• **Verfahrenstechnische Maßnahmen bei neuen Kläranlagen:**

Bei der Auslegung neuer Abwasserreinigungsanlagen ist zu beachten, dass diese mit einem ausreichend hohem Schlammalter betrieben werden können. Prozessbedingungen in Belebungsbecken, die eine stabile, weitgehende Nitrifikation gewährleisten, sorgen gleichzeitig für einen N₂O-emissionsarmen Betrieb. Es soll auch gewährleistet werden, dass das Verhältnis zwischen Nitrifikations- und Denitrifikationsvolumen in Belebungsbecken an die aktuellen Belastungsbedingungen angepasst werden und damit das maximal mögliche Denitrifikationsvolumen zur N₂O-Reduktion jederzeit genutzt werden kann.

Diese zwei Aspekte scheinen wesentlicher als die Auswahl der Verfahrenskonfiguration (ein- versus zwei-stufige Belebung versus SBR) und als die Art des Belebungsbeckens (Umlauf-, Mischbecken bzw. Längsbecken).

10.2. Abschätzung des Reduktionspotential bei den direkten N₂O-Emissionen aus Belebungsbecken

Das Reduktionspotential der direkten N₂O-Emissionen auf Basis der Optimierung der N-Entfernung auf den Österreichischen Kläranlagen wurde wie folgt geschätzt. Ausgehend von der Berechnung (1) in Kapitel 9.1 wurden die Daten der Kläranlagen analysiert. Das abgeschätzte Einsparungspotential für unterschiedliche Optimierungsszenarien ist Tabelle 39 zusammengefasst dargestellt. Insgesamt 88 Kläranlagen wiesen eine N-Entfernung kleiner 70 % auf, wovon 54 Kläranlagen einer Ausbaugröße < 5.000 EW entsprachen. Würden diese 54 Anlagen (Gesamtbelastung von rund 115.000 EW) an den Stand der Technik mit einer angenommenen N-Entfernung von 80 % angepasst werden, würde dies eine Reduktion der Gesamtemission von Lachgas von **9,7 t N₂O/a** bringen. Würden alle 88 Kläranlagen mit einer N-Entfernung von < 70% auf diesen Stand gebracht werden, so ergäbe sich ein Einsparungspotenzial von **53,1 t N₂O/a**. Als Gedankenspiel ließe sich diese Betrachtung weiter fortsetzen: würden alle Kläranlagen, die derzeit unter 80 % N-Entfernung arbeiten auf diesen technischen Stand gebracht werden können, so ergebe diese eine theoretische Einsparung von **118,3 t N₂O/a**.

Tabelle 39. Einsparungspotential bei den direkten N₂O-Emissionen aus Belebungsbecken für unterschiedliche Optimierungsszenarien (Daten aus EMREG-OW, Bezugsjahr 2012).

Optimierungsmaßnahme	Anzahl der betroffenen Kläranlagen	Reduktionspotential [t N ₂ O/a]
Erhöhung der N-Entfernung von < 70% auf 80% bei Kläranlagen < 5.000 EW und > 2.000 EW	54 Kläranlagen (115.000 EW)	9,7
Erhöhung der N-Entfernung von < 70% auf 80% bei Kläranlagen > 2.000 EW	88 Kläranlagen (909.748 EW)	53,1
Erhöhung der N-Entfernung auf 80% bei allen Kläranlagen > 2.000 EW	204 Kläranlagen (5.984.361 EW)	118,3

Wenn die direkte Gesamtemission an N₂O nach Option 4 (Abbildung 136) als Ausgangswert herangezogen wird (447,1 t N₂O/a), entsprechen die drei oben berechneten Varianten eine Reduktion der N₂O-Emissionen um jeweils ~2%; ~12% und ~27%. Es ist zu erwarten, dass die Optimierung der N-Entfernung am



einfachsten und kostengünstigsten bei den Kläranlagen < 5.000 EW durch betriebliche Optimierung erzielt werden kann. Das damit erzielbare Reduktionspotential ist allerdings gering.

Eine Abschätzung der Kosten, die mit der Umsetzung der in diesem Kapitel beschriebenen betrieblichen Maßnahmen zur Reduktion der direkten N₂O-Emissionen verbunden sind, ist kaum möglich. Dabei spielen die unterschiedlichen Gegebenheiten auf den einzelnen Kläranlagen eine wesentliche Rolle.

Man kann davon ausgehen, dass für die Analyse der Ausgangssituation sowie für die Implementierung der betrieblichen Maßnahmen je nach Kläranlage Kosten von 30.000 bis zu 50.000 Euro anfallen könnten. Darin ist der Kauf von zusätzlichen O₂- bzw. NH₄-Sonden für die Optimierung der Regelungstechnik noch nicht enthalten.

11. Weiterer Forschungsbedarf

Im Rahmen der durchgeführten N₂O-Messkampagnen konnten grundlegende Informationen über die N₂O-Produktion und -Emission aus Belebungsbecken sowie über dessen Zusammenhang mit den Betriebsbedingungen gewonnen werden. Die Identifikation der N-Entfernung und der Belastungsverhältnisse im Belebungsbecken als potentielle Einflussfaktoren auf die direkte N₂O-Emission ermöglicht, Maßnahmen für einen N₂O-armen Betrieb von Belebungsbecken in der Praxis einzusetzen. Wie im vorherigen Kapitel bereits angeführt, könnte in Belebungsbecken mit intermittierender Belüftung ein besseres Nutzen des N₂O-Reduktionspotentials der Denitrifikation durch die optimierte Einstellung der Dauer der belüfteten/nicht belüfteten Zeitintervalle gewährleistet werden. Die optimale Eistellung der Belüftungsintervalle in Bezug auf deren N₂O-Emissionspotential wurde bis jetzt wenig untersucht und verlangt vertiefende Untersuchungen am besten im Labormaßstab, bevor diese Maßnahme in der Praxis angewendet werden kann.

N₂O kann aufgrund seiner hohen Treibhausgaswirksamkeit (298 Mal höher als CO₂) eine relevante Rolle in Bezug auf die Klimawirksamkeit von kommunalen Kläranlagen spielen. Wie eine Studie von Parravicini & Svardal (2014) berichtet, kann N₂O für bis zu 40% der direkten und indirekten CO₂e-Emissionen einer Kläranlage verantwortlich sein. Im Rahmen dieser Studie konnte auch gezeigt werden, dass Methanverluste aus Faultürmen einen bedeutsamen Beitrag zum CO₂-Footprint einer Kläranlage darstellen können. Die potentielle Quelle für diese Methanverluste wird im Bereich der Faulschlammabzugsrohre (sogennante Schlammflasche am Kopf des Faulturmes) vermutet. In der Literatur ist wenig Information über das Ausmaß dieser Verluste vorhanden. Zu diesem Thema ist daher noch Forschungsbedarf geboten. Vor allem Feldmessungen auf Kläranlagen wären von großem Nutzen, um die Größenordnung dieser Emissionen vorerst abzuschätzen. Die Minimierung von Methanverlusten aus Faultürmen würde nicht nur die Klimawirksamkeit von Kläranlagen noch direkt weiter reduzieren, sondern auch die Energiegewinnung aus dem produzierten Faulgas steigern. Der höhere Energiegewinn aus Faulgas (klimaneutraler Energieträger) würde sich ebenfalls positiv auf die Klimabilanz der Kläranlagen auswirken.



12. Danksagung

Die Autoren danken für die Förderung des Forschungsvorhabens durch das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und besonders für die wertvolle Unterstützung und Hilfsbereitschaft des Betriebspersonals der Projektkläranlagen im Rahmen der Messkampagnen.

Literatur

- Ahn, J.H.; Kim, S.; Park, H.; Rahm, B.; Pagilla, K.; Chandran, K. (2010). N₂O Emissions from activated sludge processes, 2008-2009: results of a national monitoring survey in the United States. *Environ. Sci. Technol.* 44, 4505-4511.
- Andersen, K.; Kjaer, T.; Revsbech, N.P.; (2001), An oxygen insensitive microsensor for nitrous oxide, *Sensors and Actuators B-Chemical*, 42 - 48, vol. 81
- Anderson J.H. (1965). Studies on the formation of nitrogenous gas from hydroxylamine by *Nitrosomonas*. *Biochim. Biophys. Acta* 97, 337-339, zitiert in Helmer-Madhok C. (2004)
- Anderson I.C., Levine J.S. (1986). Relative rates of nitric oxide and nitrous oxide production by nitrifiers, denitrifiers and nitrate respirers. *Appl. Environ. Microbiol.* 51, 938-945
- Arp, D.J.; Chain, P.S.G.; Klotz, M.G. (2007). The impact of genome analyses on our understanding of ammonia-oxidizing bacteria. *Annu Rev Microbiol*, 61, 503–528.
- ATV-DVKW (2000). Arbeitsblatt A 131 "Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen". GFA Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V., Hennef
- Beier, M. (1994). *N₂O-Bildung bei der Nitrifikation und Denitrifikation in Kläranlagen unter besonderer Berücksichtigung hochkonzentrierter Industrieabwässer und der anaeroben Vorbehandlung*, in Schlußbericht 1991-1993, N₂O in Kläranlagen. Stuttgart, 1994.
- Belin F., Martinez J., Marol C., Guiraud G. (2001). Application of the 15N technique to determine the contributions of nitrification and denitrification to the flux of nitrous oxide from aerated pig slurry. *Water Research*, 35 (11), 2774-2778.
- Behrendt S. (2014). lm.beta: Add standardized regression coefficients to, lm objects. R package version 1.0. <http://CRAN.R-project.org/package=lm.beta>
- Bleakley B. H., Tiedje J. M. (1982). Nitrous oxide production by organisms other than nitrifiers or denitrifiers. *Appl. Environ. Microbiol.* 44(6), 1342-1348
- Bock E., Schmidt I, Stüven R., Zart D. (1995). Nitrogen loss caused by denitrifying *Nitrosomonas* cells using ammonium or hydrogen as electron donors and nitrite as electron acceptor. *Arch. Microbiol.* 163, 16-20.
- Bonin P., Gilewicz M., J.C. Bertrand (1989). Effects of oxygen on each step of denitrifikation on *Pseudomonas nautical*. *Canadian Journal of Microbiology*, 35(11), 1061-1064
- Bonin P. (1996). Anaerobic nitrate reduction to ammonium in two strains isolated from coastal marine sediment: a dissimilatory pathway. *FEMS Microbiol. Ecol.* 19(1), 27-38
- Bonin P., Tamburini C., Michotey V. (2002). Determination of the bacterial processes which are sources of nitrous oxide production in marine samples. *Water Research* 36, 722-732
- Bougard D., Bernet N., Cheneby D., Delgenes J.-P. (2006). Nitrification of a high-strength wastewater in an inverse turbulent bed reactor: effect of temperature on nitrite accumulation. *Process Biochemistry* 41, 106-113
- Brettar I., Höfle M. G. (1993). Nitrous oxide producing heterotrophic bacteria from the water column of the central Baltic: abundance and molecular identification. *Marine Ecology Progress Series* 94, 253-265

- Chalk P.M., Smith C.J. (1983). Chemodenitrification. *Dev Plant Soil Sci* 9, 65-89, zitiert in Helmer-Madhok C. (2004).
- Chandran K.(2009). *Characterization of nitrogen greenhouse gas emissions from wastewater treatment BNR operations field protocol with quality assurance plan*. WERF: Water Environmental Research Foundation, Alexandria, Virginia (US).
- Chuang H.P., Ohashi A., Imachi H., Tandukar M., Harada H. (2007). Effective partial nitrification to nitrite by down-flow hanging sponge reactor under limited oxygen condition. *Water Research* 41, 295-302
- van Cleemput, O. and Baert, L. (1984). Nitrite: a key compound in N loss processes under acid conditions? *Plant and Soil* 76 (1), 233-241.
- Czepiel P., Crill P. Harriss R. (1995). Nitrous oxide emissions from municipal wastewater treatment. *Environ. Sci. Technol.* 29, 2352-2356.
- D'ANS / LAX, (1967). Taschenbuch für Chemiker und Physiker, Band 1, Springer-Verlag.
- Daelman, M.R., J.; van Voorthuizen, E. M.; van Dongen, L. G. J. M.; Volcke, E. I. P.; van Loosdrecht, M. C. M. (2013). Methane and nitrous oxide emissions from municipal waste water treatment – results from a long-term study. *Water Science & Technology*, 67.10, 2350-2355.
- Desloover, J.; De Clippeleir, H.; Boeckx, P.; Du Laing, G.; Colsen, J.; Verstraete W.; Vlaeminck, S.E. (2011) Floc-based sequential partial nitrification and anammox at full scale with contrasting N₂O emissions, *Water Research* 45, 2811-2821.
- eDAB Entwicklungs- und Vertriebs GmbH; Obere Augartenstraße 18A/5/1, 1020 Wien. Elektronisches Datenerfassungs-, Analyse- und Bilanzierungstool: <http://www.edab.at/>
- eDAB (s.a. a) Entwicklungs- und Vertriebs GmbH: *eDAB – Das Produkt*. URL: http://www.edab.at/index.php?option=com_content&view=article&id=53&Itemid=66 [Abruf 28.10.2013]
- eDAB (s.a. b) Entwicklungs- und Vertriebs GmbH: *eDAB_{Expert} Bedienungsanleitung der Version 1.4*. unveröffentlicht
- EDGAR (2013). Emission Database for Global Atmospheric Research, European Commission Joint Research Centre (http://edgar.jrc.ec.europa.eu/part_N2O.php)
- EEA (2013). European Environment Agency greenhouse gas data viewer (<http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/data-viewers/greenhouse-gases-viewer>)
- Ekeberg D., Ognér G, Fongén M, Joner EJ, Wickström T. (2004), Determination of CH₄, CO₂ and N₂O in air samples and soil atmosphere by gas chromatography mass spectrometry, GC-MS., *J Environ Monit.* 2004 Jul;6(7):621-3. Epub 2004 May 26.
- EMREG-OW. 2012. Österreichisches Emissionsregister Oberflächenwasserkörper des Bundes (BMLFUW)
- Entscheidung Nr. 406/2009/EG: Entscheidung des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. April 2009 über die Anstrengungen der Mitgliedstaaten zur Reduktion ihrer Treibhausgas-Emissionen mit Blick auf die Erfüllung der Verpflichtungen der Gemeinschaft zur Reduktion der Treibhausgas-Emissionen bis 2020 (The Effort Sharing Decision). ABl. Nr. L 140.
- EU-Verordnung Nr. 525/2013 des Europäischen Parlaments und des Rates über ein System für die Überwachung von Treibhausgasemissionen sowie für die Berichterstattung über diese Emissionen und über andere klimaschutzrelevante Informationen auf Ebene der Mitgliedstaaten und der Union und zur Aufhebung der Entscheidung Nr. 280/2004/EG, vom 21. Mai 2013.

