

AUSWIRKUNG DER ENERGETISCHEN NUTZUNG DES THERMISCHEN POTENTIALS VON ABWASSER AUF DIE NATIONALEN TREIBHAUSGASEMISSIONEN

Bogdanka Radetic
Katharina Lenz
Daniel Reiterer
Christoph Lampert

STUDIE
S-344

WIEN 2022

Projektleitung Bogdanka Radetic

Autor:innen Bogdanka Radetic
Katharina Lenz
Daniel Reiterer
Christoph Lampert

Lektorat Karin Weber

Satz/Layout Thomas Lössl

Auftraggeber Klima- und Energiefonds

Publikationen Weitere Informationen zu Umweltbundesamt-Publikationen unter:
<https://www.umweltbundesamt.at/>

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt GmbH
Spittelauer Lände 5, 1090 Wien/Österreich

Diese Publikation erscheint ausschließlich in elektronischer Form auf <https://www.umweltbundesamt.at/>.

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2022
Alle Rechte vorbehalten

INHALTSVERZEICHNIS

ZUSAMMENFASSUNG	5
SUMMARY	8
1 EINLEITUNG	11
2 INHALT UND ZIELE DES PROJEKTS	12
3 TREIBHAUSGASEMISSIONEN VON KLÄRANLAGEN	14
3.1 Hintergrund	14
3.2 Lachgas (N₂O)	15
3.2.1 Grundlagen der N ₂ O-Entstehung in der Abwasserreinigung.....	15
3.2.2 N ₂ O-Emissionen: Literaturrecherche zu Ausmaß und Quellen in Kanal und Kläranlage.....	18
3.2.3 Gesetzliche Vorgaben zu Stickstoffentfernung in Österreich.....	20
3.2.4 Einfluss der Temperatur auf den Wirkungsgrad der Stickstoffentfernung – aktuelle Forschungsergebnisse.....	21
3.2.5 Lachgasemissionen bei unterschiedlichen N-Entfernungsgraden der ARA.....	24
3.2.6 Einfluss der Temperatur auf den Wirkungsgrad der Stickstoffentfernung – österreichweite Betriebsdaten.....	25
3.3 Methan (CH₄)	28
3.3.1 Grundlagen der CH ₄ -Entstehung in der Abwasserreinigung.....	28
3.3.2 CH ₄ -Emissionen: Literaturrecherche zu Ausmaß und Quellen in Kanal und Kläranlage.....	29
3.4 Aktuelle Treibhausgasemissionen von Kläranlagen in Österreich	33
3.4.1 Jährliche österreichweite Berechnung in der Nationalen Treibhausgasinventur (NIR).....	33
3.4.2 Abschätzung der Treibhausgasemissionen aus Kläranlagen basierend auf österreichweiten Betriebsdaten und Forschungsergebnissen.....	34
4 GRUNDLAGEN FÜR DIE ABSCHÄTZUNG	36
4.1 Wärmetauscherbetrieb	38
4.1.1 Reinigung.....	38
4.1.2 Förderung des Mediums (Wasser) = Pumpen.....	38
4.2 Wärmepumpenbetrieb	39
4.3 Alternative Wärmequellen	41
4.4 Theoretisches Abwasserwärmepotential	41

4.5	Realisierbares Abwasserwärmepotential	41
4.5.1	Resttemperatur im Zulauf der Kläranlage.....	42
4.5.2	Siedlungsnähe.....	42
4.5.3	Heizperiode	42
4.5.4	Abwassertemperatur am Ort der Wärmeentnahme	42
4.5.5	Durchflussraten	43
4.5.6	Art und Durchmesser des Kanals	43
4.5.7	Wärmeaustausch mit dem umgebenden Erdreich	44
4.6	Markt, Wirtschaftlichkeit	45
5	ABSCHÄTZUNG ABWASSERWÄRMEPOTENTIAL UND DER THG-EMISSIONEN	46
5.1	Modellkläranlage	46
5.1.1	Veränderung der Abwassertemperatur nach der Wärmeentnahme.....	47
5.1.2	Berechnung der entziehbaren Energiemenge und daraus resultierende Treibhausgasemissionen	48
5.2	Österreich	51
5.2.1	Spezifische Treibhausgasemission durch die Nutzung von Abwasserwärme	54
5.2.2	Detailbetrachtungen	55
6	INTERVIEWS MIT KLÄRANLAGENBETREIBENDEN	59
7	FAZIT	63
8	LITERATUR	66
9	ANHANG	72
9.1	Abschätzung der N₂O-Emissionen von Kläranlagen durch Abwasserwärmenutzung	72

ZUSAMMENFASSUNG

Hintergrund und Umfang der Studie

Im Jahresprogramm 2021 des Klima- und Energiefonds ist das Förderprogramm „Energie aus Abwasser“ festgeschrieben. Dieses hat das Ziel, Investitionsprojekte zur energetischen Nutzung des thermischen Potentials von Abwasser aus dem öffentlichen Kanal vor der Kläranlage sowie aus den Prozessen in der Kläranlage selbst zu fördern. Da eine Änderung der Abwassertemperatur im Kanal und im Zulauf der Kläranlage potentiell zu einer Änderung von Treibhausgasemissionen (THG-Emissionen) aus der Abwasserreinigung führen kann, wurde eine Studie zur Abschätzung dieser Änderungen erstellt. Betrachtet wurden die Wärmeentnahme für den Heizbetrieb bzw. die Kälteentnahme für den Kühlbetrieb. Neben der Beurteilung der Treibhausgasemissionen aus der Kläranlage, erfolgte auch eine Berücksichtigung jener Treibhausgasemissionen (abgebildet als CO₂-Äquivalente, CO₂-equ.), die beim Einsatz herkömmlicher Energiequellen (z. B. Niedertemperaturanwendung, Öl) anfallen. Es wurde abgeschätzt, ob die Treibhausgasemissionen herkömmlicher Energiequellen durch die Nutzung des thermischen Potentials von Abwasser reduziert werden können.

Schwerpunkt Wärmeentnahme

Der Schwerpunkt der Studie liegt auf der Wärmeentnahme für den Heizbetrieb, da eine Temperaturabsenkung für den Kläranlagenbetrieb hinsichtlich Reinigungsleistung und Treibhausgasemissionen kritischer zu beurteilen ist als eine Kälteentnahme (Temperaturerhöhung). Letztere wirkt sich positiv auf die Reinigungsleistung aus, erfordert aber einen gesteigerten Energieaufwand für die Belüftung im Belebungsbecken der Kläranlage. Da der erhöhte Energieaufwand als gering erachtet wurde, wurde er in dieser Studie nicht betrachtet.

Abschätzung N₂O- und CH₄-Emissionen

Die Studie schätzte die Änderung der Treibhausgasemissionen für ganz Österreich ab und ging von einer theoretischen maximalen Energieentnahme bei gleichzeitigem Erhalt der rechtlich geforderten Stickstoff-Reinigungsleistung aus. Die Entscheidung, ob eine Energieentnahme zu Heiz- oder Kühlzwecken aus dem Kanal technisch möglich und wirtschaftlich sinnvoll ist, hängt von zahlreichen Faktoren des jeweiligen Kanalnetzes und der Kläranlage ab (z. B. Abwassertemperatur von Indirekteinleitern, Nähe der Entnahme zu potentiellen Energieabnehmern, Fließstrecke vom Ort der Energieentnahme bis zum Eintritt in die Kläranlage, Art der Energie, die substituiert wird etc.) und muss daher immer individuell getroffen werden. Die Änderung der Treibhausgasemissionen wird sich daher ebenfalls von Anwendung zu Anwendung unterscheiden.

Abschätzung für Gesamtösterreich

Im Abwasserbehandlungsprozess (Transport und Reinigung) entstehen zwei klimarelevante Gase, Lachgas (N₂O) und Methan (CH₄), die um ein Vielfaches klimawirksamer sind als Kohlendioxid (CO₂). Die Entstehung von Lachgas zeigt eine starke Abhängigkeit vom Stickstoffentfernungsgrad einer Kläranlage, der wiederum neben anderen Faktoren (z. B. Auslastung der Kläranlage) von der Abwassertemperatur abhängt. Die Abschätzung der Lachgasemissionen von Kläranlagen bei geänderten Temperaturverhältnissen erfolgte in Anlehnung an die Berechnungsmethoden der Nationalen Treibhausgasinventur (NIR). Es wurde berücksichtigt, dass der Großteil der österreichischen Kläranlagen einen jährlichen Stickstoffentfernungsgrad von mindestens 70 % aufweist, die Kläran-

lagen österreichweit nicht bis zu ihrer Ausbaupkapazität ausgelastet sind, die Abwassertemperatur im Winter zwischen 9 °C und 13 °C und im übrigen Jahr zwischen 10 °C und 20 °C liegt und österreichische Kläranlagen bei Temperaturen >9 °C einen weitgehend stabilen Stickstoffentfernungsgrad von $\geq 80\%$ aufweisen. Bei einer theoretischen österreichweiten Absenkung der Abwassertemperatur auf 9 °C (=maximal mögliche Energieentnahme von 2.089 GWh/a) und der Annahme, dass es nach der Wärmeentnahme aus dem Kanal zu keiner Wiedererwärmung des Abwassers durch das umgebende Erdreich kommt, würden sich die Lachgasemissionen für Gesamtösterreich um rund 8 % erhöhen. Dies wäre eine maximale Zunahme der Emissionen von 41 t/a N₂O im Vergleich zu derzeit rund 500 t/a N₂O, die aus der kommunalen Abwasserreinigung emittiert werden. Für die Methanbildung in Kanal und Kläranlage konnte keine Temperaturabhängigkeit aus der Literaturrecherche abgeleitet werden, weshalb eine Zunahme der Emissionen aufgrund einer Temperaturveränderung im Abwasser nicht abgeschätzt wurde.

Nutzung der Abwasserwärme und daraus entstehende CO₂-Emissionen

Die aus dem Kanal gewonnene Wärme wird nur in Ausnahmefällen direkt genutzt (z. B. Vorwärmung von Trinkwasser für die Warmwasseraufbereitung). In der Regel wird der Betrieb einer Wärmepumpe erforderlich sein, um den notwendigen Temperaturhub (Erhöhung des Temperaturniveaus auf ein brauchbares Niveau) zu bewerkstelligen. Der Betrieb von Wärmepumpen benötigt neben der Niedertemperaturwärmequelle (Abwasser) immer auch eine hoch exergetische Energiequelle (Strom), deren Treibhausgasemissionen (CO₂-Emissionen) in dieser Studie mitberücksichtigt wurden.

Substitution anderer Energiequellen

Unterschiedliche Energiearten weisen unterschiedliche Treibhausgas-Emissionsfaktoren auf. Der durchschnittliche Emissionsfaktor für die Bereitstellung von Niedertemperaturwärme lag 2021 etwa bei 140 g CO₂-equ./kWh, jener aus dem Einsatz von Strom (Strommix Österreich) bei 173 g CO₂-equ./kWh und jener aus der Verbrennung von Öl bei 271 g CO₂-equ./kWh. Anhand einer Modellkläranlage konnte bei einer konstanten Temperaturabsenkung von 0,76 °C, einer daraus resultierenden Energiegewinnung von 4,53 GWh/a und einem zusätzlichen Lachgasanfall von 8 g CO₂-equ./kWh je nach Art der substituierten Energie eine Einsparung von 98 g CO₂-equ./kWh (Niedertemperaturwärme) bis 229 g CO₂-equ./kWh (Verbrennung von Öl) durch die Abwasserwärmenutzung abgeschätzt werden.

Abschätzung N₂O-, CH₄- und CO₂-Emissionen je Kläranlagen-größenklasse

Für Gesamtösterreich erfolgte eine Berechnung der zusätzlichen Treibhausgasemissionen aufgrund der Entstehung von Lachgas und dem Betrieb von Wärmepumpen bei einer maximal möglichen Temperaturabsenkung auf 9 °C für drei Größenklassen von Kläranlagen (>5.000–50.000 EW, >50.000–150.000 EW, >150.000 EW). Kläranlagen der Größenklasse 2.000–5.000 EW wurden von der Abschätzung ausgenommen, da die Temperatur im Winter nicht wesentlich höher als 9 °C ist und daher angenommen wurde, dass eine Abwasserwärmenutzung nur für individuelle Kläranlagen möglich ist. Die Abwassertemperaturen im Zulauf großer Kläranlagen (Ausbaupkapazität von >50.000 EW) sind im gesamten Jahresverlauf höher und dadurch weniger durch eine Wärmeentnahme betroffen, als jene kleinerer Kläranlagen.

Die Energiemengen, die maximal je Größenklasse entzogen werden konnten, schwankten zwischen 280 (> 5.000–50.000 EW) und 1.393 GWh/a (> 150.000 EW). Setzt man die entnommene Energie (in kWh) in Relation zu den Treibhausgasemissionen aus der Entstehung von Lachgas und dem Betrieb von Wärmepumpen, so können spezifische Emissionen von 57 g CO₂-equ./kWh (> 5.000–50.000 EW) bis 36 g CO₂-equ./kWh (>150.000 EW) abgeschätzt werden. Dabei stammt bei kleineren Kläranlagen etwa die Hälfte der Treibhausgasemissionen jeweils aus Lachgas und dem Betrieb der Wärmepumpe, während in größeren Kläranlagen fast ausschließlich der Betrieb der Wärmepumpe für die Entstehung der Treibhausgasemissionen verantwortlich ist. Die spezifischen Emissionen der Abwasserwärmenutzung lagen in jedem Fall deutlich unter den derzeitigen Emissionsfaktoren anderer Energiequellen, wie Strom oder Niedertemperaturwärme.

Fazit Die Ergebnisse der Studie deuten darauf hin, dass der Einsatz von einzelnen Abwasserwärme Rückgewinnungsanlagen im Verlauf der Kanalisation als unproblematisch angesehen werden kann. Dennoch sollte im Sinne des Vorsorgeprinzips jeweils eine Betrachtung der jeweiligen Situation vor Ort erfolgen.

SUMMARY

- Background and scope** The Annual Programme 2021 of the Austrian Climate and Energy Fund includes the funding programme "Energy from Wastewater", which aims to promote investment projects for the energetic utilization of the thermal potential of wastewater from the public sewer upstream of the wastewater treatment plant as well as from the processes in the wastewater treatment plant (WWTP) itself. Since changes in the temperature of wastewater in the sewer and in the influent of the treatment plant can potentially lead to changes in greenhouse gas emissions from wastewater treatment, a study was carried out to estimate these changes. Both the heat extraction for the heating operation and the cooling extraction for the cooling operation were considered. In addition to assessing the greenhouse gas emissions from the wastewater treatment plant, an estimate was also made of those greenhouse gas emissions (shown as CO₂ equivalents, CO₂-equ.) that occur when conventional energy sources are used (e. g. low-temperature use, oil) and the extent to which these can be reduced by using the thermal potential of wastewater.
- Focus heat extraction** The focus of the study is on heat extraction for heating, since a temperature reduction for sewage treatment plant operation is more critical in terms of purification performance and greenhouse gas (GHG) emissions than a cold extraction (temperature increase). The latter has a positive effect on the purification performance, but requires increased energy input for aeration in the sewage treatment plant's aeration basin. As the increased energy input was considered to be low, it was not considered in this study.
- Estimation of N₂O- and CH₄-emissions** The study estimated the change in greenhouse gas emissions for Austria as a whole and assumed a theoretical maximum energy withdrawal while maintaining the legally required nitrogen purification performance. The decision as to whether energy extraction for heating or cooling purposes from the sewer is technically possible and economically viable depends on numerous factors of the respective sewer network and the wastewater treatment plant (e. g. wastewater temperature of indirect dischargers, proximity of the extraction to potential energy consumers, flow distance from the point of energy extraction to the entry into the wastewater treatment plant, type of energy that is substituted etc.) and must therefore always be made individually. The change in GHG emissions will therefore also differ from application to application.
- Estimation for Austria** The wastewater treatment process (transport and purification) produces two climate-relevant gases, nitrous oxide (N₂O) and methane (CH₄), which are more climate-affecting than carbon dioxide (CO₂). The formation of nitrous oxide shows a strong dependence on the degree of nitrogen removal of a wastewater treatment plant, which in turn depends on the wastewater temperature in addition to other factors (e. g. actual occupation of the wastewater treatment plant). The estimation of nitrous oxide emissions from wastewater treatment plants under changed temperature conditions was based on the calculation methods of the National Greenhouse Gas Inventory (NIR). It was taken into account that the majority of Austrian wastewater treatment plants have an annual nitrogen removal rate of at least 70 %, that the actual occupation of wastewater treatment plants

throughout Austria is generally lower than the design capacity, that wastewater temperatures are between 9 °C and 13 °C in winter and between 10 °C and 20 °C in the rest of the year, and that Austrian wastewater treatment plants have a generally stable nitrogen removal rate of $\geq 80\%$ at temperatures $> 9\text{ °C}$. With a theoretical Austria-wide reduction of the wastewater temperature to 9 °C (=maximum possible energy extraction of 2,089 GWh/a) and the assumption that there is no reheating of the wastewater by the surrounding soil after the heat extraction from the sewer, the nitrous oxide emissions would increase by about 8 %. This would be a maximum increase in emissions of 41 t/a N_2O compared to the current level of about 500 t/a N_2O emitted from municipal wastewater treatment. For methane formation in the sewer and wastewater treatment plant, no temperature dependency could be derived from the literature research, which is why an increase in emissions due to a temperature change in the wastewater was not estimated.

Use of wastewater heat and resulting CO_2 -emissions

The heat recovered from the sewer will only be used directly in exceptional cases (e.g. preheating of drinking water for hot water heating). In general, the operation of a heat pump will be necessary to manage the necessary temperature lift (raising the temperature level to a usable level). In addition to the low-temperature heat source (wastewater), the operation of heat pumps always requires a highly exergetic energy source (electricity), the greenhouse gas emissions of which have been taken into account in this study.

Substitution of other energy sources

Different types of energy have different greenhouse gas emission factors. The average emission factor for the provision of low-temperature heat in 2021 was around 140 g CO_2 -equ./kWh, that from the Austrian electricity mix was 173 g CO_2 -equ./kWh and that from the combustion of oil was 271 g CO_2 -equ./kWh. Depending on the type of energy substituted, savings of 98 g CO_2 -equ./kWh (low-temperature heat) to 229 g CO_2 -equ./kWh (combustion of oil) could be estimated for a model wastewater treatment plant through the use of wastewater heat, assuming a constant temperature reduction of 0.76 °C, a resulting energy generation of 4.53 GWh/a and an additional nitrous oxide generation of 8 g CO_2 -equ./kWh.

Estimation of N_2O -, CH_4 - and CO_2 -emissions per size class of WWTP

For total Austria, the additional greenhouse gas emissions due to the generation of nitrous oxide and the operation of heat pumps at a maximum possible temperature reduction to 9 °C were calculated for three size classes of wastewater treatment plants (>5,000–50,000 p.e., >50,000–150,000 p.e., >150,000 p.e.). WWTPs of the size class 2,000–5,000 p.e. were excluded from the estimation because the temperature in winter is not significantly higher than 9 °C and therefore it was assumed that wastewater heat recovery is only possible for individual WWTPs. The wastewater temperatures in the inflow of large wastewater treatment plants (design capacity of >50,000 p.e.) are higher throughout the year and therefore less affected by heat extraction than those of smaller wastewater treatment plants.

The maximum amounts of energy that could be extracted per size class varied between 280 (>5,000–50,000 p.e.) and 1,393 GWh/a (>150,000 p.e.). If the energy extracted is put in relation to the greenhouse gas emissions from the generation of nitrous oxide and the operation of heat pumps, specific emissions of

57 g CO₂-equ./kWh (>5,000–50,000 p.e.) to 36 g CO₂-equ./kWh/kWh (>150,000 p.e.) can be estimated. In smaller sewage treatment plants, about half of the greenhouse gas emissions originate from nitrous oxide and the operation of the heat pump, each, whereas in larger sewage treatment plants the operation of the heat pump is almost exclusively responsible for the additional greenhouse gas emissions. The specific emissions of wastewater heat utilisation were in any case significantly lower than the current emission factors of other energy sources, such as electricity or low-temperature heat.

Conclusions The results of the study show that the use of individual wastewater heat recovery plants in the course of the sewage system can generally be regarded as relatively unproblematic. Nevertheless, with a view to the precautionary principle, the respective situation on each individual site of application has to be considered carefully.

1 EINLEITUNG

- Förderprogramm
„Energie aus Abwasser“** Im Jahresprogramm 2021 des Klima- und Energiefonds ist das Förderprogramm „Energie aus Abwasser“ festgeschrieben. Ziel des Programmes ist es, Machbarkeits- und Potentialstudien zu beauftragen und Investitionsprojekte zur energetischen Nutzung des thermischen Potentials von Abwasser aus dem öffentlichen Kanal vor der Kläranlage sowie aus dem Prozess der öffentlichen Kläranlage zu fördern. Zu diesem Programm wurde die vorliegende Begleitstudie beauftragt.
- Erfahrungen aus der
Schweiz** Im Raum Deutschland-Österreich-Schweiz (D-A-CH-Raum) erfolgt seit rund 20 Jahren eine Nutzung von Abwasser als erneuerbare Energiequelle, wobei vor allem in der Schweiz bereits zahlreiche Projekte realisiert wurden. Der Schweizer Leitfaden „Wärmenutzung aus Abwasser“ (Buri et al., 2004) geht davon aus, dass bei einem Wärmeentzug von 1 Kelvin (K) aus dem Abwasser der Betrieb der Abwasserreinigungsanlage (ARA) kaum beeinträchtigt wird und gleichzeitig aus 1 m³ Abwasser rund 1,5 Kilowattstunden (kWh) Wärme gewonnen werden können.
- Orte der Abwasser-
wärmenutzung** Die Abwasserwärme kann entweder direkt aus Rohabwasser bei einer größeren Abwasserquelle (z. B. einem Spital oder einer Schule), im Kanal vor der ARA oder aus dem gereinigten Abwasser im Ablauf der Kläranlage genutzt werden. In der Schweiz gibt es rund 300 Abwasserwärmenutzungsanlagen bei größeren Abwasserquellen (sogenannte Inhouse-Nutzungen), rund 30 bis 40 Anlagen im Kanal vor der ARA sowie rund 100 Anlagen in deren Ablauf (Hurni, 2020). Das Potential zur Abwasserwärmenutzung ist in der Regel bei einer Nutzung an der Abwasserquelle am kleinsten, im Kanal vor der ARA schon deutlich höher und im Auslauf der Kläranlage mit Abstand am größten. Umgekehrt dazu verhält sich meist die Distanz zum potentiellen Wärmeabnehmer, die bei einer Inhouse-Nutzung am geringsten und bei einer Nutzung im Ablauf von Kläranlagen am größten ist, da Kläranlagen meist etwas abseits der Siedlungsgebiete liegen.
- Erfahrungen aus
Österreich und
Deutschland** Auch in Deutschland und Österreich wurden bereits einige Projekte zur Abwasserwärmenutzung im Kanal vor der Kläranlage realisiert (BMU, 2018; Klima- & Energiefonds, 2017) und Leitfäden für solche Projekte verfasst (z. B. ÖWAV, 2021a). Dabei wurde zwar auf eine mögliche Beeinflussung der Reinigungsleistung von Kläranlagen durch die Temperaturabsenkung eingegangen; zur möglichen Veränderung der Treibhausgasemissionen (THG-Emissionen) liegen jedoch in den Leitfäden kaum Einschätzungen vor, bzw. beschäftigen sich erst neuere Studien damit (Gruber et al, 2022).

2 INHALT UND ZIELE DES PROJEKTS

Generelle Ziele Ziel der Studie ist eine Untersuchung, wie sich die Gewinnung von thermischer Energie (Wärmeentnahme für den Heizbetrieb bzw. Kälteentnahme für den Kühlbetrieb) aus dem Abwasser im Kanal vor der Kläranlage auf die nationalen THG-Emissionen auswirkt. Untersucht wurden

- die Auswirkungen auf die Funktionsweise/Reinigungsleistung der Kläranlage;
- die Emissionen von Lachgas (N₂O) und Methan (CH₄) aus Kanalsystem und Kläranlage;
- die nutzbare Abwärme bzw. Kälte, die gewonnen werden kann;
- der Energieverbrauch für den Betrieb von Wärmetauschern sowie Wärmepumpen¹, die Substitution von Wärme und
- allfällige Veränderungen im Energieverbrauch von Kläranlagen (Energiebedarf für die Belüftung in der biologischen Reinigungsstufe).

Schwerpunkt Wärmeentnahme Die Erstanalyse zu Beginn der Studie ergab, dass vor allem der Wärmeentzug zu Auswirkungen auf der Kläranlage führen und damit die Reinigungsleistung, die Lachgas- sowie die Methanemission beeinflussen kann. Umgekehrt wirkt sich ein Kühlbetrieb (Kälteentnahme und somit Erwärmung des Abwassers) auf die Reinigungsleistung positiv aus, erfordert aber einen höheren Energieverbrauch (Notwendigkeit, mehr Sauerstoff in die biologische Reinigungsstufe einzubringen). Laut AWEL (2010) liegt der energetische Mehraufwand für die Belüftung in der Größenordnung von 0,01 kWh pro Kubikmeter Abwasser und pro Temperaturänderung von 1 °C. Ausgehend von der Tatsache, dass der Energieverbrauch einer konventionellen Kläranlage bei rund 0,60 kWh/m³ liegt (berechnet aus dem mittleren Energieverbrauch von 43,5 kWh/EW/a laut ÖWAV-Kläranlagen-Leistungsnachweis 2020 (ÖWAV, 2021b) und einem Abwasseranfall von rund 200 l/EW/Tag), wurde dieser Faktor als im Verhältnis sehr gering eingestuft und nicht weiter betrachtet. Dies ist aber im Einzelfall abzuklären. Die vorliegende Arbeit konzentriert sich aufgrund der Ergebnisse der Erstanalyse auf die Wärmeentnahme.

