UNIKASSEL VERSITÄT | BAUINGENIEUR UND UMWELT INGENIEURWESEN

Fachbereich Bauingenieur- und Umweltingenieurwesen
Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft
Univ.-Prof. Dr.-Ing. Tobias Morck

Vorhaben:
Betrachtung hessischer Kläranlagen zur Steigerung der Ammoniumelimination

Phase 1: Typisierung ausgewählter hessischer Kläranlagen und Auswertung von Betriebsergebnissen und Erfahrungen zur Ammoniumelimination

Phase 2: Evaluierung geeigneter Ertüchtigungsmaßnahmen zur Erhöhung der Leistungsfähigkeit der Nitrifikation in hessischen Kläranlagen

– Abschlussbericht –

Durchführende Institution:

Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft (FG SWW), Universität Kassel

Projektleitung:

Univ.-Prof. Dr.-Ing. Tobias Morck

Projektbearbeitung:

Valerie Liese M.Sc., Dr.-Ing. Wernfried Schier

Auftraggeber:

HESSEN

Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie

Mai 2024

Inhaltsverzeichnis

1 EINLEITUNG 1

2 GRUNDLEGENDE ASPEKTE BEI DER NITRIFIKATION AUF KLÄRANLAGEN 5

2.1 Ammoniumstickstoff im Gewässer 5

2.2 Prozesse der Stickstoffelimination in der biologischen Abwasserreinigung 7

2.3 Verfahrenstechnik und Bemessungsgrundlagen 8

2.3.1 Abwasserteichanlagen 9

2.3.2 Biofilmverfahren 11

2.3.3 Belebtschlammverfahren 16

2.3.4 Verfahrensvarianten 19

2.3.5 Membran-Bioreaktor-Verfahren (MBR-Verfahren) 22

2.4 Einflüsse auf die Eliminationsleistung der Nitrifikation 25

2.4.1 Temperatur 25

2.4.2 Säurekapazität 26

2.4.3 Sauerstoffkonzentration 27

2.4.4 Schlammalter 27

2.4.5 Substratgehalt 27

2.4.6 Fremdwasser 28

2.4.7 Hemmstoffe 29

2.4.8 Stickstoff-Kohlenstoffverhältnis 29

3 MAßNAHMEN AUF KLÄRANLAGEN ZUR ERHÖHUNG DER NITRIFIKATIONSLEISTUNG 30

3.1 Ursache für die Notwendigkeit von Maßnahmen 30

3.2 Abwasserteichanlagen (ATA) 31

3.2.1 Bauliche Erweiterung mit Tauchkörper 31

3.2.2 Bauliche Erweiterung mit Tropfkörper 31

3.2.3 Bauliche Erweiterung mit bepflanzten Bodenfiltern 32

3.2.4 Bauliche Erweiterung mit einem getauchten belüfteten Festbett 33

3.2.5 Umbau zu einer Teich-SBR- oder CWSBR-Anlage 34

3.2.6 Umbau zu einer MBR-Anlage 34

3.3 Biofilmverfahren 35

3.3.1 Betriebliche und verfahrenstechnische Maßnahmen 35
3.3.2 Bauliche Maßnahmen 37
3.4 Belebtschlammverfahren 38
3.4.1 Betriebliche und verfahrenstechnische Maßnahmen 38
3.4.2 Bauliche Maßnahmen 41
3.5 Konzeptionelle Maßnahmen 44
3.5.1 Maßnahmen zur Anpassung der Zulaufsituation 44
3.5.2 Zusammenschluss von Kläranlagen 45
3.5.3 Prozessoptimierung mittels dynamischer Simulation 45
4 DATENGRUNDLAGE 47
4.1 Aufbau und Umfang 47
4.2 Statistische Aussage 47
4.3 Verfahrenstechnische Beurteilung 48
5 ALLGEMEINE ANALYSE HESSISCHER KLÄRANLAGEN 50
5.1 Belastungszustand der Gewässer 50
5.2 Anzahl, Ausbaugröße und Ablaufsituation 51
5.3 Reinigungsstufen und Verfahrenstechnik 55
5.4 Zulaufsituation 61
6 TYPISIERUNG DER AUSGEWERTETEN KOMMUNALEN KLÄRANLAGEN 64
6.1 Kriterien für die Typisierung 64
6.1.1 Größenklasse 64
6.1.2 Verfahrenstechnik 65
6.1.3 Ablaufkonzentration und Überwachungswert 65
6.1.4 Fremdwasser 67
6.2 Eingruppierung 68
6.2.1 Kläranlagen der Größenklasse 1 68
6.2.2 Kläranlagen der Größenklasse 2 71
6.2.3 Kläranlagen der Größenklasse 3 73
6.2.4 Kläranlagen der Größenklasse 4 75
6.3 Resümee und weiteres Vorgehen 77