- Franz, A. (1998): „Fremdüberwachung – Probenahme, Analytik, Akkreditierung“, Wiener Mitteilungen, Band 147, S. 249-282
- Franz, A. und Svardal, K. (2005): *Bilanzierungen und chemisches Rechnen in der Abwasserreinigung*, Wiener Mitteilungen, Band 192, S. 247-294
- Frey, W. (1989). Ermittlung des Sauerstoffzufuhrvermögens mit einer Gasbilanz, WAR Band 36 (1989), TH Darmstad.
- Foley J.; de Haas, D.; Yuan Zhiguo; Lant P. (2010). Nitrous oxide generation in full-scale biological nutrient removal wastewater treatments plants. *Water Research*, 44, 831-844.
- Gamble T., Betlach M.R., Tiedje J. M. (1977). Numerically dominant denitrifying bacteria from world soils. *Appl. Environ. Microbiol.* 33, 926-939.
- Gejlsbjerg B., Frette L., Westermann P. (1998). Dynamics of N₂O production from activated sludge. *Water Research* 32(7), 2113-2121
- Goreau T. J., Kaplan W. A., Wofsy S.C., McElroy M. B., Valois F. W., Watson S.W. (1980). Production of NO₂⁻ and N₂O by Nitrifying bacteria at reduced concentrations of oxygen. *Appl. Environ. Microbiol.* 40 (3), 526-532
- Gostelow P., Longhurst P., Parsons, Stuetz (2003); *Sampling for Measurement of Odours*, IWA Publishing
- Greenberg E.P., Becker G.E. (1977). Nitrous oxide as end product of denitrification by strains of fluorescent pseudomonas. *Canadian Journal of Microbiology* 23(7), 903-907
- Hanaki K., Hong Z., Matsuo T. (1992). Production of nitrous oxide gas during denitrification of wastewater. *Wat. Sci. Tech.*, 26(5-6), 1027-1036.
- Helmer-Madhok C. (2004). „Stickstoffelimination in Kläranlagen – Bewährte und neue Wege“. Hochschulschriften zur Nachhaltigkeit, Ökon Verlag, München.
- Hochstein L. I., Betlach M., Kritikos G. (1984). The effect of oxygen on denitrification during steady-state growth of *Paracoccus halodenitrificans*. *Archives of Microbiology* 137(1), 74-78
- Hong Z., Hanaki K., Matsuo T. (1993). Greenhaous gas N₂O production during denitrification in wastewater treatment. *Wat. Sci. Tech.* 28(7), 203-207
- Hooper A. B. & Terry K. R. (1979). Hydroxylamine oxidoreductase of Nitrosomonas: Production of nitric oxide from hydroxylamine. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - Enzymology*, 571, 1, 12-20.
- Hwang S., Hanaki K. (2000). Effects of oxygen concentration and moisture content of refuse on nitrification, denitrification and nitrous oxide production. *Bioresource Technology* 71, 159-165
- Inamori R., Gui P., Dass P., Matsumura M., Xu K.-Q., Kondo T., Ebie Y., Inamori Y. (2007). Investigating CH₄ und N₂O emissions from eco-engineering wastewater treatment process using constructed wetland microcosms. *Process Biochemistry*, 42, 363-373
- IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (1995): Climate Change 1995 – The Science of Climate Change. 2nd Assessment Report.
http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_and_data_reports.shtml
- IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (1997): Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Vol. 1: Reporting Instructions, Vol. 2: Workbook, Vol. 3: Reference Manual. Intergovernmental Panel on Climate Change, Edited by J.T. Houghton, L.G. Meira Filho, B. Lim, K. Tréanton, I. Mamaty, Y. Bonduki, D.J. Griggs and B.A. Callander, Genf.



- IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (2006): 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Anabe K. (eds). Published: IGES, Japan. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/>
- IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (2007): Climate Change 2007 – Impacts, Adaptation and Vulnerability. 4th Assessment Report. http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_and_data_reports.shtml
- Itokawa H., Hanaki K., Matsuo T. (2001). Nitrous oxide production in high-loading biological nitrogen removal process under low COD/N ratio condition. *Water Research* 35(3), 657-664.
- IWA Task Group Greenhaus gases: <http://www.iwataskgroupghg.com/>
- Jenni S., Mohn, J., Emmenegger L., Udert K. M. (2012). Temperature dependence and interferences of NO and N₂O microelectrodes used in wastewater treatment. *Environmental Science & Technology*, 46, 2257-2266.
- Jiang Q., Bakken L. R. (1999). Nitrous oxide production and methane oxidation by different ammonia-oxidizing bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.* 65(6), 2679-2684.
- Kampschreuer, M.J.; Tan, N. C.G.; Kleerebezem, R.; Picioreanu, C.; Jetten, M.S.M.; van Loosdrecht, M.C.M., (2008a). Effect of dynamic process conditions on nitrogen oxides emission from a nitrifying culture. *Environ. Sci. Technol.* 42, 429-435.
- Kampschreuer, M.J.; van der Star, W.R.L.; Wienders, H.A.; Mulder, J.W.; Jetten, M.S.M.; van Loosdrecht, M.C.M., (2008b). Dynamics of nitric oxide and nitrous oxide emission during full-scale reject water treatment. *Water Research* 42 (3), 812-826.
- Kampschreuer, M.J.; Temmink, H.; Kleerebezem, R.; Jetten, M.S.M.; van Loosdrecht, M.C.M., (2009). Nitrous oxide emission during wastewater treatment. *Water Research* 43, 4093-4103.
- Keeney D.R., Fillery I. R., Marx G. P: (1979). Effect of temperature on the gaseous nitrogen products of denitrification in a silt loam soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 43, 1124-1128
- Kimochi Y., Inamori Y., Mizuochi M., Xu K.Q., Matsumura M. (1998). Nitrogen removal and N₂O emission in a full-scale domestic wastewater treatment plant with intermittent aeration. *J. Ferment. Bioengin.* 86(2), 202-206.
- Kishida N., Kim J. H., Kimochi Y., Nishimura O., Sasaki H., Sudo R. (2004). Effect of C/N ratio on nitrous oxide emission from swine wastewater treatment process. *Wat. Sci. Tech.* 49(5-6), 359-371
- Kitzler B., Zechmeister-Boltenstern S., Holtermann C., Skiba U., Butterbach-Bahl K., (2006), Nitrogen oxides emission from two beech forests subjected to different nitrogen loads, *Biogeosciences*, 3, 293–310,
- 2006 Koike I., Hattori A. (1978). Denitrification and ammonia formation in anaerobic coastal sediments. *Appl. Environ. Microbiol.* 35(2), 278-282
- Kong H.N., Kimochi Y., Mizuochi M., Inamori R., Inamori Y. (2002). Study of the characteristics of CH₄ and N₂O emission and methods of controlling their emission in the soil-trench wastewater treatment process. *Sci. Tot. Environ.* 290, 59-67
- Kromidas, S. (2011), Validierung in der Analytik, Wiley-VCH; Auflage: 2. überarbeitete Auflage, ISBN 3527329390
- Kroiss, H. (1993): *Bemessungsgrundlagen und Grundlagen der Bemessung für Anlagen zur Stickstoffentfernung*, Wiener Mitteilungen, Band 110, D1-D29

- Kuai L., Verstraete W. (1998). Ammonium removal by the oxygen-limited autotrophic nitrification-denitrification system. *Appl. Environ. Microbiol.* 64(11), 4500-4506
- Law, Y.; Lant, P.; Yuan, Z. (2011). The effect of pH on N₂O production under aerobic conditions in a partial nitrification system. *Water Research*, 45, 5934-5944.
- Law, Y.; Ni, B.-J.; Lant, P.; Yuan, Z. (2012). N₂O production rate of an enriched ammonia-oxidising bacteria culture exponentially correlates to its ammonia oxidation rate. *Water Research*, 46, 3409-3419.
- Lemaire R., Meyer R., Taske A., Crocetti G. R., Keller J., Yuan Z. (2006). Identifying causes for N₂O accumulation in a lab-scale sequencing batch reactor performing simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal. *Journal of Biotechnology*, 122, 62-72.
- Lindner S., Zessner M. (2003). Abschätzung von Schmutzfrachten in der Abwasserentsorgung bei unvollständiger Datenlage, Wiener Mitteilung, Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, Band 183, 195-227.
- Meyer R. L., Zeng R. J., Giugliano V., Blackall L. L. (2005). Challenges for simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal in microbial aggregates: mass transfer limitation and nitrous oxide production. *FEMS Microbiology Ecology*, 52, 329-338.
- Ni, B.-J.; Yuan, Z.; Chandran, K.; Vanrolleghem, P.A.; Murthy, S. (2013). Evaluating Four Mathematical Models for Nitrous Oxide Production by Autotrophic Ammonia-Oxidizing Bacteria. *Biotech. & Bioeng.* 110, 1, 153-163.
- van Niel, E.W.J.; Arts, P.A.M., Wesselink, B.J., Robertson, L.A., Kuenen, J.G. (1993). Competition between heterotrophic and autotrophic nitrifiers for ammonia in chemostat cultures. *FEMS Microbiology Ecology* 102 (2), 109-118.
- Nowak, O. (2000): *Bilanzierung in der Abwasserreinigung*. Habilitationsschrift an der Technischen Universität Wien
- Orthofer, R., Knoflacher, M. and Züger, J. (1995): *N₂O Emissionen in Österreich*. Seibersdorf Research Report OEFZS-A-3256, Seibersdorf.
- Osada T., Kuroda K., Yonaga M. (1995). Reducing nitrous oxide gas emissions from fill-and-draw type activated sludge process. *Water Research* 29(6), 1607-1608 (rapid communication)
- ÖWAV (2011). ÖWAV Kanal und Kläranlagennachbarschaften 2011; <http://www.oewav.at/home/oewav/KAN>
- Park K.Y., Inamori Y., Mizuochi M., Ahn K. H. (2000). Emission and control of nitrous oxide from a biological wastewater treatment system with intermittent aeration. *J. Biosci. Bioengin.*, 90 (3), 247-252
- Park, H.-D.; Wells, G.F.; Bae, H.; Criddle, C.S.; Francis, C.A. (2006). Occurrence of ammonia-oxidizing Archaea in wastewater treatment plant bioreactors. *Applied and Environmental Microbiology* 72 (8), 5643-5647.
- Parravicini V., Svardal, K. (2014). *Klimarelevanz der Abwasserentsorgung inkl. Klärschlammbehandlung*. ÖWAV-Klärschlammseminar „Klärschlammwende?“, 20.-21.11.2014 Wels.
- Pijuan M.; Chandran, K.; van Loosdrecht, M. C.M; Yuan Z. (2013). *Key factors determining N₂O production by ammonia oxidising bacteria- the known and unknown*, Keynote presentation at the 10th leading edge conference on water and wastewater technologies, 2-6th June 2013, Bordeaux, France.
- Poth M., Focht D.D. (1985). 15N kinetic analysis of N₂O production by nitrosomonas europaea: an examination of nitrifier denitrification. *Appl. Environ. Microbiol.* 49(5), 1134-1141