Analyse technischer Möglichkeiten In der Studie erfolgte eine qualitative Analyse bezüglich möglicher Energie-Abnehmer und deren Anbindung an die Abwasserwärmenutzung (Energietransport) sowie eine Evaluierung der grundsätzlich realisierbaren technischen Lösungen zum Einsatz von Wärmetauschern. Hier werden die folgenden Rahmenbedingungen berücksichtigt:

- Technische Lösungen: diverse in Frage kommende Wärmetauscher;
- Einbaumöglichkeiten von Wärmetauschern: dadurch, dass sich die Abwassertransportsysteme (Kanäle) von Kläranlage zu Kläranlage stark un-

¹ Beim Energieverbrauch der Wärmepumpe ist ein allfälliger Energieverbrauch des Wärmetauschers inkludiert

terscheiden (Trenn- oder Mischsystem, Druckleitung oder Freispiegelleitung etc.) werden unterschiedliche Modelle festgelegt und Annahmen getroffen;

- Ungestörter Betrieb der biologischen Reinigungsstufe der Kläranlage und Einhaltung der gesetzlich vorgeschriebenen Ablaufwerte;
- Effizienzsteigerungspotentiale durch Abwasser als Wärmequellen bei Einsatz von Wärmepumpen.

Einfluss auf THG-Emissionen

Auswirkungen auf die nationalen THG-Emissionen werden für Lachgas anhand der Berechnungsansätze in der Nationalen Treibhausgasinventur (NIR, Umweltbundesamt, 2021) beurteilt. Methanemissionen aus kommunalen Kläranlagen werden derzeit in der NIR nicht berücksichtigt; eine erste Abschätzung von Methanemissionen aus Kanal und Kläranlage wurde jedoch in einem Projekt des BMLRT durchgeführt (BMLRT, 2021). Dabei wurden stark variierende Literaturwerte zu Methanemissionen aus Kanal und Kläranlagen berücksichtigt, die in der vorliegenden Studie in Hinblick auf das Temperaturkriterium gesichtet werden.

Substitution von Energie

Hinsichtlich der Substitution von Energie wird einerseits die Integration von Wärmeentzugssystemen am Standort der Kläranlage betrachtet (sehr hohe Volumina und Energiemengen, aber geringere mögliche Wärmeentnahme; große Entfernung zu potentiellen Abnehmern; einfache Zugänglichkeit für technische Einbauten). Andererseits werden auch (qualitative) Betrachtungen bezüglich anderer Nutzungen von Abwasser insbesondere am Ort der Entstehung in Gebäuden (höchstes mögliches Temperaturniveau bei unmittelbarer Nähe zu den Verbrauchenden) über die Nutzung in Hauptkanälen (hohe Energiemengen bei Nutzungsmöglichkeiten in der Umgebung) durchgeführt.

Projektbegrenzung

Die Nutzung des thermischen Potentials von Abwasser im Ablauf kommunaler Kläranlagen sowie die Nutzung der chemischen Energie² sind nicht Inhalt der Begleitstudie.

² Chemische Energie, die im Abwasser in Form von Kohlenstoffverbindungen enthalten ist, wird auf vielen Kläranlagen bereits seit langem genutzt. Bei der anaeroben Schlammstabilisierung (Faulung) entsteht Klärgas (Faulgas), dessen Hauptbestandteil (etwa zwei Drittel) Methan darstellt. Das Klärgas steht am Kläranlagenstandort als Energiequelle zur Verfügung.

3 TREIBHAUSGASEMISSIONEN VON KLÄRANLAGEN

3.1 Hintergrund

THG-Emissionen von Kläranlagen

Bei der Nutzung von Abwasserwärme im Kanal wird dem Abwasser über einen Wärmetauscher Wärme entzogen. Diese Wärme kann gegebenenfalls mittels Wärmepumpen auf ein nutzbares Niveau gehoben werden. Die Rahmenbedingungen der Abwasserwärmenutzung können wie folgt beschrieben werden:

- Abwasserwärme ersetzt andere (CO₂-intensivere) Wärmequellen;
- Je nach konkreter Anwendung und ersetztem System sollte dies den Treibhausgasausstoß am Ort der Anwendung maßgeblich reduzieren;
- Eine überproportionale Abwasserwärmenutzung kann jedoch zu einer Steigerung der Treibhausgasemissionen in der Kläranlage führen, da die dortigen Prozesse teils stark temperaturabhängig sind.

Relevante Treibhausgase in diesem Zusammenhang sind:

- Kohlendioxid (CO₂);
- Methan (CH₄);
- Lachgas (N₂O).

Methan ist 25-mal, Lachgas rund 298-mal wirksamer als Kohlendioxid (Umweltbundesamt, 2021). Da es sich bei beiden Gasen um sehr potente Treibhausgase handelt, ist eine mögliche Mehremission dieser Gase durch eine geänderte Abwassertemperatur sehr sensitiv zu beurteilen.

Direkte/indirekte THG-Emissionen

Im Zusammenhang mit Treibhausgasemissionen von Kläranlagen wird zwischen direkten und indirekten Treibhausgasemissionen unterschieden. Direkte Treibhausgasemissionen entstehen auf Kläranlagen am Kläranlagengelände, indirekte werden außerhalb der Bilanzgrenze (Kläranlagengelände) freigesetzt. Indirekte Treibhausgasemissionen beinhalten zum Beispiel jene Emissionen, die aus der Einleitung des gereinigten Abwassers und der darin enthaltenen Schmutz- und Stickstofffracht in ein Gewässer, dem Bezug von Elektrizität und fossilen Energieträgern, dem Einsatz von Betriebsmitteln (Emissionen aus der Vorkette, z. B. Erzeugung von Chemikalien), dem Einsatz von Material und Energie in der Bauphase, Transporten und der Entsorgung/Verwertung von Abfällen/Reststoffen (z. B. Klärschlamm) stammen.

Der Großteil der kommunalen Kläranlagen in Mitteleuropa wird nach dem weitverbreiteten Belebtschlammverfahren (aerobes Verfahren) betrieben. Dabei werden die Abwasserinhaltsstoffe (vorwiegend Kohlenstoff und Stickstoff) durch die Luftzufuhr über die mikrobiologischen Prozesse entfernt.

Abwasserreinigung als THG-Quelle

Die Abwasserbehandlung hat jedoch auch die Emission von Treibhausgasen in die Atmosphäre zur Folge. Während Kohlenstoff und Stickstoff in der Wasserphase reduziert werden, werden auch die Treibhausgase, wie Lachgas, Kohlendioxid und Methan produziert und emittiert. Der Anschlussgrad an die Kanalisation lag in den Jahren 2018/2019 in den EU-28 Ländern im Durchschnitt bei

81 %, der Anschlussgrad an Kläranlagen mit zumindest Zweitbehandlung bei 76 % (Eurostat, 2021). Daher ist die Minimierung von Emissionen aus diesen Quellen von großer Bedeutung.

CH₄ wird hauptsächlich in den Abwassertransportsystemen sowie in der Kläranlage während der Schlammbehandlung produziert und emittiert. Grundsätzlich bilden sich überall dort, wo anaeroben Prozesse stattfinden, gute Voraussetzungen für die Entstehung von CH₄-Emissionen. In Gegensatz zu Methan entstehen Stickoxide hauptsächlich während der biologischen Abwasserbehandlung in Belebungsbecken unter streng aeroben Bedingungen. Daher sind die Belebungsbecken wichtigsten Hotspots von N₂O-Emissionen. Nachdem die beiden wichtigsten Treibhausgase N₂O und CH₄ unter verschiedenen Milieubedingungen entstehen, werden die Grundlagen der Entstehung sowie deren Ausmaß in den nächsten Kapiteln näher erläutert.

3.2 Lachgas (N₂O)

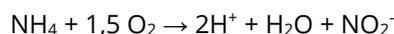
3.2.1 Grundlagen der N₂O-Entstehung in der Abwasserreinigung

N₂O-Bildung in Abwasser

Die am häufigsten verwendete Methode zur Entfernung von Stickstoff ist die biologische Nitrifikation unter strengen aeroben Bedingungen, gefolgt von der Denitrifikation unter anoxischen Bedingungen.

Nitrifikation

Die Nitrifikation wird durch zwei extrem stark spezialisierte Bakterienarten (Nitrosomonas und Nitrobacter) durchgeführt. Die erste Gruppe von Nitrifikanten oxidieren Ammoniak zu Nitrit. Für den Zellaufbau nutzen diese Bakterien nicht den organischen Kohlenstoff, sondern das Kohlenstoffdioxid CO₂ und sind daher im Allgemeinen als obligate Autotrophe zu sehen. Die stöchiometrische Gleichung der Ammoniumoxidation zu Nitrit ist:



Die zweite Gruppe, Nitrobacter, oxidieren das entstandene Nitrit weiter zum Endprodukt Nitrat. Nitrobacter verwendet Nitrit als Energiequelle und CO₂ als Kohlenstoffquelle. Die Reaktion läuft wie folgt:



Im Vergleich zu anderen Bakterien wachsen die nitrifizierenden Bakterien sehr langsam, auch bei optimalen Bedingungen (Bock et al., 1986). Nitrosomonas reagieren empfindlicher als Nitrobacter auf die Wassertemperatur und den pH-Wert (Wetzel, 2001, zitiert in Le, 2014).

Milieubereich der Nitrifikation

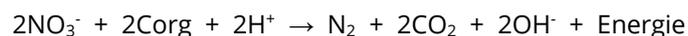
Es gibt eine Reihe der Betriebsparameter, die den Prozess der Nitrifikation positiv/negativ beeinflussen können (Tabelle 1).

Tabelle 1:
Wichtigste Betriebsparameter, die den Prozess der Nitrifikation beeinflussen.

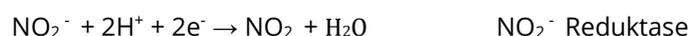
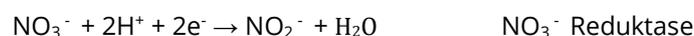
Parameter	Erläuterung	Fazit
Sauerstoff	Nachdem die Nitrifikation ein strikt aerober Prozess ist, wirkt das O ₂ -Angebot geschwindigkeitsbestimmend (BMLFUW, 2015). Bei einer O ₂ -Konzentration von 0,2 bis 1,1 mg/l stammten 50 bis 64 % des emittierten N ₂ O aus der Nitrifikation (Tallec et al., 2008).	Absenkung O ₂ -Konzentration → Erhöhung N ₂ O Emissionen
Temperatur	Nitrifikation erfolgt bei Temperaturen zwischen 5 und 45 °C mit einem Optimum zwischen 30 und 40 °C (Grunditz et al., 2001). Ab Temperaturen höher 25 °C läuft in nitrifizierenden Belebtschlämmen die NH ₄ -Oxidation schneller ab als die NO ₂ -Oxidation (Helmer-Madhok, 2004). Dies kann eine Akkumulierung von NO ₂ zur Folge haben und somit eine Intensivierung der N ₂ O-Emission bewirken (Gejlsbjerg et al., 1998).	Erhöhung Temperatur → Erhöhung N ₂ O-Emissionen
pH-Wert	Optimaler Bereich liegt zwischen 6,5 bis 8. Der pH-Wert beeinflusst allerdings nicht nur die Bakterienaktivität sondern auch das Gleichgewicht von NH ₄ ⁺ /NH ₃ und NO ₂ ⁻ /HNO ₂ . Eine pH-Erhöhung hat zu Folge eine deutliche Steigerung der N ₂ O-Produktion (Law et al., 2011)	Absenkung pH-Wert → Absenkung N ₂ O-Emissionen
Nitrit	Laut Gejlsbjerg et al. (1998) kann Nitrit im Bereich von 10 bis 20 mg/l eine Akkumulierung von N ₂ O bewirken.	
Schlammalter	Schlammalter ist eine wichtige Dimensionierungsgröße für nitrifizierende Belebungsanlagen. Nitrifikanten vermehren sich langsam, sodass eine Verringerung des aeroben Schlammalters eine Verschlechterung vom Wirkungsgrad der Stickstoffelimination und somit eine N ₂ O-Akkumulation bewirken kann.	Absenkung Schlammalter → Erhöhung N ₂ O-Emissionen

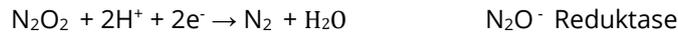
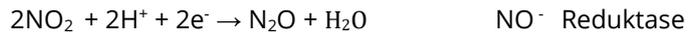
Denitrifikation

Unter dem Begriff der Denitrifikation wird die Reduktion von ionischen Stickstoffverbindungen, wie NO₃⁻ und NO₂⁻, zu molekularem Stickstoff (N₂) und Stickoxiden (NO_x) verstanden. Vereinfacht wird die Denitrifikation durch die folgende Gleichung beschrieben:



Die eigentliche Reaktion läuft dabei stufenweise ab wobei in manchen Umgebungen auch Stickstoffmonoxid (NO) oder Lachgas (N₂O) als Zwischenprodukte auftreten können:





Milieubereich der Denitrifikation

Der Milieubereich für die Denitrifikationsprozesse ist nicht so streng wie der Nitrifikation, dennoch die wichtigsten Bedingungen dabei sind ein Sauerstoffmangel und die Verfügbarkeit von organischem Kohlenstoff. Eine detaillierte Beschreibung ist in der folgenden Tabelle 2 zusammengefasst.

Tabelle 2:
Wichtigste Betriebsparameter, die den Prozess der Denitrifikation beeinflussen.

Parameter	Erläuterung
Nitrat	Bei ausreichend vorhandenem Kohlenstoff folgt die Reaktionskinetik dem Gesetz von Michaelis und Menten.
Konzentration an biologisch abbaubaren organischen Kohlenstoffverbindungen	Bei $N_{\text{ges}}/\text{BSB}_5$ -Verhältnis $>0,3$ unvollständige Denitrifikation wegen Nährstofflimitierung (Bever et al., 2002).
Sauerstoffkonzentration des Abwassers	Weitgehend O_2 -freies Milieu für denitrifizierende Umsetzungsprozesse; Anstieg der O_2 -Konzentrationen verschiebt das Verhältnis von N_2 zu N_2O (Tallec et. al, 2008, Schulthess et. al. 1994); ab welcher O_2 -Konzentration es zu Hemmungen/Unterdrückung der Denitrifikation kommt, ist von Bakterienart abhängig; in diesem Zusammenhang besonders günstig für die N_2O -Entwicklung hat sich der Konzentrationsbereich zwischen 0,3 bis 1 mg O_2/L herausgestellt (BMLFUW, 2015).
Abwassertemperatur	Unter 10 °C herabgesetzte Denitrifikationsleistung: ggf. Gefahr einer Nitritakkumulation.
pH-Wert des Abwassers	- maximale Denitrifikationsrate bei pH-Wert 7 bis 8 - unter pH-Wert 6 sowie über pH-Wert 10 Inhibition der Denitrifikation (Socher et al., 1992)
Vorhandensein von Inhibitoren	Hemmstoffe sind insbesondere O_2 , NO_2 , gelöstes H_2S sowie weitere wie Cyanid, kationische Tenside, Quecksilber und Phenol, etc.

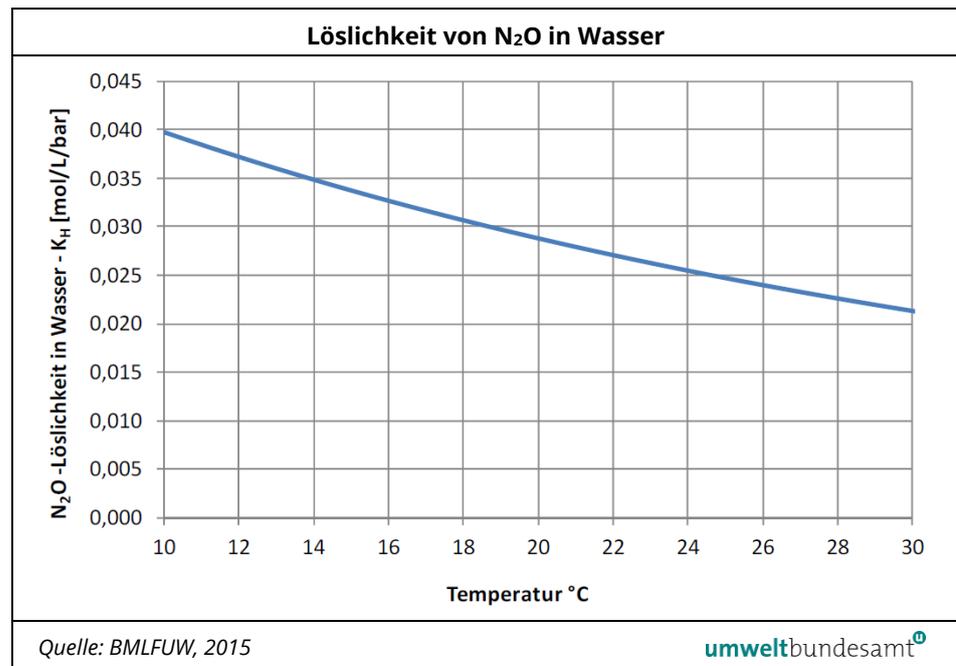
Einfluss der Temperatur

Aus Tabelle 1 und Tabelle 2 geht hervor, dass die Prozesse der Stickstoffentfernung auf der Kläranlage von unterschiedlichen Faktoren abhängen. Legt man den Fokus auf den Einfluss der Temperatur, so lässt sich festhalten, dass steigende Temperaturen nicht nur die mikrobiologische Aktivität der Mikroorganismen stimulieren (Verdoppelung der Wachstumsgeschwindigkeit bei einer Temperaturerhöhung von 10 °C (Tchobanoglous et al., 2014), sondern auch zu einer Absenkung der Löslichkeit von Gasen in der Wasserphase führen. Die Temperatur hat also Einfluss auf die biologischen Faktoren, die die Bildung von Lachgas (Nitri- und Denitrifikation) und Methan (Methanogenese) begünstigen, aber auch auf die physikalischen Eigenschaften von Gasen im Wasser (Löslichkeit und Diffusionsgeschwindigkeit).

Die physikalischen und chemischen Eigenschaften der Gase (z. B. Löslichkeit in Wasser) und diverse Verfahrensschritte (z. B. Mischung, Umwälzung oder Belüftung) führen dazu, dass sehr günstige Freisetzungsbedingungen an die umgebende Luft entstehen.

Die Löslichkeit von Lachgas in Wasser in Abhängigkeit von der Temperatur ist in Abbildung 1 dargestellt.

Abbildung 1:
Löslichkeit von N_2O in Wasser in Abhängigkeit von der Temperatur



3.2.2 N_2O -Emissionen: Literaturrecherche zu Ausmaß und Quellen in Kanal und Kläranlage

Einflussfaktoren für N_2O -Emissionen

Wie bereits in Kapitel 3.2.1 erwähnt, stammen N_2O -Emissionen aus dem System der kommunalen Abwasserreinigung (=Kanal und Kläranlage) vorwiegend aus der Kläranlage und hier aus den Nitrifikations- bzw. Denitrifikationsprozessen im Belebungsbecken. Die Studie des BMLFUW (2015) hat gezeigt, dass die Lachgasemissionen in den Kläranlagen vorwiegend aus dem Prozess der Nitrifikation stammen und von folgenden Faktoren abhängen:

- der N_{ges} -Fracht im Zulauf der Kläranlage;
- dem Wirkungsgrad der Stickstoffentfernung auf der Kläranlage (N_{ges} -Entfernung in %);
- den Belastungsverhältnissen im Belebungsbecken (CSB-Raumbelastung).

Bei steigender N-Entfernung bzw. sinkender Raumbelastung ist ein niedrigerer N_2O -Emissionsfaktor zu verzeichnen (BMLFUW, 2015). Zu einem ähnlichen Schluss kam eine Studie aus der Schweiz (Gruber et al., 2022), in der Emissionsfaktoren für Kläranlagen abgeleitet wurden. Auf Kläranlagen mit Denitrifikation

(Stickstoffentfernung ganzjährig und >65 %) wurden niedrigere Lachgasemissionen beobachtet, als in nitrifizierende Anlagen und Anlagen, die auf Kohlenstoffentfernung fokussieren.

Ein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen Emissionsfaktoren (Jahresmittelwert) und typischerweise verfügbaren Anlagenkennzahlen (z.B. Auslastung oder gelöste O₂-Konzentration im Becken) konnte hingegen nicht nachgewiesen werden (Daelman et al., 2015). Gemäß Vasilaki et al. (2019) besteht weiterskein direkter Einfluss des verfahrenstechnischen Prozesses auf den N₂O-Emissionsfaktor.

Ausmaß der N₂O-Emissionen

In Abhängigkeit von den Betriebsbedingungen der Kläranlage (die beeinflussen, ob der Nitrifikations- und Denitrifikationsprozess vollständig abläuft) können die N₂O-Emissionen der Kläranlagen stark schwanken (Tabelle 3). Je nach Autor unterscheiden sich die Lachgasemissionen von ein bis drei 10er-Potenzen voneinander, was durch die verschiedenen Betriebsbedingungen, Zusammensetzung des Abwassers und Biozönose sowie angewandte Konfiguration des Belebungsbeckens erklärt werden kann. Weiters weisen N₂O-Emissionen aus Kläranlagen eine starke Tages- und Jahresdynamik auf (Gruber et al., 2020).

Tabelle 3:
Lachgasemissionen von
größtechnischen Anlagen
(ergänzt nach Tumendelger et al., 2019)

N ₂ O-Emissionen (% der N-Fracht)	Verfahren/Land	Beschreibung	Referenz
0,035	Belebtschlammverfahren, USA	N ₂ O Emissionen der belüfteten Zonen	Czepiel et al., 1995
0,001	Belebtschlammverfahren, DE	N ₂ O-Emissionen steigen mit ansteigenden NO ₂ - und NO ₃ -Konzentrationen	Suemer et al., 1995
0,01–0,08	Belebtschlammverfahren, Japan	N ₂ O-Emissionen sinken nach der Verkürzung der Belüftung	Kimochi et al., 1998
0,01–1,8	Belebtschlammverfahren, USA	N ₂ O-Emissionen steigen mit hohen NO ₃ - und O ₂ -Konzentrationen	Ahn et al., 2010
0,036	Belebtschlammverfahren, UK	N ₂ O-Emissionen steigen bei niedrigen O ₂ Konzentrationen	Aboobaker et al., 2013
0,15–4,27	Belebtschlammverfahren, DK	N ₂ O-Emissionen unter suboptimalen Bedingungen im Belebungsbecken	Yoshida et al., 2014
0,02–2,6	Belebtschlammverfahren, FI	N ₂ O-Emissionen bezogen auf Tages- und Langzeitschwankungen	Mikola et al., 2014
0,03–0,14	Belebtschlammverfahren, Japan	N ₂ O-Emissionen unter verschiedenen O ₂ -Konzentrationen (1,5–2,5 mg/l)	Tumendelger et al., 2014
2,8	Belebtschlammverfahren, NL	N ₂ O-Emissionen unter suboptimalen Bedingungen im Belebungsbecken	Daelman et al., 2015

N ₂ O-Emissionen (% der N-Fracht)	Verfahren/Land	Beschreibung	Referenz
0,001	Belebtschlammverfahren, DE	N ₂ O-Emissionen aus dem Nitrifikationsbecken, in dem die gelösten O ₂ -Konzentrationen niedrig waren	Tumendelger et al., 2018
0,003–2,6	Belebtschlammverfahren, AT	N ₂ O-Emissionen der Belebungsbecken	BMLFUW, 2015
2,3	Nitritation-Anammox, NL	N ₂ O-Emissionen steigen bei niedrigen O ₂ - (belüftete Stufe) und hohen NO ₂ - (anoxische Stufe) Konzentrationen	Kampschreuer et al., 2008b
0,008	Belebtschlammverfahren (vorgeschaltete Deni), DE	N ₂ O-Emissionen durch Stripping	Tumendelger et al., 2018
0,1–8 (im Mittel 1,5)	Unterschiedliche Verfahren, unterschiedliche Größen, Schweiz	Unterschiedliche Verfahren, unterschiedliche Kläranlagengrößen, Schweiz	Gruber et al., 2020

3.2.3 Gesetzliche Vorgaben zu Stickstoffentfernung in Österreich

Gesetzliche Vorgaben

In Österreich legt die 1. Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser (1. AEV, BGBl. 1996/210 i.d.g.F.) die Bemessungstemperatur für kommunale Abwasserreinigungsanlagen einer Größe (Ausbaukapazität) von >50 EW (Einwohner:innenwerte) fest. Für ARAs bis zu einer Größe von 5.000 EW ist die Bemessungstemperatur 10 °C, für ARAs >5.000 EW ist die Bemessungstemperatur 8 °C für die Nitrifikation und 12 °C für die Denitrifikation. Weiters legt die 1. AEV die Emissionsbegrenzungen gemäß Tabelle 4) fest. Die Stickstoffentfernung ist somit in der 1. AEV geregelt und die Kläranlagen >5.000 EW sind verpflichtet, einen N-Wirkungsgrad von 70 % in Jahresdurchschnitt nachzuweisen.

Tabelle 4:
Emissionsbegrenzungen für Stickstoffparameter gemäß 1. AEV

Parameter	Anforderung	Größe ARA (EW)	Emissionsbegrenzung	Bedingung
N _{ges}	Min. Entfernung (%)	>5.000	70 %	Gilt bei einer Abwassertemperatur >12 °C im Ablauf der biologischen Stufe der ARA
NH ₄ -N	Max. Ablaufkonzentration (mg/L)	50–500	10 mg/L	Gilt im Ablauf der biologischen Stufe der ARA
		>500	5 mg/L	- ARAs ≤5.000 EW bei Abwassertemperatur >12 °C - ARAs >5.000 EW bei Abwassertemperatur >8 °C

Stickstoffentfernung auf österreichischen Kläranlagen

Eine Auswertung der Daten kommunaler Kläranlagen ≥ 2.000 EW aus dem Emissionsregister Oberflächengewässer (EMREG-OW) für das Berichtsjahr 2020 zeigte, dass der überwiegende Teil der österreichischen Kläranlagen bereits ab einer Ausbaugröße von 2.000 EW einen N-Wirkungsgrad von 70 % im Jahresdurchschnitt übertrifft.

Table 5: N-Entfernung (N-Wirkungsgrad) auf österreichischen Kläranlagen ≥ 2.000 EW im Referenzjahr 2020 (EMREG-OW, 2020, Abschätzung anhand von Jahresfrachten ohne Berücksichtigung der Temperatur der Abwasserproben, die für die Ermittlung der Jahresfrachten herangezogen wurden)

N-Entfernung (von-bis) [%]	Anzahl KA [%]	Summe EW
<60–69,9	75	1.621.003
70–79,9	112	7.070.927
80–89,9	175	9.003.861
90–92,9	118	1.306.960
93–100	146	1.848.435

Als Mitglied der Europäischen Union muss Österreich die Kommunale Abwasserrichtlinie (91/271/EWG) erfüllen, die national durch die 1. AEV in österreichisches Recht übernommen wurde. Für die Erfüllung der Vorgaben der RL 91/271/EWG hat sich Österreich verpflichtet, die gesamte Stickstoff-Zulauf-fracht aller Kläranlagen um zumindest 75 % zu reduzieren. Österreich übertrifft diesen Grenzwert bereits seit 2006 und verfügt aktuell über eine landesweite Stickstoff-Entfernungsrates von 81 % (BMLRT, 2020).