7 ANALYSE DER BETRIEBSDATEN IN BEZUG AUF UNTERSCHIEDLICHE KLÄRANLAGENTYPEN 78

7.1 Übersicht 78

7.2 Kläranlage A (GK 1 – ATA mit Bodenfilter) 80

7.3 Kläranlage B (GK 1 – ATA mit Biofilmverfahren) 82

7.4 Kläranlage C (GK 1 – Biofilmverfahren) 84

7.5 Kläranlage D (GK 1 – ATA mit Biofilmverfahren) 87

7.6 Kläranlage E (GK 2- Biocos®-Verfahren) 90

7.7 Kläranlage F (GK 2 – ATA mit Walzentauchkörper) 93

7.8 Kläranlage G (GK 2 – CWSBR) 96

7.9 Kläranlage H (GK 2 – ATA) 100

7.10 Kläranlage I (GK 2 – ATA mit Festbettreaktor) 103

7.11 Kläranlage J (GK 2 – Belebungsbecken mit Nitrifikation) 107

7.12 Kläranlage K (GK 2 – intermittierende Denitrifikation, keine Stabilisierung) ... 110

7.13 Kläranlage L (GK 2 – Belebungsbecken mit Biofilmverfahren) 113

7.14 Kläranlage M (GK 3 – intermittierend, aerobe Stabilisierung) 116

7.15 Kläranlage N (GK 4 – intermittierende (alternierende) Denitrifikation, aerobe Stabilisierung) 120

7.16 Kläranlage O (GK 4 – intermittierende (simultane) Denitrifikation, aerober Stabilisierung) 123

7.17 Kläranlage P (GK 4 – intermittierende (kaskadierte) Denitrifikation, anaerobe Stabilisierung) 127

7.18 Kläranlage Q (GK 4 – intermittierende Denitrifikation, anaerobe Stabilisierung) 134

7.19 Kläranlage R (GK 4 – vorgeschaltete Denitrifikation, anaerobe Stabilisierung) 139

7.20 Kläranlage S (GK 4 – vorgeschaltete Denitrifikation, anaerobe Stabilisierung) 143

8 EVALUIERUNG TYPENSPEZIFISCHER ERTÜCHTIGUNGSMAßNAHMEN ZUR ERHÖHUNG DER NITRIFIKATIONSLEISTUNGSFÄHIGKEIT 151

8.1 Übersicht 151

8.2 Abwasserteichanlagen (ATA) 151

8.2.1 Allgemeiner Überblick 151
8.2.2 Kläranlagen der Größenklasse GK 1 – ATA 152
8.2.3 Kläranlagen der Größenklasse GK 2 – ATA 153
8.3 Abwasserteichanlagen (ATA) mit Biofilmverfahren 154
8.3.1 Allgemeiner Überblick 154
8.3.2 Kläranlagen der Größenklasse GK 1 – ATA mit Biofilmverfahren 154
8.3.3 Kläranlagen der Größenklasse GK 2 – ATA mit Biofilmverfahren 155
8.4 Biofilmverfahren 155
8.4.1 Kläranlagen der Größenklasse GK 1 155
8.4.2 Kläranlagen der Größenklasse GK 2 156
8.5 Sequencing Batch Reactor (SBR) 156
8.6 Belebungsbecken ohne Nitrifikation 157
8.7 Belebungsbecken mit Nitrifikation ohne Denitrifikation 157
8.8 Belebungsbecken mit Denitrifikation 158
8.8.1 Allgemeiner Überblick 158
8.8.2 Kläranlagen der Größenklasse GK 1 160
8.8.3 Kläranlagen der Größenklasse GK 2 161
8.8.4 Kläranlagen der Größenklasse GK 3 162
8.8.5 Kläranlagen der Größenklasse GK 4 162
8.8.6 Kläranlagen der Größenklasse GK 5 164
8.9 Einstufung der Kosteneffizienz der vorgeschlagenen Maßnahmen 164
8.9.1 Baumaßnahmen für (kombinierte) Abwasserteichanlagen 165
8.9.2 Maßnahmen für Belebungsbecken 165
8.9.3 Neubau bzw. Umbau 167
9 ZUSAMMENFASSUNG 168
9.1 Allgemeine Analyse hessischer Kläranlagen und Typisierung 168
9.2 Auswertung ausgewählter Kläranlagen in Bezug auf die Nitrifikation 169
9.3 Typenspezifische Empfehlung von Ertüchtigungsmaßnahmen zur Erhöhung der Nitrifikationsleistungsfähigkeit 173
10 EMPFEHLUNG FÜR DAS WEITERE VORGEHEN 179
11 LITERATURVERZEICHNIS 181

12 ANHANG 188
Organigramme zur Typisierung der betroffenen Kläranlage 188

Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 1: Karte der Oberflächenwasserkörper mit nicht gutem ökologischen Gesamtzustand/Potential und Ausmaß der Überschreitung des Orientierungswerts für Ammonium als N auf Grundlage des MP 2021-2027, Anhang 3; Grundlage mittlere Jahresmittel der Ammoniumstickstoff-Konzentration im Gewässer der Jahre 2014 – 2018 (HMUKLV, 2021b) 2

Abbildung 2: Ammoniumstickstoff-Konzentration an repräsentativen Messstellen, differenziert nach Kläranlageneinfluss (Durchschnitt aus max. den letzten drei Messjahren 2007 bis 2017 – Datenschnitt bei 1,2 mg/L) (HLNUG, Stand 06/2019) 3

Abbildung 3: Stickstoffkreislauf im Gewässer nach DWA-M 517 (2017) 5

Abbildung 4: Anteil von Ammoniak/Ammonium in Abhängigkeit vom pH-Wert und von der Temperatur (Liechti 2010) 6

Abbildung 5: Funktionsschema eines unbelüfteten Abwasserteichs (DWA 2017b) 10

Abbildung 6: Funktionsprinzip eines Tropfkörpers (Förstner und Köster 2018) 11

Abbildung 7: Qualitative Konzentrationsprofile entlang der Tropfkörperhöhe (Gujer 2007, angepasst nach DWA 2017b) 12

Abbildung 8: Üblicher Aufbau einer Tauchkörperanlage (Gujer 2007) 14

Abbildung 9: Verfahren der Stickstoffelimination (DWA-A 131 2016) 17

Abbildung 10: Beispiel für den Ablauf eines SBR-Zyklus (DWA-M 210 2009) 19

Abbildung 11: Dreiphasiges Biocos®-Verfahren (ZWT 2020) 20

Abbildung 12: Allgemeines Schema des CWSBR (oben); Zyklusschema des CWSBR-Verfahrens (unten): a) Beginn des Füllens des Reaktionsraumes durch Pumpen des Wassers aus der Vorlage; b) Beginn der Reaktionsphase; c) Laufende Reaktionsphase; d) Beginn der Absetzphase; e) Abzug des Klarwassers; f) Ende der Dekantierphase; 1 Vorlagezone; 2 SBR-Zone; 3 Ausgleichszone; 4 Klarphase 5 Belebtschlamm; 6 Hydrosegel; 7 Beschickung; 8 Zulauf; 9 Ablauf; 10 Dekantierung; 11 Rühren; 12 Belüften (G.A.A 2017) 22

Abbildung 13: Maximale Wachstumsraten der Nitrifikanten in Abhängigkeit der Temperatur (nach Chapanova (2008)) 26

Abbildung 14: Ursachen einer Kläranlagenertüchtigung (Schier 2003) 30
Abbildung 15: Verfahrensschema einer ATA mit zwischengeschaltetem Tauchkörper (LfU 2015) 31
Abbildung 16: Verfahrensschema einer ATA mit zwischengeschaltetem Tropfkörper (LfU 2015) 32
Abbildung 17: Verfahrensschema der vom EVS betriebenen Pflanzenkläranlagen mit kombinierten Teichen (Hasselbach 2013) 33
Abbildung 18: Verfahrensschma einer Teich-SBR-Anlage 34
Abbildung 19: Übersichtsdiagramm für betriebliche Maßnahmen für Tropfkörperanlagen (DWA 2007) 36
Abbildung 20: Anteil der Verfahren der Reststickstoffelimination nach Barjenbruch und Stählke (2001) 42
Abbildung 21: Empfohlene Klassifizierung der Verfahrenstechnik (orientiert an (DWA 2018b)) 48
Abbildung 22: Klassifizierung der Ammoniumstickstoff-Jahresablauffracht $B_{NH4\text{-}N,a}$ der betroffenen Kläranlagen nach Größenklasse und nach Ammoniumstickstoff-Konzentration des Oberflächenwasserkörpers $S_{NH4\text{-}N,MW.OWK}$ (Jahresablauffracht nach EKVO-Berichtsjahr 2018) 50
Abbildung 23: Verteilung der Anzahl an untersuchten Kläranlagen auf die Größenklassen sowie kumulierte Ausbaugrößen (Einwohnerwerte) 51
Abbildung 24: Verteilung der kumulierten Einwohnerwerte auf die Größenklasse im Zusammenhang der kumulierten Ammoniumstickstoff-Jahresablauffracht $B_{NH4\text{-}N,a}$ (FIS HAA, EKVO Berichtsjahr 2018) 52
Abbildung 25: Unterschreitungshäufigkeit der Mittelwerte der Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentration in Abhängigkeit von der Größenklasse (FIS HAA, EKVO Berichtsjahr 2018) 53
Abbildung 26: Unterschreitungshäufigkeit der 90-Perzentile der Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentration in Abhängigkeit von der Größenklasse (FIS HAA, EKVO Berichtsjahr 2018) 53
Abbildung 27: Ammoniumstickstoff-Eliminationsraten der Jahre 2016 – 2018 anhand der Zu- und Ablauffrachten (FIS HAA, EKVO Berichtsjahre 2016 - 2018) 55
Abbildung 28: Anteil der Reinigungsstufen je Größenklasse sowie Angabe der absoluten Anzahl der Kläranlagen (FIS HAA Berichtsjahr 2018) 56
Abbildung 29: Ammoniumstickstoff-Eliminationsraten $\eta_{NH4\text{-}N}$ anhand der Zu- und Ablauffrachten sowie zugehörige mittlere Zu-und Ablaufkonzentrationen ($S_{NH4\text{-}N,Z,aM}$, $S_{NH4\text{-}N,AN,aM}$) (FIS HAA, EKVO Berichtsjahr 2018) 57