- R Core Team (2014). *R: A language and environment for statistical computing*. R, Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL, <http://www.R-project.org/>.
- Ritchie G.A. F., Nicholas D. J. D. (1972). Identification of the sources of nitrous oxide produced by oxidative and reductive processes in *Nitrosomonas europaea*. *Biochem. J.* 126, 1181-1191
- Satoh T., Hom S. S. M., Shanmugam K. T. (1983). Production of nitrous oxide from nitrite in *Klebsiella pneumoniae*: mutants altered in nitrogen metabolism. *Journal of Bacteriology* 155 (2), 454-458
- Schmid H., Puxbaum Hans (1999). *Emissionen von ozonbildenden und klimarelevanten Spurengasen aus Kläranlagen*. Endbericht zum Projekt MA22-4510/99. Institut für Analytische Chemie, Abteilung Umweltanalytik, Technische Universität Wien.
- Schneider, Y., Beier M.; Rosenwinkel, K.-H. (2010). *Nitrous Oxide Emissions from Wastewater Treatment Plants ? Improving the Quality of Measuring Data*. 7th IWA Leading Edge Conference on Water and Wastewater Technologies, Phoenix (AZ), USA, June 2-4, 2010.
- Schönharting B., Rehner R., Metzger J. W., Krauth K., Rizzi M. (1998). Release of nitrous oxide (N₂O) from denitrifying activated sludge caused by H₂S-containing wastewater: quantification and application of a new mathematical model. *Wat. Sci. Tech.* 38(1), 237-246
- v. Schulthess R. Wild D., Gujer W. (1994). Nitric and nitrous oxides from denitrifying sludge at low oxygen concentration. *Wat. Sci. Tech.* 30(6), 123-132
- v. Schulthess R., Gujer W. (1996). Release of nitrous oxide (N₂O) from denitrifying activated sludge: verification and application of a mathematical model. *Wat. Res.* 30(3), 521-530
- Schweighofer, P. (1994): *Möglichkeiten der Plausibilitätsprüfung von Messdaten*. Wiener Mitteilungen, Band 116, G1-G42
- Scott, S. M.; Zimmerman, K. (1981). Nitrous Oxide Production by Nondenitrifying Soil Nitrate Reducers. *ACSESS*, Vol. 45 No. 5, p. 865-871.
- Siegrist, H., Gujer, W. (1994). Nitrogen removal in activated sludge systems including denitrification in secondary clarifiers. *Wat. Sci. Tech.*, 30(6), 101-111.
- Sørensen J. (1978). Capacity for denitrification and reduction of nitrate to ammonia in a coastal marine sediment. *Appl. Environ. Microbiol.* 35(2), 301-305
- Spanjers H., Vanrolleghem P.A., Olsson G., Dold P.L. (1998). "Respirometry in control of the activated sludge process: principles", Scientific and technical report No. 7, International Association on water quality, London.
- Spatzierer, G. 2013. 20. ÖWAV-Kläranlagenleistungsvergleich Rückblick Ergebnisse 2012
- Spindler, A. (2011): *Bilanzierung von Kläranlagendaten. Methoden und Anwendung*. Wiener Mitteilungen, Band 224, S. 321-344
- Starkenburger, S.R.; Larimer, F.W.; Stein, L.Y.; Klotz, M.G.; Chain, P.S.G.; Sayavedra-Soto, L.A.; Poret-Peterson, A.T.; Gentry, M.E.; Arp, D.J.; Ward, B. und Bottomley, P.J. (2008). Complete Genome Sequence of *Nitrobacter hamburgensis* X14 and comparative Genomic Analysis of species within the genus *Nitrobacter*. *Applied and Environmental Microbiology* 74 (9), 2852-2863.
- Stein, L.Y. (2011). Surveying N₂O-producing pathways in bacteria. In *Methods Enzymol.* Edited by Klotz M.G., Academic Press; 131-152.

- Stüven R., Vollmer M., Bock E. (1992). The impact of organic matter on nitric oxide formation by *Nitrosomonas europaea*. *Arch. Mikrobiol.* 158, 439-443
- Suemer, E., Weiske, A., Benckiser, G. and Ottow, J.C.G. (1995). Influence of environmental conditions on the amount of N₂O released from activated sludge in an domestic wastewater treatment plant. *Experientia* 51 (4), 419-422.
- Svardal, K. (1997): *Durchführung und Interpretation von Atmungsmessungen für den Betrieb von Belebungsanlagen*. Wiener Mitteilungen, Band 141, S. 247-273.
- Svardal, K., Nowak, O., Schweighofer, P. (1998): *Datendokumentation und Auswertung – Plausibilitätsanalyse von Messwerten*. Wiener Mitteilungen, Band 147, S. 439-475
- Svardal, K. (1999). Regelstrategie und Automatisierung. 1.Workshop Biologische Abwasserreinigung, Betrieb von Belebungsanlagen, Themenbereich E, Institut für Wassergüte / TU-Wien 8.-9. April 1999.
- Tallec G., Garnier J., Billen G., Gossailles M. (2006). Nitrous oxide emissions from secondary activated sludge in nitrifying conditions of urban wastewater treatment plants: effect of oxygenation level. *Wat. Res.* 40, 2972-2980.
- Tallec G., Garnier J., Billen G., Gossailles M. (2008). Nitrous oxide emissions from denitrifying activated sludge of urban wastewater treatment plants, under anoxia und low oxygenation. *Bioresour. Tech.*, 99 (7), 2200-2209.
- Thomann, M. (2004): *Qualitätskontrolle der Betriebsdaten von Kläranlagen*, Wiener Mitteilungen, Band 187, S. 295-318
- Thörn M., Sörensson F. (1996). Variation of nitrous oxide formation in the denitrification basin in a wastewater treatment plant with nitrogen removal. *Water Research* 30, 1543-1547
- Tiedje J. M., Sexstone A. J., Myrold D. D., Robinson J. A. (1983). Denitrification: ecological niches, competition and survival. *Antonie van Leeuwenhoek* 48(6), 569-583
- UMWELTBUNDESAMT (2014a): Pazdernik, K.; Anderl, M.; Freudenschuß, A.; Haider, S.; Jobstmann, H.; Kohlbach, M.; Köther, T.; Kriech, M.; Lampert, C.; Moosmann, L.; Pinterits, M.; Poupa, S.; Schmid, C.; Stranner, G.; Schwaiger, E.; Schwarzl, B.; Weiss, P. & Zechmeister, A.: Austria's National Inventory Report 2014. Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change and under the Kyoto Protocol. Reports, Bd. REP-0475. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2014b): Anderl, M.; Bednar, W.; Gössl, M.; Haider, S.; Heller, C.; Jobstmann, H.T.; Lampert, C.; Moosmann, L.; Pazdernik, K.; Poupa, S.; Schieder, W.; Schneider, J.; Seuss, K.; Stranner, G.; Storch, A.; Weiss, P.; Wiesenberger, H.; Winter, R.; Zechmeister, A.; Zethner, G. & KPC GmbH: Klimaschutzbericht 2014. Reports, Bd. REP-0491. Umweltbundesamt, Wien.
- Vigneron V., Bouchez T., Bureau C., Maily N., Mazeas L., Duquennoi C., Audic J.M. (2005). Leachate pre-treatment strategies before recirculation in landfill bioreactors. *Wat. Sci. Tech.* 52(1-2), 289-297
- Yamagashi T., Leite J., Ueda S., Yamaguchi F., Suwa Y. (2001). Simultaneous removal of phenol and ammonia by an activated sludge process with cross-flow filtration. *Water Research* 35(13), 3089-3096
- Ye, L.; Ni, B.-J.; Law, Y., Byers, C.; Yuan Z. (2014). A novel methodology to quantify nitrous oxide emissions from full-scale wastewater treatment systems with surface aerators. *Water Research* 48, 257-268.
- Yoshinari T. (1980). N₂O Reduction by *Vibrio succinogenes*. *Appl. Environ. Microbiol.* 39(1), 81-84



- Yu, R.; Kampschreuer, M.J.; van Loosdrecht, M.C.M.; Chandran, K. (2010). *Environ. Sci. Technol.* 44, 1313-1319.
- Vigneron V., Bouchez T., Bureau C., Mailly N., Mazeas L., Duquennoi C., Audic J.M. (2005). Leachate pre-treatment strategies before recirculation in landfill bioreactors. *Wat. Sci. Tech.* 52(1-2), 289-297
- Yamagishi, T.; Leite, J.; Ueda, S.; Yamaguchi, F.; Suwa, Y.; (2001). Simultaneous removal of phenol and ammonia by an activated sludge process with cross-flow filtration. *Water Research* 35 (13) 3089-3096.
- Yoshinari T. (1990). In: Revsbech N.P., Sorenson J. (Eds.) *Denitrifikation in soil and sediment*. Plenum, New York, 129-149, zitiert in *Tallec et al.* (2006).
- Weissenbacher, N.; De Clippeleir, H; Hell, M.; Wett, B. (2013). Hauptstromdeammonifikation in Kläranlagen, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Sektion III Landwirtschaft und Ernährung, Wien, Februar 2013.
- Wicht H. (1996). *N₂O-Emissionen durch den Betrieb biologischer Kläranlagen*. Dissertation, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Fakultät für Architektur, Bauingenieurwesen und Umweltwissenschaften, Technische Universität Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig, Heft 58
- Winkler S., Winkelbauer A. (2011): "*iTUWmon - Intelligentes Framework zur Extraktion von Information aus Messdaten der Wasserwirtschaft*"; Vortrag: DWA/VDI-Fachtagung "Mess- und Regelungstechnik in Abwassertechnischen Anlagen", Fulda; 2011-10-25 - 2011-10-26; in: "Tagungsband", (2011).
- Wunderlin, P.; Mohn, J.; Joss, A.; Emmenegger, L. (2012). Mechanisms on N₂O production in biological wastewater treatment under nitrifying and denitrifying conditions. *Water Research*, 46, 1027-1037.
- Wunderlin, P.; Lehmann, M. F.; Siegrist, H.; Tuzson, B.; Joss, A.; Emmenegger, L.; Mohn, J (2013). Isotope Signatures of N₂O in a mixed microbial population system: constrains on N₂O producing pathways in wastewater treatment. *Environ. Sci. Technol.* 47, 1339-1348.
- Zheng H., Hanaki K., Matsuo T. (1994). Production of nitrous oxide gas during nitrification of wastewater. *Wat. Sci. Tech.* 30(6), 133-141.
- Zumft W. G. (1997). Cell biology and molecular basis of denitrification. *Microbiology and Molecular Reviews*, 533-616.

Appendix

1. Ergänzende Analytik (Stichproben)

1.1. Analytische Parameter in Belebtschlammproben

Um die Prozessbedingungen – speziell in Bezug auf die Stickstoffumsetzung – im Belebungsbecken besser zu beschreiben, wurden während der Messkampagnen zwei Mal wöchentlich Belebtschlammproben gezogen und im Labor auf verschiedene Parameter untersucht. Das Tagesmessprogramm wurde je nach Bedarf und Datenlage der jeweiligen Projektkläranlage festgelegt. Die Probenahme von Belebtschlammproben erfolgte i.d.R. jede Stunde und unmittelbar in der Nähe der Ablufthaube.

Da die Analyse nicht gleich nach der Probenahme durchgeführt werden konnte, wurden die Proben in einer Kühlbox ins Labor gebracht und hier bis zur Messung bei 4 °C gekühlt aufbewahrt. Wenn die Messung nicht innerhalb von 24 Stunden nach der Probenahme erfolgen konnte, wurden die Proben nach Eintreffen im Labor bei -20°C eingefroren.

Die Bestimmung von *gelösten Parametern wie NH₄-N, NO₂-N und NO₃-N* erfolgt mittels photometrischer Messung, deswegen werden die Belebtschlammproben vorher mit einem Dialysator filtriert. Auf der Kläranlage wurden die Proben unmittelbar nach der Probenahme faltenfiltriert, um Änderungen der Konzentrationen durch biologische Aktivität während des Transports bzw. der Lagerung zu verringern.

Für die Bestimmung von *Summenparametern (CSB, GP, TKN)* im Belebtschlamm wird nach Dispergierung (Homogenisierung) der Probe ein chemisch-thermischer Aufschluss durchgeführt.

Folgende Parameter wurden analytisch erfasst:

Ammonium(NH₄-N), Nitrit (NO₂-N) und Nitrat (NO₃-N):

Die photometrische Bestimmung von Nitrit und Nitrat wurde im Labor nach DIN EN ISO 13395 bzw. von Ammonium nach DIN 38409-43, mit Fließinjektionsanalyse (FIA) durchgeführt. Bei der Nitritbestimmung ist die rasche Veränderung der Nitritkonzentration in der Belebtschlammprobe zu beachten, die weder durch Tiefrieren noch durch sonstige Konservierungsverfahren (siehe Empfehlung für Konservierung EN ISO 5667-3) gesichert vermieden werden kann.

Für die Nitritmessung im Rahmen der Messkampagnen wird eine modifizierte Methode in Anlehnung an DIN EN ISO 26770 verwendet. Eine 10 mL Probe wird mit einem Membranfilter filtriert in eine Eprovette, in die Reagenzien in Pulverform zugegeben wurden, filtriert. Die Probe wird kräftig geschüttelt, Nitrit reagiert und bildet mit den Chemikalien einen gefärbten Farbkomplex, aus dessen Intensität direkt die Konzentration abgeleitet werden kann. Die Farbintensität wird mit einem Photometer gemessen. Für jede Bestimmungsreihe muss eine eigene Kalibrationskurve erstellt werden. Die untere Bestimmungsgrenze bei dieser Methode liegt 0,001 m NO₂-N/L.

TS und oTS

Für die Messung der Trockensubstanz werden gewogene Faltenfilter verwendet. Die Bestimmung erfolgt nach DIN 38409-1. Die organische Trockensubstanz wird nach dem Verbrennen im Muffelofen bei 550 °C bestimmt (DIN 38409-2).

Chemischer Sauerstoff-Bedarf (CSB)

Bei der normgemäßen Bestimmung des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) nach DIN 38409-43 wird die homogenisierte Wasserprobe mit konzentrierter Schwefelsäure und Kaliumdichromat, unter Zusatz eines Katalysators (Silbersulfat) und Quecksilberchlorids (zur Eliminierung des Störeinflusses von Chlorid) 2 Stunden bei 148 °C gekocht. Ein Teil des Dichromates wird bei der Oxidation verbraucht und der verbliebene Rest entweder durch Titration oder photometrisch bestimmt.

TKN (Kjeldahlstickstoff)

Beim Kjeldahlaufschluss wird Stickstoff aus organischen Verbindungen freigesetzt, sodass der gesamte dreiwertige Stickstoff als Ammonium vorliegt (Standard Methods 4500-Norg., 1989). Die Summe aus vorher vorhandenem und beim Aufschluss gebildetem $\text{NH}_4\text{-N}$ wird photometrisch nach DIN 38409-43 mit Fließinjektionsanalyse (FIA) bestimmt.

Der organisch gebundene Phosphor und der anorganische nicht als ortho-Phosphat vorliegende Phosphor wird während des TKN-Aufschlusses in Ortho-Phosphat übergeführt und als solches photometrisch nach DIN EN ISO 6878 mit Fließinjektionsanalyse (FIA) bestimmt.