3.2.4 Einfluss der Temperatur auf den Wirkungsgrad der Stickstoffentfernung – aktuelle Forschungsergebnisse

Abwassertemperatur als Bemessungsansatz

Die Abwassertemperatur ist ein wesentliches Bemessungs- und Betriebskriterium für die biologische Stufe von Kläranlagen. Für die Bemessung des am häufigsten angewandten einstufigen Belebungsverfahrens wird in der Regel nach dem Arbeitsblatt DWA-A 131 – Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen vorgegangen, in dem die Temperaturabhängigkeit des Belebungsverfahrens explizit beschrieben wird. Mit einer Abkühlung der Temperatur um 1 °C geht eine Verringerung der Nitrifikationsleistung von 10 % einher. Um eine Denitrifikation sicherzustellen, werden viele Anlagen in der Praxis auf 12 °C dimensioniert, für die erfolgreiche Nitrifikation werden Temperaturen von 8 °C bis 10 °C benötigt.

Temperaturänderung vs. Reinigungsleistung

Die wichtigste Voraussetzung für die Realisierbarkeit einer Energienutzung aus dem Rohabwasser (öffentliche Kanalisation) ist eine Abwasserreinigungsanlage mit ausreichender Bemessung/Ausbaukapazität hinsichtlich der Stickstoffentfernung. Die Entnahme von Wärme aus dem ungereinigten Abwasser kann zu einer verminderten Reinigungsleistung der biologischen Stufe in der ARA führen, da die Nitrifikationsleistung und die Stickstoffelimination bei tieferen Ab-

wassertemperaturen reduziert sind. Die dauerhafte Abkühlung der Abwassertemperatur im Zulauf der Kläranlage führt im laufenden Betrieb zu einem vermehrten Bedarf an aerobem Belebungsbeckenvolumen, das benötigt wird, um die Nitrifikation sicherzustellen. Damit einhergehend kommt es zu einer Reduktion der Denitrifikationsvolumina. Dies bewirkt eine Verschlechterung des Jahreswirkungsgrads der Stickstoffentfernung, was aus Gründen des Gewässerschutzes zu vermeiden ist. Je nach Belastungs-/Auslastungsstatus der Kläranlage (biologische Stufe hat noch Reserven bzw. hat keine Reserven mehr) geht eine dauerhafte Abkühlung jedenfalls zu Lasten vorhandener Reserven für künftige Belastungen oder bewirkt akut einen Anpassungsbedarf (ÖWAV, 2021). Da die natürlichen tages- und jahreszeitlichen Schwankungen der Abwassertemperatur im ARA-Zulauf allerdings in der Regel größer sind, als die als die von der Wärmenutzung verursachten Temperaturänderungen, fallen diese Aspekte nur bei größeren Eingriffen in den Wärmehaushalt des Rohabwassers ins Gewicht. Sofern die Kläranlage noch Reserven für künftige Belastungen hat, kann die verminderte Reinigungsleistung auch mit verfahrenstechnischen Anpassungen und demzufolge mit einem technischen oder energetischen Mehreinsatz in der ARA selbst wettgemacht werden.

Nomogramm In einer Studie der EAWAG (2004) wurde ein Nomogramm entwickelt, mit dem sich die Auswirkungen einer Wärmeentnahme im Zulauf auf die biologische Stufe und den Wirkungsgrad der Stickstoffentfernung der Kläranlage prognostizieren lassen (Abbildung 2). Abbildung 2 besteht aus 3 Diagrammen:

- Diagramm 1 zeigt unterschiedliche Sicherheitsfaktoren (SF) gegen die Auswaschung der Nitrifikanten als Funktion von Temperatur und mittlerem aeroben Schlammalter (SA_{aer});
- Diagramm 2 stellt das Verhältnis von anoxischem zu totalem Schlammalter (SA_{ano}/SA_{tot}) dar;
- Diagramm 3 zeigt den N-Wirkungsgrad (η_{tot}) als Funktion des Verhältnisses von anoxischem zu totalem Schlammalter (SA_{ano}/SA_{tot}) sowie von totalem chemischen Sauerstoffbedarf zu totalem Stickstoff im Zulauf zur Biologie ($CSB_{tot,Zulauf}/N_{tot,Zulauf}$).

Abbildung 2:
Effekt der Senkung der
Abwassertemperatur im
Zulauf auf das
Schlammalter und den
Wirkungsgrad der
Stickstoffelimination

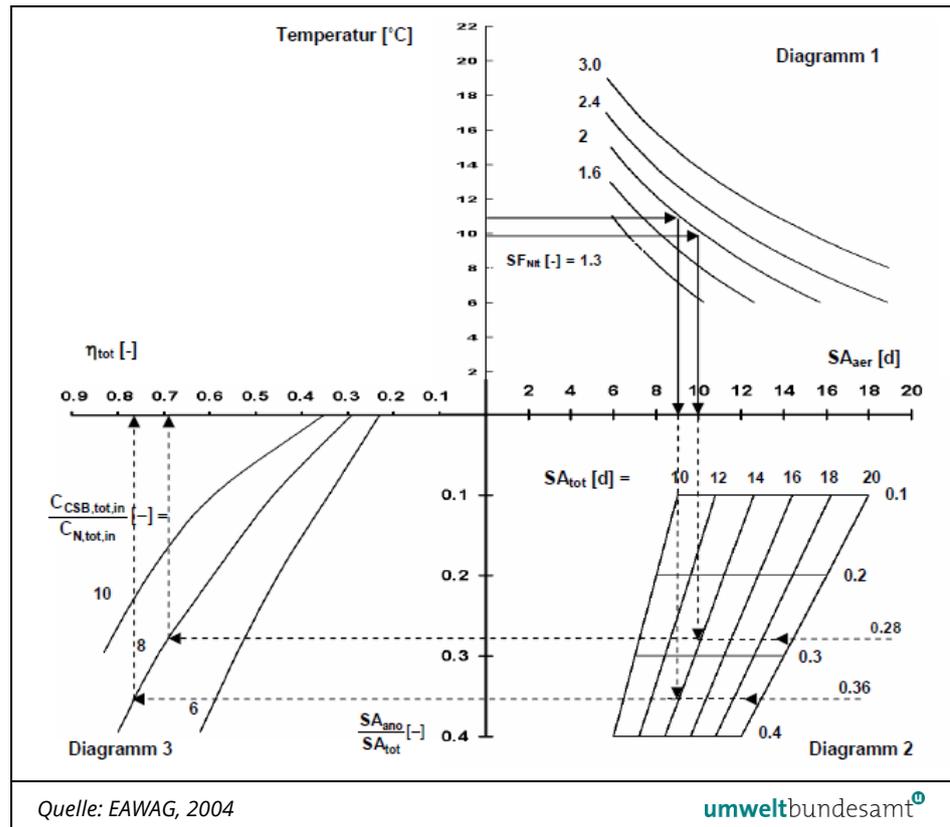


Diagramm 1: Sicherheitsfaktoren (SF) gegen die Auswaschung der Nitrifikanten als Funktion von Temperatur und mittlerem aeroben Schlammalter (SA_{aer}),

Diagramm 2: Verhältnis anoxisches zu totalem Schlammalter (SA_{ano}/SA_{tot}),

Diagramm 3: N-Wirkungsgrad (η_{tot}) als Funktion des Verhältnisses von anoxischem zu totalem Schlammalter (SA_{ano}/SA_{tot}) sowie von totalem chemischen Sauerstoffbedarf zu totalem Stickstoff im Zulauf zur Biologie ($C_{CSB_{tot,Zulauf}}/N_{tot,Zulauf}$, Zulauf)

Das Nomogramm zeigt, dass bei einer Temperaturabsenkung von 1 °C (von 11 °C auf 10 °C, positive y-Achse in Abbildung 2) der Wirkungsgrad der Stickstoffentfernung (η_{tot} , negative y-Achse in Abbildung 2) von 77 % auf 69 % verringert wird. Das Nomogramm wurde für eine Kläranlage mit ungünstiger Abwasserzusammensetzung erstellt (Verhältnis $C_{CSB_{tot,Zulauf}}/N_{tot,Zulauf}=8$, Diagramm 3 in Abbildung 2) und stellt weiters dar, wie sich eine Veränderung des aeroben bzw. anoxischen Schlammalters (SA_{aer} bzw. SA_{ano}) im Verhältnis zum Gesamtschlammalter (SA_{tot}) (Diagramm 2 in Abbildung 2) z. B. durch eine Veränderung des aeroben Volumens des Belebungsbeckens auf den Wirkungsgrad der Stickstoffentfernung auswirkt. Ein temperaturbedingter Anpassungsbedarf kann einerseits über Belebungsbeckenerweiterung oder durch Maßnahmen in Teilströmen, wie z. B. gesonderte Behandlung des Zentrats der Schlammmentwässerung, kompensiert werden.

**Zusammenfassende Erkenntnisse:
Änderung Abwassertemperatur**

Zusammenfassend ist hinsichtlich des Einflusses der Änderung der Abwassertemperatur auf die Reinigungsleistung der Kläranlage folgendes festzuhalten:

- die natürlichen Wärmeverluste im Kanalrohr liegen im Winter normalerweise in der Größenordnung von 1 K (Buri et al., 2004);

- die Abwassertemperaturen steigen über größere Distanzen im Kanalrohr auch bei einer Absenkung auf unter 8 °C wieder an, da das Erdreich im Winter wärmer ist (rund 11 °C in einer Tiefe von 1–2 m (Böhme et al., 2011));
- kurzfristige Tagesschwankungen der Zulauftemperaturen bei Trockenwetter von 2 bis 3 K werden in einer ARA auf eine Schwankung von nur noch ca. 0,5 K gedämpft;
- bei einer langfristigen Abkühlung der Abwassertemperatur auf unter 10 °C und/oder um mehr als 0,5 K sollte eine detaillierte Prüfung der Reinigungsleistung anhand des Nomogramms (Abbildung 2) durchgeführt werden;
- die Auswirkungen einer Temperaturabsenkung im ARA-Zulauf (z. B. durch Wärmeentnahme) sind umso unbedenklicher, je grösser die Dimensionierungsreserve der ARA ist. In einer großzügig dimensionierten mittleren ARA stellt eine Temperaturabnahme von bis zu 1 K im ARA-Zulauf im Normalfall kein Problem dar;
- die ARA-Zulauftemperaturen bewegen sich im Winter (wenn die Wärme für Heizzwecke benötigt wird) im Bereich der Dimensionierungstemperatur der Kläranlage. Daher muss dieser Jahresabschnitt für die Bewertung des Einflusses auf die N-Reinigungsleistung herangezogen werden. Im Frühling, Sommer und Herbst liegen die Abwassertemperaturen durchschnittlich zwischen 12 °C und 20 °C, womit eine Wärmeentnahme für die meisten ARAs unproblematisch ist.

3.2.5 Lachgasemissionen bei unterschiedlichen N-Entfernungsgraden der ARA

Forschungsergebnisse

In einer Studie des BMLFUW (2015) wurden die Korrelationen von N₂O-Emissionen mit dem Wirkungsgrad der Stickstoffentfernung (1), dem Verhältnis N/CSB (2), der volumenspezifischen CSB-Belastung (3) und der mittleren Abwassertemperatur im Belebungsbecken (4) ermittelt.

Die Temperatur im Belebungsbecken spielt gemäß der Studie des BMLFUW (2015) eine eher untergeordnete Rolle für die N₂O-Emission, wobei die Messergebnisse darauf hindeuten, dass bei niedrigeren Temperaturen tendenziell weniger N₂O-Emissionen zu erwarten sind.

N-Wirkungsgrad als Maß für N₂O-Emission

Die höchste Korrelation wurde zwischen N-Wirkungsgrad und volumenspezifischer CSB-Belastung nachgewiesen. Der Zusammenhang zwischen N₂O-Emissionen und N-Entfernung auf der Kläranlage weist eine hohe Empfindlichkeit auf. Kleine Änderungen der N-Entfernung ergeben eine deutliche Änderung des Emissionsfaktors N₂O/N_{Zulauf} und damit der Bildung und Emission von N₂O (Abbildung 3 und Tabelle 6). In der Studie des BMLFUW (2015) wurde eine Regressionsgerade der Lachgasemissionen in Abhängigkeit von der N-Entfernung entwickelt, anhand derer – basierend auf der individuellen Stickstoffentfernung jeder Kläranlage ≥2.000 EW – ein österreichweiter Emissionsfaktor von 43 g N₂O/EW/Jahr berechnet wurde.

Abbildung 3:
Streudiagramm
zwischen N_2O-N/N_{Zulauf}
und Wirkungsgrad der
Stickstoffentfernung.

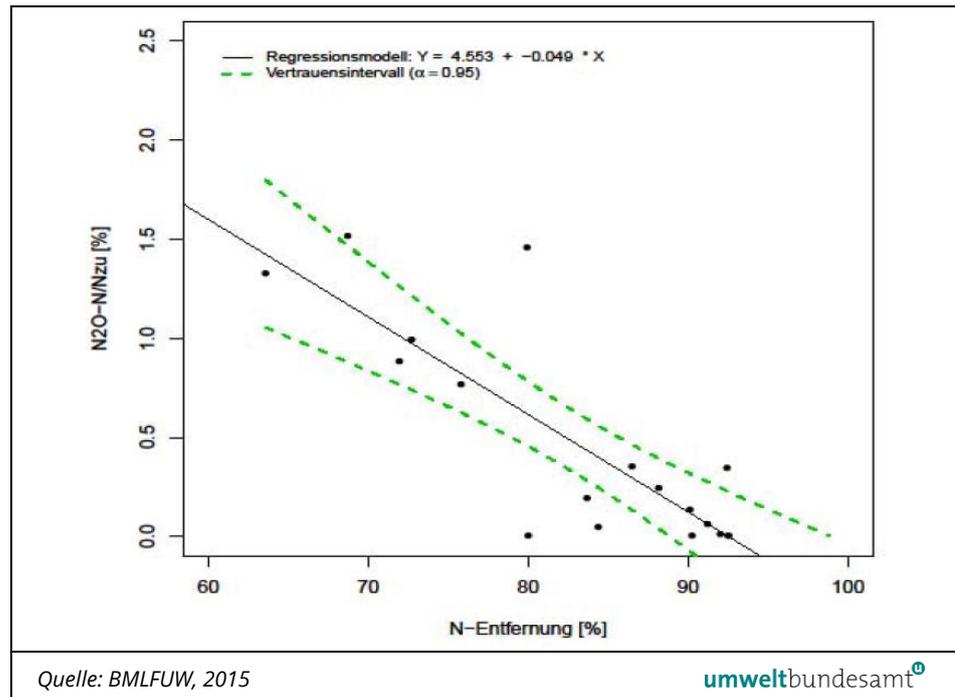


Tabelle 6:
Verhältnis N_2O-N/N_{Zulauf}
in Abhängigkeit vom
Wirkungsgrad der Stick-
stoffentfernung
(BMLFUW, 2015).

N-Entfernung (von-bis) [%]	N_2O-N/ N_{Zulauf} [%]
<60–69,9	1,37
70–79,9	0,88
80–89,9	0,39
90–92,9	0,14
93–100	0,028

3.2.6 Einfluss der Temperatur auf den Wirkungsgrad der Stickstoffentfernung - österreichweite Betriebsdaten

Zulauftemperatur auf österreichischen Kläranlagen

In Österreich wurden bisher nur wenige Studien zur Messung der Abwassertemperatur durchgeführt. Aktuelle Daten wurden im Rahmen des Projekts „Energie aus Abwasser“ zwischen 2009 und 2012 (Simperler, 2015) erhoben, indem alle Kläranlagen >20.000 EW in Österreich zur Offenlegung des jährlichen Abwasserdurchflusses sowie der minimalen Tagesmitteltemperatur im Dezember, Jänner und Februar im Zulauf angefragt wurden (siehe Tabelle 7).

*Tabelle 7:
Durchschnittliche minimale Temperaturen im Zulauf zwischen Dezember und Jänner 2009 und 2012 sowie durchschnittliche minimale Durchflussmengen (Simperler, 2015)*

Größenklasse ARA (EW)	20.000–150.000	>150.000
Rücklaufquote der Umfrage(%)	34 %	22 %
Auslegungskapazität bezogen auf Rücklaufquote	3.703.145	1.378.500
Summe jährliche Abwassermenge (m ³ /a)	202.970.043	75.887.847
Durchschnittl. min. Durchflussmenge (m ³ /d)	7.711	36.660
Durchschnittl. min. Temperatur Dezember (°C)	11,1	14,2
Durchschnittl. min. Temperatur Jänner (°C)	9,8	13,1
Durchschnittl. min. Temperatur Februar (°C)	9,3	12,8
Durchschnittl. min. Temperatur Winter (°C)	10,1	13,4

Im Zuge eines weiteren Projekts (BMLRT, 2021) wurden Daten zur Abwassertemperatur in Tagesmischproben von rund 30 Kläranlagen ≥2.000 EW aus dem Jahr 2020 bereitgestellt, die zu einem ähnlichen Ergebnis kommen, wie in Tabelle 7 dargestellt.

*Tabelle 8:
Durchschnittliche Abwassertemperaturen in Kläranlagen ≥2.000 EW (Tagesmischproben) (BMLRT, 2021)*

	Größenklasse ARA (EW)	Frühling	Sommer	Herbst	Winter
Anzahl Messwerte	2.000–5.000	890	887	876	877
	>5.000–50.000	828	828	819	819
	>50.000–150.000	460	460	455	455
	>150.000	276	276	273	273
Mittl. Temperatur (°C)	2.000–5.000	9,8	15,5	14,0	8,7
	>5.000–50.000	11,6	17,1	15,0	10,0
	>50.000–150.000	14,7	19,3	16,9	11,4
	>150.000	15,8	20,2	18,0	12,7

Frühling: März, April, Mai; Sommer: Juni, Juli, August; Herbst: September, Oktober, November; Winter: Dezember, Jänner, Februar

Einfluss der Zulauftemperatur auf N-Wirkungsgrad

In Frühling, Sommer und Herbst bewegt sich die Abwassertemperatur in Österreich (mit Ausnahme der Kläranlagen ≤50.000 EW im Frühling und Winter) im Bereich von 11 °C bis 20 °C. In Hinblick auf die Stickstoffentfernung kann dieser Bereich als normal Betrieb gesehen werden. Die Senkung der Temperatur unter optimalen Betriebsbedingungen (Sauerstoffgehalt und N/CSB Verhältnis) wird voraussichtlich keinen bis einen geringen Einfluss auf die N₂O-Emissionen haben. Während der Wintersaison bewegt sich die Abwassertemperatur meistens um 12 °C für die größeren Anlagen und unter 10 °C für die kleineren Anlagen. Eine statistische Auswertung von Daten zum N-Wirkungsgrad (berechnet anhand der N-Konzentrationen in Tagesmischproben) und der Abwassertemperatur hat bestätigt, dass bei Temperaturen von etwa >10 °C kein linearer Zusammenhang zwischen der Abwassertemperatur und dem N-Wirkungsgrad zu beobachten ist. Erst bei Temperaturen ≤10 °C führt ein weiteres Absenken der Abwassertemperatur zu deutlich geringeren N-Wirkungsgraden (Abbildung 4 und Tabelle 9).

Ausbaukapazität der österreichischen Kläranlagen

Laut UWWTD Lagebericht (BMLRT, 2020) ist die Ausbaukapazität für alle Kläranlage in Österreich >5.000 EW etwa 20,7 Mio. EW während die tatsächliche Belastung bei etwa 14,2 Mio EW liegt. Der Grund für den geringen Einfluss der Temperatur auf den N-Wirkungsgrad liegt in der Tatsache, dass die in der statistischen Auswertung betrachteten Anlagen in der Regel nicht vollständig ausgelastet sind. Die Ausbaukapazität ist somit größer als die tatsächliche Belastung der Kläranlagen, was zur Folge hat, dass die Kläranlagen gut auf Änderungen der Abwasserbeschaffenheit reagieren können und durch eine adaptierte Betriebsweise einen weiterhin hohen N-Wirkungsgrad gewährleisten können.

Abbildung 4: N-Wirkungsgrade in Abhängigkeit von der Temperatur (Datengrundlage: Tagesmischproben von rund 30 Kläranlagen ≥2.000 EW in einem Bundesland. Zur Verfügung gestellt für BMLRT, 2021)

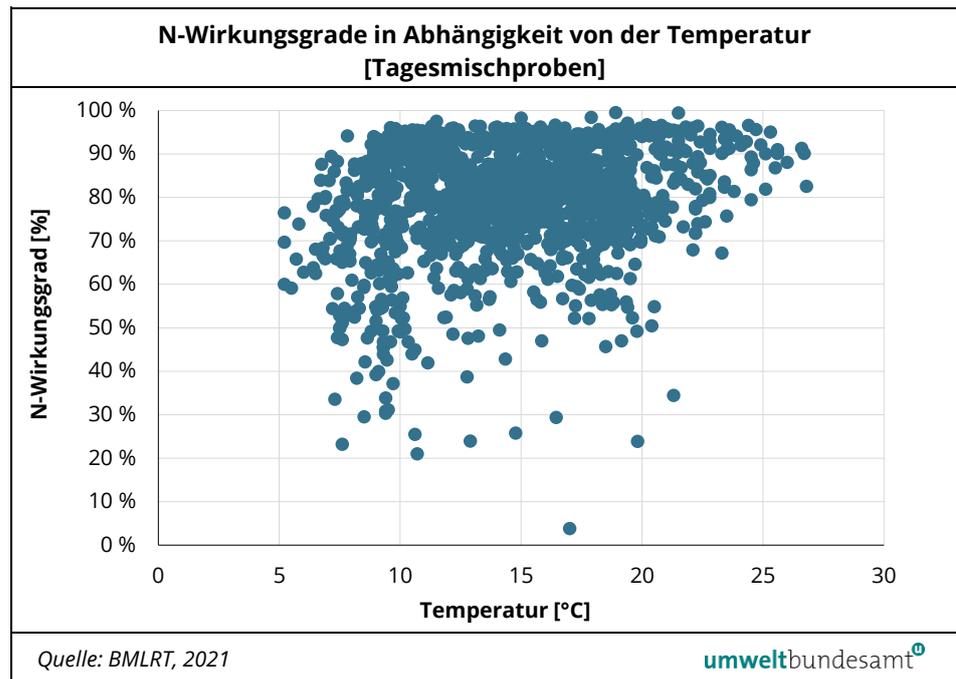


Tabelle 9: N-Wirkungsgrade in Abhängigkeit von der Temperatur (Datengrundlage: Tagesmischproben von rund 30 Kläranlagen ≥2.000 EW in einem Bundesland. Zur Verfügung gestellt für BMLRT, 2021)

Temperatur [°C]	Anzahl Werte	N-Wirkungsgrad [%]		
		25 % Perzentil	Median	75 % Perzentil
<6–7	20	64,4 %	69,1 %	79,3 %
>7–8	44	55,4 %	70,5 %	78,1 %
>8–9	65	64,3 %	78,1 %	86,4 %
>9–10	117	63,7 %	80,6 %	90,1 %
>10–11	79	74,9 %	81,0 %	88,1 %
>11–12	92	74,6 %	80,1 %	89,6 %
>12–13	103	73,2 %	79,7 %	86,6 %
>13–14	125	75,2 %	80,4 %	85,5 %
>14–15	121	76,2 %	81,6 %	87,8 %
>15–16	113	76,9 %	83,6 %	90,6 %

Temperatur [°C]	Anzahl Werte	N-Wirkungsgrad [%]		
		25 % Perzentil	Median	75 % Perzentil
>16–17	111	73,2 %	81,3 %	87,1 %
>17–18	114	73,0 %	82,3 %	89,6 %
>18–19	108	73,0 %	80,2 %	87,6 %
>19–20	79	73,9 %	80,0 %	88,1 %
>20	136	79,4 %	88,1 %	94,2 %

Ausnahmen

An dieser Stelle sei auch erwähnt, dass die Auswertungen in Abbildung 4 und Tabelle 9 nur eine sehr allgemeine Aussage zulassen. In Abhängigkeit von der lokalen Situation kann es phasenweise bei einzelnen Kläranlagen zu Kaltwassereintrüben im Winter kommen (z. B. bei Schneeschmelze, bei langen Fließzeiten im Einzugsgebiet, bei hohem Fremdwasseranteil), die vor allem dann, wenn die Kläranlage im Bereich der Anlagenkapazität belastet ist, zu einem starken Absinken des N-Wirkungsgrades führen können.

3.3 Methan (CH₄)**3.3.1 Grundlagen der CH₄-Entstehung in der Abwasserreinigung****CH₄-Bildung in Abwasser**

Der biologische Prozess der Methanbildung ist in der Literatur sehr umfangreich beschrieben. Methan entsteht in einem vierstufigen Prozess bei der Zersetzung organischer Stoffe durch verschiedene Mikroorganismen in einer sauerstofffreien Umgebung. Somit steht bei diesem Prozess kein gelöster Sauerstoff als terminaler Wasserstoffakzeptor zur Verfügung. Daher müssen andere Stoffe als Wasserstoffakzeptoren fungieren. Dieser anaerobe Abbauprozess vollzieht sich in mehreren Schritten, wobei jeder Teilprozess durch andere Bakterienstämme bestimmt wird. Die Zwischen- und Endprodukte der mikrobiologischen Umsetzungen sind dabei oft stark riechende Substanzen.

Das vierstufige Modell des anaeroben Abbaus besteht aus 1) Hydrolyse, 2) Versäuerung, 3) acetogene Phase und 4) Methanbildung. Ungefähr 70 % der Methanproduktion resultiert aus dem letzten Schritt.