Abbildung 30: Verteilung der biologischen Reinigungsverfahren der untersuchten Kläranlagen mit mittleren Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentrationen $S_{NH4\text{-}N,AN,aM}$ (FIS HAA, EKVO Berichtsjahr 2018) 58

Abbildung 31: Verteilung der mittleren Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentrationen $S_{NH4\text{-}N,AN,aM}$ der untersuchten Kläranlagen nach Größenklasse und Verfahrenstechnik (FIS HAA, EKVO Berichtsjahr 2018) 58

Abbildung 32: Ammoniumstickstoff-Eliminationsleistung anhand der Zu- und Ablauffrachten sowie gemittelte Zu- und Ablaufkonzentrationen ($S_{NH4\text{-}N,Z,aM}$, $S_{NH4\text{-}N,AN,aM}$) nach EKVO Berichtjahren 2016/2017/2018 für reine und kombinierte ATA..... 60

Abbildung 33: Ammoniumstickstoff-Eliminationsleistung anhand der Zu- und Ablauffrachten sowie gemittelte Zu- und Ablaufkonzentrationen ($S_{NH4\text{-}N,Z,aM}$, $S_{NH4\text{-}N,AN,aM}$) nach EKVO Berichtsjahren 2016/2017/2018 für rein technische Kläranlagen..... 60

Abbildung 34: Verteilung der Arten zur Schlammstabilisierung der untersuchten Kläranlagen mit zusätzlicher Angabe der mittleren Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentrationen $S_{NH4\text{-}N,AN,aM}$ (FIS HAA, EKVO Berichtsjahr 2018) . 61

Abbildung 35: Unterschreitungshäufigkeit der Fremdwasseranteile (FWA) in Abhängigkeit von der Größenklasse (Daten vom HLNUG, Stand 19.03.2020)..... 62

Abbildung 36: Unterschreitungshäufigkeit der Kläranlagen der GK 4 (n=106) hinsichtlich ihrer Ausbaugröße mit Angabe der zugehörigen mittleren Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentrationen $S_{NH4\text{-}N,AN,aM}$ (EKVO Berichtsjahr 2018)..... 64

Abbildung 37: oben: Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentrationen $S_{NH4\text{-}N,AN}$ (StAbwU, EKVO) der KA in GK 1 mit Überwachungswerten und Priorisierungskriterium von 10 mg/L, eingruppiert nach Verfahrensklasse; unten: kumulierte Einwohnerwerte und Ammoniumstickstoff-Ablauffrachten $B_{a,NH4\text{-}N,AN}$ (MW EKVO 2016-2018) der Verfahrensklassen in GK 1 70

Abbildung 38: oben: Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentration $S_{NH4\text{-}N,AN}$ (StAbwU, EKVO) der KA in GK 2 mit Überwachungswerten und Priorisierungskriterium von 10 mg/L, eingruppiert nach Verfahrensklasse; unten: kumulierte Einwohnerwerte und Ammoniumstickstoff-Ablauffrachten $B_{a,NH4\text{-}N,AN}$ (MW EKVO 2016-2018) der Verfahrensklassen in GK 2 72

Abbildung 39: oben: Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentration $S_{NH4\text{-}N,AN}$ (StAbwU, EKVO) der KA in GK 3 mit Überwachungswerten und

Priorisierungskriterium von 5 mg/L, eingruppiert nach Verfahrensklasse; unten: kumulierte Einwohnerwerte und Ammoniumstickstoff-Ablauffrachten $B_{a,NH4\text{-}N,AN}$ (MW EKVO 2016-2018) der Verfahrensklassen in GK 3 74

Abbildung 40: oben: Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentration $S_{NH4\text{-}N,AN}$ (StAbwU, EKVO) der KA in GK 4 mit Überwachungswerten und Priorisierungsgrenze von 5 mg/L bzw. 3 mg/L, eingruppiert nach Verfahrensklasse; unten: kumulierte Einwohnerwerte und Ammoniumstickstoff-Ablauffrachten $B_{a,NH4\text{-}N,AN}$ (MW EKVO 2016-2018) der Verfahrensklassen in GK 4 76

Abbildung 41: Fließschema der Kläranlage A 80

Abbildung 42: Verlauf der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen $S_{NH4\text{-}N}$ im Zulauf und Ablauf von Kläranlage A mit zugehöriger Eliminationsleistung $\mu_{NH4\text{-}N}$ (Saarland EKVO Berichtsjahre 2017 – 2019) 81

Abbildung 43: Statistische Auswertung der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Zulauf $S_{NH4\text{-}N,Z}$ und Ablauf $S_{NH4\text{-}N,AN}$ von Kläranlage A (Saarland EKVO Berichtsjahre 2017 – 2019) 81

Abbildung 44: Fließschema der Kläranlage B 82

Abbildung 45: Verlauf der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen $S_{NH4\text{-}N}$ im Zulauf und Ablauf von Kläranlage B mit zugehöriger Eliminationsleistung $\mu_{NH4\text{-}N}$ (EKVO Berichtsjahre 2017 – 2019) 83

Abbildung 46: Statistische Auswertung der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Zulauf $S_{NH4\text{-}N,Z}$ und Ablauf $S_{NH4\text{-}N,AN}$ von Kläranlage B (EKVO Berichtsjahre 2017 – 2019) 84

Abbildung 47: Fließschema der Kläranlage C 84

Abbildung 48: Ganglinie der Durchflussmengen Q_d von Kläranlage C (EKVO Berichtsjahr 2020) 85

Abbildung 49: Statistische Auswertung der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Zulauf $S_{NH4\text{-}N,Z}$ und Ablauf $S_{NH4\text{-}N,AN}$ von Kläranlage C (EKVO Januar bis November 2020) 86