1.2. Analytische Parameter in Zulaufproben

Um zeitliche Schwankungen bei den Belastungsverhältnissen sowie bei der Abwasserzusammensetzung zu erkennen, wurden nach Bedarf Zulaufstichproben am Probenahmetag gezogen und auf CSB, $\text{NH}_4\text{-N}$ und z.T. auch auf GN untersucht. Auf manchen Kläranlagen wurden auch zusätzliche Tagesmischproben in Zulauf-Biologie entnommen. Für die Bestimmung von Sulfid und flüchtigen, organischen Säuren wurden im Zulauf Stichproben gezogen. Ähnlich wie bei den Belebtschlammproben wurden die Zulaufproben bis zur Messung entweder gekühlt oder tiefgefroren gelagert.

Die analytische Methode für die Bestimmung von CSB und $\text{NH}_4\text{-N}$ wurde bereits beschrieben. Für die Bestimmung des Gesamtstickstoffs (GN) in der Probe muss der organische Stickstoff zuerst durch einen Aufschluss in anorganischen Stickstoff übergeführt werden. Beim oxidativen Aufschluss mit Peroxodisulfat nach Koroleff (modifizierte Methode DIN EN ISO 11905) wird reduzierter Stickstoff in alkalischem Milieu mit Mikrowellenaufschluss zu Nitrat oxidiert. Die Konzentration von GN ergibt sich dann direkt durch die Messung des entstandenen $\text{NO}_3\text{-N}$ nach DIN EN ISO 13395.

Für die Bestimmung von flüchtigen, organischen Säuren wurde die Probe unmittelbar nach der Probenahme über einen Membranfilter (Porengröße 0,45 μm) direkt in eine Eppendorf-Küvette filtriert und bis zur Analyse eingefroren aufbewahrt. Die Analyse wurde mittels isokratischer High-Performance Ion Exchange Chromatography durchgeführt. Dabei wurde als mobile Phase 2,5 mM H_2SO_4 mit einem Durchfluss von 1 mL/min verwendet. Die Säule wurde bei 50°C temperiert und die Säuremessung mit einem Photometer bei 220 nm gemacht.

Die Bestimmung von Sulfid in Zulaufproben wurde gleich nach der Probenahme vor Ort auf der Kläranlage durchgeführt. Die quantitative photometrische Sulfidbestimmung erfolgt nach der Methylenblaumethode (DIN 38 405-Teil 26). Dabei werden durch Membranfiltration Feststoffe und somit auch ungelöstes Sulfid abgetrennt und danach nur das gesamte gelöste Sulfid im Filtrat bestimmt.

Für die gegenständlichen Untersuchungen wurde die Bestimmungsmethode DIN 38 405-Teil 26 adaptiert. Bei dieser modifizierten Methode wird Sulfid ohne Ausblasen, direkt in der entnommenen Probe analysiert. Damit werden auch die Probleme mit nicht vollständiger Ausgasung von H_2S unterbunden. Bei dieser modifizierten Methode wurde folgendermaßen vorgegangen:

- In einem 10 mL Probenröhrchen wird 1 ml Reaktionschemikalie (N,N'-Dimethyl-1,4-phenylendiamin (DMPD, I) und Schwefelsäure) vorgelegt.
- 5 mL Probe wird mit einer Injektionsspritze durch einen Membranfilter (0,45 µm) direkt in das Proberöhrchen dosiert und anschließend geschüttelt.
- Danach wird 0,1 mL Fe³⁺-Lösung zudosiert, geschüttelt und nach abgelaufener Reaktionszeit im Photometer ausgewertet.

Die verwendete modifizierte Methode ist nur im Konzentrationsbereich von 0-2 mg S⁻/L durchführbar. Bei höheren Konzentrationen muss die Probe verdünnt werden.

1.3. Messung von H₂S, CO₂ und O₂ in der Gasphase (Stichproben)

Zusätzlich zur On-Line-Messung von N₂O und CO₂ wurden an den Probenahmetagen CO₂, O₂ und H₂S stichprobenweise in der Abluft des Belebungsbeckens gemessen. Die Messung wurde mit einem Handgasmessgerät (GFM 410) durchgeführt. Dabei werden die Gasproben mit einer integrierten Pumpe durch das Gerät gefördert. Das Gerät wird während der Messung nach dem Gasaufbereitungskoffer und vor dem IR-Spektrometer angeschlossen.

Die Messung von CO₂ erfolgt dabei in einer IR-Messzelle, die Sauerstoffmessung wird in einer amperometrischen Messzelle durchgeführt. Die Kalibrierung des Handmessgeräts wurde regelmäßig (wöchentlich) mit einem Prüfgas (CO₂: 40 %) für CO₂ bzw. mit der Umgebungsluft für O₂ durchgeführt.

Stand der Technik bei der kontinuierlichen H₂S-Detektion in Gasphasen sind elektrochemische, vor allem amperometrische Messungen. Der Messbereich bei dem im Projekt verwendeten Gerät OdaLog (Fa. Siegrist) liegt bei 0 bis 50 ppmv, die Kalibration wurde einmal im Monat durchgeführt. Das H₂S-Messgerät ist mit dem Handmessgerät für die Messung CO₂, CH₄ und O₂ verbunden, da somit die gleiche Gaspumpe für die Förderung der Abluftprobe verwendet werden kann.



2. Übertragung und Speicherung der On-Line-Messdaten

Die Messnetzplattform iTUWmon (intelligent information water monitoring networks) wurde im Zuge von Wassergüte-Monitoringprojekten am Institut ins Leben gerufen, seit Mitte 2009 erfolgreich in den Feldeinsatz gebracht (Winkler & Winkelbauer, 2011). Der folgende Abschnitt beschreibt die Funktion der Messnetzplattform iTUWmon im Rahmen der N₂O-Messkampagnen. Kapitel 2.1 befasst sich mit den Anforderungen und der Systembeschreibung der Messnetzarchitektur. In Kapitel 2.2 werden die technische Umsetzung in Hardware (vor Ort und am Institut), in 2.3 die für den Messbetrieb sowie die Datenvisualisierung und den Datenexport zuständigen Softwaretools beschrieben.

2.1. Systemarchitektur des Messnetzes

Die Systemarchitektur iTUWmon steht als Grundgerüst hinter sämtlichen für den unbesetzten Betrieb von Messdatenerfassungssystemen notwendigen Teilbereichen. Beginnend mit der Datenerfassung vor Ort gelangen die Daten nach einer automatisierten Datenbewertung und unter Einsatz eines eigenen, virtuellen privaten Netzwerks (VPN) in redundanten Datenbanksystemen zur Ablage und stehen einer Weiterverarbeitung in einem herstellerunabhängigen, gemeinsamen Datenformat zur Verfügung.

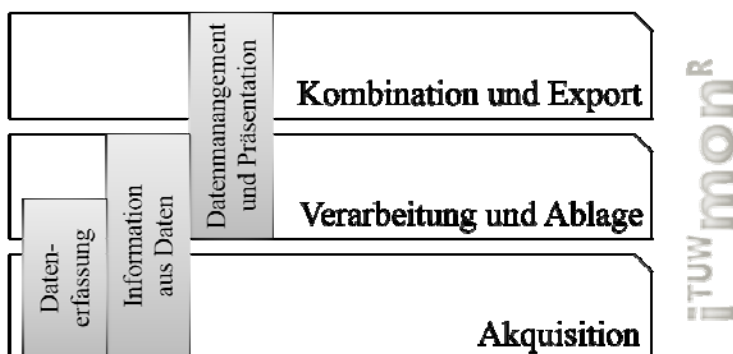


Abbildung 137. Systemarchitektur iTUWmon

Die der Messdatenerfassung zugrunde liegende Architektur ist in Abbildung 137 dargestellt. Sie ist in folgende drei Ebenen gegliedert:

Ebene „Akquisition“:

In dieser Ebene werden die Daten sämtlicher Sonden, Sondencontroller und Messgeräte gemeinsam erfasst, in ein abstrahiertes Datenformat übergeführt und einer Datenbewertung zugeführt. Die Erfassung erfolgt kanalweise und damit unabhängig von Ansprechzeiten der verschiedenen Datenerfassungseinrichtungen. Bei Triggerung einer Messung wird dabei jede Sonde entsprechend ihrer eigenen Ansprechzeit so angesteuert, dass zum gemeinsamen Messzeitpunkt aktuelle Messwerte auf den von den Sondenherstellern eingesetzten Datenschnittstellen zur Verfügung stehen. Der gleichzeitige Einsatz verschiedener Messtakte innerhalb einer Messstation ist ebenfalls vorgesehen.

Ebene „Verarbeitung und Ablage“:

Jeder Messdatensatz wird einer statistischen Überprüfung anhand konfigurierbarer Kriterien unterzogen, das Ergebnis auf der Benutzeroberfläche gemeinsam mit den Messdaten selbst zur Darstellung gebracht und anschließend in redundanten Datenbanken abgelegt. Zusätzlich findet eine automatische Alarmierung auf

Basis des aktuellen Systemzustandes, eine automatisierte Reporterstellung und dessen Publikation auf einer Internetseite im PDF-Format statt.

Ebene „Kombination und Export“:

Sämtliche Messdaten werden kanalweise in Datenstrukturen der Datenbanken abgelegt. Dabei ist es möglich, auch externe Datenquellen (halb-)automatisch einzubinden (z. B. Kläranlagen-Betriebsdaten oder meteorologische Daten). Diese externen Daten stehen im System parallel zu den auf der Station erhobenen Daten zur Verfügung. Die automatisierte Datenprüfung findet anhand konfigurierbarer und stationsbasierter, statistischer Kriterien statt. Das Ergebnis dieser Datenprüfung wird gemeinsam mit den Messdaten zur Darstellung gebracht (Farbcode rot-gelb-grün) („iTUWmon.Measurement“). Zusätzlich zu den Aufgaben der Messdatenerfassung und statistischen Bewertung selbst sind sämtliche Steuerungsaufgaben (wie z. B. Pumpenreinigung, Sondenreinigung mit Druckluft, automatische Fehlerbehebung bei Bypass-Stationen) implementiert.

Der Anwender stellt zur Datensichtung, Bewertung und für den Export die Anforderung einer gemeinsamen Zeitbasis sämtlicher im Messnetz vorhandenen Messdatenkanäle an das System. Dabei soll eine gemeinsame Spalte der Messzeitpunkte von mehreren Spalten mit den jeweiligen Messdaten verschiedener Sensoren zum jeweiligen Zeitpunkt gefolgt werden. Die von verschiedenen Sonden aufgenommenen Daten sind in der Datenbank automatisch in einen gemeinsamen, stationsbezogenen Datensatz kombiniert und stehen dem Anwender zur Visualisierung und auch einem Export zur Weiterverarbeitung in ein standardisiertes, offenes Datenformat zur Verfügung. Diese Datenkombination ist ein ressourcenintensiver Prozess, der vor allem bei dichten Messdaten über einen längeren Messzeitraum hinweg einige Stunden Rechenzeit in Anspruch nehmen kann. Die Entwicklung von iTUWmon hat schließlich eine Struktur hervorgebracht, bei dem diese Kombination automatisch nach Einlagen jedes einzelnen Datenwertes durchgeführt wird. Das Ergebnis ist eine vollständige Verfügbarkeit sämtlicher Messdaten im Messnetz nahezu Real-Time und „auf Knopfdruck“, inklusive Export kombinierter Datensätze innerhalb von Sekunden.

Die Schichten „Akquisition“ und „Verarbeitung und Ablage“ finden üblicherweise auf dem Industrierechner der Messstation statt. Die Schicht „Kombination und Export“ ist in den jeweiligen Datenbanken vor Ort und in der Messnetzzentrale vorgesehen; der Datenexport findet dabei immer in die lokale Verzeichnisstruktur des jeweiligen Mitarbeiter-Rechners statt.

2.2. Aspekte der automatischen Datenverarbeitung, Hardware Realisierung

Beim Projekt ReLaKO wurde, zur Minimierung von Transport- und Installationsaufwand vor Ort, auf die Anschaffung einer komplett ausgestatteten iTUWmon-Messstation verzichtet und stattdessen ein Rechner am Institut als Datenerfassungssystem eingesetzt. Der Anschluss der Sonden und Messgeräte an das System vor Ort erfolgt mit einem Hach-Lange SC1000-Multisondencontroller, die Messdaten selbst werden per Modbus-TCP-Protokoll über das VPN direkt vom Datenerfassungssystem am Institut aus abgefragt (Abbildung 138).

Die Realisierung mittels Datenabfrage „aus der Ferne“ unter Einsatz der VPN-Verbindung ist somit als physikalische Trennung einer Messstation in einerseits Gerätschaften vor Ort (Sonden/Messgeräte und Controller) und andererseits dem Messdatenerfassungssystem selbst am Institut in Form eines lokalen Rechners zu sehen. Die VPN-Verbindung über Mobilfunk-Internet übernimmt dabei die Rolle des sonst vorhandenen lokalen Netzwerks einer Messstation und die Messdaten werden direkt am Institutsrechner zur Darstellung gebracht. Der modulare Aufbau von iTUWmon lässt diese Adaptierung zu, allerdings sind die Möglichkeiten des vollständig automatisierten Stationsbetriebs (Ansteuerung der Sondenreinigung,

Fehlerbehebung, etc.) beschränkt bzw. nicht möglich und die notwendigen Eingriffe wurden im Rahmen der Stationsbetreuung durch Mitarbeiter vor Ort vorgenommen. Die Triggerung der einzelnen Messzeitpunkte ist von der Realisierung als System mit getrennter Datenerfassung und Aufzeichnung nicht betroffen, da die auf Normalzeit synchronisierte Zeitbasis des Messrechners bestimmend für die Datenerfassung ist; d. h. die (nicht synchrone) Zeitbasis des Sondencontrollers wird verworfen und an ihrer Stelle die Messnetzzeit von iTUWmon eingesetzt.