Milieubereich der CH₄-Bildung

Die Milieubedingungen, die die Methanproduktion begünstigen sind Sauerstoffmangel, hohe Temperaturen und Verfügbarkeit des organischen Materials. Der optimale pH-Wert für die Methanproduktion ist 7. Ein pH-Wert unter 6 und über 9 kann die acetogene Phase hemmen. Ein höherer pH-Wert beeinflusst auch den undissoziierten Anteil von Ammoniak und flüchtigen Fettsäuren (VFA), der die Methanogenese hemmt (César et al., 2013 zitiert in Cavefords & Berndtsson, 2014).

3.3.2 CH₄-Emissionen: Literaturrecherche zu Ausmaß und Quellen in Kanal und Kläranlage

CH₄-Emissionen im Kanal

Methanemissionen sind sowohl im Kanal als auch auf der Kläranlage zu erwarten. Becker et al. (2012) haben die Methanemissionen unterschiedlicher Prozessschritte auf der Kläranlage abgeschätzt, wobei die Methanemissionen der primären Reinigungsstufe aus gelöstem Methan besteht, das durch die Kanalisation in die Kläranlage eintritt. Laut Becker et al. (2012) stammen nur maximal 3 % der gesamten Methanemissionen der kommunalen Abwasserreinigung aus dem Kanal (und rund 90 % aus der Schlammbehandlung), wobei andere Quellen (z. B. Foley et al., 2009; Guisasola et al., 2008) jedoch von deutlich höheren Emissionen aus dem Kanal ausgehen (Tabelle 10).

CH₄-Emissionen auf der Kläranlage

Auf der Kläranlage selbst kann die Methanproduktion überall dort vorkommen, wo sich anaerobe Milieubedingungen entwickeln: Eindickung von Primärschlamm, Faulung, Pufferbecken für Faulschlamm, Entwässerung von Faulschlamm, Gasverbrennung etc. Neuere Studien zeigen, dass die Methanverluste aus der anaeroben Schlammbehandlung am höchsten sind. Die berichteten Werte schwanken jedoch erheblich: 11 g CH₄/EW/a (Wang et al. 2011) und 390 g CH₄/EW/a (Daelman et al., 2013). Becker et al. (2012) berichtet eine durchschnittliche Emission von Methan auf einer Kläranlage mit Faulung von 162 +/- 87 g CH₄/EW/a. Diese großen Abweichungen können durch die Schlammeigenschaften (Anteil an abbaubaren organischen Stoffen), Betriebsparameter (Temperatur und Aufenthaltszeit) sowie das Alter der Ausrüstung verursacht sein.

Nach UKWIR (2009) beeinflusst auch das Alter der Kläranlage die Emissionen. Für alte Anlagen mit Faulung wird eine Emission von 200 g CH₄/EW/a und für neue Anlagen mit Faulung von 65 g CH₄/EW/a angegeben.

Aus Parravicini et al. (2016) kann für die Gesamtemissionen von Kläranlagen mit aerober Schlammstabilisierung eine CH₄-Emission von 184 g/E/a, für Anlagen mit Faulung (inklusive Methanschluß bei der Verbrennung) von 380 g/E/a abgeleitet werden, wobei bei Anlagen mit Faulung ein Anteil von 75 % der Emission für die Schlammlinie angegeben wird (nach Daelman et al., 2012).

Einflussfaktoren auf die CH₄-Bildung

Die Verfügbarkeit von organischem Material (CSB) ist der Schlüsselfaktor, der das Ausmaß der CH₄-Produktion bestimmt. Je mehr organisches Material vorhanden ist, desto größer ist auch die potentielle CH₄-Produktion. Andere wichtige Faktoren, die die Methanogenese im Kanalnetz beeinflussen, sind die Charakteristik des Kanalisationssystems (Freispiegel- oder Druckleitung), Abwassertemperatur, Aufenthaltszeit in der Kanalisation, Volumen/Oberflächenverhältnis der Leitungen sowie das Vorhandensein von hemmenden Substanzen und verschiedenen oxidierten Stickstoffspezies (Liu et al., 2015).

Kanalarten

Kanalnetze bestehen aus Freispiegelleitungen, Druckleitungen, Hausanschlussleitungen, Schächten, Pumpstationen und Speichertanks. Der Zweck einer Druckleitung ist die Anhebung des Wassers von einem tieferen zu einem höheren Punkt. Dies geschieht, indem das Abwasser durch eine Pumpe in der Leitung unter Druck gesetzt und so das Abwasser in vertikaler Richtung gefördert

wird. Oben angekommen wird das Abwasser in einer Freispiegelleitung freigesetzt und atmosphärischer Druck stellt sich wieder ein. Durch die Druckbeaufschlagung des Abwassers in der Leitung stellen sich anaerobe Milieubedingungen ein. Die Freispiegelleitungen sind hingegen nur teilweise mit Abwasser gefüllt und eine Belüftung des Abwassers ist somit problemlos möglich. Die Milieubedingungen in einer Druckleitung sind ideal für die Methanbildung (Guisasola et al., 2008).

CH₄-Bildung vs. Kanalart

Aus der **Verteilung von Freispiegel- und Druckleitungen** scheint sich ein besonders großer Unterschied (Faktor 10) hinsichtlich der Methanbildung zu ergeben. Isgren et al. (2013) haben gezeigt, dass die CH₄-Konzentrationen in den Druckleitungen schwedischer Kanalsysteme um das 10-Fache höher waren, als jene in Freispiegelleitungen. Cavefords et al. (2014) konnten in Freispiegelleitungen in Schweden niedrige CH₄-Konzentrationen nachweisen, die im Bereich von 0,06 mg/L und 0,6 mg/L lagen. Eine australische Studie, die den Gehalt an gelöstem Methan im Zulauf von drei Großkläranlagen (Freispiegelleitungen) untersuchte, verweist auf ähnlich große Unterschiede der Methankonzentration in Freispiegel- und Druckleitungen; hier waren die CH₄-Werte in Freispiegelkanälen (ca. 1 mg/L) im Durchschnitt um etwa 10 bis 20-mal niedriger als die in Druckleitungen, wo die gelösten CH₄-Konzentrationen im Bereich von 5–30 mg/L lagen (Guisasola et al., 2008; Foley et al., 2009; Liu et al., 2015b alle zitiert in Short et al. 2017).

Kanalsystem in Österreich

In Österreich besteht das Kanalsystem laut Kommunalkredit Austria (persönliche Mitteilung KPC, 2021) aus 92 % Freispiegelleitungen und 8 % Druckleitungen.

Einfluss der Temperatur auf CH₄-Bildung

Hinsichtlich des Temperatureinflusses finden sich in der Literatur widersprüchliche Angaben. Cavefords et al. (2014) konnten etwa zeigen, dass die Methanogenese in den Freispiegelleitungen stark temperaturabhängig ist und der Methan Gehalt im Sommer daher erhöht sein könnte. Bei einer Temperaturerhöhung von 5 °C scheint etwa doppelt so viel Methan produziert zu werden. In den Druckleitungen war ein Zusammenhang zwischen den Temperaturen und Methankonzentrationen schwer zu beweisen. Obwohl die Abwassertemperaturen eher niedriger waren, war die Methanproduktion in den Druckleitungen beträchtlich. Short et al. (2017) konnte bei der Untersuchung der Methanentwicklung in australischen Freispiegelkanälen keinen Zusammenhang zwischen dem CH₄-Gehalt und der Abwassertemperatur finden. Auch in einer Studie von Ren et al. (2012), die die CH₄-Emissionen dreier Kläranlagen bei Abwassertemperaturen zwischen 12 und 24 °C untersuchte, wurde keine signifikante Korrelation zwischen der CH₄-Emission und der Abwassertemperatur beobachtet.

Einfluss der Aufenthaltszeit

Die hydraulische Retentionszeit (HRT) hat einen großen Einfluss auf die Methankonzentrationen. Wie Liu et al. (2008) festgestellt hat, wird umso mehr Methan produziert, je länger das Abwasser dem Biofilm ausgesetzt ist. Die HRT beeinflusst auch den pH-Wert. Eine kurze HRT kann zu einem geringen pH-Wert führen, welcher wiederum die Methanbildung reduziert Liu et al. (2008). Auch in Short et al. (2017) wurden Unterschiede bei der CH₄-Konzentration im Zulauf zu drei Kläranlagen auf die höhere Konzentration von CSB im Zulauf sowie längere HRT zurückgeführt.

**Einfluss Verhältnis
Volumen/Oberfläche**

Ein weiterer wichtiger Faktor, der die Methanproduktion stark beeinflusst, ist das Volumen/Oberflächenverhältnis innerhalb der Abwasserleitung. Ein größeres Volumen/Oberflächenverhältnis sorgt dafür, dass eine größere Menge Abwasser mit dem Biofilm in Kontakt bleibt und somit mehr Methan produziert werden kann (Guisasola et al. 2009).

Einfluss des Materials

Nach Cavefors et al. (2014) spielt auch das Material des Kanals eine Rolle. Demnach wird in Betonrohren mehr Methan produziert als in PVC-Rohren.

Nach UKWIR (2009) erzeugen neue Kläranlagen weniger Emissionen (etwa durch geschlossene Eindicker, geringer Methanschlupf bei der Verbrennung). Für alte Anlagen mit Faulung wird eine Emission von 200 g CH₄/EW/a und für neue Anlagen mit Faulung von 65 g CH₄/EW/a angegeben.

**Ausmaß der CH₄-
Emissionen**

In der nachfolgenden Tabelle 10 wurden CH₄-Emissionen aus dem Kanalsystem zusammengestellt.

*Tabelle 10:
Methanemissionen aus
dem Kanalsystem -
Zusammenfassung der
Ergebnisse der Literatur-
studie.*

CH₄-Emissionen	Land/ Beschreibung	Referenz
16 g CH ₄ /EW/a	UK: Emissionen aus dem belüfteten Sandfang.	Czepiel et al. (1993)
39 g CH ₄ /EW/a	UK: Emissionen aus kleinen Kläranlagen, der Autor vermutet, dass diese Emissionen auf den Zulauf zurückgeführt werden können.	Czepiel et al. (1993)
9-15 g CH ₄ /EW/a	CN: Große chinesische Kläranlage; ohne Faulung,	Wang et al. (2011)
8 g CH ₄ /EW/a	DE: Sandfang, Vorklärung, Bio-P und Nitrifikation Gesamte Anlage: 280 g CH ₄ /EW/a.	Becker et al. (2012)
94 g CH ₄ /EW/a +/- 49 g CH ₄ /EW/a	NL: Emissionen aus dem Pumpwerk, Vorklärbecken und Belebungsbecken machen 31% +/- 16 % vom gesamten Emissionsfaktor (306 g CH ₄ /EW/a) aus. Nachdem das Filtrat aus dem Schlammbehandlung auch ins Belebungsbecken einfließt, schätzt der Autor, dass die Emissionen aus Zulauf noch kleiner als 31 % sind.	Daelman et al. (2012)
WWTP 1: 381 g/EW.a	Anlagen ohne anaerobe Schlammbehandlung; Emission aus Schlammbehandlung minimal (1 % bei Anlage 1, 11 % bei Anlage 2)	STOWA 2011
WWTP 2: 232 g/EW.a	Kanalsystem besteht bei beiden Anlagen aus Druckleitung.	
78 g CH ₄ /EW/a	AU: Emissionen aus den Freispiegelleitungen (Australien). Das Abwasser hatte im Durchschnitt CSB Konzentrationen von 540 mg/l und die T bewegte sich zwischen 20 und 24 °C.	Short et al. (2017)

CH ₄ -Emissionen	Land/ Beschreibung	Referenz
150 g CH ₄ /EW/a	USA: Unter der Annahme, dass die einwohnerspezifische CSB-Fracht 120 g CSB/EW/d beträgt und 65 g CSB/EW/d davon durch den Primär- und Sekundärschlamm entfernt wird, würde dies 150 g CH ₄ /EW/a entsprechen (Schwankungsbereich 15 bis 450 g CH ₄ /EW/a).	IPCC (2019)
560 g CH ₄ /EW/a	AU: Liu et al. (2015) haben einen Emissionsfaktor (EF) von 8,6 g CH ₄ /m ³ in Druckleitungen bestimmt. Unter Annahme von einer spezifischen Abwasserproduktion von 180 l/PE/d wäre der Emissionsfaktor 560 g CH ₄ /EW/a.	BMLRT (2021)
300 g CH ₄ /EW/a	AT: BMLRT schlägt einen EF von 300 g CH ₄ /EW/a für das österreichische Kanalsystem vor.	BMLRT (2021)
95 g CH ₄ /EW/a	Abschätzung anhand Literaturdaten; Anlagen mit anaerober Stabilisierung: 380 g/EW/a; davon 75 % aus anaerober Schlammbehandlung.	Parravicini et al. (2016)
	Alte Anlagen mit Faulung: 200 g/EW/a Neue Anlagen mit Faulung: 65 g/EW/a Keine Angaben über Anteil der mit der Faulung verbundenen Emissionen.	UKWIR (2009)

Im Rohabwasser gelöstes Methan wird in der Kläranlage zum Teil gestrippt, zum Teil oxidiert und in sehr geringen Mengen auch über den Ablauf emittiert. Nach Daelman et al. (2013) wird das im Abwasser enthaltene Methan in Belebungsbecken zu einem großen Teil (ca. 80 %) aerob oxidiert. Dabei wird bei geringen Methankonzentrationen im Zulauf nur wenig Methan oxidiert, die Oxidation steigt jedoch bei zunehmender Methankonzentration rasch an.

Abschätzung des CH₄-Emissionsfaktors

Wie aus Tabelle 10 ersichtlich, variieren die Ergebnisse sehr stark. Daelman et al. (2012) haben CH₄-Emissionen im Pumpwerk untersucht, jedoch fehlen die Angaben über das Kanalsystem. Es wird angenommen, dass es sich bei dem Wert von 94 g CH₄/EW/a um einen Mischwert handelt. Auf der anderen Seite wurde in zahlreichen Studien eine 10-mal größere CH₄-Entwicklung in Druckleitungen beobachtet. Unter Berücksichtigung der Studien von Daelmann et al. (2012) und Short et al. (2017) wurden für die vorliegende Studie Emissionsfaktoren von rund 80 g CH₄/EW/a in Freispiegelleitungen und 800 g CH₄/EW/a in Druckleitungen abgeschätzt. Dieser Wert liegt in etwa in der gleichen Größenordnung wie der in der Literatur angegebene Wert von Parravicini et al. (2016).

3.4 Aktuelle Treibhausgasemissionen von Kläranlagen in Österreich

In diesem Kapitel werden die aktuellen THG-Emissionen aus Kläranlagen basierend auf der Nationalen Treibhausgasinventur (Umweltbundesamt, 2021) dargestellt. Weiters erfolgt eine Abschätzung der THG-Emissionen auf Basis aktueller Forschungsergebnisse und österreichweiter Betriebsdaten.

3.4.1 Jährliche österreichweite Berechnung in der Nationalen Treibhausgasinventur (NIR)

NIR Im Zuge der jährlichen Erstellung der NIR (Umweltbundesamt, 2021) werden die Treibhausgasemissionen (N_2O und CH_4) aus der Abwasserreinigung ermittelt, wobei zwischen direkten und indirekten Emissionen (siehe Kapitel 3.1) unterschieden wird. Die Berechnungen erfolgen grundsätzlich gemäß der Standardmethode der IPCC 2006 Richtlinie (IPCC, 2006); wo jedoch Werte vorliegen, die die nationalen Gegebenheiten besser beschreiben, werden nationale Koeffizienten verwendet. Die Temperatur wird in der N_2O -Berechnung nicht und in der CH_4 -Berechnung nur am Rande berücksichtigt.

Kurz zusammengefasst erfolgt die Berechnung von N_2O wie folgt:

Anteil der N_2O -Emissionen aus Abwasser

Die N_2O -Emissionen aus der Abwasserreinigung betragen im Jahr 2019 568 t/a N_2O (=169.527 t/a CO_2 -equ.). Dies entspricht rund 4,9 % der gesamten N_2O -Emission und werden durch ein Aufsummieren der folgenden Teilbereiche berechnet:

- Direkte Emissionen (=Emissionen aus den Kläranlagen): Berechnung anhand der Bevölkerung, des Anschlussgrads der Bevölkerung an Kläranlagen mit Stickstoffentfernung (BMLRT, 2020) und des im Rahmen der Studie des BMLFUW (2015) ermittelten nationalen Emissionsfaktors von 43 g N_2O /EW/a. Der Anteil des industriellen Abwassers wird mit 30 % angenommen und dazugerechnet. Im Jahr 2019 waren das 477 t/a N_2O .
- Indirekte Emissionen (=für die NIR werden folgende indirekte Emissionen berücksichtigt: Emissionen, die aus dem Ablauf der kommunalen Kläranlagen stammen und Emissionen von jenem Teil der Bevölkerung, der nicht an kommunale Kläranlagen angeschlossen ist): Für die Emissionen aus dem Ablauf kommunaler Kläranlagen wird die N_{ges} -Fracht im Ablauf kommunaler Kläranlagen (Datenquelle EMREG-OW) mit einem Standardfaktor aus der IPCC 2006 Richtlinie multipliziert (0,005 kg N_2O -N/ kg N_{ges}). Für den Anteil der nicht an die Kläranlagen angeschlossenene Bevölkerung wird die entstehende N_{ges} -Fracht über Literaturwerte abgeschätzt (Abwasser aus Haushalten enthält rund 11–13 g N_{ges} / Einwohner/Tag). Im Jahr 2019 waren das 78 t/a N_2O aus dem Ablauf der kommunalen Kläranlagen und 13 t/a N_2O von jenem Teil der Bevölkerung, der nicht an Kläranlagen angeschlossen ist.

Anteil der CH₄-Emissionen aus Abwasser

Die Berechnung von CH₄ wird in der NIR wie folgt beschrieben:

Es werden nur die CH₄-Emissionen der Bevölkerung berechnet, die nicht an die öffentliche Kanalisation angeschlossen ist und deren Abwasser in Senkgruben erfasst wird. Die Begründung ist, dass Kläranlagen in Österreich aerob betrieben werden und CH₄ nur bei der anaeroben Schlammstabilisierung anfällt, wo das CH₄ im Zuge der energetischen Faulgasverwertung genutzt wird. Für den nicht angeschlossenen Anteil der Bevölkerung wird anhand einer typischen BSB₅-Konzentration/Einwohner/Tag und eines Österreich-spezifischen Emissionsfaktors (Steinlechner et al., 1994) die CH₄-Emission berechnet. Diese lag 2019 bei 774 t/a CH₄ (=19.348 t/a CO₂-equ.) und entspricht rund 0,3 % der gesamten CH₄-Emissionen.

3.4.2 Abschätzung der Treibhausgasemissionen aus Kläranlagen basierend auf österreichweiten Betriebsdaten und Forschungsergebnissen

Ausgangspunkte für die Abschätzung der N₂O-Emissionen

Für die Abschätzung der aktuellen N₂O-Emissionen aus Kläranlagen wurden folgende Parameter verwendet:

- N_{ges}-Fracht im Zulauf der Kläranlage (Daten verfügbar aus EMREG-OW);
- N-Entfernungsgrad (%) je Kläranlage (Daten verfügbar aus EMREG-OW);
- Umrechnungsfaktor von N₂O-N auf N₂O: N₂O = N₂O-N x 44/28;
- Für N₂O-Emission wurden die Emissionsfaktoren aus Studie des BMLFUW (2015) übernommen.

N₂O-Emissionen auf österreichischen Kläranlagen

Für die Berechnung der N₂O-Emissionen wurde dieselbe Methodik (BMLFUW, 2015) wie in der NIR benutzt, mit dem Unterschied, dass in diesem Fall eine Unterteilung in die Anlagengrößenklassen durchgeführt und für jede Größenklasse basierend auf dem aktuellen Stickstoffwirkungsgrad die N₂O-Emissionen berechnet wurden.

Tabelle 11. Aktuelle österreichweite Lachgasemissionen je Anlagengrößenklasse

Größenklasse ARA [EW]	2.000–5.000	>5.000–50.000	>50.000–150.000	>150.000	Gesamt
Anzahl ARAs	245	316	51	20	632
Abwassermenge [1.000 m ³ /a]	45.640	329.252	211.953	467.577	1.054.423
Ausbaukapazität [EW]	822.094	5.960.389	4.535.103	10.471.867	21.789.453
durchschnittliche Belastung [EW]	532.860	3.967.863	2.862.253	7.156.214	14.519.190
Zulauffracht N _{ges} [t/a]	2.195	14.509	9.182	23.143	49.029
Ablauftracht N _{ges} [t/a]	367	2.385	1.741	4.620	9.113
N-Wirkungsgrad [%]	83,3%	83,6%	81,0%	80,0%	81,4%

Größenklasse ARA [EW]	2.000–5.000	>5.000– 50.000	>50.000– 150.000	>150.000	Gesamt
N₂O Emissionen [t/a]	26	146	94	237	503

Die berechneten N₂O-Emissionen für jede Größenklasse sind als „Basisszenario“- Emissionen zu sehen (Emissionen, die ohne eine Temperaturabsenkung anfallen). Die zusätzlichen N₂O-Emissionen, die aus der Temperatursenkung resultieren, werden in Folge mit dem Basisszenario verglichen (Kapitel 5.2).

BMLRT Studie zu CH₄- Emissionen

Im Rahmen einer Studie des BMLRT (2021) wurden erstmals CH₄-Emissionen aus Kanal und Kläranlage berechnet, wobei für den Kanal nicht zwischen Freispiegel- und Druckleitungen unterschieden wurde und ein Emissionsfaktor von 300 g CH₄/EW/a angenommen wurde. Die CH₄-Emissionen aus dem Kanal liegen bei dieser Berechnung bei 4.440 t/a CH₄, (=110.995 t/a CO₂-equ.) und entsprechen rund 1,8 % der gesamten CH₄ Emissionen in Österreich. Die Emissionen aus den Kläranlagen wurden mit 4,280 t/a (=106.995 t/a CO₂-equ.) berechnet und entsprechen rund 1,7 % der gesamten CH₄-Emissionen in Österreich. Insgesamt ergeben sich laut dieser Studie 3,52 % CH₄-Emissionen aus Kanal und Kläranlage in Österreich.

Ableitung von CH₄- Emissionsfaktor

Für die Berechnung der CH₄-Emissionen aus dem Kanal (E_{Kanal}) wurde in dieser Studie die Art des Kanals berücksichtigt und ein Emissionsfaktor von 80 g CH₄/EW/a (Freispiegelleitung) bzw. 800 g CH₄/EW/a (Druckleitung) herangezogen (siehe Kapitel 3.3.2). Die Methanemissionen aus dem Kanalsystem können wie folgt berechnet werden:

$$E_{\text{Kanal}} [\text{kg/a CH}_4] = EF_{\text{Kanal}} * EW_{\text{Kanal}} / 1000$$

Wobei:

EW_{Kanal} – EW, die an einen Kanal (Druck- oder Freispiegelleitung) angeschlossen sind)

Gemäß Tabelle 11 werden in Österreich kommunale Abwässer von rund 14,6 Millionen EW gereinigt.

Wie in Kapitel 3.3.2 dargestellt, besteht das österreichische Kanalsystem aus 92 % Freispiegel- und 8 % Druckleitungen.

$$E_{\text{Kanal}} = E_{\text{Freispiegelleitung}} + E_{\text{Druckleitung}}$$

$$E_{\text{Kanal}} = 14.519.190 * 92\% * 80 + 14.519.190 * 8\% * 800 = \mathbf{1.998 \text{ t/a CH}_4}$$

Diese CH₄-Emissionsfracht (=49.946 t/a CO₂-equ.) aus dem Kanalsystem wäre ca. die Hälfte von den vorgeschlagenen 4.440 t/a CH₄ in BMLRT (2021). Bezogen auf die Methodik vom NIR (Umweltbundesamt, 2021) entsprechen 1.998 t/a CH₄ rund 0,80 % der gesamten CH₄ Emissionen in Österreich.

4 GRUNDLAGEN FÜR DIE ABSCHÄTZUNG

Einbauort Für die Nutzung von Wärme aus dem Abwasser ist der Einsatz von Wärmetauschern notwendig. Bei der Wahl des Einbauortes eines Wärmetauschers im Verlauf des Kanalsystems gibt es verschiedene Kriterien bzw. Voraussetzungen. Grundsätzlich ist es möglich, diese im gesamten Verlauf vom Abwasserentstehungsort bis hin zum Ablauf der Kläranlage zu integrieren. Jeder Einbauort hat dabei seine spezifischen Vor- und Nachteile bzw. Voraussetzungen (siehe dazu Abbildung 5 und Abbildung 6).