Abbildung 50: Ammoniumstickstoff-Frachten im Zulauf und Ablauf von Kläranlage C (EKVO Berichtsjahr 2020) 86

Abbildung 51: Fließschema der Kläranlage D 87

Abbildung 52: Ganglinie der Ablaufmengen von Kläranlage D (EKVO Berichtsjahre 2017 – 2018) 87

Abbildung 53: Verlauf der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen S_{NH4-N} im Zulauf und Ablauf von Kläranlage D mit zugehöriger Eliminationsleistung μ_{NH4-N} (EKVO Berichtsjahre 2017 – 2019) 88

Abbildung 54: Statistische Auswertung der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Zulauf und Ablauf von Kläranlage D (EKVO Berichtsjahre 2017 – 2019) 89

Abbildung 55: Fließschema der Kläranlage E 90

Abbildung 56: Ganglinie der Ablaufmengen von Kläranlage E mit jährlicher Trockenwetter- und Mischwassermenge (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019) 91

Abbildung 57: Statistische Auswertung der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Zulauf $S_{NH4-N,Z}$ von Kläranlage E (EKVO Berichtsjahr 2018 – 2019) 92

Abbildung 58: Statistische Auswertung der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Ablauf $S_{NH4-N,AN}$ von Kläranlage E (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019) 92

Abbildung 59: Fließschema der Kläranlage F 93

Abbildung 60: Ganglinie der Ablaufmengen von Kläranlage F (EKVO Berichtsjahre 2018 – 09.2020) 94

Abbildung 61: Statistische Auswertung der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen S_{NH4-N} im Zulauf und Ablauf von Kläranlage F (EKVO Berichtsjahre 2018 – 09.2020) 95

Abbildung 62: Unterschreitungshäufigkeit der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Ablauf S_{NH4-N} von Kläranlage F (EKVO Berichtsjahre 2018 – 09.2020) ... 95

Abbildung 63: Verlauf der Ammoniumstickstoff-Frachten $B_{d,NH4-N}$ im Zulauf und Ablauf von Kläranlage F (EKVO Berichtsjahre 2018 - 09.2020) 96

Abbildung 64: Fließschema der Kläranlage G 97

Abbildung 65: Ganglinie der Ablaufmengen von Kläranlage G (Rheinland-Pfalz EÜVOA Berichtsjahr 2019) 98

Abbildung 66: Statistische Auswertung der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Zulauf $S_{NH4-N,Z}$ und Ablauf $S_{NH4-N,AN}$ von Kläranlage G (Rheinland-Pfalz EÜVOA Berichtsjahr 2019) 99

Abbildung 67: Verlauf der Ammoniumstickstoff-Frachten $B_{d,NH4-N}$ im Zulauf und Ablauf von Kläranlage G mit zugehöriger Eliminationsleistung μ_{NH4-N} (Rheinland-Pfalz EÜVOA Berichtsjahr 2019) 100

Abbildung 68: Fließschema der Kläranlage H 100

Abbildung 69: Ganglinie der Ablaufmengen von Kläranlage H (EKVO Berichtsjahre 2017 – 2019) 101

Abbildung 70: Statistische Auswertung der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen S_{NH4-N} im Zulauf und Ablauf von Kläranlage H (EKVO Berichtsjahre 2017 – 2019) ... 102
Abbildung 71: Fließschema der Kläranlage I ... 103
Abbildung 72: Ganglinie der Ablaufmengen von Kläranlage I (EKVO Berichtsjahre 2017 – 2019) ... 104
Abbildung 73: Statistische Auswertung der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen S_{NH4-N} im Zulauf und Ablauf von der Kläranlage I sowie dem Festbettreaktor zur Teilstrombehandlung (EKVO Berichtsjahre 2017 – 2019) ... 105
Abbildung 74: Unterschreitungshäufigkeit der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Ablauf von Kläranlage I (EKVO Berichtsjahre 2017 – 2019) ... 105
Abbildung 75: Verlauf der Ammoniumstickstoff-Frachten $B_{d,NH4-N}$ im Zulauf und Ablauf von Kläranlage I mit zugehöriger Eliminationsleistung μ_{NH4-N} (EKVO Berichtsjahre 2017 - 2019) ... 106
Abbildung 76: Fließschema der Kläranlage J ... 107
Abbildung 77: Ganglinie der Ablaufmengen von Kläranlage J mit jährlicher Trockenwetter- und Mischwassermenge (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019) ... 108
Abbildung 78: Statistische Auswertung der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Ablauf $S_{NH4-N,AN}$ von Kläranlage J im Vergleich zum Überwachungswert (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019) ... 109
Abbildung 79: Ganglinie Ammoniumstickstoffablaufkonzentration sowie pH-Wert und Temperatur der Kläranlage J (EKVO Berichtsjahr 2019) ... 109
Abbildung 80: Fließschema der Kläranlage K ... 111
Abbildung 81: Statistische Auswertung der Ablaufmengen von Kläranlage K (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019) ... 112
Abbildung 82: Statistische Auswertung der Ammoniumstickstoff-Konzentration im Ablauf von Kläranlage K (EKVO Berichtsjahr 2018 – 2019) ... 112
Abbildung 83: Fließschema der Kläranlage L ... 113
Abbildung 84: Ganglinie der Ablaufmengen von Kläranlage L (EKVO Berichtsjahre 2017 – 10.2019) ... 114
Abbildung 85: Statistische Auswertung der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen S_{NH4-N} im Zulauf und Ablauf von Kläranlage L (EKVO Berichtsjahre 2017 – 10.2019) ... 115

Abbildung 86: Unterschreitungshäufigkeit der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Ablauf $S_{NH4\text{-}N,AN}$ von Kläranlage L (EKVO Berichtsjahre 2017 – 10.2019) 115

Abbildung 87: Verlauf der Ammoniumstickstoff-Frachten $B_{d,NH4\text{-}N}$ im Zulauf und Ablauf von Kläranlage L mit zugehöriger Eliminationsleistung $\mu_{NH4\text{-}N}$ (EKVO Berichtsjahre 2017 – 10.2019) 116

Abbildung 88: Membraneinheit nach der chemischen Reinigung auf der Kläranlage M 117

Abbildung 89: Fließschema der Kläranlage M 118

Abbildung 90: Ganglinie der Ablaufmengen von Kläranlage M mit jährlicher Trockenwetter- und Mischwassermenge (Nordrhein-Westfalen SüwVO Abw Berichtsjahre 2018 – 2019) 118

Abbildung 91: Statistische Auswertung der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Zulauf $S_{NH4\text{-}N,Z}$ von Kläranlage M (Nordrhein-Westfalen SüwVO Abw Berichtsjahre 2018 – 2019) 119

Abbildung 92: Statistische Auswertung der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Ablauf $S_{NH4\text{-}N,AN}$ von Kläranlage M (Nordrhein-Westfalen SüwVO Abw Berichtsjahre 2018 – 2019) 119