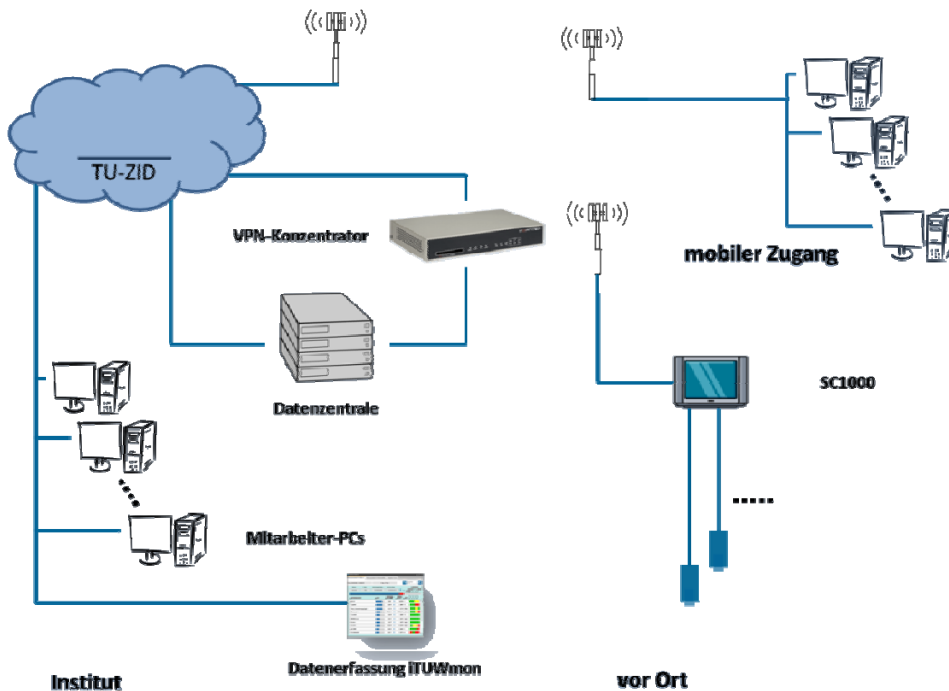


Abbildung 138. Hardware-Realisierung der Messdatenerfassung

Zur Datensichtung und für den Export auf den Arbeitsstationen der am Projekt beteiligten Mitarbeiter, sowohl am Institut als auch auf mobilen Arbeitsplatzrechnern, werden die Daten je nach Aufenthaltsort entweder über das Institutsnetzwerk oder über das VPN (nach Einwahl) transportiert. Eine Komfortfunktion ermöglicht dabei, direkt von jedem Institutsrechner aus auf die Oberfläche von iTUWmon und den Datenserver zuzugreifen. Im Falle eines mobilen Arbeitsplatzrechners ist, unter anderem aus Sicherheitsgründen, eine Einwahl in das iTUWmon.VPN notwendig. In jedem Fall steht dem Mitarbeiter der vollständige Zugriff sowohl auf die Messdaten, als auch auf die Konfigurationsoberfläche des Multisondencontrollers SC1000 auf der Kläranlage vor Ort zur Verfügung.

2.3. Softwaretools iTUWmon „Measurements“ und „Examine“

Der Benutzer interagiert mit dem System über das Programm iTUWmon.Measurement (siehe Abbildung 139) und über das Datenvisualisierungs- und Exporttool iTUWmon.Examine (Abbildung 140).

Das Messprogramm dient der Anzeige der aktuellen Messdaten, der Ergebnisse der Plausibilisierungsprüfung, farblich dargestellt, und der Visualisierung des zeitlichen Verlaufs der Signale (SignalGraph). Weiters stehen Betriebszustände, wie z. B. Information über die Synchronisation der Messdaten in die redundanten Datenbanken, zur Verfügung. Im Zeitpunkt der Messung werden die Werte der Spalte „LiveValue“ in die Spalte „SampledValue“ übernommen (Abbildung 139, links). Dieser Vorgang wird durch animierte Pfeile, deren Bewegung proportional der Ansprechzeit der jeweiligen Sonde ist,

dargestellt. Außerdem wird der Datentrend über die letzten 24 Stunden Messbetrieb, analog zur Darstellung in iTUWmon.Examine, zur Anzeige gebracht (Abbildung 139, rechts).

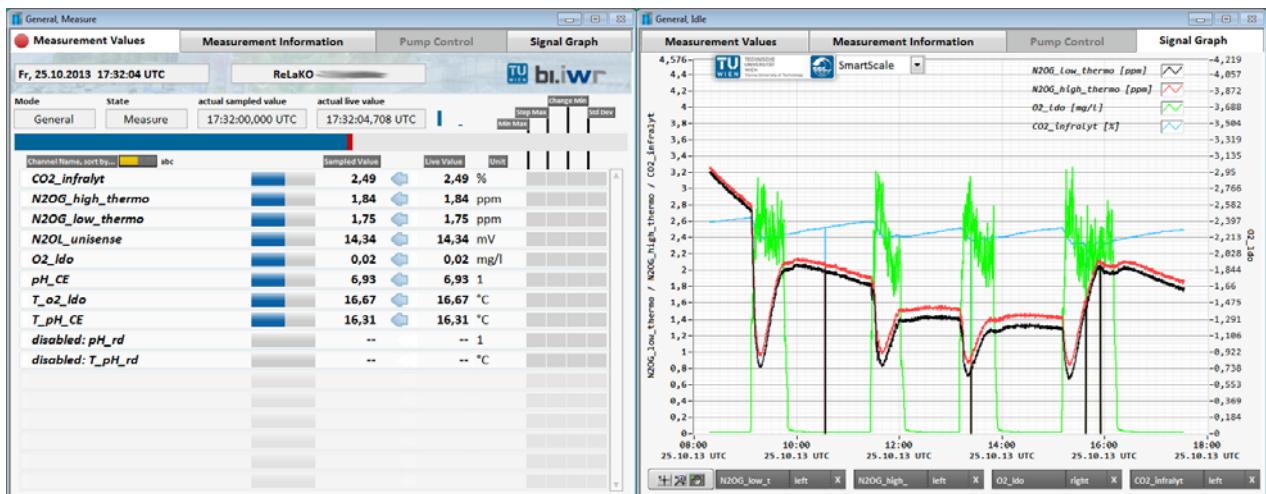


Abbildung 139. iTUWmon-Applikation zur Datenerfassung

Die Achsen sind frei mit Messkanälen belegbar und in der Position veränderlich; interessante Datenbereiche können mit umfangreichen Zoom-Einstellungen einer detaillierten Inspektion zugeführt werden. Zur Skalierung stehen drei Varianten zur Auswahl: „Autoscale“, „SmartScale“ und „UserDefined“. Hervorzuheben ist der Modus „SmartScale“: Hier findet das System anhand einer Analyse des Datentrends eine optisch ansprechende, möglichst übersichtliche Darstellung der ausgewählten Messkanäle.

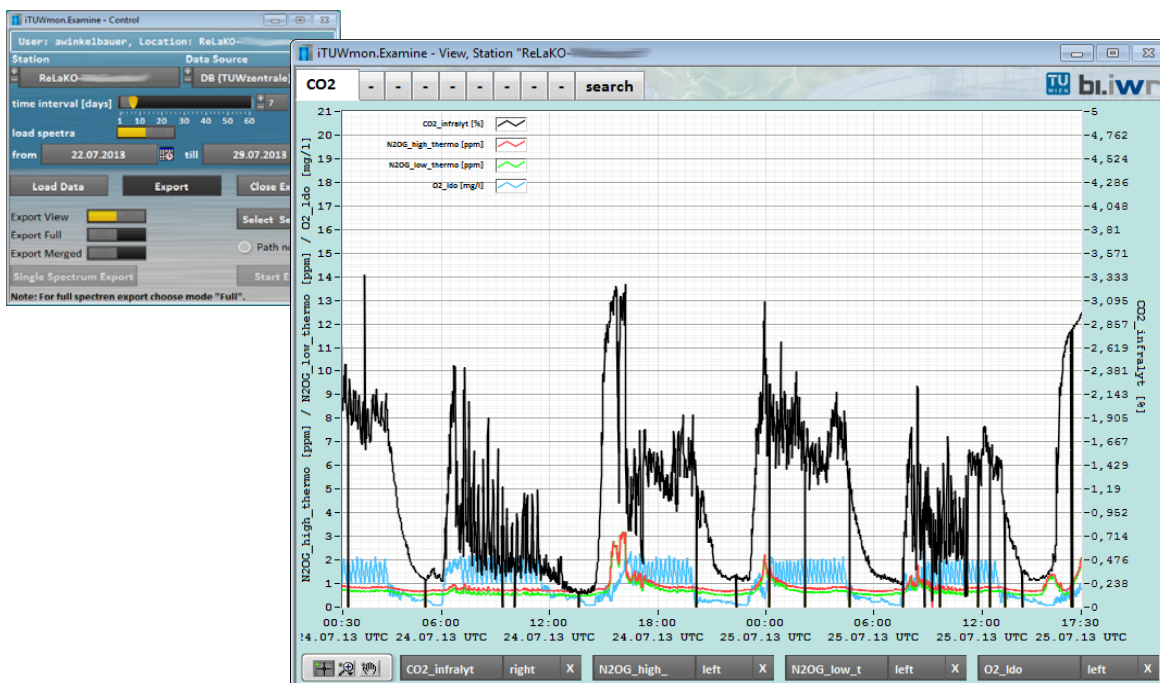


Abbildung 140. Datenvisualisierung und Export mit iTUWmon.Examine

Zur Datensichtung über einen längeren Zeitbereich und den Datenexport wird das Tool „iTUWmon.Examine“ eingesetzt (Abbildung 140). Das User Interface beinhaltet zwei getrennt zu bedienende Fenster: „Control“ dient unter anderem der Parametrierung des Beobachtungszeitraums und zur Steuerung der Datenexporte.



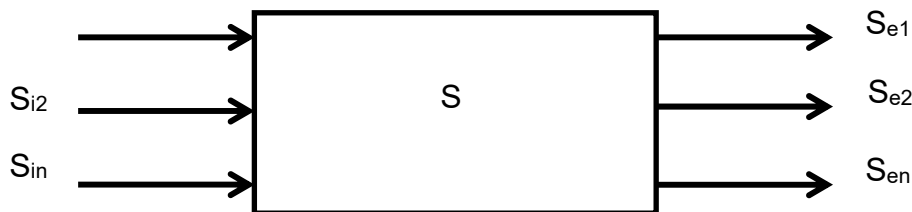
„View“ bietet eine frei konfigurierbare Oberfläche zur Datenvisualisierung. Es stehen mehrere Seiten mit je einem, zwei oder drei Graphen zur Verfügung; somit können beliebige Messkanäle der Station gemeinsam in einer Grafik oder auch vertikal untereinander zur Darstellung gebracht werden. Der Reiter „Search“ schließlich ermöglicht eine Volltextsuche über sämtliche Signalbezeichnungen der Station. Hier führt die Eingabe von z. B. „T_“ zur Anzeige sämtlicher erfasster Temperaturwerte der Station. Dem Benutzer sind die Bedienelemente der xy-Grafik bereits aus dem Messprogramm selbst bekannt; die freie Skalierbarkeit der Daten und die Zoom-Einstellungen sind analog zur SignalGraph-Darstellung der Messsoftware gegeben. Der Datenexport kann über folgende Routinen durchgeführt werden: „Export View“ exportiert die aktuell im Fenster zur Darstellung gebrachten Datenpunkte. „Export Full“ erstellt für jeden einzelnen Messkanal der Station jeweils eine Datei, welche sämtliche Datensätze im ausgewählten Analysezeitraum enthält. „Export Merge“ schließlich ist die leistungsfähigste Variante, bei der die Messzeitpunkte aller Kanäle in eine gemeinsame Zeitachse kombiniert und um Metadaten zum Beobachtungszeitraum erweitert in eine einzelne Datei exportiert werden.

3. Bilanzierung von Stoffströmen auf Kläranlagen

Die Bilanzierung ausgewählter Massenströme auf Kläranlagen ist eine frachtbasierte Methode der Datenkontrolle (SPINDLER, 2011), mit der man systematische Fehler bei der Probenahme, der Probenbehandlung, der Analyse und/oder bei Volumenstrommessungen erkennen kann (FRANZ, 1998).

Die Massenbilanz kann als Einnahmen- und Ausgabenrechnung von zufließenden (positiven) und abfließenden (negativen) Massenströmen von Schmutzstoffen verstanden werden (FRANZ & SVARDAL, 2005). Man unterscheidet grundsätzlich zwischen „geschlossenen“ und „offenen“ Bilanzen. Bei geschlossenen Bilanzen werden alle Input- und Outputpfade des betrachteten Systems erfasst (SVARDAL *et al.*, 1998). Die verwendeten Messdaten können anhand der redundanten Information verifiziert bzw. allfällige Messfehler aufgedeckt werden (NOWAK, 2000). Werden nicht alle Input- und Outputpfade einer Bilanz messtechnisch und analytisch erfasst, so lässt sich diese nicht schließen, man spricht von einer offenen Bilanz (SCHWEIGHOFER, 1994).

Die Fracht eines unbekanntes Zu- oder Ablaufstromes wird dabei aus den übrigen bekannten Frachten errechnet (SVARDAL *et al.*, 1998). Eine Massenbilanz lässt sich folgendermaßen darstellen (siehe *Abbildung 141*):



*Abbildung 141. Grundschemata einer Massenbilanz (eigene Darstellung, nach SVARDAL *et al.*, 1998).*

Abkürzungen: $S_{i1}, S_{i2}, \dots, S_{in}$ = Stofffrachten in das System [kg/d], $S_{e1}, S_{e2}, \dots, S_{en}$ = Stofffrachten aus dem System [kg/d], S = Stofffracht im System.