Abbildung 5:
Einbauorte für Wärmetauscher zur Wärmeentnahme aus dem Abwasser. (Quelle: FiW 2013, Merkblatt DWA M 114 Energie aus Wasser, Wärme und Lageenergie)

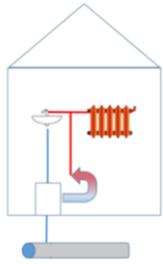
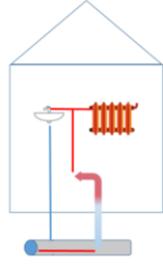
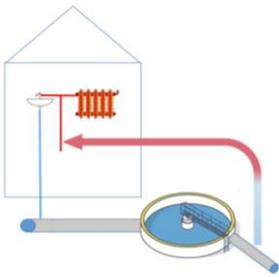
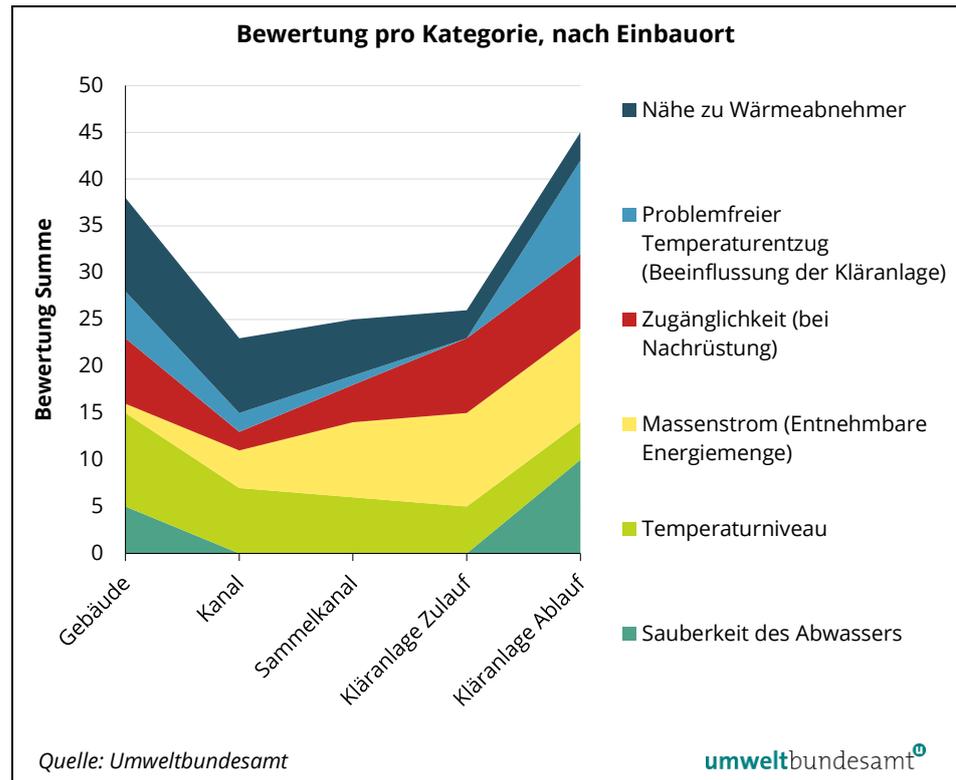
Ort der Wärmeengewinnung	Vorteile	Nachteile
	<ul style="list-style-type: none"> Relativ hohe Abwassertemperatur Kurzer Wärmetransport Netzunabhängiger Betrieb Genehmigungsfreier Betrieb 	<ul style="list-style-type: none"> Geringer Abfluß Starke Tagesschwankung Hoher Betriebsaufwand Zum Teil hohe spezifische Investitionskosten
	<ul style="list-style-type: none"> Große Abwassermenge Angemessener Betriebsaufwand Kurze bis mittlere Wärmetransportwege Angemessene Investitionskosten Erhöhung der technischen Standzeit 	<ul style="list-style-type: none"> Abhängigkeit vom Netzbetreiber Genehmigungsbedürftiger Betrieb Einfluss auf Abwasserreinigung bei hohem Wärmeentzug möglich
	<ul style="list-style-type: none"> Große Abwassermenge Gesteigertes Wärmepotential Abwasserreinigung bleibt unbeeinflusst 	<ul style="list-style-type: none"> Lange Wärmetransportwege Genehmigungsbedürftiger Betrieb

Abbildung 6:
Semi quantitative Bewertung von Einbauorten für Wärmetauscher nach Einbauort und Kriterium.



10=gut bis 0=schlecht

Technologien von Wärmetauschern

Je nach Einbauort gibt es verschiedene Technologien von Wärmetauschern, die in Frage kommen. Beispiele für eingesetzte Wärmetauscher sind:

- Im Fließkanal:
 - Klein und Kleinstwärmetauscher am Ort der Verwendung (z.B. direkt in Duschen oder in Sammelsträngen von Gebäuden);
 - Wärmetauscher zur Auskleidung bestehender Kanalrohre;
 - Kanalrohre mit integrierten Wärmetauschern.
- Wärmetauscher in Zisternen bzw. Sammelbehältern.
- Entnahme von Teilströmen (gepumpt):
 - Rohrwärmetauscher;
 - Doppelrohrwärmetauscher;
 - Plattenwärmetauscher.

Abhängig vom eingesetzten Wärmetauscher ist es dabei notwendig, eine Vorreinigung des Abwassers durchzuführen, um eine Verstopfung zu vermeiden. Dies hat den Vorteil, dass kompaktere und effizientere Wärmeüberträger (engere Fließkanäle) zum Einsatz kommen können. Einige Systeme (Zisternen, Doppelrohrwärmetauscher, Wärmetauscher in Fließkanälen) sind jedoch für die direkte Nutzung von Abwässern ausgelegt. Eine umfangreichere Auflistung und Illustration verschiedener Wärmetauscher-Systeme findet sich in FiW (2013).

4.1 Wärmetauscherbetrieb

Der Betrieb eines Wärmetauschers an sich benötigt keine Energie. Es sollte aber der Energieeinsatz für die notwendigen Pumpen zur Förderung des Mediums, sowie für die eventuell notwendige Reinigung des Wärmetauschers bedacht werden.

Energieverbrauch im Betrieb

Das System für die Wärmenutzung aus dem Abwasser besteht aus drei Komponenten:

- Pumpe;
- Wärmetauscher;
- Wärmepumpe.

4.1.1 Reinigung

Der Energieaufwand ist schwierig zu quantifizieren. Einige Wärmetauscher kommen ohne Reinigung aus. In vielen Fällen wird eine mechanische Abreinigung, oder eine Abreinigung durch Spülen (Wasser oder Druckluft) zum Einsatz kommen, um den Wärmetauscher oder den Vorfilter zu reinigen. Da dies meist diskontinuierlich erfolgt (d. h. nur in bestimmten Intervallen oder überhaupt nur bei Bedarf = Verunreinigung) kann davon ausgegangen werden, dass der Energieeinsatz für diese Anwendung vernachlässigbar ist.

4.1.2 Förderung des Mediums (Wasser) = Pumpen

Förderung des Wassers

Für die Förderung des Wassers durch den Wärmetauscher kommen Pumpen zum Einsatz. Der Energieverbrauch für die Pumpen ist im Wesentlichen vom geförderten Volumen, sowie vom erzielten Druck abhängig. Pumpenanwendungen für Wärmeanwendungen verbrauchen anteilmäßig von der geförderten Energiemenge grundsätzlich sehr wenig Energie. Im Fall der Abwassernutzung ist hier anzumerken, dass das Medium im Wärmetauscher nur um eine sehr geringe Temperaturdifferenz abgekühlt wird. Demzufolge wird ein sehr großes Volumen benötigt um eine Energiemenge zu übertragen. In realistischen Betriebszuständen ist davon auszugehen, dass keinesfalls mehr als 4 % der übertragenen Wärmemenge für die Pumpenergie aufgewendet werden muss. In den meisten Fällen wird dieser Wert noch deutlich darunter liegen.

Es sollte in diesem Zusammenhang auch berücksichtigt werden, dass die Wärme aus Abwasser eine andere Wärmequelle ersetzt bzw. ergänzt. Im Idealfall erfolgt dann nur eine Verschiebung der Pumpenergie von der einen zur anderen Wärmequelle.

Energieverbrauch für Pumpen fällt gering aus

Zusammenfassend ist zu sagen, dass die Pumpenergie für den Betrieb von Abwasserwärmetauschern im Verhältnis zur gewonnenen Energie vernachlässigbar ist, weshalb sie in dieser Studie nicht näher betrachtet wird.

4.2 Wärmepumpenbetrieb

Ein wesentlicher Energieeinsatz beim Betrieb von Abwasserwärmegewinnungssystemen wird in den meisten Fällen die notwendige Wärmepumpe zum Temperaturhub sein. Das Temperaturniveau des Abwassers (10–20 °C) kann nämlich nur in sehr wenigen Fällen direkt genutzt werden. Denkbar wäre der Einsatz für Kühlzwecke (free cooling) oder auch die Vorwärmung von Trinkwasser bei der Warmwasserbereitung. In diesen Sonderfällen ist jedoch äußerst genau auf das vorhandene Temperaturniveau zu achten. Schon die Veränderung um wenige K kann ein Nichtfunktionieren der direkten Anwendung zur Folge haben.

Wärmepumpe zur Temperatursteigerung

In den meisten Fällen wird daher der Einsatz von Wärmepumpen notwendig sein. Sei es für die Wärmegewinnung (Erhöhung des Temperaturniveaus auf ein brauchbares Niveau) oder für Kälteanwendungen. Hierbei würde dem Abwasser keine Wärme entzogen, sondern es würde aufgeheizt und als Wärmesenke für Kühlaggregate fungieren.

Der Betrieb von Wärmepumpen braucht neben der Niedertemperaturwärmequelle (Abwasser) immer auch eine hoch exergetische Energiequelle (z. B. Strom). Absorptionswärmepumpen nutzen dafür eine Hochtemperaturquelle. Kompressionswärmepumpen benötigen für den Betrieb eines Kompressors mechanische Energie. Dafür können verschiedene Motoren zum Einsatz kommen (Gas-, Öl-, Elektromotoren u. a.)

In den meisten Anwendungsfällen wird jedoch die elektrisch betriebene Wärmepumpe zum Einsatz kommen. Für die Studie wurde von dieser Art der Wärmepumpe ausgegangen.

Ausschlaggebend für den elektrischen Energieverbrauch einer Wärmepumpe ist die Arbeitszahl (AZ). Diese gibt an, wieviel „Einheiten“ Nutzenergie mit einer Einheit elektrischer Energie bereitgestellt werden können.

Im praktischen Betrieb hängt die Arbeitszahl im Wesentlichen von folgenden Parametern ab:

- Art und Konstruktion der Wärmepumpe;
- Betriebsweise der Wärmepumpe.

Vor allem aber vom:

- Temperaturniveau der Wärmequelle;
- Temperaturniveau der Wärmesenke; und somit vom
- Temperaturhub.

Niedertemperaturanwendungen

Niedertemperaturanwendungen sind vorteilhaft

Je größer der Temperaturhub, desto niedriger wird die Arbeitszahl. Theoretisch sind Arbeitszahlen zwischen 1 und 20 möglich. Im Fall der Abwasserwärmenutzung ist ein Temperaturhub um 15–50 K realistisch. Beispielsweise kann so ein Temperaturniveau über 60 °C realisiert werden, womit Warmwasserbereitung

sowie die Versorgung von Radiatorenheizung möglich ist. Erzielbare Arbeitszahlen dabei sind um 3 anzusetzen. Wesentlich effizienter wird der Einsatz, wenn Niedertemperatursysteme genutzt werden können (Fußbodenheizung etc.) hier sind dann Hübe von max. 20 K ausreichend und somit Jahresarbeitszahlen von bis zu 8 möglich. In den weiteren Berechnungen wird von einer durchschnittlichen Arbeitszahl von 5 ausgegangen. Dabei wird berücksichtigt, dass teilweise höhere (insbesondere Warmwasserbereitung, teilweise aber auch Radiatorenheizung) aber auch Niedertemperaturabgabesysteme, zum Teil auch in gemischtem (kaskadischem) Betrieb zum Einsatz kommen.

Fernwärme

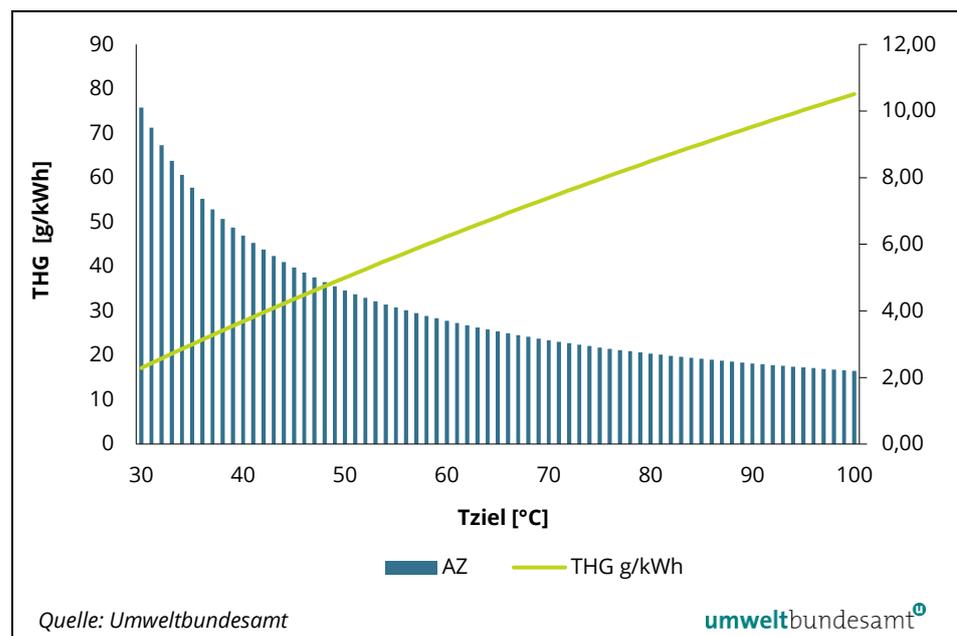
Ferntransport ist grundsätzlich möglich

Würde eine Fernwärmeeinspeisung ($T=100\text{ °C}$) angestrebt, so sind Arbeitszahlen von 2 zu erwarten. In diesem Fall würden die Emissionen aus dem Stromverbrauch wesentlich stärker zu Buche schlagen. Ein solcher Betrieb hat schlechtere Voraussetzungen, kann in einigen Sonderfällen jedoch durchaus sinnvoll sein (siehe dazu auch Abbildung 7).

Wärmenetze mit niedrigeren Temperaturen bieten bessere Voraussetzungen. Auch „kalte“ Wärmenetze bzw. Anergienetze können eine Möglichkeit für die effiziente Wärme- und Kältenutzung sein.

Beim Ferntransport kann grundsätzlich gewählt werden, ob das kühle Medium transportiert wird und am Punkt des Energiebedarfs eine Wärmepumpe zur Temperaturhebung zum Einsatz kommt, oder ob das Temperaturniveau zuerst angehoben und dann transportiert wird. In den meisten Fällen erfolgt ein Energietransport auf hohem Temperaturniveau. Dadurch lassen sich gefördertes Volumen und Leitungsquerschnitt reduzieren. Dies hat jedoch auch einen höheren Temperaturverlust zur Folge. Erfolgt der Transport auf niedrigerem Temperaturniveau, ist hohes zu pumpendes Volumen notwendig.

Abbildung 7:
Mögliche Arbeitszahl und THG-Belastung der erzeugten kWh Nutzwärme (bei Quelltemperatur $T=15\text{ °C}$), in Abhängigkeit von der Zieltemperatur. Es sind nur die Emissionen dargestellt, die durch den Wärmepumpenbetrieb (Stromverbrauch, direkte Emissionen) verursacht werden.



4.3 Alternative Wärmequellen

Als Wärmequellen für die Wärmepumpennutzung kommt grundsätzlich eine Vielzahl von Quellen in Frage. Jede hat dabei ihre eigenen Spezifika. Teilweise ist der Einbau von Wärmetauschern in Kanalsysteme einfacher bzw. kostengünstiger als eine Sondenbohrung bzw. die Erschließung anderer Wärmequellen. Es sind dabei im konkreten Anwendungsfall verschiedene Faktoren abzuwägen.

4.4 Theoretisches Abwasserwärmepotential

Parameter Das theoretische Abwasserwärmepotential lässt sich errechnen aus:

- der nutzbaren Abwassermenge; und
- der möglichen Abkühlung des Abwassers.

Formel Die entziehbare Energie aus dem Abwasser kann aufgrund der nutzbaren Wassermenge und der entziehbaren Temperatur pro Größenklasse der Kläranlage mittels folgender Formel errechnet werden:

$$E = m * c * \Delta T$$

Wobei für die spezifische Wärmekapazität von Abwasser der Wert für Wasser von $4,19 \frac{kJ}{kgK}$ herangezogen werden kann.

Nutzbares Energiepotential in Österreich In Klima- & Energiefonds (2017) wird ein nutzbares Energiepotential von 3.192 GWh/a im Ablauf der Kläranlagen für Österreich errechnet. Die dahinterliegenden Annahmen gehen von einer Abkühlung der nutzbaren Abwassermenge für Österreich um 5 K (auf bis zu 5 °C in den Wintermonaten) aus.

4.5 Realisierbares Abwasserwärmepotential

Einflussfaktoren Das realisierbare Abwasserwärmepotential wird eingeschränkt durch

- **Resttemperatur im Zulauf der Kläranlage;**
- **örtliche Nähe von Kanal (mit ausreichendem Durchfluss) und Wärmeabnehmer;**
- **Verfügbarkeit in und außerhalb der Heizperiode;**
- Abwassertemperatur am Ort der Wärmeentnahme;
- kontinuierliche Durchflussraten;
- Wärmeaustausch mit dem umgebenden Erdreich;
- Art und Durchmesser des Kanals.

Die Berechnungen dazu sind in Kapitel **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** aufgeführt, wobei die ersten 3 Punkte als wesentliche Einflussgröße in die Berechnung des realisierbaren Abwasserwärmepotentials einfließen. Die Punkte 4–7 haben zwar einen Einfluss, der aber vernachlässigbar oder nicht quantifizierbar ist und aus diesem Grund nicht in die Berechnung einfließt.

4.5.1 Resttemperatur im Zulauf der Kläranlage

Wird das Abwasser vor der Kläranlage abgekühlt, so ist unbedingt auch der Aspekt des optimalen Kläranlagenbetriebs (Reinigungsleistung) zu berücksichtigen. Es sollte zumindest ein Temperaturniveau von 9 °C für den Klärprozess zur Verfügung stehen (siehe dazu Kapitel 3.2.4 und 3.2.3). Daraus ergeben sich je nach Größenklasse der Kläranlage unterschiedliche nutzbare Temperaturniveaus

4.5.2 Siedlungsnähe

Wärmeabnehmer

Ein wichtiges Kriterium für die Nutzung von Abwärme aus der Kanalisation ist die physische Nähe zu einem Wärmeabnehmer. Zwar ist grundsätzlich der Ferntransport über weite Strecken durch die Einkoppelung in Wärmenetze möglich, dies geht jedoch auf Kosten der Arbeitszahl einer eingesetzten Wärmepumpe und reduziert somit die Effizienz des Gesamtsystems. Optimal sind hingegen Wärmeauskopplungen für Niedertemperaturheizsysteme (Flächenheizung). Der Vorteil von Kanalleitungen als Wärmequelle ist, dass diese großteils im Siedlungsgebiet verlaufen.

In Klima- & Energiefonds (2017) wird davon ausgegangen, dass 79 % der Kläranlagen siedlungsnah bzw. 21 % siedlungsfern situiert sind. Vereinfachend wurde in dieser Arbeit von diesem Reduktionsfaktor zur Potentialermittlung ausgegangen.

4.5.3 Heizperiode

Jahresbedingte Schwankungen des Wärmebedarfs

Ein weiterer Aspekt ist die Nutzbarkeit der entzogenen Energie. Dabei ist festzustellen, dass Wärme im Winter wesentlich leichter nutzbar, und somit wertvoller ist, als in den Sommermonaten. Aus diesem Grund wurde eine Differenzierung des Potentials in Zeiten innerhalb und außerhalb der Heizperiode vorgenommen, wobei die Heizperiode 5 Monate (November–März) umfasst.

4.5.4 Abwassertemperatur am Ort der Wärmeentnahme

Je höher die Abwassertemperatur am Ort der Wärmeentnahme ist, desto vorteilhafter ist dies für die Nutzung der Energie, bzw. den Betrieb einer Wärmepumpe. Theoretisch kann das Abwasser beliebig weit (über Gefrierpunkt) abge-

kühlt werden, solange es im Kanalnetz zu einer Mischung mit anderen Abwässern kommt und somit am Eintrittspunkt in die Kläranlage wieder ein Temperaturniveau über 9 °C erreicht wird.

4.5.5 Durchflussraten

Hinsichtlich der mindestens erforderlichen Durchflussrate nennen verschiedene Quellen Größenordnungen zwischen 10–15 l/s (Buri et al., 2004; Müller et al. 2005; DWA-M -114, 2009), damit aus ökonomischer Sicht eine energetische Nutzung des Abwassers sinnvoll ist. Als untere Grenze werden Anlagenleistungen von 150 kW (in Ausnahmefällen ab 100 kW) genannt. Um genügend Abwärme zur Deckung dieser Wärmeleistung aus einem Kanal gewinnen zu können, wird eine minimale Wassermenge bei Trockenwetter von 10 l/s verlangt (Mittelwert der Nachtstunden). Typischerweise finden sich diese Voraussetzungen nur in Kanälen, die das Abwasser von mindestens 5.000 Einwohner:innen ableiten (AWEL, 2010).

4.5.6 Art und Durchmesser des Kanals

Kanaldurchmesser

Wenn die Wärmetauscher in den Kanal integriert werden sollen, muss mindestens eine Nennweite von 800 DN vorliegen (Buri et al., 2004, Müller et al., 2005, Christ et al., 2008). In einer Studie des BMU (2018) wird berichtet, dass die Kanalwärmetauscher dem vorhandenen Kanalprofil entsprechend, als vorgefertigte Elemente hergestellt und dann nachträglich in Kanälen ab einer Nennweite von DN 400 installiert werden können. Es gibt weiters verschiedene Arten von Wärmetauschern, für die der Querschnitt keine Rolle spielt (siehe auch Kapitel **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Allerdings haben Wärmetauscher im Kanalrohr selbst meist einen Kostenvorteil im Vergleich zu anderen Systemen. Außerdem lässt der Kanaldurchmesser auch einen Rückschluss auf die transportierten Mengen zu.

Kanallänge

In Tabelle 12 werden drei Abschätzungen zur Länge der öffentlichen Kanalisation in Österreich gegenübergestellt. Die Unterscheidung der Kanalisationssysteme ist für die Ermittlung des Gewinnungspotential relevant, da die Regenwasserkanalisation z. B. aufgrund des diskontinuierlichen Auftretens von Niederschlagsereignissen die Anforderung des Mindestabflusses nicht erfüllt und damit für die Wärmerückgewinnung nicht geeignet ist.

Tabelle 12:
Abschätzungen der
Länge der öffentlichen
Abwasserkanäle in
Österreich in km (über-
nommen aus
Klima- & Energiefonds,
2017)

Quelle	Regenwasser- kanal (km)	Schmutzwasser- kanal (km)	Mischwasser- kanal (km)
Fenzl (2011)	9.573	48.991	23.431
Neunteufel et al. (2012)	11.300	57.500	27.400
Assman et al. (2015)	10.896	56.296	23.608
Im Mittel (Summe Schmutz- und Mischwas- serkanäle)		79.075	

Ein weiteres Eignungskriterium, wie oben beschrieben, ist die Kanalnenweite. In Tabelle 13 findet sich eine Übersicht über die anteiligen Nennweiten sowie die Kanalarten im österreichischen Kanalnetz.

Tabelle 13: Überblick über den Querschnitt sowie die Kanalarten in der österreichischen Kanalisation (persönliche Mitteilung Kommunalkredit Austria. Die Daten beruhen auf endabgerechneten Leitungsinformationssystemen und repräsentieren etwa 20 % des Anlagenbestandes in Österreich)

Profile	In %	Kanalarten	In %
< DN 200	23	Freispiegleitung	92
DN 200	27	Druckleitung	8
DN 201 bis 300	30		
DN 301 bis 500	10		
>DN 500	6		
Eiprofile/Sonderprofile	4		

Geht man davon aus, dass Wärmentnahmen über Wärmetauscher nur in Misch- und Schmutzwasserkanälen mit einer Nennweite ab DN 500 eingebaut werden, so würden 4.745 km Kanallänge für den Einbau von Wärmetauschern zur Verfügung stehen.

4.5.7 Wärmeaustausch mit dem umgebenden Erdreich

Kanalisation als Erwärmetauscher

Kanalleitungen verlaufen in den meisten Fällen ungedämmt im Untergrund, dadurch kommt es zu einem laufenden Wärmeaustausch mit dem umliegenden Erdreich. Je nach Wärmeleitfähigkeit und Wärmekapazität erfolgt diese stark oder weniger stark. Das Erdreich wird entweder erwärmt oder abgekühlt. Im laufenden Betrieb wird sich ein Gleichgewicht mit relativ konstanter Temperatur einstellen. Eine Entnahme von Wärme aus dem Abwasserstrom wirkt somit nicht nur auf das Abwasser selbst, sondern es besteht auch ein Austausch mit dem umliegenden Erdreich. In gewisser Weise kann so ein Kanalstrang auch als Erdwärmekollektor dienen. Die spezifischen Auswirkungen (ob der Temperatureintrag in das Abwasser aus dem Erdreich nun positiv oder negativ ist) sind aber je nach Einbauort und Umgebung sehr individuell. Es wird vermutet, dass dieser Wärmeaustausch zu einer Abmilderung der Effekte eines Wärmeentzugs (oder einer Wärmezufuhr) in der Kanalisation führt. Entsprechend würde die Abwassertemperatur am Einlauf der Kläranlage weniger beeinflusst werden, sowie als Folge das nutzbare Potential gesteigert werden. Durch die Klimaveränderung ist auch eine Erwärmung des Erdreichs und des Grundwassers feststellbar. Dies hat auch Effekte auf die Temperaturen im Kanalnetz. All diese Wirkungen sind allerdings noch zu wenig untersucht, um hier valide generalisierte Aussagen treffen zu können.

Vereinfachend wurde in dieser Arbeit davon ausgegangen, dass kein Wärmetransfer in dieser Weise erfolgt.

4.6 Markt, Wirtschaftlichkeit

Die Wirtschaftlichkeit einer Anlage ist vor allem von der möglichen Nutzungsdauer im Jahresverlauf abhängig. Sehr attraktiv sind dabei Wärme- oder Kälteabnehmer (ideal auch Kombination), die ganzjährig eine möglichst konstante Energiemenge benötigen.

Kombination von Kühl- und Heizanwendungen

Gebäude und Prozesskühlung ist ein stark wachsender Markt. Entsprechend finden sich auf viele Anwendungen von Abwasserwärmenutzung für Kühlanwendungen in umgesetzten Projekten wieder, meist in der Kombination mit Heizanwendungen. Auch der Parallelbetrieb von Heizung und Kühlung ist nachgefragt. Beispielsweise in Rechenzentren, Gewerbe, Büros, Einkaufszentren.

Im Vergleich zu Luftwärmepumpen ist die Investition höher, jedoch die Betriebskosten durch die höhere Effizienz (bessere Arbeitszahl) niedriger. Gegenüber Sondenbohrungen ist vor allem das kalkulierbare Risiko ein Vorteil. Scheitern Sondenbohrungen am Projektstandort, oder sind diese zu wenig ergiebig, so führt dies zu der Notwendigkeit von neuen bzw. zusätzlichen Sondenbohrungen, oder überhaupt der Suche nach alternativen Energiequellen.