Abbildung 93: Fließschema der Kläranlage N 120

Abbildung 94: Ganglinie der Ablaufmengen von Kläranlage N mit jährlicher Trockenwetter- und Mischwassermenge (EKVO Berichtsjahr 2019) 121

Abbildung 95: Unterschreitungshäufigkeit der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Zulauf $S_{NH4\text{-}N,Z}$ von Kläranlage N (EKVO Berichtsjahr 2019) 122

Abbildung 96: Unterschreitungshäufigkeit der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Ablauf $S_{NH4\text{-}N,AN}$ von Kläranlage N (EKVO Berichtsjahr 2019) 122

Abbildung 97: Verlauf der Ammoniumstickstoff-Frachten $B_{d,NH4\text{-}N}$ im Zulauf und Ablauf von Kläranlage N (EKVO Berichtsjahr 2019) 123

Abbildung 98: Fließschema der Kläranlage O 124

Abbildung 99: Ganglinie der Ablaufmengen von Kläranlage O mit jährlicher Trockenwetter- und Mischwassermenge (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019) 125

Abbildung 100: Unterschreitungshäufigkeit der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Zulauf $S_{NH4\text{-}N,Z}$ von Kläranlage O (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019) 126

Abbildung 101: Unterschreitungshäufigkeit der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Ablauf $S_{NH4\text{-}N,AN}$ von Kläranlage O (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019) .. 126

Abbildung 102: Verlauf der Ammoniumstickstoff-Frachten $B_{d,NH4-N}$ im Zulauf und Ablauf von Kläranlage O (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019) 127
Abbildung 103: Fließbild der Kläranlage P 128
Abbildung 104: Ganglinie der Ablaufmengen von Kläranlage P mit jährlicher Trockenwetter- und Mischwassermenge (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019) 130
Abbildung 105: Unterschreitungshäufigkeit der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Zulauf $S_{NH4-N,Z}$ von Kläranlage P (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019) 131
Abbildung 106: Unterschreitungshäufigkeit der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Ablauf $S_{NH4-N,AN}$ von Kläranlage P (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019) .. 131
Abbildung 107: Jährlicher Verlauf der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Ablauf $S_{NH4-N,AN}$ von Kläranlage P (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019) 132
Abbildung 108: Verlauf der Ammoniumstickstoff-Frachten $B_{d,NH4-N}$ im Ablauf von Kläranlage P (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019) 133
Abbildung 109: Fließschema der Kläranlage Q 134
Abbildung 110: Ganglinie der Ablaufmengen von Kläranlage Q mit jährlicher Trockenwetter- und Mischwassermenge (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019) 135
Abbildung 111: Unterschreitungshäufigkeit der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Zulauf $S_{NH4-N,Z}$ von Kläranlage Q (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019).... 136
Abbildung 112: Unterschreitungshäufigkeit der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Ablauf $S_{NH4-N,AN}$ von Kläranlage Q (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019).. 136
Abbildung 113: Jährlicher Verlauf der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Ablauf $S_{NH4-N,AN}$ von Kläranlage Q (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019)..... 137
Abbildung 114: Verlauf der Ammoniumstickstoff-Frachten $B_{d,NH4-N}$ im Zulauf und Ablauf von Kläranlage Q (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019) 138
Abbildung 115: Fließschema der Kläranlage R 140
Abbildung 116: Ganglinie der Ablaufmengen von Kläranlage R mit jährlicher Trockenwetter- und Mischwassermenge (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019) 141
Abbildung 117: Statistische Auswertung der N_{Ges}-Konzentrationen $C_{NGes,Z}$ im Zulauf und Ablauf von Kläranlage R (EKVO Berichtsjahr 2019) 141
Abbildung 118: Unterschreitungshäufigkeit der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Ablauf $S_{NH4-N,AN}$ von Kläranlage R (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019).. 142
Abbildung 119: Nachklärung mit abgedeckten Ablaufrinnen 143

Abbildung 120: Fließschema der Kläranlage S 144
Abbildung 121: Kreiselbelüfter der Kläranlage S 145
Abbildung 122: Ganglinie der Ablaufmengen von Kläranlage S mit jährlicher Trockenwetter- und Mischwassermenge (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019) 146
Abbildung 123: Unterschreitungshäufigkeit der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Zulauf $S_{NH4\text{-}N,Z}$ von Kläranlage S (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019) 147
Abbildung 124: Unterschreitungshäufigkeit der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Ablauf $S_{NH4\text{-}N,AN}$ von Kläranlage S (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019) .. 147
Abbildung 125: Gegenüberstellung der 24 h-Mischprobe (Laborwerte) und 24 h-Onlinemessung von Kläranlage S (Januar 2019 – Februar 2019) 148
Abbildung 126: Verlauf der Ammoniumstickstoff-Frachten $B_{d,NH4\text{-}N}$ im Zulauf und Ablauf von Kläranlage S (anhand der Onlinemessungen 2018 – 2019)..... 149
Abbildung 127: Ganglinie Ammoniumstickstoffablaufkonzentration sowie pH-Wert und Temperatur der Kläranlage S (EKVO Berichtsjahr 2018)..... 150
Abbildung 128: Vergleich der besichtigten GK 4-Anlagen in Bezug auf die Unterschreitungshäufigkeiten der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Ablauf (EKVO, 2h- und 24h-MP) 159
Abbildung 129: Organigramm zur Typisierung der GK 1-Anlagen..... 188
Abbildung 130: Organigramm zur Typisierung der GK 2-Anlagen..... 188
Abbildung 131: Organigramm zur Typisierung der GK 3-Anlagen..... 189
Abbildung 132: Organigramm zur Typisierung der GK 4-Anlagen..... 189

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 1: Raumbelastungskennwerte von Tropfkörpern für verschiedene Reinigungsziele nach ATV-DVWK 281 (KS = Kunststoff, BR = Lavaschlackebrocken) (Seeger 2020) 13

Tabelle 2: Richtwerte für den Schlammvolumenindex (Gujer 2007) 17

Tabelle 3: Leistungsdaten von MBR-Anlagen im Vergleich zu konventionellen Belebungsanlagen nach Dohmann et al., 2002 (Pinnekamp und Friedrich 2006) 23

Tabelle 4: Lokalisation von Störgrößen nach Londong und Sauer (2001) 39

Tabelle 5: Klassen nach Größenklasse im Rahmen der Typisierung 65

Tabelle 6: Kriterien zur Klassifizierung in Kläranlagen mit primärem oder sekundärem Handlungsbedarf 67

Tabelle 7: Eingruppierung der GK 1-Anlagen mit zugehöriger Anzahl 69

Tabelle 8: Eingruppierung der GK 2-Anlagen mit zugehöriger Anzahl 71

Tabelle 9: Eingruppierung der GK 3-Anlagen mit zugehöriger Anzahl 73

Tabelle 10: Eingruppierung der GK 4-Anlagen mit zugehöriger Anzahl 75

Tabelle 11: Übersicht der ausgewählten Kläranlagen im Rahmen der Ortsbesichtigungen (schwarz: Kläranlagen innerhalb Hessens, blau: Kläranlagen außerhalb Hessens) 79