Für das in *Abbildung 141* dargestellte System gilt folgende formale Beziehung (SVARDAL *et al.*, 1998):

$$\sum_1^n S_i - \sum_1^n S_e = \frac{\Delta S}{\Delta t} \uparrow$$

„Die Summe aller zufließenden Frachten minus der Summe aller abfließenden Frachten muss gleich der Änderung der Stoffmenge im System sein.“ Wählt man bei der Erstellung von Massenbilanzen ausreichend lange Zeiträume, kann die Speicheränderung im System vernachlässigt werden. Es kann dann folgende formale Beziehung aufgestellt werden:

$$\frac{\Delta S}{\Delta t} = 0 \rightarrow \sum_1^n S_i = \sum_1^n S_e \uparrow$$

Es gilt dann: „Die Summe aller zufließenden Frachten ist gleich der Summe aller abfließenden Frachten.“ Die Differenz zwischen der Input- und der Outputfracht ist in der Realität jedoch nie Null, da infolge zufälliger und systematischer Messabweichungen ein Widerspruch in der Bilanz resultiert (THOMANN, 2004).

Es können nur Stoffe bilanziert werden, die in einem System keinen Transformationen unterworfen sind. Außerdem müssen die jeweiligen Stoffe analytisch vollständig erfasst werden können (SCHWEIGHOFER, 1994). Für Kläranlagen können Bilanzen für folgende Parameter erstellt werden: Gesamtkohlenstoff, chemischer Sauerstoffbedarf, Stickstoff, Phosphor, inerte Feststoffe (z. B. mineralische Abwasserinhaltsstoffe).

Nachfolgend werden Massenbilanzen spezifischer Parameter erläutert. Alle Beispiele gehen davon aus, dass die Speicherung im System vernachlässigbar ist. Die Voraussetzung dafür ist die Wahl eines ausreichend langen Bilanzzeitraumes. FRANZ und SVARDAL (2005) empfehlen als sinnvollen Mindestbetrachtungszeitraum für feststoffgebundene Abwasserparameter bei Belebtschlammanlagen zwei Schlammalter und bei Faulbehältern die zweifache Faulzeit.

3.1. Bilanz der Trockensubstanz

Mittels Feststoffbilanzen ist die Überprüfung der Messdaten der Volumenströme bzw. der Trockensubstanz möglich (SVARDAL *et al.*, 1998). Da organische Trockensubstanz bei den biologischen Prozessen, die auf einer Kläranlage stattfinden, entsteht und auch abgebaut wird, kann dieser Parameter nicht unmittelbar bilanziert werden (NOWAK, 2000). Für das Gesamtsystem kann daher keine TS-Bilanz aufgestellt werden, die Erstellung von TS-Bilanzen von rein mechanischen Abwasserreinigungsstufen (z. B. Schlammehdicker, MÜSE, Schlammntwässerung) ist jedoch möglich (SVARDAL *et al.*, 1998).

TS-Bilanz eines Schlammehdickers

Als Beispiel für eine TS-Bilanz ist in Abbildung 142 die TS-Bilanz eines Ehdickers dargestellt. Eine MÜSE oder eine Zentrifuge kann man auf gleiche Weise abbilden.

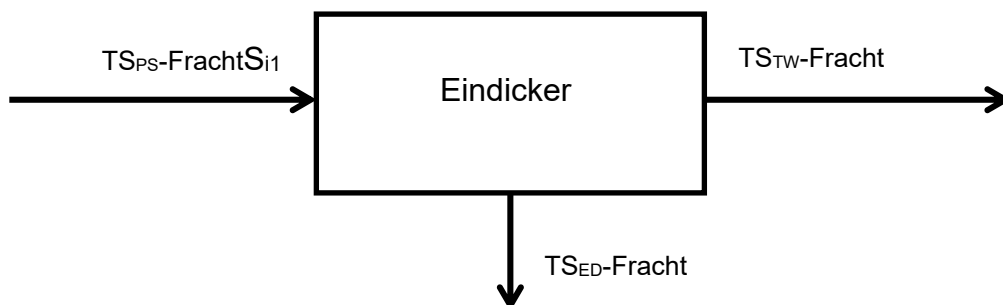


Abbildung 142. TS-Bilanz eines Ehdickers (eigene Darstellung, nach SVARDAL *et al.*, 1998).

Abkürzungen: TS_{PS} = Trockensubstanz-Fracht des Primärschlammes [kg/d], TS_{TW} = Trockensubstanz-Fracht des Prozesswassers [kg/d], TS_{ED} = Trockensubstanz-Fracht des ehdickten Schlammes [kg/d].

3.2. Phosphorbilanz

Phosphor ist über die Bestimmung des Gesamtphosphors vollständig erfassbar und eignet sich daher sehr gut für eine Bilanzierung (SCHWEIGHOFER, 1994). Da Phosphor nicht über die Gasphase aus dem System entweichen kann, muss die Phosphorzulaufkraft der Summe der Phosphorablaufkraft und der Phosphorkraft im Überschussschlamm entsprechen (KROISS, 1993).

Phosphorbilanz der Gesamtkläranlage

In Abbildung 143 ist das Schema der Phosphorbilanz über die Gesamtkläranlage dargestellt. Der Phosphorgehalt im entwässerten Schlamm wird auf Kläranlagen zumindest bei der jährlichen Klärschlammuntersuchung mitbestimmt. Die Abschätzung der P-Fracht im entwässerten Schlamm kann

über die meist gut dokumentierte TS- bzw. oTS-Fracht und das Verhältnis GP/TS bzw. GP/oTS aus den Klärschlammuntersuchungen erfolgen. Wenn notwendig, sollen zusätzliche Schlammstichproben auf ihren P-Gehalt untersucht werden. Kann für eine Kläranlage sowohl die TS- als auch die oTS-Fracht aus den Betriebsprotokollen berechnet werden, ist es vorteilhafter, die oTS-Fracht zu verwenden, da diese im Jahresverlauf im Vergleich zur TS-Fracht geringeren Schwankungen unterlegen ist.

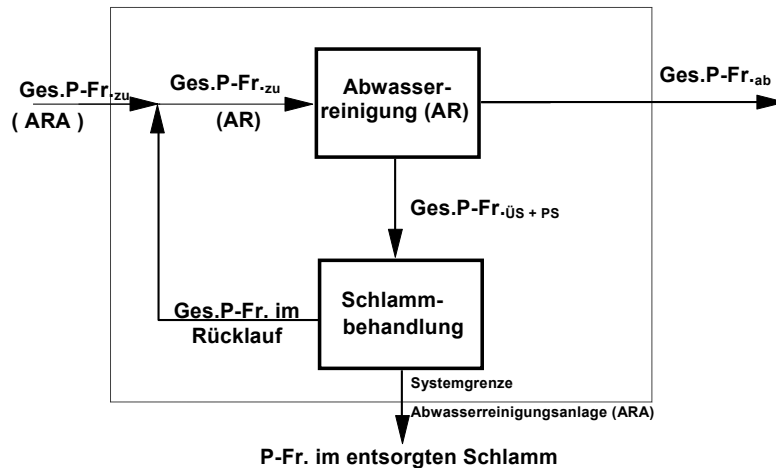


Abbildung 143. Phosphorbilanz einer Kläranlage (SVARDAL et al., 1998).

Phosphorbilanz der biologischen Stufe

Durch die Erstellung einer Phosphorbilanz der biologischen Stufe kann die P-Fracht in Zulauf-Biologie, Ablauf-Biologie sowie im Überschussschlamm überprüft werden. Die Überprüfung des Überschussschlammfalls durch die geschlossene Phosphorbilanz ist für die Erstellung der CSB-Bilanz von besonderer Bedeutung, weil hier die Abschätzung der veratmeten CSB-Fracht messtechnisch schwieriger ist (siehe Kapitel 3.4). Die Berechnung der P-Fracht des Überschussschlammes kann auch hier über das Verhältnis P/TS bzw. P/oTS erfolgen.

3.3. Stickstoffbilanz

Bei der Stickstoffbilanz von nitrifizierenden/denitrifizierenden Kläranlagen handelt es sich um eine offene Bilanzierung – der Outputstrom N_2 in der Abluft wird messtechnisch nicht erfasst.

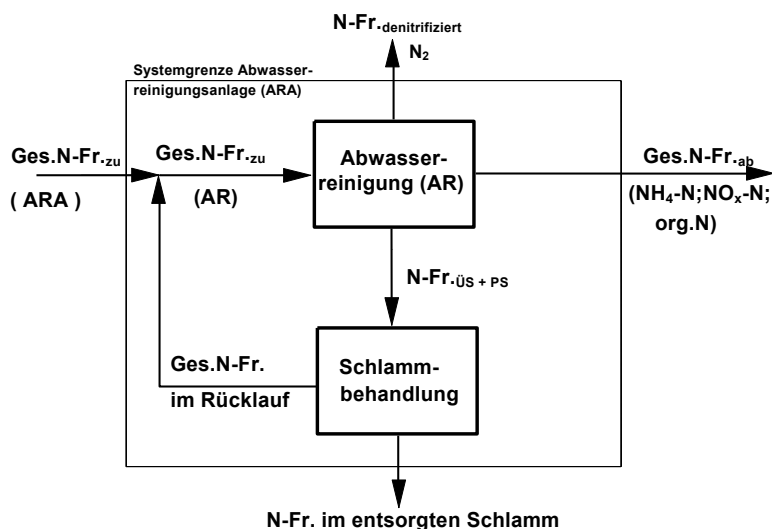


Abbildung 144. Stickstoffbilanz einer nitrifizierenden/denitrifizierenden Kläranlage (Svardal et al., 1998).

Stickstoffbilanz der Gesamtkläranlage

In Abbildung 144 ist das Schema der Stickstoffbilanz über die Gesamtkläranlage (Kläranlage mit Nitrifikation/Denitrifikation) dargestellt.

Wie bei der Phosphorbilanz kann auch bei der Stickstoffbilanz die Stickstofffracht der Schlämme durch das Verhältnis GN/TS bzw. GN/oTS berechnet werden (siehe Kapitel 3.2).

3.4. CSB-Bilanz

Unter Gleichgewichtsbedingungen entspricht die entfernte CSB-Fracht (Differenz aus CSB-Zulaufrecht und CSB-Ablaufrecht) der Summe der CSB-Fracht im Überschussschlamm und dem Sauerstoffverbrauch für den CSB-Abbau (FRANZ & SVARDAL, 2005).

Wird der Sauerstoffverbrauch für den Kohlenstoffabbau OVC_s unter mittleren Betriebsbedingungen (Kohlenstoffsubstratmung) mittels Sauerstoffzehrungsmessung (Atmungsmessung) gemessen, kann eine geschlossene CSB-Bilanz erstellt werden (SVARDAL *et al.*, 1998). Der Sauerstoffverbrauch kann dann folgendermaßen berechnet werden, wobei zu beachten ist, dass der gemessene OVC_s -Wert ein Einzelergebnis aus einer Stichprobe darstellt (FRANZ & SVARDAL, 2005):

$$OVC = OVC_s * 1/1000 * V_{BB} * 24$$

OVC.....Sauerstoffbedarf für den Kohlenstoffabbau [kg O₂/d]

OVC_sSauerstoffverbrauch für den Kohlenstoffabbau unter mittleren Betriebsbedingungen
[mg O₂/(L*h)]

V_{BB}Volumen Belebungsbecken [m³]

Der Sauerstoffverbrauch kann bei ausschließlich CSB-abbauenden Kläranlagen auch über den (oft bekannten) Energieverbrauch für die Belüftung abgeschätzt werden. Der Sauerstoffeintrag (OV) wird bei bekanntem Sauerstofftrag und erfasstem Energieverbrauch für die Belüftung folgendermaßen berechnet (SVARDAL *et al.*, 1998):

$$OV = SAE * P * (c_s - c_x)/c_s$$

OVgesamter Sauerstoffeintrag [kg O₂/d]

SAESauerstofftrag [kg O₂/kWh]

PEnergieverbrauch für die Belüftung [kWh/d]

c_s Sättigungswert [g O₂/m³]

c_x Sauerstoffkonzentration im Belebungsbecken [g O₂/m³]

Bei nitrifizierenden Anlagen entspricht der ermittelte gesamte Sauerstoffeintrag (OV) der Summe aus dem OVC und dem OVN (Sauerstoffbedarf für die Nitrifikation) (SCHWEIGHOFER, 1994). Daher muss bei nitrifizierenden Anlagen bei der Abschätzung der Kohlenstoffsubstratmung (OVC) über den Energieverbrauch der Sauerstoffbedarf für die Nitrifikation (OVN) berücksichtigt werden (Kombination der CSB-Bilanz mit der N-Bilanz) (FRANZ & SVARDAL, 2005). Der Sauerstoffbedarf für die Nitrifikation (OVN) errechnet sich nach SVARDAL *et al.* (1998) durch die Multiplikation der nitrifizierten Stickstofffracht mit dem Faktor 4,33 [g O₂/g NO₃-N_{produziert}].