5 ABSCHÄTZUNG ABWASSERWÄRMEPOTENTIAL UND DER THG-EMISSIONEN

Szenarien Im folgenden Kapitel erfolgt ein Vergleich des Abwasserwärmepotentials und der Treibhausgasemissionen bei der Entnahme von Abwasserwärme für zwei Szenarien:

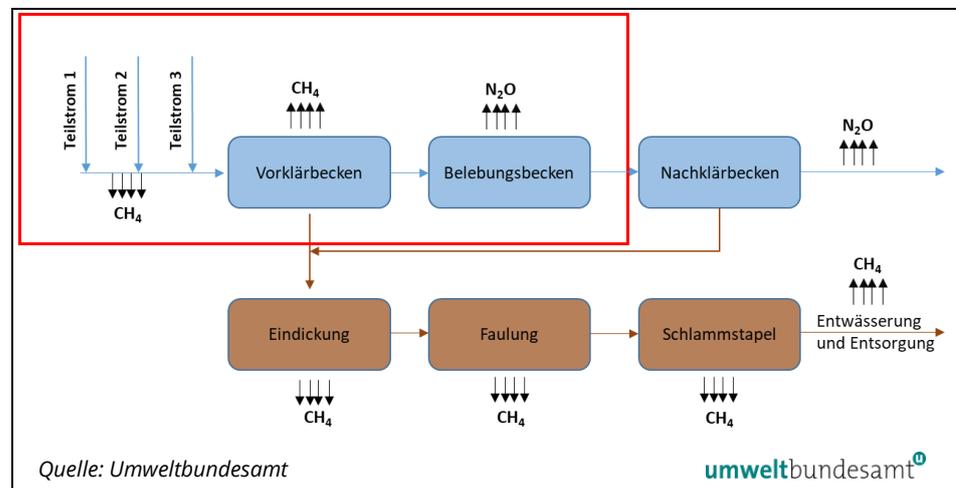
- eine Modellkläranlage
- Gesamtösterreich

Bei der Veränderung der Treibhausgasemissionen werden nur die Veränderungen der Lachgasemissionen berücksichtigt, da hinsichtlich der Methanemissionen keine eindeutige Temperaturabhängigkeit festgestellt werden konnte (siehe Kapitel 3.3).

5.1 Modellkläranlage

Zulauf Abbildung 8 zeigt ein vereinfachtes Schema der Modellkläranlage. Wie aus der Abbildung ersichtlich, wird das System auf Zulauf zur Kläranlage bis zum Belebungsbecken abgegrenzt. Bei der Modellkläranlage wird angenommen, dass der Hauptsammler aus drei Teilströmen besteht.

Abbildung 8:
Modellkläranlage und
Systemabgrenzung



Die Angaben über die Teilströme sind in Tabelle 14 erfasst und werden für die Berechnung des Abwasserwärmepotentials herangezogen.

Belastung Die Modellkläranlage hat eine durchschnittliche jährliche Belastung von 100.000 EW, einen Abwasseranfall von 200 l/EW/d und eine durchschnittliche N_{ges} -Fracht im Zulauf von 8,8 g/EW/d (Lindner & Zessner, 2003). Anhand der typischen Abwassertemperaturen im Winter (Tabelle 7 und Tabelle 8) wird eine Zulauftemperatur von 11,4 °C in den Wintermonaten angenommen.

5.1.1 Veränderung der Abwassertemperatur nach der Wärmeentnahme

Tagesschwankungen

Für einen sinnvollen Betrieb von Wärmetauschern wird eine Mindestdurchflussmenge von 10 l/s vorgeschlagen, wie in Kapitel 4.5.5 näher erläutert. Nachdem der Zulauf zur Kläranlage Tagesschwankungen unterliegt und oft für kleine Durchflussmengen sehr hohe Schwankungen zwischen Tag und Nacht (bis zu Faktor 5) vorkommen, wird der Teilstrom 3 für die Wärmeentnahme nicht weiter betrachtet. Für die Abschätzung der resultierenden Abwassertemperatur nach dem Wärmetauscher wird der Berechnungsansatz von Buri et al. (2004) übernommen.

Der Durchfluss in Tabelle 14 (230 l/s) stellt eine stündliche Aufnahme dar, während sich die Berechnungen in Tabelle 15 auf ein ganzes Jahr und Trockenwetter beziehen.

Tabelle 14:
Veränderung der Abwassertemperatur nach der Wärmeentnahme im Zulauf zur Modellkläranlage während der Wintermonate.

Zulauf	Abwassertemperatur (°C)	Durchschnittliche Abflussmenge (l/s)	Leistung Wärmetauscher kW	Temperaturabnahme K ³	Abwassertemperatur nach Wärmetauscher (°C)
Teilstrom 1	11	50	300	1,43	9,57
Teilstrom 2	11,8	150	450	0,72	11,08
Teilstrom 3	10,2	30	0	0	10,2
Gesamt	11,4	230	750	0,78	10,64

Abwassertemperatur nach Wärmeentnahme

Aus Tabelle 14 ist ersichtlich, dass sich auch mehrere, zum Teil große Wärmeentnahmen auf den Zulauf zur Kläranlage nicht unbedingt maßgeblich auswirken müssen. Die Auswirkung einer Temperaturabsenkung im Zulauf der Kläranlage ist umso unbedenklicher, je größer die Kläranlage ist und je größer die Dimensionierungsreserve ist. Insbesondere relevant ist hierbei das Verhältnis zwischen dem Volumendurchsatz bei der Kläranlage und Leistung bzw. entnommene Energie durch den/die Wärmetauscher. Im Normalfall ist bei einer mittelgroßen Kläranlage eine Temperaturabnahme von bis zu 1 K kein Problem (IKT, 2004). Dennoch können die Rahmenbedingungen (Abwasserzusammensetzung, Teilströme, Dimensionierung der Anlage etc.) auf jeder Kläranlage sehr unterschiedlich sein, daher ist es empfehlenswert jede Anlage separat zu betrachten.

³ Kelvin – relative Skala entspricht °C, d. h. $\Delta T=1 \text{ K}=1 \text{ °C}$ (absolute Skala: $0 \text{ °C}=273,15 \text{ K}$)

5.1.2 Berechnung der entziehbaren Energiemenge und daraus resultierende Treibhausgasemissionen

Bei der Nutzung von Wärme aus dem Abwasser (vor der Kläranlage) kommt es zu Treibhausgasemissionen aus verschiedenen Quellen. Dabei sind folgende Prozesse bzw. Bereiche relevant:

- THG-Quellen**
- **Mehremission von Lachgas durch Reduktion der Abwassertemperatur**
 - **Mehremission von CO₂ durch den Betrieb von Wärmepumpen**
 - Hilfsenergie (Pumpen, Abreinigung etc.)
 - Methangasemissionen

Die Bereiche Hilfsenergie sowie Methangasemission wurden aufgrund ihrer geringen Relevanz in dieser Studie nicht berücksichtigt (siehe auch Kapitel **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**).

Ausgangspunkte Um die Auswirkung der Temperaturveränderung auf die Reinigungsleistung der Modellkläranlage beurteilen zu können, werden die Betriebsdaten (durchschnittliche Zulauftemperatur und Stickstoffentfernungsgrad) aus Kapitel 3.2.6 herangezogen.

Vorgehensweise Im ersten Schritt werden die Lachgasemissionen ohne Temperaturabsenkung berechnet, im zweiten Schritt die zusätzlichen THG-Emissionen durch die Temperaturabsenkung von 11,4 auf 10,64 °C (Tabelle 15) und den Betrieb der Wärmepumpe (Tabelle 16).

Annahmen Abschätzung In weiterer Folge werden die zusätzlichen N₂O-Emissionen, die aus der Temperaturabsenkung resultieren in CO₂-Äquivalente (CO₂-equ.) umgerechnet (Faktor 298), in Bezug zur entziehbaren Energiemenge (kWh/a) gesetzt und mit typischen Kennzahlen anderer Energiequellen verglichen. Es zeigt sich, dass durch die Abwärmegewinnung aus dem Abwasser weniger CO₂-Emissionen anfallen (rund 1 g/kWh CO₂-equ.), als durch den Einsatz herkömmlicher Energiequellen. Es besteht somit das Potential zur Einsparung von Treibhausgasemissionen. Wie in Tabelle 15 ebenfalls ersichtlich ist, verringert sich die Jahreswirkungsgrad der Kläranlage hinsichtlich N_{ges} von 81,7 % auf 81,2 %.

Tabelle 15:
Abschätzung des theoretischen Abwasserwärmepotentials sowie daraus resultierenden Lachgasemissionen für die Modellkläranlage

	Einheit	Modellkläranlage
Anzahl ARAs	[n]	1
Ausbaukapazität [EW]	[EW]	150.000
durchschnittliche Belastung [EW]	[EW]	100.000
Zulauffracht N _{ges}	[t/a]	321
Ablauftracht N _{ges}	[t/a]	59
Abwassermenge	m ³ /a	7.300.000
Trockenwetter- Abwassermenge (Abzug 30 %)	m ³ /a	5.110.000
N-Wirkungsgrad [%] – Betriebsdaten	[%]	81,7 %

	Einheit	Modellkläranlage
N₂O-Emissionen (direkt + indirekt) ohne Wärmeentnahme	[t/a]	3,28
durchschn. Temperatur Winter	[°C]	11,4
Temperatur nach Wärmetauscher	[°C]	10,64
Temperaturabsenkung	[K]	0,78
entziehbare Energiemenge	[GWh]	4,53
zusätzliche N₂O-Emissionen	[t/a]	0,15
CO ₂ -equ. durch zusätzliche N ₂ O-Emissionen je kWh bezogen auf entzogene Energie	[kg CO ₂ -equ. /kWh]	0,01
abgeschätzter N-Wirkungsgrad mit Temperaturabsenkung	[%]	81,2%

Tabelle 16:
THG-Emissionen aus dem Betrieb der Wärmepumpe (pro entzogener kWh) für die Modellkläranlage

	Einheit	Modellkläranlage
Zusätzliche N₂O-Emissionen je kWh bezogen auf abgegebene Nutzwärme	[kg CO₂-equ. /kWh]	0,008
THG-Emission Strom direkt	[kg CO ₂ -equ. /kWh]	0,173
COP Wärmepumpe		5
CO ₂ -equ. durch Stromeinsatz in der Wärmepumpe	[kg CO ₂ -equ. /kWh]	0,035
Gesamtemission THG bezogen auf Nutzwärme	[kg CO₂-equ. /kWh]	0,042

5.1.2.1 Fallbeispiel: Substitution von Wärme aus einer durchschnittlichen österreichischen Heizung durch Wärmerückgewinnung aus Abwasser

Substitution einer Durchschnittsheizung

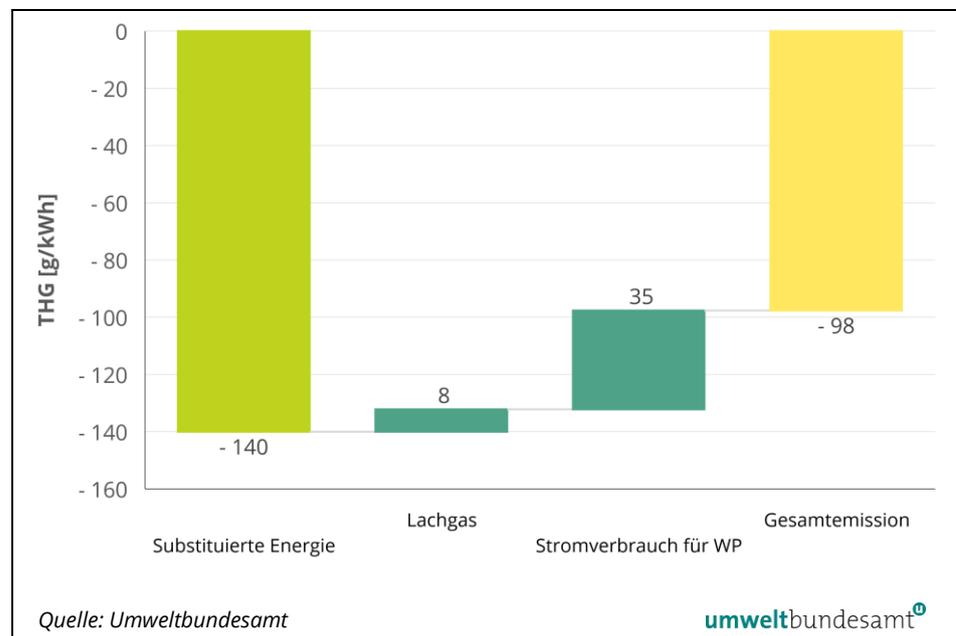
Wird eine Abwasserwärmenutzung in Betrieb genommen, so ersetzt diese Energie aus anderen Quellen. In den meisten Fällen werden dabei Niedertemperaturanwendungen (Warmwasserbereitung und Raumheizung) betroffen sein.

Der durchschnittliche Emissionsfaktor für die Bereitstellung von Niedertemperaturwärme in Österreich liegt bei 140 g CO₂-equ./kWh (nur direkte Emissionen; Umweltbundesamt, 2021). Dieser Wert bildet den Durchschnitt der Emissionen aller Heizungsanlagen in Wohn- und Dienstleistungsgebäuden ab. Dieser Wert wird voraussichtlich aufgrund des Zieles der Dekarbonisierung der Wärmeversorgung (EWG Erneuerbare Wärme Gesetz, EAG – Erneuerbaren Ausbau Gesetz), in den kommenden Jahren sinken.

Sowohl für den substituieren Wärmebereitsteller als auch für das Abwasserwärmenutzungssystem wurden Energieverluste und Hilfsenergieeinsatz nicht berücksichtigt.

Wird eine kWh Endenergie aus einer durchschnittlichen österreichischen Heizungsanlage durch eine Abwärmenutzung substituiert, so kommt es einerseits zu Emissionseinsparungen. Auf der anderen Seite entstehen aber Emissionen, aufgrund des Stromverbrauchs für den Betrieb der Wärmepumpe sowie durch die Lachgasemissionen durch die reduzierte Abwassertemperatur. In Abbildung 9 wurde die Emissionsbilanz für die Modellkläranlage berechnet. Der Einsatz von herkömmlicher Niedertemperaturwärme verursacht 140 g CO₂-equ./kWh. Wird 1 kWh Niedertemperaturwärme durch die Abwasserwärme ersetzt, so fallen aus dieser 8 g CO₂-equ./kWh durch zusätzliche Lachgasemissionen und 35 g CO₂-equ./kWh durch den Betrieb der Wärmepumpe an. Im Vergleich zum Einsatz von 1 kWh Niedertemperaturwärme, werden 98 g CO₂-equ./kWh eingespart.

Abbildung 9:
THG-Emissionsbilanz bei Abwasserwärmerückgewinnung berechnet für die Modellkläranlage, bei Substitution einer durchschnittlichen österreichischen Heizungsanlage, unter Einsatz einer Wärmepumpe, mit AZ=5; in CO₂-Äquivalenten, direkte Emissionen



5.1.2.2 Fallbeispiel: Substitution von Wärme aus einer Ölheizung durch Wärmerückgewinnung aus Abwasser

Substitution einer Ölheizung

Wird eine Abwasserwärmenutzung in Betrieb genommen, so ersetzt diese Energie aus anderen Quellen. In den meisten Fällen werden dabei Niedertemperaturanwendungen (Warmwasserbereitung und Raumheizung) betroffen sein.

Der Emissionsfaktor für die Verbrennung von Öl liegt bei 271 g CO₂-equ./kWh (nur direkte Emissionen, Quelle: Umweltbundesamt, 2021).

Sowohl für den Ölkessel als auch für das Abwasserwärmenutzungssystem wurden Energieverluste und Hilfsenergieeinsatz nicht berücksichtigt.

Wird eine kWh Endenergie aus Öl durch eine Abwärmenutzung substituiert, so kommt es einerseits zu Emissionseinsparungen. Auf der anderen Seite entstehen aber Emissionen aufgrund des Stromverbrauchs für den Betrieb der Wär-

mepumpe sowie durch die Lachgasemissionen durch die reduzierte Abwassertemperatur. In Abbildung 10 wurde die Emissionsbilanz für die Modellkläranlage berechnet. Der Einsatz einer Ölheizung verursacht 271 g CO₂-equ./kWh. Wird 1 kWh Endenergie, die durch Öl gewonnen wird, durch die Abwasserwärme ersetzt, so fallen aus dieser 8 g CO₂-equ./kWh durch zusätzliche Lachgasemissionen und 35 g CO₂-equ./kWh durch den Betrieb der Wärmepumpe an. Im Vergleich zum Einsatz von 1 kWh Energie durch Öl, werden 229 g CO₂-equ./kWh eingespart.

Abbildung 10:
THG-Emissionsbilanz bei
Abwasserwärmerückgewinnung berechnet für
die Modellkläranlage,
bei Substitution eines Ölkessels,
unter Einsatz einer Wärmepumpe,
mit AZ=5; in CO₂-Äquivalenten,
direkte Emissionen



5.2 Österreich

Rahmenbedingungen

Im Folgenden erfolgt eine konservative Abschätzung des maximalen Wärmeentnahmepotentials aus Abwasser. Da die konkreten Wärmenahmepunkte (Nähe bzw. Ferne zur Abwasserreinigungsanlage) unbekannt sind, wird davon ausgegangen, dass keine Erwärmung des Abwassers im Verlauf der Fließstrecke erfolgt (siehe auch 4.5.7). Dieser Effekt kann erheblich sein und zu einer wesentlichen Steigerung des Potentials beitragen. Er ist aber noch zu wenig erforscht, um valide generalisierende Aussagen treffen zu können. Auch ist der Effekt sehr stark von der Bodenbeschaffenheit und dem lokalen Klima im Einzelfall abhängig.

Die Ermittlung des Abwasserpotentials ist sehr stark von der Gemeindegröße bzw. dem angeschlossenen Einwohner:innenwert abhängig. In Österreich gab es im Referenzjahr 2020 632 Kläranlagen ≥ 2.000 EW, die in vier Größenklassen aufgeteilt werden können (Tabelle 17).

Annahmen

Aufgrund der Annahme, dass die Temperatur während der Wintersaison (Dezember bis Februar) im Zulauf nicht wesentlich höher als 9 °C ist, wird die Größenklasse 2.000–5.000 EW aus der Berechnung ausgenommen und als wenig geeignet eingestuft. Im individuellen Fall kann es durchaus sinnvoll sein, auch in kleineren Kläranlagen eine Wärmerückgewinnung zu implementieren. Generell weisen jedoch insbesondere kleine Anlagen geringere Abwassertemperaturen auf und sind somit sehr viel eher mit Problemen mit der Reinigungsleistung im Winter konfrontiert.

Die Abwassertemperatur wird teilweise aus der Praxis (siehe Tabelle 7 und Tabelle 8) und teilweise aus der Literatur und von eigenen Betriebsdaten abgeleitet.

Vorgehensweise Für die Abschätzung der bundesweiten Treibhausgasemissionen gelten dieselben Annahmen wie in Kapitel 5.1 (Modellkläranlage).

Abschätzung Es wurde von einer maximalen (ganzjährigen) Temperaturabsenkung im Zufluss der Kläranlage (verursacht durch die vorgelagerten Wärmetauscher im Kanalnetz), wie in Tabelle 17 dargestellt, ausgegangen. In diesem Fall könnte man theoretisch 2089 GWh/a Energie entziehen, was zu einem jährlichen Anstieg von ca. 41 t/a N₂O führen würde. Dies entspricht 8 % mehr Lachgasemission aus Kläranlagen als aktuell. Die detaillierte Abschätzung je Kläranlagen-Größenklasse findet sich in Kapitel 9.1 im Anhang.

Tabelle 17:
Abwassermengen und -temperaturen unterteilt nach ARA Größenklasse und daraus resultierenden theoretischen Abwasserwärmepotential sowie Lachgasemissionen
(Quelle: EMREG-OW, Referenzjahr 2020)

Größenklasse [EW]	Einheit	2.000–5.000	>5.000–50.000	>50.000–150.000	>150.000	Gesamt
Anzahl ARAs	[n]	245	316	51	20	632
Ausbaukapazität	[EW]	822.094	5.960.389	4.535.103	10.471.867	21.789.453
durchschnittliche Belastung	[EW]	532.860	3.967.863	2.862.253	7.156.214	14.519.190
Zulauffracht N _{ges}	[t/a]	2.195	14.509	9.182	23.143	49.029
Ablauffracht N _{ges}	[t/a]	367	2.385	1.741	4.620	9.113
N-Wirkungsgrad	[%]	83,3 %	83,6 %	81,0 %	80,0 %	81,4 %
Abwassermenge ⁵	Mio m ³ /a	45,64	329,25	211,95	467,58	1.054,42
Trockenwetter- Abwassermenge (Abzug 30 %)	Mio m ³ /a	31,95	230,48	148,37	327,30	738,10
N ₂ O-Emissionen (direkt + indirekt) ohne Wärmeentnahme	[t/a]	26	146	94	237	503
durchschn. Temperatur Winter	[°C]	8,7	10,0	11,4	12,7	
durchschn. Temperatur Frühling - Herbst	[°C]	13,1	14,6	17,1	18,0	

Größenklasse [EW]	Einheit	2.000–5.000	>5.000–50.000	>50.000–150.000	>150.000	Gesamt
Maximal mögliche Temperaturabsenkung	[K]	-	1,0	2,4	3,7	
entziehbare Energiemenge max.	[GWh/a]	-	280	415	1.393	2.089
zusätzliche N₂O-Emissionen durch Wärmeentnahme	[t/a]	-	26,8	4,1	10,4	41,3
zusätzliche N ₂ O-Emissionen durch Wärmeentnahme	%	-	18	4,4	4,4	8
CO ₂ -equ. durch zusätzliche N ₂ O-Emissionen pro entzogener Energie	[kg CO ₂ -equ./kWh]	-	0,028	0,003	0,002	0,006
abgeschätzter N-Wirkungsgrad ohne Temperaturabsenkung*	[%]	83,3	81,4	81,0	81,7	81,5 %
abgeschätzter N-Wirkungsgrad mit Temperaturabsenkung	[%]	-	79,8	80,7	80,7	80,6 %

* unterscheidet sich vom tatsächlichen Wirkungsgrad laut EMREG-OW-Daten

Das realisierbare Potential für Abwärmenutzung lässt sich aufgrund der in Kapitel 4.5 beschriebenen Einschränkungen wie folgt quantifizieren:

Tabelle 18:
Realisierbares Abwasserwärmepotential [GWh/a] nach ARA Größenklasse

Größenklasse [EW]	Einheit	>5.000–50.000	>50.000–150.000	>150.000	Gesamt
Entziehbare Energiemenge max.*	[GWh/a]	280	415	1.393	2.089
davon siedlungsnah**	[GWh/a]	222	329	1.104	1.654
davon in der Heizperiode***	[GWh/a]	93	137	460	689
davon außerhalb der Heizperiode***	[GWh/a]	130	192	644	965

* Aufgrund der Temperatureinschränkung auf mind. 9 °C im Zufluss der Kläranlage bei konstanter Leistungsentnahme über das Jahr

** Aufgrund von 21 % Abschlägen aufgrund Siedlungsferne (Quelle: Klima- & Energiefonds, 2017)

*** Heizperiode: Jänner, Februar und März, November und Dezember des betreffenden Kalenderjahres

Tabelle 19:
THG-Emissionen aus dem Betrieb der Wärmepumpe (pro entzogener kWh) nach ARA Größenklasse

Größenklasse [EW]	Einheit	>5.000–50.000	>50.000–150.000	>150.000	Gesamt
Zusätzliche N ₂ O-Emissionen bezogen auf abgegebene Nutzwärme	[kg CO ₂ -equ. /kWh]	0,023	0,002	0,002	0,005
THG-Emission Strom direkt	[kg CO ₂ -equ. /kWh]	0,35	0,35	0,35	0,35
COP Wärmepumpe		5	5	5	5
THG-Emissionen durch Stromeinsatz in der Wärmepumpe	[kg CO ₂ -equ. /kWh]	0,173	0,173	0,173	0,173
Gesamtemission THG bezogen auf Nutzwärme	[kg CO₂-equ. /kWh]	0,057	0,037	0,036	0,039

5.2.1 Spezifische Treibhausgasemission durch die Nutzung von Abwasserwärme

Abgrenzung

Die Bereiche Hilfsenergie sowie Methangasemission wurden aufgrund ihrer geringen Relevanz im Anwendungsfall Abwasserwärmenutzung in dieser Studie nicht berücksichtigt (siehe auch Kapitel **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**).

Für den Betrieb der Wärmepumpe werden die CO₂-Emissionen, die durch deren Stromverbrauch verursacht werden, berücksichtigt. Je nach Arbeitszahl ergeben sich dann jene Emissionen, die der genutzten kWh Nutzwärme zugerechnet werden können. (siehe auch 4.2).

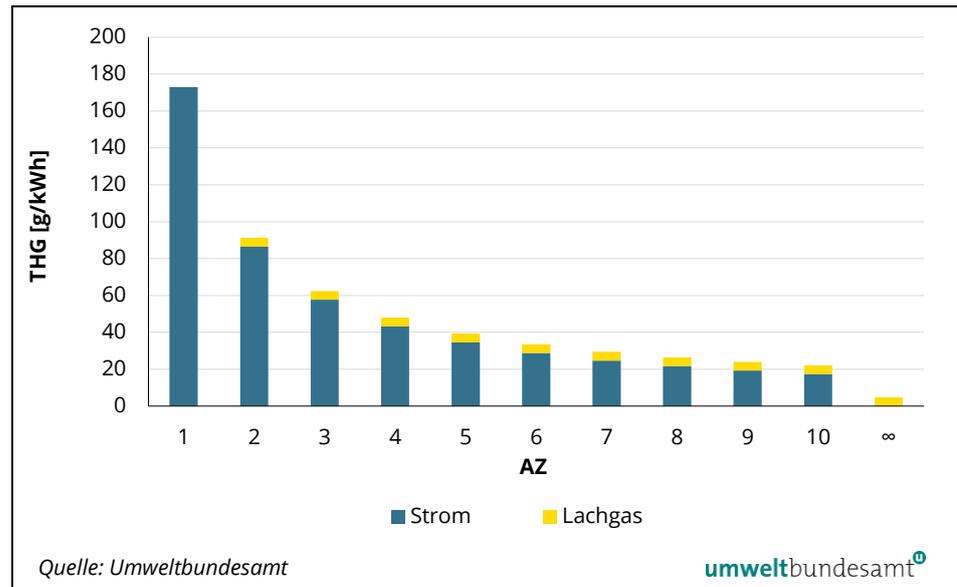
Der Emissionsfaktor für die inländische Stromerzeugung wird anhand des Kraftwerkparcs ermittelt. Für die Stromimporte werden die Emissionsfaktoren der Stromerzeugung der Importländer herangezogen. Damit ergibt sich ein Emissionsfaktor von 173 g CO₂-equ./kWh elektrischer Energie. (direkte Emissionen, Umweltbundesamt, 2021).