Tabelle 12: Maßnahmenempfehlungen für die Kläranlagentypen der GK 1 einschließlich potenziell erreichbarer Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentrationen 173

Tabelle 13: Maßnahmenempfehlungen für die Kläranlagentypen der GK 2 einschließlich potenziell erreichbarer Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentrationen 174

Tabelle 14: Maßnahmenempfehlungen für die Kläranlagentypen der GK 3 einschließlich potenziell erreichbarer Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentrationen 176

Tabelle 15: Maßnahmenempfehlungen für die Kläranlagentypen der GK 4 einschließlich potenziell erreichbarer Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentrationen 176

Verzeichnis der Abkürzungen

Abkürzung	Erläuterung
Allgemeine Abkürzungen	
aM	Jahresmittel
AN	Ablauf Nachklärung bzw. Ablauf Kläranlage
ATA	Abwasserteichanlage
BB	Belebungsbecken
Biocos®	Biological Combined System
CWSBR	Constant Waterlevel Sequencing Batch Reactor
DN	Denitrifikation
EW	Einwohnerwerte
GK	Größenklasse
intDN	intermittierende Denitrifikation
MBR	Membran-Bio-Reaktor
mM	Monatsmittel
MP-P	Maßnahmenprogramm Phosphor
N	Nitrifikation
NK	Nachklärung
nachgDN	nachgeschaltete Denitrifikation
OWK	Oberflächenwasserkörper
PWB	Prozesswasserbehandlung
RK	Rotationstauchkörper
SBR	Sequencing Batch Reactor
StAbwU	Staatliche Abwasseruntersuchung
STK	Scheibentauchkörper
TK	Tropfkörper
TKN	Gesamter Kjeldahl-Stickstoff
ÜW	Überwachungswert
vorgDN	vorgeschaltete Denitrifikation
Z	Zulauf Kläranlage

Abkürzung	Erläuterung
Rechtsvorschriften	
AbwV	Abwasserverordnung
EKVO	Abwassereigenkontrollverordnung
EÜVOA	Eigenüberwachungsverordnung von Abwasseranlagen
HAbwAG	Hessischen Ausführungsgesetz zum Abwasserabgabengesetz
HWG	Hessisches Wassergesetz
OGewV	Oberflächengewässerverordnung
SüwVO Abw	Verordnung zur Selbstüberwachung von Abwasseranlagen - Selbstüberwachungsverordnung Abwasser –
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
Verfahrensstufen nach FIS HAA	
b	biologisch
d	Denitrifikation
m	mechanisch
n	Nitrifikation
p	P-Elimination
Chemische Bezeichnungen	
C	Kohlenstoff
N	Stickstoff
NH_4^+	Ammonium
NO_3^-	Nitrat
NO_2^-	Nitrit
Symbole und Formelzeichen	
B	Fracht
B_d	tägliche Fracht
B_a	jährliche Fracht

Abkürzung	Erläuterung
C	Gesamtkonzentration aus gelösten und ungelösten Anteilen
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
f_N	Stoßfaktor der Stickstofffracht
K	Halbwertkonstante
μ_{max}	maximale Wachstumsrate
N_{Ges}	Stickstoff, gesamt, als Summe von Ammonium-, Nitrit- und Nitratstickstoff (Definition lt. Abwasserverordnung)
$N_{Ges,eli}$	Stickstoff, gesamt, eliminiert
P_{Ges}	Phosphor, gesamt
PF	Prozessfaktor
q_A	Flächenbeschickung
Q_{AN}	Kläranlagenabfluss
Q_T	Trockenwetterabfluss
Q_M	Mischwasserabfluss
RV	Rückführverhältnis
S	Konzentration des gelösten Anteils (bspw.: S_NH_4-N,AN,aM)
$t_{TS,aerob,Bem}$	aerobes Bemessungsschlammalter
T	Temperatur
ν	Umsatzgeschwindigkeit
V	Volumen

1 Einleitung

Hessen hat mit einem Phosphor-Programm für Kläranlagen im Rahmen seines Maßnahmenprogramms (MP) 2015-2021 (HMUKLV, 2015) zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie bereits in den zurückliegenden Jahren eine bundesweite Vorreiterrolle zur Reduzierung von Phosphoreinträgen in die Oberflächengewässer übernommen.

Nach dem MP 2021-2027 (HMUKLV, 2021a) richtet sich der Fokus der Betrachtungen auch auf die Situation der Ammoniumstickstoffgehalte in den hessischen Fließgewässern, die einen deutlichen Zusammenhang hinsichtlich der Auswirkungen auf Fließgewässerorganismen in den biologischen Bewertungsklassen (z. B. Fischnährtiere, Wasserpflanzen und Fische) zeigen. Wenn die biologischen Qualitätskomponenten Fischnährtiere (Makrozoobenthos), Diatomeen, Makrophyten oder Fische noch keinen guten Zustand erreicht haben, können Ammoniumstickstoff-Konzentrationen von über 0,1 mg/L aufgrund der toxischen Wirkung auf die Fließgewässerlebewesen mit dafür ursächlich sein. Zusätzlich ist bei sehr hohen Ammoniumstickstoffkonzentrationen mit negativen Folgen auf das Fließgewässer durch Sauerstoffzehrung (durch den Prozess der Nitrifikation) zu rechnen.