Bei nitrifizierenden/denitrifizierenden Anlagen ist bei der Abschätzung der Kohlenstoffsubstratmung (OVC) zusätzlich zum Sauerstoffbedarf für die Nitrifikation (OVN) der äquivalente Sauerstoffbedarf für die

Denitrifikation (OVD) zu berücksichtigen (SVARDAL *et al.*, 1998). Der äquivalente Sauerstoffbedarf für die Denitrifikation errechnet sich durch die Multiplikation der denitrifizierten Stickstofffracht mit dem Faktor 2,86. Es gilt folgende Gleichung:

$$OVC = OV - OVN + OVD$$

OVC.....Sauerstoffbedarf für den Kohlenstoffabbau [kg O₂/d]

OVgesamter Sauerstoffeintrag [kg O₂/d]

OVN.....Sauerstoffbedarf für die Nitrifikation [kg O₂/d]

OVD.....äquivalenter Sauerstoffbedarf für die Denitrifikation [kg O₂/d]

Der CSB der anfallenden Schlämme wird selbst bei großen Kläranlagen kaum analysiert (NOWAK, 2000). Er kann jedoch näherungsweise mit Erfahrungswerten aus der organischen Trockensubstanz abgeschätzt werden: $CSB_{\text{Schlamm}} = oTS_{\text{Schlamm}} \cdot 1,42$ (1 g oTS entspricht 1,42 g CSB).

Bei anaeroben Prozessen (Schlammfäulung) wird der in den Faulbehälter gelangende CSB nicht mit Sauerstoff oxidiert, sondern teilweise biologisch in Methan (CH₄) umgewandelt (FRANZ & SVARDAL, 2005). „Die dem Faulbehälter zufließende CSB-Fracht muss also der Summe aus CSB des produzierten CH₄ und CSB-Fracht des ausgefaulten Schlammes entsprechen“ (FRANZ & SVARDAL, 2005). Die CSB-Fracht des Faulgases wird durch die Multiplikation des Methangehalts im Faulgas (1 – CO₂-Gehalt) mit 2,86 berechnet (1 m³ i.N. CH₄ entspricht 2,86 kg CSB) (FRANZ & SVARDAL, 2005).

CSB-Bilanz der Gesamtkläranlage

In Abbildung 145 ist das Schema der CSB-Bilanz über die Gesamtkläranlage dargestellt.

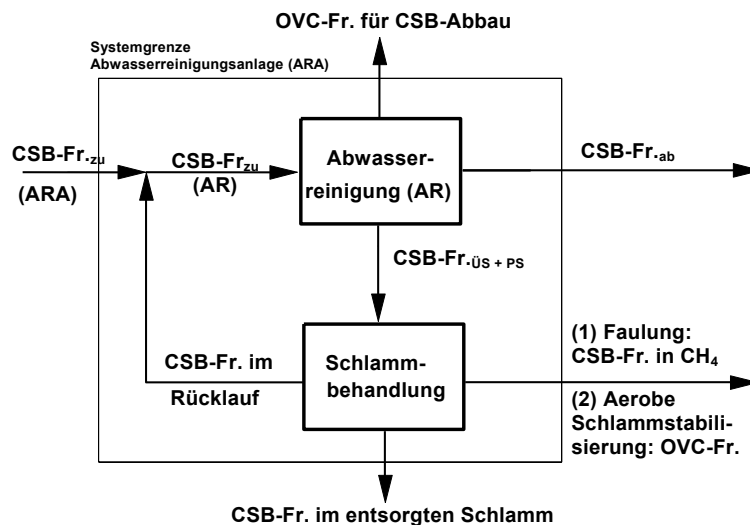


Abbildung 145. CSB-Bilanz einer Kläranlage (Svardal *et al.*, 1998).

3.5. eDAB

Für die Bilanzierung der ausgewählten Kläranlagen wurde das Softwaretool eDAB verwendet, da dieses eine klare Darstellung der Bilanzergebnisse sowie eine flexible Auswahl der Bilanzzeiträume ermöglicht. eDAB ist ein Softwareprodukt zur elektronischen Datenerfassung, Analyse und Bilanzierung von Kläranlagendaten (EDAB ENTWICKLUNGS- UND VERTRIEBS GMBH, s.a. a).

Mit dem Softwaretool eDAB können für Abwasserreinigungsanlagen Gesamt- und Detailbilanzen der Durchflussmenge sowie der Abwasserparameter, TS, P, N und CSB auf Basis eines individuell angelegten Kläranlagenschemas (Abbildung 146) und eines individuellen erstellten Bilanzrechenmodells automatisiert berechnet werden. Die Berechnung der Bilanzen beruht dabei auf den bereits beschriebenen Bilanzierungsgrundlagen. Das Bilanzrechenmodell wird für jede Kläranlage individuell erstellt und an die Verfahrenstechnik sowie an den Messumfang bzw. die Messhäufigkeit der notwendigen Parameter angepasst.

Die Ergebnisse der Bilanzierung werden in einer Sankey-Darstellung visualisiert, bei der die Strichdicke proportional der Stofffracht ist (Abbildung 147) (EDAB ENTWICKLUNGS- UND VERTRIEBS GMBH, s.a. b). Die Bilanzabweichung wird folgendermaßen berechnet:

$$\Delta_{\text{Bilanzabweichung}} = \frac{\sum \text{Inputfrachten} - \sum \text{Outputfrachten}}{\sum \text{Inputfrachten}} \times 100 \quad [\%]$$

Sind die Inputfrachten der bilanzierten Größe in das System höher als die Outputfrachten, tritt eine positive Bilanzabweichung auf. Die Bilanzabweichung ist negativ, wenn der Output aus dem System den Input überschreitet.

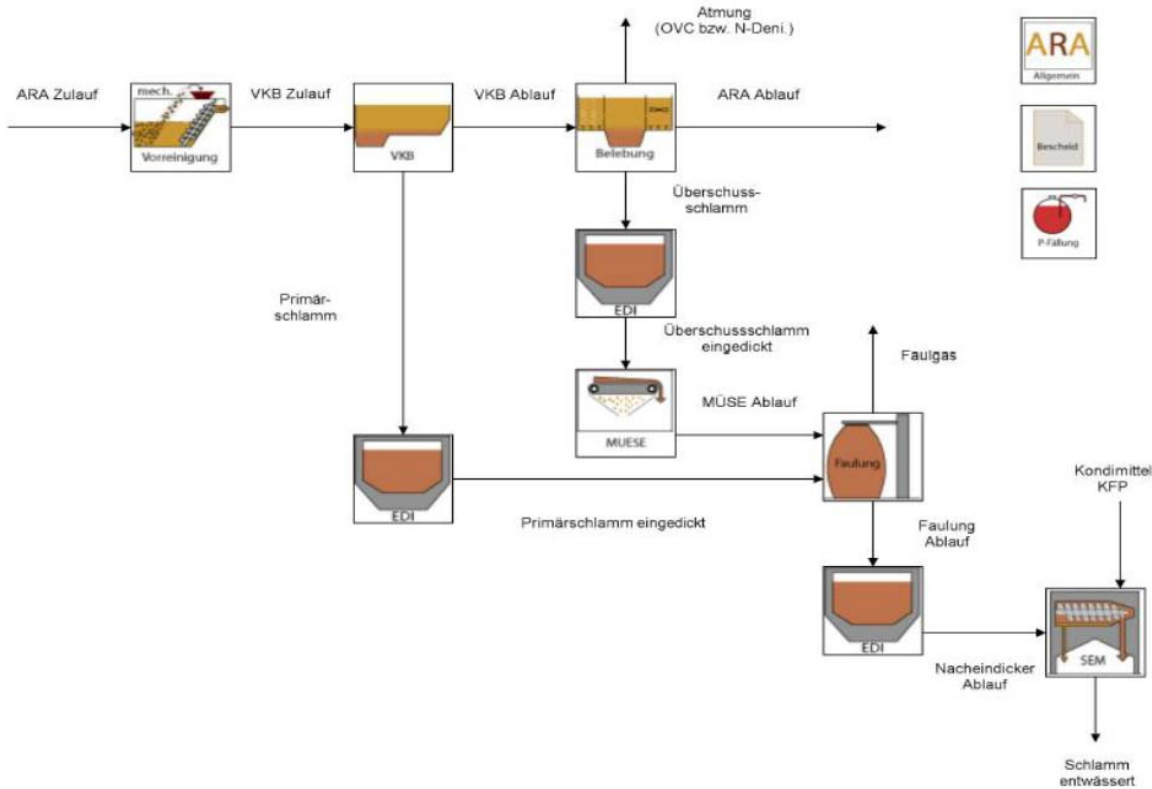


Abbildung 146: Beispiel für ein in eDAB erstelltes Kläranlagenschema (eigene Darstellung).

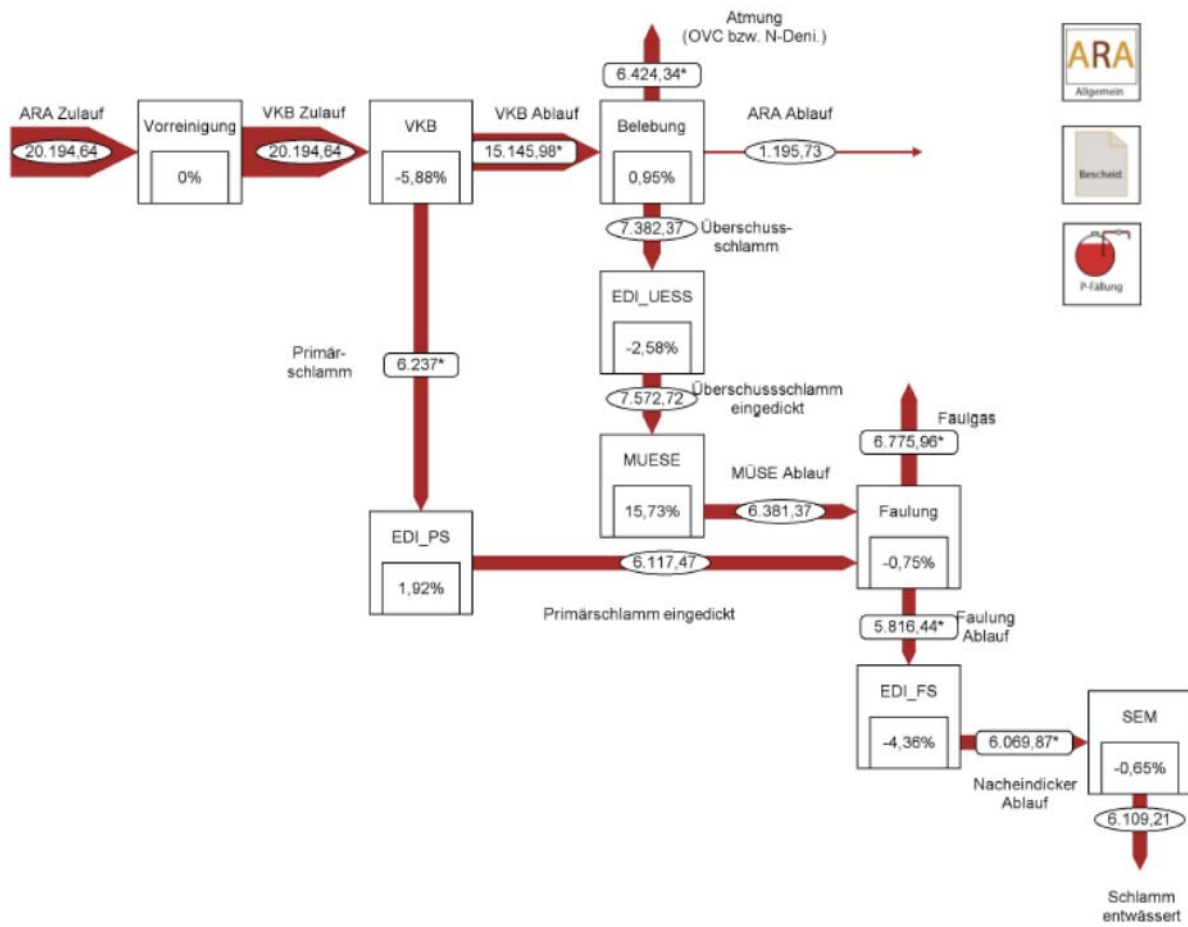


Abbildung 147: Beispiel für eine in eDAB erstellte CSB-Bilanz (Frachten in kg/d) (eigene Darstellung).



4. Statistische Auswertung mittels multivariater Regressionsanalyse

Um aufzuklären welche der vier ausgewählten unabhängigen Variablen:

- Wirkungsgrad der Stickstoffentfernung auf der Kläranlage N-Entfernung_{KA} [%]
- Verhältnis (N / CSB)_{ZulaufBiologie} im Abwasser [-]
- CSB-Belastungsverhältnis als CSB_{Zulauffracht-KA}/m³Belebung [kg O₂/m³/d]
- Mittlere Abwassertemperatur im Belebungsbecken [°C]

Einfluss auf die abhängige Variable N₂O / N_{Zulauf-KA} (N₂O-Emissionsfaktor) haben, wurde eine multiple lineare Regressionsanalyse mit Kleinster-Quadrate-Schätzer durchgeführt.

Sämtliche Berechnungen wurden mit dem Programmpaket R (R Core Team, 2014) und dem Package "lm.beta" (Behrendt Stefan, 2014) durchgeführt.

Regressionsgleichung:

$$\hat{y} = b_0 + \sum_{i=1}^n b_i x_i$$

x _i ...	erklärende Variable (T _{mw} , N _{entf} , CSB _{Zulauffracht-KA} / m ³ Belebung, (N / CSB) _{ZulaufBiologie})
y [^] ...	erklärte Variable (N ₂ O / N _{Zulauf-KA})
b ₀ ...	Intercept = Achsenabschnitt
b _i .	Regressionskoeffizient (Linearfaktor), [Einheit der Variablen]

Weitere Kennzahlen der Regressionsergebnisse, die in den Tabellen in Kapitel 8 vorkommen:

b: Regressionskoeffizient (Linearfaktor), [Einheit der erklärten Variablen] stellt den Einfluss der erklärenden Variable auf die erklärte Variable dar.

β: standardisierter Regressionskoeffizient (Linearfaktor), [-] ergibt sich durch standardisieren der abhängigen und unabhängigen Variablen, die Mittelwerte werden dafür auf Null und die Varianz auf Eins gesetzt.