Die zusätzlichen N₂O-Emissionen basieren auf den Berechnungen in Kapitel 5.2.

Arbeitszahl hat wesentlichen Einfluss

In Abbildung 11 sind die Treibhausgasemissionen pro kWh thermischer Nutzenergie aus Abwasser bei unterschiedlichen Arbeitszahlen (nach Temperaturhub mittels Wärmepumpe) dargestellt. Dabei ist der starke Zusammenhang zwischen der Emission und der Arbeitszahl einer eingesetzten Wärmepumpe zu sehen. Je höher das nutzbare Temperaturniveau ist, desto höher sind auch die Treibhausgasemissionen. Bei der Direktnutzung von Abwärme reduzieren sich die Emissionen auf die Lachgasemission. Die Lachgasemissionen, die durch den Wärmeentzug aus dem Abwasser verursacht werden, bilden (nahezu) einen konstanten Aufschlagswert, der nur gering von der Arbeitszahl beeinflusst wird.

Abbildung 11:
Spezifische THG-
Emissionen pro kWh
Energie durch Abwasser-
wärmenutzung mittels
Wärmepumpe für Öster-
reich; in Abhängigkeit
der Arbeitszahl;



1=Direktstromnutzung;
∞=direkte Nutzung der Abwärme

Für alle weiteren Betrachtungen wurde von der Annahme ausgegangen, dass die Wärmepumpe mit einer Arbeitszahl von 5 betrieben wird. (siehe auch 4.2)

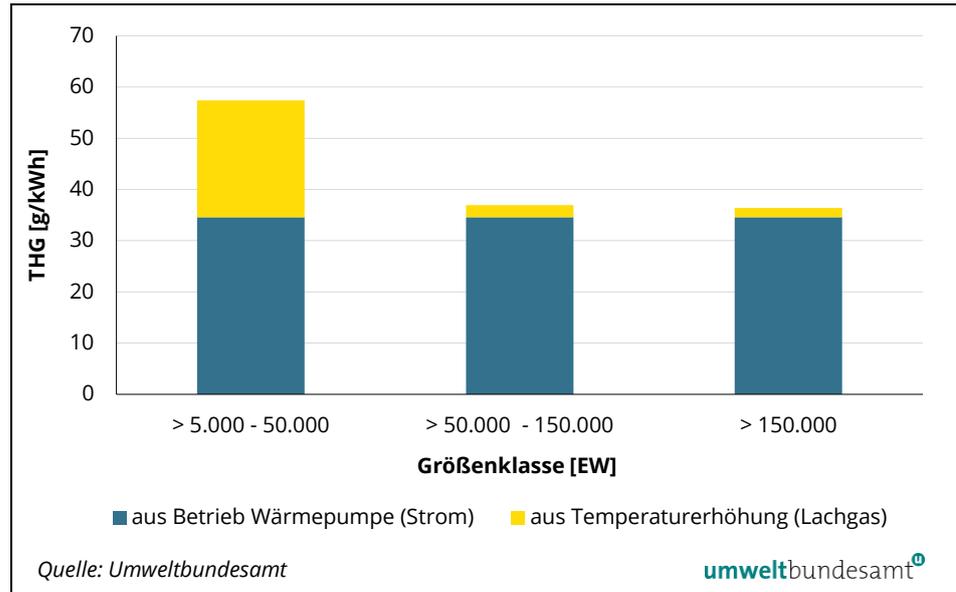
5.2.2 Detailbetrachtungen

Größenklasse der Kläranlage vs. N₂O-Emissionen

Obwohl an dieser Stelle schon angemerkt werden kann, dass die N₂O-Emissionen (bei der Einhaltung der beschriebenen Temperaturabsenkungen in Abhängigkeit der Kläranlagengröße) relativ gering ausfallen, kann es in Einzelfällen aber sehr wohl zu maßgeblichen Emission in diesem Bereich kommen. Diese problematischen Fälle werden im Folgenden näher diskutiert.

Große Kläranlagen reagieren dabei wesentlich weniger auf eine Temperaturabsenkung als kleinere Anlagen. Auch das entziehbare Energiepotential ist in den größeren Anlagen wesentlich höher (siehe auch 4.5).

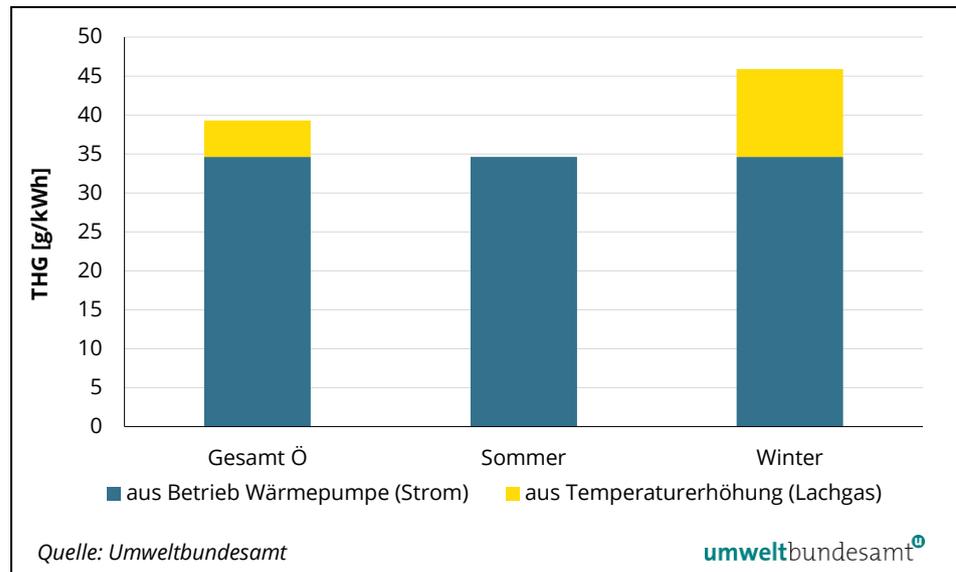
Abbildung 12:
Spezifische THG-Emissionen pro kWh Nutzwärme in Abhängigkeit der Kläranlagen-größe; Abwasserwärmenutzung mittels Wärmepumpe, AZ=5



Winter- und Sommerbetrieb

Der Sommerbetrieb ist wesentlich unproblematischer als der Winterbetrieb. Nahezu alle entstehenden Lachgasemissionen können dem Wärmeentzug im Winter zugerechnet werden.

Abbildung 13:
Direkte Treibhausgasemissionen, durch die Nutzung von Abwasserwärme nach Jahreszeit; AZ=5



Winter= Heizperiode: Jänner, Februar und März, November und Dezember des betreffenden Kalenderjahres;

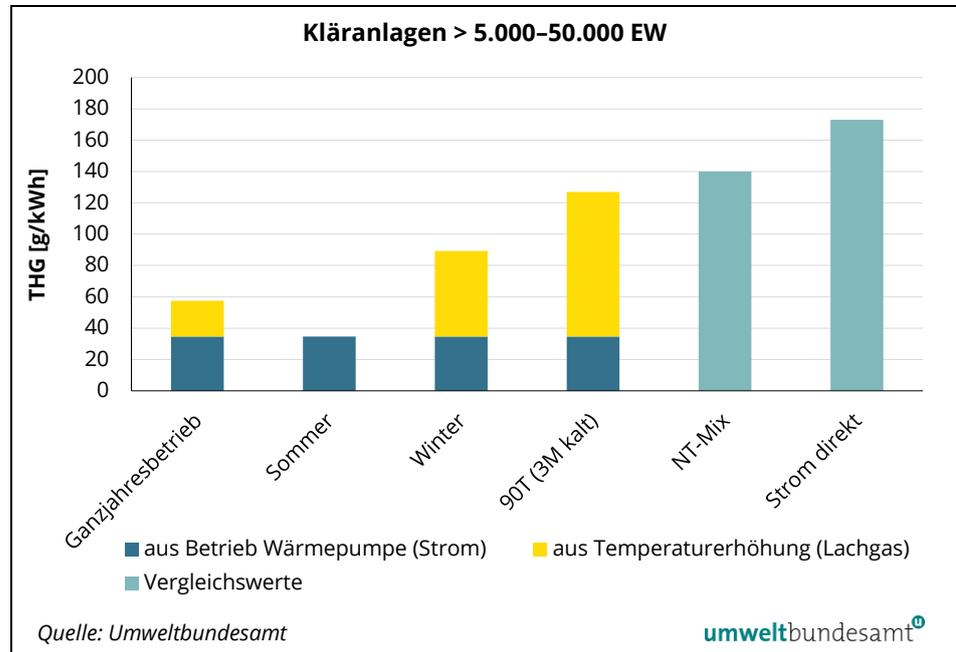
Sommer: April bis Oktober des betreffenden Kalenderjahres

Emissionen in der Heizperiode

Besonders stark machen sich die Lachgasemissionen in kleinen Kläranlagen in den Wintermonaten bemerkbar (siehe Abbildung 14). In großen Kläranlagen ist dieser Effekt nur sehr gering. (siehe Abbildung 15). Dieser Umstand sollte unbedingt berücksichtigt werden, da in vielen Fällen keine kontinuierliche, ganzjährige Nutzung möglich ist, sondern die entzogene Wärme verstärkt in der kalten

Jahreszeit zur Gebäudeheizung genutzt werden soll (siehe auch differenzierte Potentialbetrachtung in Kapitel 4.5).

Abbildung 14:
Direkte Treibhausgasemissionen, durch die Nutzung von Abwasserwärme in Kläranlagen der Größenklasse >5.000–50.000 EW; Analyse nach Jahreszeit (Zulauftemperatur), AZ=5

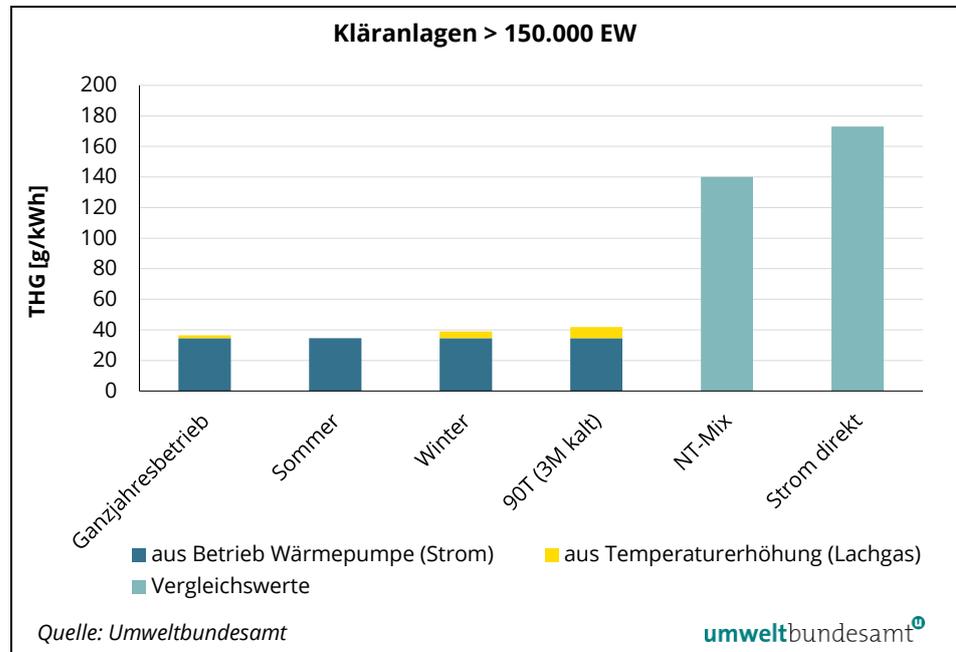


Winter= Heizperiode: Jänner, Februar und März, November und Dezember des betreffenden Kalenderjahres;

Sommer= April bis Oktober des betreffenden Kalenderjahres;

90T (3M kalt)= die drei kältesten Monate: Dezember, Jänner, Februar

Abbildung 15:
Direkte Treibhausgasemissionen, durch die Nutzung von Abwasserwärme in Kläranlagen der Größenklasse >150.000 EW; Analyse nach Jahreszeit (Zulauf-temperatur), AZ=5,



Winter= Heizperiode: Jänner, Februar und März, November und Dezember des betreffenden Kalenderjahres;

Sommer= April bis Oktober des betreffenden Kalenderjahres;

90T (3M kalt)= die drei kältesten Monate: Dezember, Jänner, Februar

Die errechneten THG-Emissionen pro kWh liegen bei der Abwasserwärmenutzung nach derzeitigen Berechnungen sowohl ganzjährig als auch bei Betrachtung der drei kältesten Monate deutlich unter den THG-Emissionen des Niedertemperaturwärmemix (NT-Mix).

6 INTERVIEWS MIT KLÄRANLAGENBETREIBENDEN

Austausch mit Kläranlagenbetreibern bestehender Anlagen

Im Zuge der Studie wurden 13 Kläranlagen im D-A-CH-Raum, von denen aus der Literatur bekannt ist, dass sie über eine Abwärmenutzung im Kanal vor der Kläranlage verfügen, per e-mail und telefonisch kontaktiert. Es wurde ein kurzer Fragebogen entwickelt, anhand dessen ermittelt werden sollte, ob die Reinigungsleistung der Kläranlage durch die Temperaturentnahme beeinflusst wird. Zusätzlich wurden die wichtigsten Charakteristika ausgewählter Abwasserwärmenutzungsprojekte in Tabelle 20 zusammengefasst.

Negative Effekte auf Kläranlagen nicht bekannt

Insgesamt erfolgte von sechs Kläranlagen eine Rückmeldung zum Fragebogen, wobei jedoch eher eine allgemeine Beschreibung übermittelt wurde und auf die Fragen des Fragebogens nicht eingegangen wurde. Zusammenfassend ist festzustellen, dass die Abwasserwärmenutzung nicht durch die Betreibenden der Kläranlagen erfolgt, sondern durch z. B. Stadtverwaltungen oder die Energieversorgungsunternehmen von Städten. Die Betreibenden der Kläranlagen waren zumeist über den Einbau von Wärmetauschern im Kanalnetz informiert, Details (z. B. entnommene Wärmemenge) waren aber meist ebenso wenig bekannt wie ein allfälliger Einfluss auf die Reinigungsleistung. Keine Kläranlage meldete eine negative Beeinflussung der Reinigungsleistung durch die Abwasserwärmenutzung im Kanal.

Tabelle 20: Charakteristika ausgewählter Abwasserwärmenutzungsprojekte im D-A-CH-Raum (ARA...Abwasserreinigungsanlage, WT...Wärmetauscher, WP...Wärmepumpe, H...Wärmeproduktion, K...Kälteproduktion)

Land	Kanalnetz der Kläranlage	Ausbaukapazität der ARA [EW]	Abwasserwärmenutzung in Betrieb seit	Versorgung von	Wärmeproduktion [GWh/a]	Leistung WT [kW]	Leistung WP [kW]	Länge WT (m)	mittlere Abwassertemperatur [°C]	Abkühlung des Abwassers [°C]	Besonderheit
AT											
1	ARA Amstetten	150.000	2012	Betriebsgelände Stadtwerke Amstetten	0,2 (H) 0,014 (K)	186	228	42	22	0,34 bis 0,13	Indirekteinleiter mit erhöhter Abwassertemperatur (Papierindustrie, Molkeerei)
2	ARA Innsbruck	400.000	2018	Betriebsgebäude Innsbrucker Kommunalbetriebe AG		200		80			
CH											
3	Binningen (ARA Therwil (Birsig))	30.000	2001	68 Gebäude (Schulhäuser, private und kommunale Bauten mit 600 Wohnungen)	1,4	330	380	140	mittl.: 12,2, min: 5,5, max: 21,5		
4	Kläranlageverband Schaffhausen (ARA Röti)	110.000	2004	Produktionsgebäude eines Uhrenstellers (IWC)	0,66 (H) 0,24 (K)		370	80	15		Indirekteinleiter mit erhöhter Abwassertemperatur (Nahrungsmittelindustrie)
5	ARA Zweckverband Laufental-Lüsseltal	29.500	1999	31 Einfamilienhäuser	0,23			10			

Land	Kanalnetz der Kläranlage	Ausbaukapazität der ARA [EW]	Abwasserwärmennutzung in Betrieb seit	Versorgung von	Wärmeproduktion [GWh/a]	Leistung WT [kW]	Leistung WP [kW]	Länge WT (m)	mittlere Abwassertemperatur [°C]	Abkühlung des Abwassers [°C]	Besonderheit
6	Wärmeverbund Wipkingen (ARA Zürich Werdhölzli)	670.000	1999	940 Wohnungen	4			200		2,5	
DE											
7	ARA Zipfelbachtal	28.450	2012	Beheizung von Kläranlage, Tierheim, Gewächshaus	0,14	34,4	43	60	im Winter: 13	Nicht messbar	Wärmenutzung nur bei Wärmebedarf auf der Anlage; Anlage läuft nur ca. 3.800 h/a, deshalb geringe Wärmeproduktion
8	ARA Göppingen	330.000	1996	Heizung und Kühlung des Kundenzentrums der Kreissparkasse	-	49 (H) 113 (K)	88 (H) 61 (K)	57	mind. 15	ca. +/- 1 K	Kombination mit BHKW, WP und Kältemaschine im Verbund mit Pelletanlage
				Heizung und Kühlung Bürogebäude Fa. Teamviewer	-	151 (H) 272 (K)	201 (H) 363 (K)	140 m	> 10,5 (H) < 23,3 (K)	ca. +/- 1 K	
				Heizung und Kühlung Bürogebäude Fa. Schüler	-	470 (H) 1.000 (K)	470 (H) 1000 (K)	155 m	> 12,1 (H) < 22,9 (K)	ca. +/- 1 K	Techn. Auslegung WP durch Kunden

Land	Kanalnetz der Kläranlage	Ausbaukapazität der ARA [EW]	Abwasserwärmennutzung in Betrieb seit	Versorgung von	Wärmeproduktion [GWh/a]	Leistung WT [kW]	Leistung WP [kW]	Länge WT (m)	mittlere Abwassertemperatur [°C]	Abkühlung des Abwassers [°C]	Besonderheit
9	ARA Stuttgart	1.200.000	2018	850 Wohneinheiten + Gewerbeeinrichtungen		2.100		300			
10	ARA Oldenburg	210.000	2015	100 Wohneinheiten (7500 m² Wohnfläche)	0,59			86	12		
11	ARA Regensburg	400.000	2018	Museum der bayerischen Geschichte		900		100	mind. 12	0,65	
12	ARA Wiesbaden-Biebrich	130.000	2020	100 Wohneinheiten							
13	ARA Leverkusen	375.000	2003	Wärmeversorgung eines Gesundheitshauses	0,92	130	195	75		2	Pilotanlage war ab 2003 in Betrieb, wurde aber aus wirtschaftlichen Gründen bereits außer Betrieb genommen

7 FAZIT

Umfang der Studie

In der vorliegenden Studie wurden die möglichen Auswirkungen der Abwasserwärmenutzung im Kanal vor der Kläranlage auf die Treibhausgasemissionen abgeschätzt. Hinsichtlich der Treibhausgasemissionen wurden Lachgas (N₂O) und Methan (CH₄) näher betrachtet, da diese beiden Gase 298-mal (N₂O) bzw. 25-mal (CH₄) klimawirksamer als CO₂ sind. Beide Gase werden auch in der nationalen Treibhausgasinventur als klimarelevante Emissionen der Abwasserreinigung berücksichtigt.

Temperaturabhängigkeit der N₂O- und CH₄-Entstehung Schlussfolgerungen

Die Produktion von Lachgas in Kanal und Kläranlage erfolgt unter aeroben Bedingungen und ist maßgeblich von der Stickstoff-Zulaufkonzentration, der Stickstoff-Entfernungsrate (N-Wirkungsgrad) und der Abwassertemperatur abhängig. Da Daten zur Abschätzung für Österreich vorlagen, konnte eine erste Abschätzung der N₂O-Emissionen durchgeführt werden, wobei von optimal arbeitenden Kläranlagen mit Belastungsreserven ausgegangen wurde. Die Produktion von Methan erfolgt unter anaeroben Bedingungen und ist von der organischen Belastung des Abwassers (meist als CSB angegeben) und zahlreichen anderen Parametern, wie der Abwassertemperatur, der hydraulischen Aufenthaltszeit im Kanal oder der Art des Kanals abhängig. Da die verfügbaren Literaturdaten keinen eindeutigen Zusammenhang zwischen der Abwassertemperatur und den CH₄-Emissionen im Kanal aufzeigten, wurde im vorliegenden Projekt der Einfluss einer Temperaturänderung auf die CH₄-Emissionen nicht abgeschätzt.

Die Ergebnisse der Studie erlauben folgende Schlussfolgerungen:

- Laut UWWTD Lagebericht (BMLRT, 2020) ist die Ausbaupazität für alle Kläranlagen in Österreich >5.000 EW etwa 20,7 Mio. EW, während die tatsächliche Belastung bei etwa 14,2 Mio. EW liegt. Tendenziell haben größere Kläranlagen große Belastungsreserven und können einen hohen Stickstoffwirkungsgrad trotz Temperaturabsenkung einhalten. Dennoch können die Rahmenbedingungen (Abwasserzusammensetzung, Teilströme, Dimensionierung der Anlage etc.) auf jeder Kläranlage sehr unterschiedlich sein, daher ist es empfehlenswert, jede Anlage separat zu betrachten.
- In optimal arbeitenden Kläranlagen ab einer Größe von 5.000 EW mit Belastungsreserven und unter Berücksichtigung einer maximalen Temperaturabsenkung auf 9 °C würden sich die N₂O-Emissionen der Kläranlagen durch eine Temperaturabsenkung um rund 4 % (ARAs >50.000 EW) bis 20 % (ARAs 5.000 EW–50.000 EW) erhöhen.
- Die Abwassertemperaturen im Zulauf großer Kläranlagen (Ausbaupazität von >50.000 EW) sind im gesamten Jahresverlauf höher und dadurch weniger durch eine Wärmeentnahme betroffen, als jene kleinerer Kläranlagen. Grundsätzlich empfiehlt sich daher eine Abwasserwärmenutzung bei Kläranlagen >50.000 EW. Im Ausnahmefall kann jedoch eine Abwasserwärmenutzung auch im Zulauf kleinerer Kläranlagen sinnvoll sein (z. B. hohe Abwassertemperaturen aufgrund industrieller Einleiter, geringe Wärmeentnahme).

- Bei Abwassertemperaturen $>10\text{ °C}$ resultieren Temperaturabsenkungen bei optimal arbeitenden Kläranlagen mit Belastungsreserven nicht zu einer Erhöhung der N_2O -Emissionen. Bei Abwassertemperaturen $\leq 10\text{ °C}$ können jedoch Wärmeentnahmen im Zulauf zu einer Verschlechterung des N-Wirkungsgrades führen und somit zur Erhöhung der N_2O -Emissionen. Eine Temperaturabsenkung unter die Bemessungstemperatur der Kläranlage ist in jedem Fall zu vermeiden.
- Je wärmer das Abwasser im Jahresverlauf ist, desto mehr Wärme/Energie kann entzogen werden und desto größer ist folglich das Nutzungspotential.
- Die aus dem Kanal gewonnene Wärme wird nur in Ausnahmefällen direkt genutzt werden (z. B. Vorwärmung von Trinkwasser für die Warmwasseraufbereitung). In der Regel wird der Betrieb einer Wärmepumpe erforderlich sein, um den notwendigen Temperaturhub (Erhöhung des Temperaturniveaus auf ein brauchbares Niveau) zu bewerkstelligen. Der Betrieb von Wärmepumpen braucht neben der Niedertemperaturwärmequelle (Abwasser) immer auch eine hoch exergetische Energiequelle (Strom). Ausschlaggebend für den elektrischen Energieverbrauch einer Wärmepumpe ist die Arbeitszahl (AZ). Diese gibt an, wieviel „Einheiten“ Nutzenergie mit einer Einheit elektrischer Energie bereitgestellt werden können.
- Die Treibhausgasemissionen, verursacht durch den Wärmepumpenbetrieb, sind stark von der Zieltemperatur bzw. dem notwendigen Temperaturhub (der sich wiederum auf die erreichbare Arbeitszahl auswirkt) abhängig.
- Vergleicht man die CO_2 -Emissionen, die sich aus erhöhten Lachgasemissionen aufgrund von Abwasserwärmenutzung ergeben (durch Umrechnung der N_2O -Emissionen in CO_2 -Äquivalente) mit den CO_2 -Emissionen aus dem Energieverbrauch notwendiger Wärmepumpen (Stromeinsatz), so liegen die CO_2 -Emissionen aus dem zusätzlichen Lachgasanfall deutlich unter jenen des Energieverbrauchs für den Wärmepumpenbetrieb. So stammen in der Berechnung bei einer Wärmepumpe mit einer AZ von 5 jeweils 8 g an Treibhausgasemissionen (CO_2 -Äquivalente) aus den zusätzlichen Lachgasemissionen und 35 g Treibhausgasemissionen aus der benötigten Energie für den Betrieb der Wärmepumpe.
- Wird eine Abwasserwärmenutzung in Betrieb genommen, so ersetzt diese Energie aus anderen Quellen. In den meisten Fällen werden dabei Niedertemperaturanwendungen substituiert werden. Der Emissionsfaktor des „Niedertemperaturwärmemix“ bildet jene CO_2 -Emissionen ab, die im Durchschnitt für die Bereitstellung von Warmwasser und Raumwärme emittiert werden (derzeit $140\text{ g CO}_2\text{-equ./kWh}$). Wird eine kWh durch Abwasserwärmenutzung ersetzt, kommt es zu einer Einsparung dieser $140\text{ g CO}_2\text{-equ./kWh}$, aber auch zur Emission von $8\text{ g CO}_2\text{-equ./kWh}$ durch die zusätzliche Lachgasemission und von $35\text{ g CO}_2\text{-equ./kWh}$ durch den Betrieb der Wärmepumpe. Das CO_2 -Einsparungspotential liegt in diesem Fall bei $98\text{ g CO}_2\text{-Äquivalenten/kWh}$.