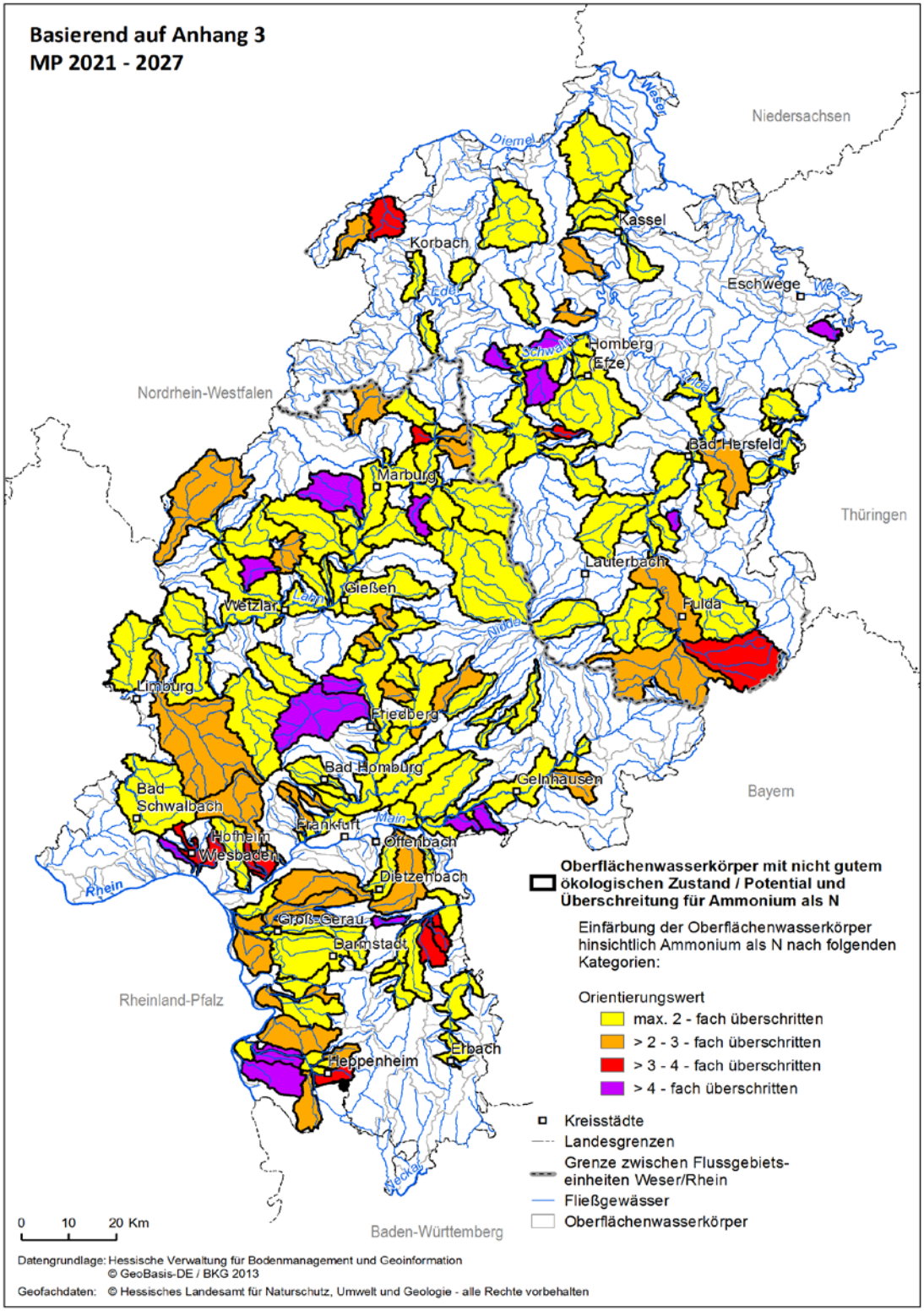

Abbildung 1: Karte der Oberflächenwasserkörper mit nicht gutem ökologischen Gesamtzustand/Potential und Ausmaß der Überschreitung des Orientierungswerts für Ammonium als N auf Grundlage des MP 2021-2027, Anhang 3; Grundlage mittlere Jahresmittel der Ammoniumstickstoff-Konzentration im Gewässer der Jahre 2014 – 2018 (HMUKLV, 2021b)

In 140 Oberflächenwasserkörper (OWK) wird der Orientierungswert für Ammoniumstickstoff von 0,1 mg/L überschritten. Von den 140 OWK befinden sich 139 OWK in einem nicht guten ökologischen Zustand (Abbildung 1).

Neben diffusen Einträgen aus der Landwirtschaft, aus Abschwemmungen und Erosionen wird Ammoniumstickstoff auch aus punktuellen Einleitungen wie Mischwasserentlastungsanlagen, Niederschlagswasserkanälen des Trennsystems und Kläranlagen eingetragen. Die Einträge aus den Kläranlagen stellen eine wesentliche Ursache erhöhter Ammoniumstickstoffkonzentrationen in den Fließgewässern dar (vgl. Abbildung 2). Vor diesem Hintergrund wurde vom Hessischen Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG) ein Vorhaben initiiert, um den Handlungsrahmen betroffener hessischer kommunaler Kläranlagen zur Verbesserung der Ammoniumstickstoffsituation zu bewerten und verfahrenstechnische Maßnahmen auszuarbeiten.

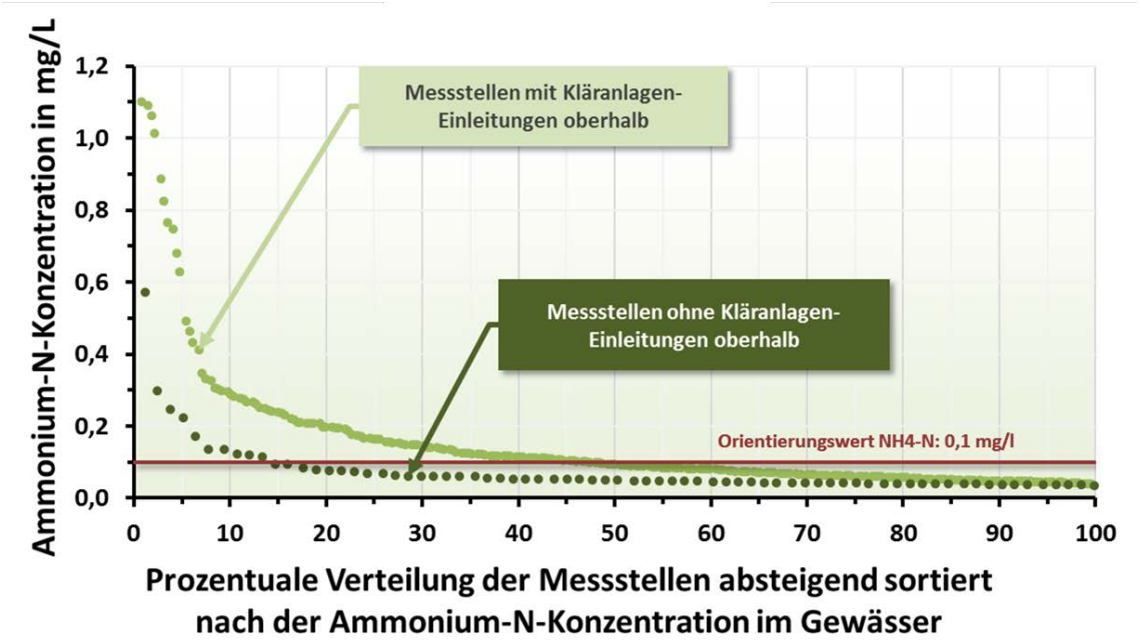

Abbildung 2: Ammoniumstickstoff-Konzentration an repräsentativen Messstellen, differenziert nach KläranlageneEinfluss (Durchschnitt aus max. den letzten drei Messjahren 2007 bis 2017 – Datenschnitt bei 1,2 mg/L) (HLNUG, Stand 06/2019)

In einer ersten Vorhabenphase werden in einer Bestandsaufnahme die Kläranlagen an den kritisch zu bewertenden Gewässerabschnitten systematisch ausgewertet und typisiert. Dabei werden diejenigen Oberflächenwasserkörper (OWK) als kritisch eingeordnet, die noch keinen guten ökologischen Zustand aufweisen und in denen zusätzlich der Orientierungswert für Ammoniumstickstoff überschritten wird. Die relevanten Daten zur allgemeinen emissionsseitigen Analyse stammen aus der Datenerfassung im Fachinformationssystem „Hessische Abwasseranlagen“ (FIS HAA).