SE: Standardfehler [-], oder Stichprobenfehler ist ein Streuungsmaß für eine Schätzfunktion für einen unbekanntem Parameter der Grundgesamtheit. Er ist definiert als die Standardabweichung der Schätzfunktion, das heißt als die Wurzel aus der Varianz.

t. t-Wert (Prüfgröße auf Signifikanz der einzelnen Variable), prüft ob der Regressionskoeffizient b ungleich Null ist, ist dies der Fall, hat die zugehörige Variable signifikanten Einfluss auf die erklärte Variable.

F. F-Wert (Prüfgröße auf Signifikanz des Modells), überprüft, ob alle Variablen im Modell gemeinsam einen signifikanten Einfluss auf die erklärte Variable haben.

p. p-Wert (Signifikanzwert) [-] Signifikanzwert.

R²: Anteil der erklärten Varianz [-]

Adjustiertes R²: um die Variablenanzahl bereinigte erklärte Varianz [-]

5. Einflussfaktoren der N₂O-Emission

Tabelle 40. Mittlere Betriebsbedingungen und N₂O-Emissionsfaktoren aller durchgeführten Messkampagnen.

Kläranlage	Messkampagne	N / CSB AbwasserZulaufKA	N / CSB AbwasserZulaufBio	Stickstoff- Entfernung KA	Raumbelastung Bio (t/d)	Schlammbelastung Bio (t/d)	Vol. spez. CSB- Belastung KA	Vol. spez. N- Belastung KA	Wassertemperatur Belastungsböden	Emissionsfaktor		Emissionsfaktor N ₂ O / EW ₂₀ ZulaufKA
										N ₂ O-N / N _{ZulaufKA}	N ₂ O-N / N _{ZulaufBio}	
		[t]	[t]	[%]	[kg CSB _{ZulaufBio} /m ³ ·Tag]	[kg CSB _{ZulaufBio} /m ³ ·Tag]	[kg CSB _{ZulaufBio} /m ³ ·Tag]	[kg SN _{ZulaufBio} /m ³ ·Tag]	[°C]	[%]	[%]	[g N ₂ O / EW ₂₀ /Tag]
Kläranlage A	28-29.8.2012	0,109	0,144	83,7	0,16	0,053	0,35	0,031	22,1	0,194	0,139	8,52
	31.7.-12.8.2013	0,096	0,161	80,0	0,13	0,039	0,26	0,027	10,9	0,006	0,007	0,41
Kläranlage B	13-27.1.2014	0,043	0,043	90,1	0,27	0,045	0,27	0,009	21,3	0,132	0,132	3,86
	11.-12.10.2012	0,041	0,041	86,2	0,35	0,119	0,35	0,011	16,6	0,242	0,242	6,80
	31.10.-1.11.2012	0,061	0,061	86,5	0,47	0,095	0,47	0,010	15,7	0,355	0,356	13,6
	6.-10.12.2012	0,057	0,057	91,2	0,26	0,050	0,26	0,011	22,8	0,066	0,066	2,52
Kläranlage C	23-31.7.2013	0,073	0,073	92,4	0,19	0,026	0,20	0,011	14,5	0,345	0,542	1,53
	18.27.3.2014	0,073	0,073	92,4	0,19	0,026	0,20	0,011	14,5	0,345	0,542	1,53
Kläranlage D	06.-07.09.2012	0,074	0,074	92,0	0,22	0,049	0,22	0,018	17,3	0,012	0,012	0,62
	17.-26.6.2013	0,082	0,082	92,5	0,23	0,063	0,23	0,018	15,2	0,002	0,002	0,10
Kläranlage E	23-30.4.2014	0,083	0,148	68,7	*	*	0,96	0,074	19,4	1,516	1,755	81,0
	1.-19.7.2013	0,074	0,154	71,9	*	*	1,08	0,075	14,3	0,680	0,902	40,6
Kläranlage F	31.3.-17.4.2014	0,077	0,123	79,9	0,63	0,197	0,98	0,075	23,3	1,456	1,419	76,7
	24.-25.10.2012	0,084	0,132	63,6	0,56	0,187	0,86	0,073	22,9	1,330	1,293	75,9
	19.6.-29.2013	0,076	0,123	75,8	0,52	0,215	0,80	0,059	22,6	0,767	0,752	39,9
	4.-17.6.2014	0,065	0,094	84,4	0,33	0,147	0,46	0,029	16,4	0,048	0,047	0,20
Kläranlage G	24.9.-28.10.2013	0,077	0,084	76,8	0,34	0,153	0,46	0,032	13,9	0,011	0,015	0,05
	6.5.-6.2014	0,100	0,100	92,5	0,22	0,050	0,22	0,021	19,4	0,005	0,005	0,37
Kläranlage H	9.-18.9.2013	0,107	0,107	90,2	0,41	0,041	0,22	0,023	12,2	0,005	0,005	0,04
	4.-2.3.2014	0,090	0,199	72,7	0,83	0,156	1,40	0,160	12,3	0,963	1,074	67,2
Kläranlage I	4.2.-28.2.2014	0,084	0,182	71,7	0,50	0,142	1,05	0,091	16,1	0,038	0,043	2,63
	6.6.-2.10.2014	0,084	0,182	71,7	0,50	0,142	1,05	0,091	16,1	0,038	0,043	2,63

* für zwei-stufige Anlagen nicht berechenbar

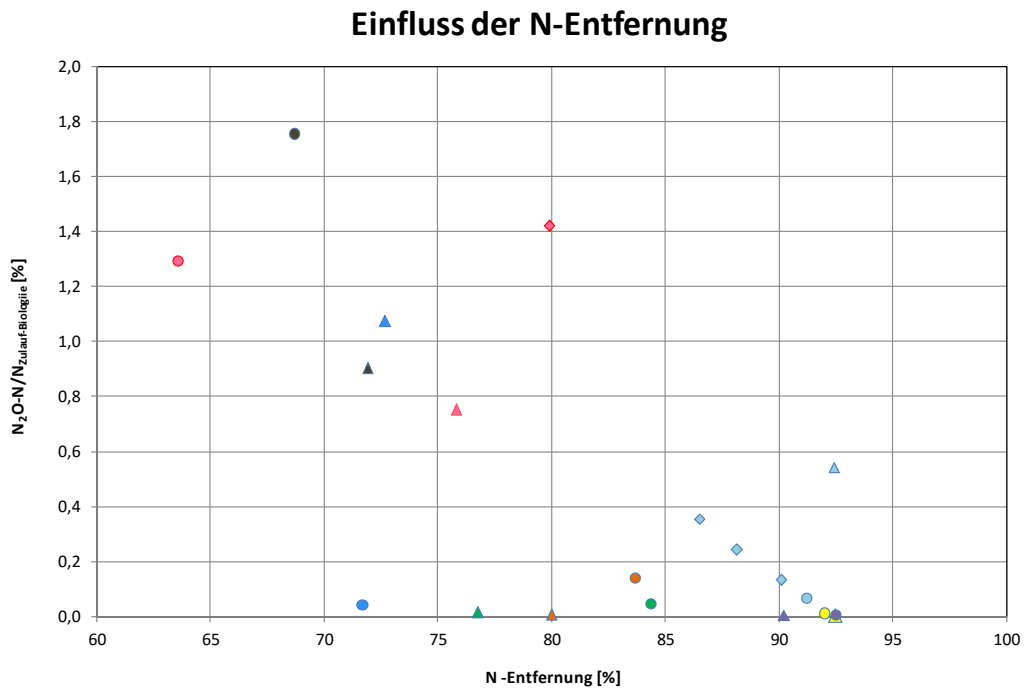


Abbildung 148. Emissionsfaktor $\text{kg N}_2\text{O-N} / \text{kg N}_{\text{Zulauf-Biologie}}$ als Funktion des Wirkungsgrades der N-Entfernung (Tagesmittelwerte aus 20 Messkampagnen).

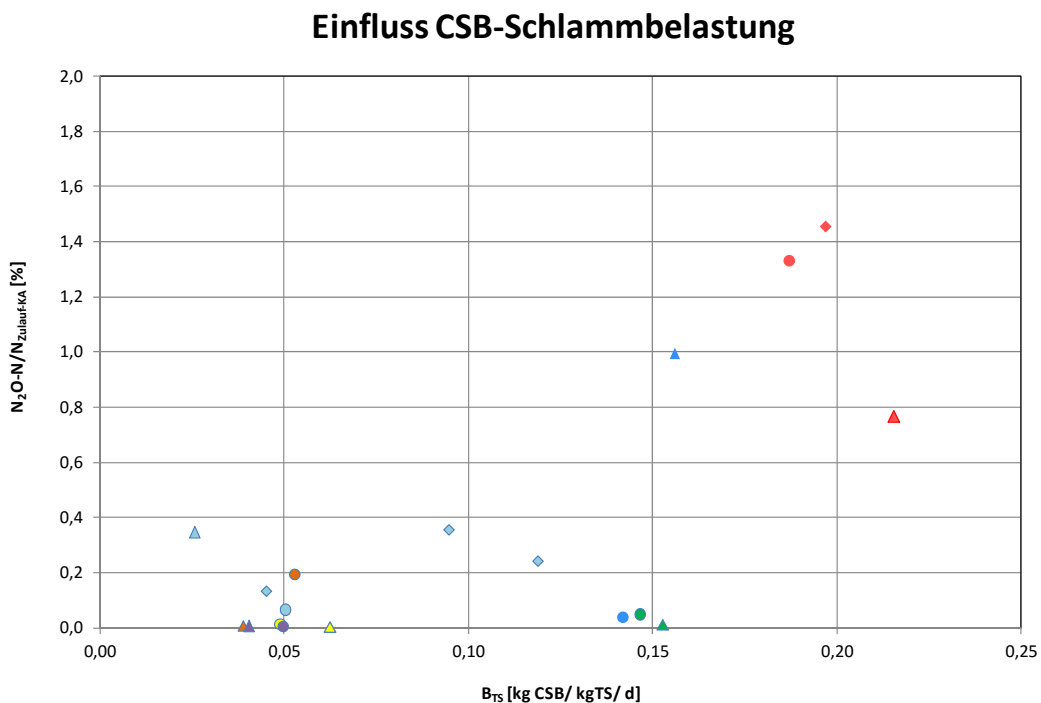


Abbildung 149. Emissionsfaktor $\text{kg N}_2\text{O-N} / \text{kg N}_{\text{ZulaufKA}}$ als Funktion der Schlammbelastung B_{TS} im Belebungsbeck0en (Tagesmittelwerte aus 20 Messkampagnen).

Einfluss des N/CSB-Verhältnisses

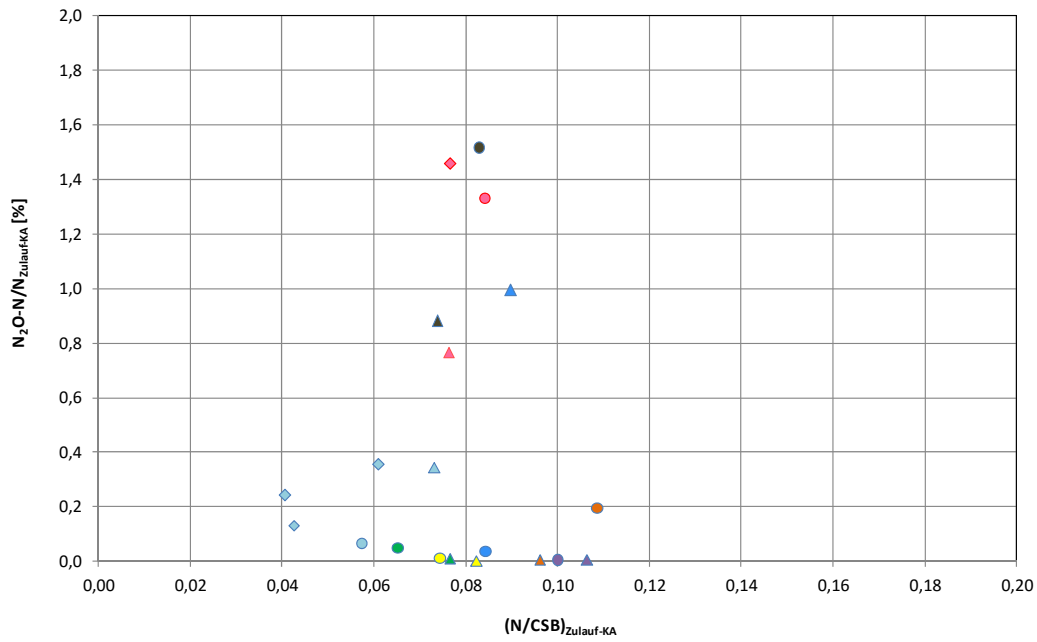


Abbildung 150. Emissionsfaktor kg N₂O-N / kg N_{ZulaufKA} als Funktion des N/CSB-Verhältnisses im Zulauf zu den Kläranlagen (Tagesmittelwerte aus 20 Messkampagnen).



**MINISTERIUM
FÜR EIN
LEBENSWERTES
ÖSTERREICH**

bmlfuw.gv.at

FÜR EIN LEBENSWERTES ÖSTERREICH.

UNSER ZIEL ist ein lebenswertes Österreich in einem starken Europa: mit reiner Luft, sauberem Wasser, einer vielfältigen Natur sowie sicheren, qualitativ hochwertigen und leistbaren Lebensmitteln. Dafür schaffen wir die bestmöglichen Voraussetzungen.

WIR ARBEITEN für sichere Lebensgrundlagen, eine nachhaltige Lebensart und verlässlichen Lebensschutz.



**MINISTERIUM
FÜR EIN
LEBENSWERTES
ÖSTERREICH**

bmlfuw.gv.at