- Gemäß den Zielen des Bundesgesetzes über den Ausbau von Energie aus erneuerbaren Quellen (Erneuerbaren-Ausbau-Gesetz – EAG, BGBl. I Nr. 150/2021) und des Erneuerbaren Wärmegegesetz (in Planung) soll die Strom- und Wärmezeugung bis 2030 bzw. 2040 dekarbonisiert werden. Hierdurch kommt es zu einer Absenkung der angenommenen Treibhausgasemission von derzeit 140 g CO₂-equ./kWh (Niedertemperatur Wärmemix) bzw. 173 g CO₂-equ./kWh (Strommix Österreich). Da die Emissionen aus den zusätzlichen Lachgasemissionen bei einer Abwasserwärmenutzung konstant bleiben, wird sich das CO₂-Einsparungspotential durch die Abwasserwärmenutzung in Zukunft verringern.
- Der Vorteil von Abwasser als Energiequelle besteht in der relativ hohen Quelltemperatur, hohen Durchflussmengen und teilweise günstiger Erschließung (Wärmetauscher im Gegensatz zu Sondenbohrungen). Andere Wärmequellen für Wärmepumpen würden bei gleichem Temperaturhub geringfügig besser abschneiden (keine N₂O-Emissionen)
- Wichtig zu erwähnen ist, dass es bei der Abwasserwärmenutzung zu einer sektoralen Verschiebung von Treibhausgasemissionen kommt. Emissionen werden bei sektoraler Betrachtung nicht dem Gebäudesektor sondern der Abwasserbehandlung zugeordnet.

Weiterer Forschungsbedarf

Aus der Studie lässt sich weiterer Forschungsbedarf in den folgenden Bereichen ableiten:

- Untersuchung des Temperaturniveaus im Verlauf des Kanalnetzes:
 - Erwärmung/ Abkühlung des Abwassers durch das umgebende Erdreich;
 - Bedeutung von Erwärmung/Abkühlung für das extrahierbare Potential;
 - Bedeutung von Erwärmung/Abkühlung für die entstehenden Lachgasemissionen.
- Einspeisung in Wärmenetze;
- Einsatz von Abwasserwärmerückgewinnung (aus dem Kläranlagenablauf im Kläranlagenprozess selbst (z. B. Schlamm-trocknung) und weitere Reduktion des CO₂-Fußabdrucks;
- Potentieller Einfluss der Kälteentnahme auf den Energieaufwand für die Belüftung im Belebungsbecken von Kläranlagen.

8 LITERATUR

- AWEL (2010). Heizen und Kühlen mit Abwasser. Leitfaden für die Planung, Bewilligung und Realisierung von Anlagen zur Abwasserenergienutzung. Download dieser Broschüre: www.ara.zh.ch/abwaerme.
- Assmann, M., Dürr, K., Haberfellner-Veit, E., Laber, J., Lindtner, S., Tschiesche, U. (2015). Branchenbild der österreichischen Abwasserwirtschaft 2016. Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, Wien.
- Becker, A. K., Düputell, D., Gärtner, A., Hirschberger, R., Oberdörfer, M. (2012). Emissionen Klimarelevanter Gase aus Kläranlagen (Emissions from climate relevant gases out of wastewater treatment plants), Immissionsschutz, 4.
- Bever, J., Stein, A. und Teichmann, H. (2002). Weitergehende Abwasserreinigung, 4. Auflage, 2002. Oldenbourg-Industrieverlag; ISBN 3-486-26527-X; 2002.
- Bock, E., Koops, H.-P., Harms, H. (1986). Cell biology of nitrifying bacteria. In: Prosser, J.I. (Hrsg): Nitrification. Special Publications of the Society for General Microbiology, Volume 20, S. 17–38.
- Böhme, M.; Böttcher, F. (2011). Bodentemperaturen im Klimawandel. Auswertungen der Messreihe der Säkularstation Potsdam. KLIMASTATUSBERICHT 2011. Verfügbar unter: https://www.dwd.de/DE/leistungen/klimastatusbericht/publikationen/ksb2011_pdf/ksb2011_art2.pdf?__blob=publicationFile&v=1.
- BMLFUW (2015). Reduktionspotential bei den Lachgasemissionen aus Kläranlagen durch Optimierung des Betriebs (ReLaKo). Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW). Wien. Verfügbar unter: <https://info.bmlrt.gv.at/service/publikationen/wasser/Lachgasemissionen---Klaeranlagen.html>.
- BMLRT (2020). Kommunales Abwasser – Österreichischer Bericht 2020. Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus (BMLRT), Wien. Verfügbar unter: <https://info.bmlrt.gv.at/service/publikationen/wasser/Kommunales-Abwasser-oester.-Bericht-2018.html>.
- BMLRT (2021). Überarbeitung der Kommunalen Abwasserrichtlinie (91/271/EWG). Österreichische Zahlen, Daten und Fakten zu ausgewählten Überarbeitungsoptionen. Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus (BMLRT), Wien.
- BMU (2018). Kommunale Abwässer als Potenzial für die Wärmewende? Kurzstudie im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit. September 2018. Verfügbar unter: https://www.ifeu.de/fileadmin/uploads/ifeu-bmu_Abwaermepotenzial_Abwasser_final_update.pdf.

- Buri, R., Kobel, B., Wanner, O., Siegrist, H., Koch, M., Meier, W. (2004). Wärmenutzung aus Abwasser. Leitfaden für Inhaber, Betreiber und Planer von Abwasserreinigungsanlagen und Kanalisationen. Im Auftrag des Bundesamts für Energie, Bern/ Zürich, November 2004.
- Cavefords, J., Berndtsson, T. (2014). Bachelor Thesis, Estimation of Methane Levels in Sewer Systems. Water and Environmental Engineering Department of Chemical Engineering Lund University.
- Czepiel, P. M., Crill, P. M., Harriss, R. C. (1993). Methane emissions from municipal wastewater treatment processes. *Environmental Science & Technology* 27 (12), 2472–2477.
- Daelman, R. J., Van Voorthuizen, E. M., Van Dongen, U. G. J. M., Volcke, E. I. P., Van Loosdrecht, M. C. M. (2012). Methane emission during municipal wastewater treatment. *Water Research*, Volume 46, Issue 11, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.04.024>.
- 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 wastewater treatment – results from a long-term study. *Water Science and Technology* 67 (10), 2350–2355. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.109>.
- Daelman, M.R., van Voorthuizen, E. M., van Dongen, L. G. J. M., Volcke, E. I. P. & van Loosdrecht, M. C. M. (2015). Seasonal and diurnal variability of N₂O emissions from a full-scale municipal wastewater treatment plant. *Sci Total Environ.* 2015 Dec 1;536:1-11. doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.06.122. Epub 2015 Jul 15.
- DWA-A 131 (2016). Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen, Hennef, GFA eV. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Wasser und Abfall e.V., Hennef.
- DWA-M 114 (2009). Energie aus Abwasser - Wärme- und Lageenergie, Hennef, GFA eV. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Wasser und Abfall e.V., Hennef.
- EAWAG (2004). Wärmerückgewinnung aus Abwassersystemen. Schlussbericht, September 2004.
- Eurostat (2021). Anschlussgrad an Kanalisation und Kläranlagen mit Zeitbehandlung. Daten verfügbar unter: <https://ec.europa.eu/eurostat/de/web/environment/water>.
- Fenzl, R. (2011). Im Spiegel der Statistik: Die öffentliche Kanalisation in Österreich. Master-Projektarbeit 215, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau, Technische Universität Graz.
- FiW - Forschungsinstitut für Wasser- und Abfallwirtschaft an der RWTH Aachen e. V. (2013). Potenziale und technische Optimierung der Abwasserwärmenutzung.

- Flores, X., Arnell, M., Amerlinck, Y., Corominas, L., Gernaey, K. V., Guo, L., Lindblom, E., Nopens, I., Porro, J., Shaw, A., Vanrolleghem, P. A., Jeppsson, U. (2012). *A dynamic modelling approach to evaluate GHG emissions from wastewater treatment plants*. Paper presented at IWA World Congress on Water, Climate and Energy (WCE2012), Dublin, Irland. Verfügbar unter: <http://modeleau.fsg.ulaval.ca/fileadmin/modeleau/documents/Publications/pvr1021.pdf>.
- Foley, J., Yuan, Z., Lant, P. (2009). Dissolved methane in rising main sewer systems: field measurements and simple model development for estimating greenhouse gas emissions. *Water Science and Technology* 60 (11), 2963e2971.
- Gejlsbjerg, B., Frette, L., Westermann, P. (1998). Dynamics of N₂O production from activated sludge. *Water Research* 32 (7), 2113-2121.
- Gruber, W., Villez, K., Kipf, M., Wunderlin, P., Siegrist, H., Vogt, L., Joss, A. (2020). N₂O emission in fullscale wastewater treatment: Proposing a refined monitoring strategy. *Science of The Total Environment*. 699: p. 134157. Verfügbar unter: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969719341348>.
- Gruber, W., Niederdorfer, R., Bürgmann, H., Joss, A., von Känel, L., Braun, D., Mohn, J., Morgenroth, E. (2022). Lachgasemissionen aus ARA. *AQUA & GAS* No 1, 2022. Verfügbar unter: https://www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/News/2022/01/20/fa_joss.pdf.
- Grunditz, C., Dalhammar, G. (2001). Development of nitrification inhibition assays using pure cultures of nitrosomonas and nitrobacter. *Water Research*, Vol. 35, No. 2, S. 433–440.
- Guisasola, A., de Haas, D., Keller, J., Yuan, Z. (2008). Methane formation in sewer systems. *Water Research* 42 (6e7), 1421e1430.
- Guisasola, A., Sharma, K.R., Keller, J., Yuan, Z. (2009). Development of a model for assessing methane formation in rising main sewers.
- Helmer-Madhok, Ch. (2004). *Stickstoffelimination in Kläranlagen – Bewährte und neue Wege (Hochschulschriften zur Nachhaltigkeit)*. Taschenbuch – 2. August 2004.
- Henze, M., Harremoës, P., Arvin, E., Jansen, J. la C. (2002). *Wastewater Treatment - Biological and Chemical Processes, Third Edition*. ed. Springer Verlag.
- Hurni, A. (2020). Nutzung der Wärme von Abwasser. *Aqua&Gas* 10/2020. Verfügbar unter: https://www.aquaetgas.ch/wasser/abwasser/20201010_ag10_nutzung-der-w%C3%A4rme-von-abwasser/.
- IKT (2004). *Wärmegewinnung aus Abwasserkanälen; im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes NordrheinWestfalen; erarbeitet durch IKT - Institut für Unterirdische Infrastruktur, Gelsenkirchen*.

- IPCC (2006). International Panel on Climate change Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.
- Isgren, M., Mårtensson, P. (2013). Methane formation in sewer systems. Lund University, Master Thesis.
- Kampschreuer, M.J., van der Star, W. R. L., Wielders, H.A., Mulder, J.W., Jetten, M.S.M., van Lossdrecht 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 Lossdrecht M.C.M. (2009). Nitrous oxide emission during wastewater treatment. *Water Research* 43, 4093-4103.
- Klima- & Energiefonds (2017). Abwasserenergie (2017). Projektteam „Abwasserenergie“. zweite Auflage Februar 2017, Wien. Verfügbar unter: <https://energieforschung.at/wp-content/uploads/sites/11/2020/12/Broschuere-Abwasserenergie-2017.pdf>.
- Law, Y., Lan, P., Yuan, Z. (2011). The effects of pH on N₂O production under aerobic conditions in a partial nitrification system. *Water Research*, 45, 5924-5944.
- Law, Y., Ye L., Ni B-J, Byers C, de Joong K, Lant P, Yuan, Z. (2012). Full scale monitoring of fugitive nitrous oxide and methane emissions from a wastewater treatment plant in Australia. Ozwater '12, Australian Water Association, 8th-10th May, Sydney Convention & Exhibition Centre, Sydney, Australia; 2012.
- Le, T.T.H. (2014). Entwicklung eines detaillierten Modells zur prozessbasierten Simulation der Nitrifikation in Gewässern und Einbindung in ein hydrodynamisches Gewässergütemodell. <https://doi.org/10.24355/dbbs.084-201408121017-0>.
- Liu D., Zeng R.J., Angelidaki I. (2008). Effects of pH and hydraulic retention time on hydrogen production versus methanogenesis during anaerobic fermentation of organic household solid waste under extreme-thermophilic temperature (70°C). *Biotechnology and Bioengineering*, 15 August 2008, 100(6):1108-1114.
- Liu, Y, Ni, B-J., Sharma, K.R., Zhiguo Yuan, Z, (2015). Methane emission from sewers, *Science of the Total Environment* 524-525 (2015) 40-51.
- Liu, Y., Sharma KR, Flüggen M, O'Halloran K, Murthy S, Yuan Z. (2015b). Online dissolved methane and total dissolved sulfide measurement in sewers. *Water Research* 2015; 68: 109-118.
- Metje M., Frenzel P. (2007). Methanogenesis and methanogenic pathways in a peat from subarctic permafrost. *Environmental microbiology*, April 2007, 9(4);954-964.
- Müller, E., Schmid, F., Kobel, B. (2005). Heizen und Kühlen mit Abwasser - Ratgeber für Bauherren und Kommunen, 36.
- NEA (2020). Nutzenergieanalyse 2020, Statistik Austria, 2021.

- Neunteufel, R., Ertl, T., Spindler, A., Lukas, A., Perfler, R., Schwarz, D., Zessner, M., Haberl, R. (2012). Technische Herausforderungen in der Siedlungswasserwirtschaft. BMLFUW, Wien.
- NTB Interstaatliche Hochschule für Technik Buchs Institut für Energiesysteme (2017). Hochtemperatur Wärmepumpen Literaturstudie zum Stand der Technik, der Forschung, des Anwendungspotenzials und der Kältemittel.
- ÖWAV (2021). Die Abwasserwirtschaft in Österreich im Spannungsfeld von Krisen und neuen Herausforderungen. 23 und 24 Juni 2021, Webinar.
- ÖWAV (2021a). ÖWAV-Arbeitsbehelf 65: Energetische Nutzung des thermischen Potenzials von Abwasser.
- ÖWAV (2021b). ÖWAV-Kanal- und Kläranlagen-Nachbarschaften 2021. 28. Leistungsnachweis der ÖWAV-Kläranlagennachbarschaften – Betriebsjahr 2020. <https://www.oewav.at/KAN/Unterlagen/KAN-Leistungsnachweise>.
- Parravicini, V., Svoldal, K., Krampe, J. (2016). Greenhouse Gas Emissions from Waste Water Treatment Plants. Energy Procedia 97 (2016), 246 – 253. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1876610216310268>.
- Ren, Y. G., Wang, J. H., Li, H. F., Zhang, J., Qi, P. Y., Hu, Z. (2012). Nitrous oxide and methane emissions from different treatment processes in full-scale municipal wastewater treatment plants, Environmental Technology, DOI:10.1080/09593330.2012.696717.
- Schulthess, R., Wild, D., Gujer, W. (1994). Nitric and nitrous oxide from denitrifying sludge at low oxygen concentration. Wat. Sci. Techn. 30 (6), 123-132.
- Short, M.D., Daikeler, A., Wallis, K., Peirson, W.L., Peters, G.M. (2017). Dissolved methane in the influent of three Australian wastewater treatment plants fed by gravity sewers. Sci Total Environ. 2017 Dec 1;599-600:85-93. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.04.152. Epub 2017 May 3. PMID: 28472696.
- Simperler, L. (2015). Impact of thermal use of wastewater in a sewer on the inlet temperature of a wastewater treatment plant. Masterthesis, University of Natural Resources and Life Sciences.
- Socher, M. und Gläser, K. (1992). Untersuchungen zur heterotrophen Denitrifikation – Der Einfluss verschiedener organischer C-Quellen, Teil 1, gwf Wasser Abwasser 133, Nr 2, S. 92 ff.
- Steinlechner, E., Berghold, H., Cate, F.M., Jungmeier, G., Spitzer J., Wutzl, C. (1994). Möglichkeiten zur Vermeidung und Nutzung anthropogener Methanemissionen. Report des Joanneum Research: Institut für Umweltgeologie und Ökosystemforschung.
- STOWA (2011). N₂O and CH₄ emission from wastewater collection and treatment systems Technical Report; Report 30-2011.

- Tallec, G., Garnier, J., Billen, G., Gousailles, M. (2008). Nitrous oxide emissions from denitrifying activated sludge of urban wastewater treatment plants under anoxia and low oxygen generation. *Bioresour. Tech.* 99 (7), 2200 - 2209.
- Tauber, J. (2018). Quantifizierung der Methanemissionen aus einem anaerob mesophilen Faulbehälter, Thesis, TU Wien, <https://resolver.obvsg.at/urn:nbn:at:at-ubtuw:1-109948>.
- Tchobanoglous, G., Burton, F.L., Stensel, D. (2014). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse, Fifth Edition.* ed. McGraw-Hill.
- Tojčić, P. (2018). Betriebliche Einflussfaktoren auf die Lachgasemission im Zuge der Denitrifikation bei der biologischen Abwasserreinigung, Thesis, TU Wien, <https://resolver.obvsg.at/urn:nbn:at:at-ubtuw:1-114002>.
- Tumendelger, A., Alshboul, Z., Lorke, A. (2019). Methane and nitrous oxide emission from different treatment units of municipal wastewater treatment plants in Southwest Germany. *PLOS ONE* | <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0209763> January 4, 2019.
- UKWIR (2009). *Workbook for Estimating Operational GHG Emissions Volume 3.* UK Water Industry Research Limited, London, UK zitiert in BMLRT 2021.
- Umweltbundesamt (2021). *Austria's National Inventory Report 2021.* Verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/rep0761.pdf>.
- Vasilaki, V., Massara, T.M., Stanchev, P., Fatone, F., Katsou, E. (2019). A decade of nitrous oxide (N₂O) monitoring in full-scale wastewater treatment processes: A critical review. *Water Research*, Volume 161, 2019, Pages 392-412, ISSN 0043-1354, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.04.022>.
- Wang, J. H., Zhang, J., Xie, H. J., Qi, P. Y., Ren, Y. G. & Hu, Z. (2011). Methane emissions from a full-scale A/A/O wastewater treatment plant. *Biores. Technol.* 102 (9), 5479–5485. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.10.090>.
- Wellinger, A., U. Baserka, W. Edelmann, K. Egger, B. Seiler (1991). *Biogas Handbuch, Grundlagen – Planung – Betrieb landwirtschaftlicher Biogasanlagen.* Verlag Wirz, Aarau, Schweiz.
- Wetzel, R. (2001). *Limnology, Lake and River Ecosystems: 3 Edition.* Elsevier Academic Press. San Diego. USA.

9 ANHANG

9.1 Abschätzung der N₂O-Emissionen von Kläranlagen durch Abwasserwärmenutzung

Tabelle 21:
Theoretisches Abwasserwärmepotential sowie resultierende Lachgasemissionen für unterschiedliche ARA Größenklassen bei der maximaler Temperaturabsenkung auf 9 °C.

ARAs 2.000–5.000 EW		
Anzahl [n]		245
Ausbaukapazität [EW]		822.094
durchschnittliche Belastung [EW]		532.860
N _{ges} Zulauf [kg/d]		6.014
N _{ges} Zulauf [t/a]		2.195
ohne Temperaturabsenkung		
N _{ges} Ablauf [kg/d]		1.004
N _{ges} Ablauf [t/a]		367
jährlicher N-Wirkungsgrad		83,3 %
	N-Wirkungsgrad Winter – 90 Tage [%] T=8,7 °C	78
	N-Wirkungsgrad Frühling/Sommer/Herbst – 275 Tage [%] T=13,1 °C	80
Direkt	N ₂ O-Emission Winter [kg/d]	69,09
	N ₂ O-Emission Frühling/Sommer/Herbst [kg/d]	59,83
	N ₂ O-Emission Winter [kg/a]	6.217,92
	N ₂ O-Emission Frühling/Sommer/Herbst [kg/a]	16.452,12
Indirekt	N ₂ O-Emissionen [kg/a] (Faktor: 0,005 kg N ₂ O-N/kg N)	3.478,50
Gesamt	N₂O-Emissionen [kg/a]	26.148,55

Für die Abschätzung wurde davon ausgegangen, dass für diese Größenklasse keine Temperaturabsenkung erfolgt

ARAs >5.000–50.000 EW		
Anzahl [n]		316
Ausbaukapazität [EW]		5.960.389
durchschnittliche Belastung [EW]		3.967.863
N _{ges} Zulauf [kg/d]		39.750
N _{ges} Zulauf [t/a]		14.509
ohne Temperaturabsenkung		
N _{ges} Ablauf [kg/d]		6.534
N _{ges} Ablauf [t/a]		2.385
jährlicher N-Wirkungsgrad		84 %
	N-Wirkungsgrad Winter – 90 Tage [%] T=10 °C	81
	N-Wirkungsgrad Frühling/Sommer/Herbst – 275 Tage [%] T=14,6 °C	82
Direkt	N ₂ O-Emission Winter [kg/d]	365,00
	N ₂ O-Emission Frühling/Sommer/Herbst [kg/d]	334,00
	N ₂ O-Emission Winter [kg/a]	32.850
	N ₂ O-Emission Frühling/Sommer/Herbst [kg/a]	91.850
Indirekt	N ₂ O-Emissionen [kg/a] (Faktor: 0,005 kg N ₂ O-N/kg N)	21.256,67
Gesamt	N₂O-Emissionen [kg/a]	145.956,67
mit Temperaturabsenkung (-1,0 °C)		
N _{ges} Ablauf [kg/d]		8.016
N _{ges} Ablauf [t/a]		2.926
jährlicher N-Wirkungsgrad		80 %
	N-Wirkungsgrad Winter – 90 Tage [%] T=9,0 °C	78
	N-Wirkungsgrad Frühling/Sommer/Herbst – 275 Tage [%] T=13,6 °C	80
Direkt	N ₂ O-Emission Winter [kg/d]	457,00
	N ₂ O-Emission Frühling/Sommer/Herbst [kg/d]	395,00
	N ₂ O-Emission Winter [kg/a]	41.130
	N ₂ O-Emission Frühling/Sommer/Herbst [kg/a]	108.625
Indirekt	N ₂ O-Emissionen [kg/a] (Faktor: 0,005 kg N ₂ O-N/kg N)	22.990,06
Gesamt	N₂O-Emissionen [kg/a]	172.745,06
Delta [kg/a]		26.788,39

ARAs >50.000–150.000 EW		
Anzahl [n]		51
Ausbaukapazität [EW]		4.535.103
durchschnittliche Belastung [EW]		2.862.253
N _{ges} Zulauf [kg/d]		25.157
N _{ges} Zulauf [t/a]		9.182
ohne Temperaturabsenkung		
N _{ges} Ablauf [kg/d]		4.771
N _{ges} Ablauf [t/a]		1.741
jährlicher N-Wirkungsgrad		81 %
	N-Wirkungsgrad Winter – 90 Tage [%] T=11,4 °C	80
	N-Wirkungsgrad Frühling/Sommer/Herbst – 275 Tage [%] T=17,1 °C	82
Direkt	N ₂ O-Emission Winter [kg/d]	250
	N ₂ O-Emission Frühling/Sommer/Herbst [kg/d]	211
	N ₂ O-Emission Winter [kg/a]	22.500
	N ₂ O-Emission Frühling/Sommer/Herbst [kg/a]	58.025
Indirekt	N ₂ O-Emissionen [kg/a] (Faktor: 0,005 kg N ₂ O-N/kg N)	13.324,39
Gesamt	N₂O-Emissionen [kg/a]	93.849,39
mit Temperaturabsenkung (-2,4 °C)		
N _{ges} Ablauf [kg/d]		4.846
N _{ges} Ablauf [t/a]		1.769
jährlicher N-Wirkungsgrad		81 %
	N-Wirkungsgrad Winter – 90 Tage [%] T=9,0 °C	78
	N-Wirkungsgrad Frühling/Sommer/Herbst – 275 Tage [%] T=14,7 °C	82
Direkt	N ₂ O-Emission Winter [kg/d]	289
	N ₂ O-Emission Frühling/Sommer/Herbst [kg/d]	211
	N ₂ O-Emission Winter [kg/a]	26.010
	N ₂ O-Emission Frühling/Sommer/Herbst [kg/a]	58.025
Indirekt	N ₂ O-Emissionen [kg/a] (Faktor: 0,005 kg N ₂ O-N/kg N)	13.897,61
Gesamt	N₂O-Emissionen [kg/a]	97.932,61
Delta [kg/a]		4.083,22

ARAs >150.000 EW		
Anzahl [n]		20
Ausbaukapazität [EW]		10.471.867
durchschnittliche Belastung [EW]		7.156.214
N _{ges} Zulauf [kg/d]		63.405
N _{ges} Zulauf [t/a]		23.143
ohne Temperaturabsenkung		
N _{ges} Ablauf [kg/d]		12.658
N _{ges} Ablauf [t/a]		4.620
jährlicher N-Wirkungsgrad		80%
	N-Wirkungsgrad Winter – 90 Tage [%] T=12,7 °C	80
	N-Wirkungsgrad Frühling/Sommer/Herbst – 275 Tage [%] T=18,0 °C	82
Direkt	N ₂ O-Emission Winter [kg/d]	631
	N ₂ O-Emission Frühling/Sommer/Herbst [kg/d]	533
	N ₂ O-Emission Winter [kg/a]	56.790
	N ₂ O-Emission Frühling/Sommer/Herbst [kg/a]	146.575
Indirekt	N ₂ O-Emissionen [kg/a] (Faktor: 0,005 kg N ₂ O-N/kg N)	33.350,60
Gesamt	N₂O-Emissionen [kg/a]	236.715,60
mit Temperaturabsenkung (-3,7 °C)		
N _{ges} Ablauf [kg/d]		12.214
N _{ges} Ablauf [t/a]		4.458
jährlicher N-Wirkungsgrad		81%
	N-Wirkungsgrad Winter – 90 Tage [%] T=9,0 °C	78
	N-Wirkungsgrad Frühling/Sommer/Herbst – 275 Tage [%] T=14,3 °C	82
Direkt	N ₂ O-Emission Winter [kg/d]	728
	N ₂ O-Emission Frühling/Sommer/Herbst [kg/d]	533
	N ₂ O-Emission Winter [kg/a]	65.520
	N ₂ O-Emission Frühling/Sommer/Herbst [kg/a]	146.575
Indirekt	N ₂ O-Emissionen [kg/a] (Faktor: 0,005 kg N ₂ O-N/kg N)	35.026,97
Gesamt	N₂O-Emissionen [kg/a]	247.121,97
Delta [kg/a]		10.406,37