Auf Grundlage dieser Typisierung werden in einer anschließenden Vorhabenphase ausgewählte Kläranlagen in vertiefter Weise durch Vor-Ort-Besuche und Befragungen evaluiert,

auf betriebliche Aspekte zur Umsetzung einer Nitrifikation untersucht und zugehörige Betriebsdaten ausgewertet. Letztendlich werden anhand der gewonnenen Erkenntnisse geeignete Maßnahmen für eine verbesserte Ammoniumstickstoffelimination (Nitrifikation) entwickelt und auf die entsprechenden Kläranlagentypen übertragen. Der Parameter Nitrit ist nicht Gegenstand dieser Betrachtungen.

Hinsichtlich der ausgewählten Kläranlagentypen war zu untersuchen, welche Reinigungsleistung mit welchen Maßnahmen bzw. Maßnahmenkombinationen erreichbar ist. Die Ableitung von zu stellenden Anforderungen an einzelne Kläranlagen zur erforderlichen Verminderung der Ammoniumstickstoffeinträge in die Gewässer ist nicht Gegenstand dieses Vorhabens, sondern obliegt der Zuständigkeit der Wasserbehörden.

2 Grundlegende Aspekte bei der Nitrifikation auf Kläranlagen

2.1 Ammoniumstickstoff im Gewässer

Stickstoff ist ein wichtiger Nährstoff, der – zusammen mit Phosphor – das Pflanzenwachstum fördert. Eine Eutrophierung der Gewässer kann durch anthropogenen Eintrag von Stickstoffverbindungen verursacht werden. Die wichtigsten Hauptbindungsformen des Stickstoffs sind Ammoniumstickstoff (NH_4-N), Nitritstickstoff (NO_2-N), Nitratstickstoff (NO_3-N) und organisch gebundener Stickstoff (org. N).

Der natürliche Stickstoffeintrag in Fließgewässer ist auf zufließendes Grundwasser, Niederschlag, Vegetation oder auf Stickstofffixierung durch Cyanobakterien zurückzuführen. Luftverunreinigungen, Land- und Forstwirtschaft, Industrie- und Abwassereinleitungen sind die Verursacher des anthropogenen Stickstoffeintrags. (DWA-M 517 2017)

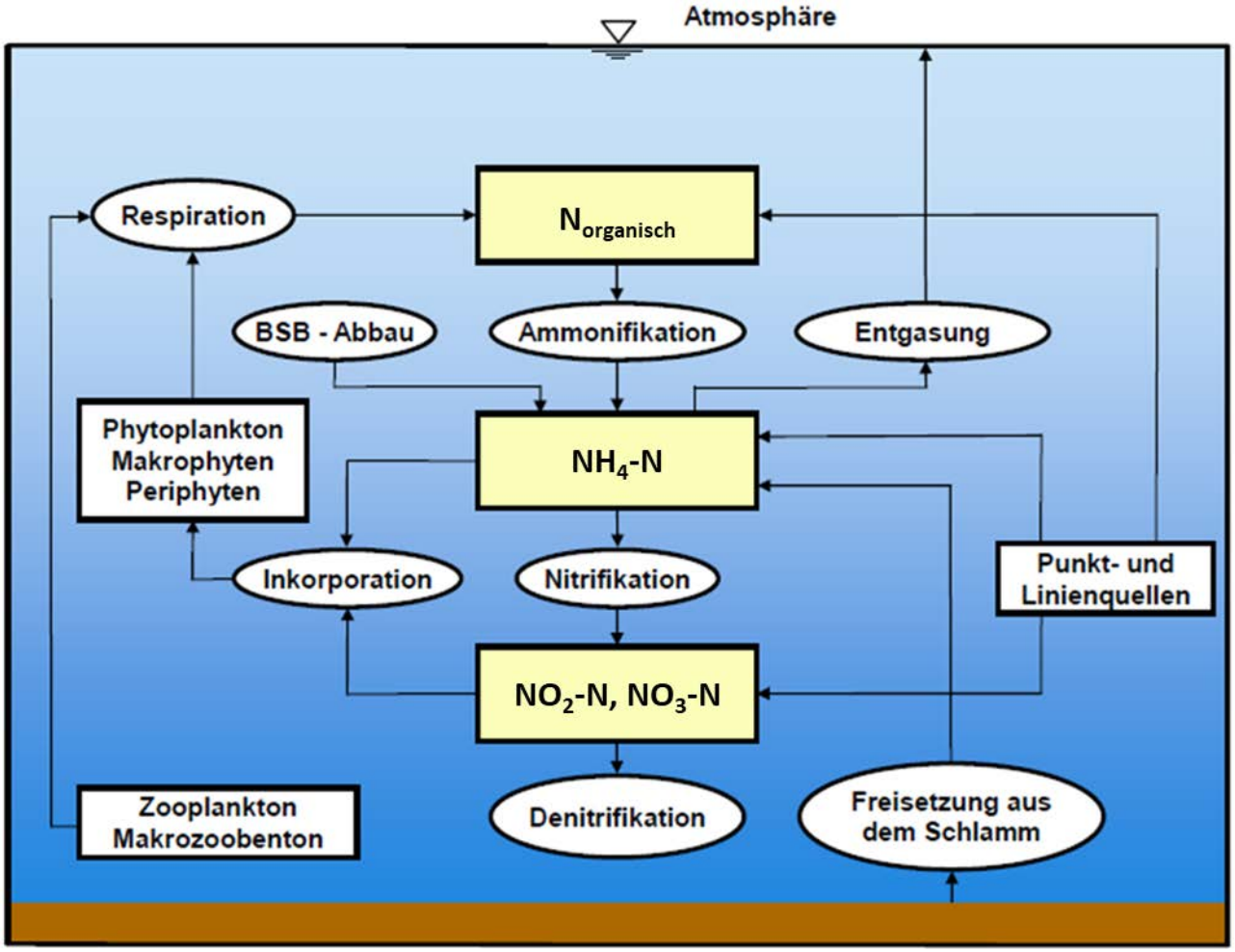

Abbildung 3: Stickstoffkreislauf im Gewässer nach DWA-M 517 (2017)

Der Stickstoffkreislauf in Fließgewässern ist in Abbildung 3 dargestellt. Die Ammonifikation sorgt dafür, dass organische Stickstoffverbindungen, wie zum Beispiel Proteine, Aminosäuren und Harnstoff, zu Ammonium abgebaut werden. Bei der Nitrifikation wird Ammo-

nium über Nitrit zu Nitrat durch Bakterien oxidiert. Wenn kein gelöster Sauerstoff vorhanden ist, wird Nitrat durch Bakterien reduziert und entweicht als elementarer Stickstoff in die Atmosphäre. Da die Nitrifikation und die Denitrifikation wichtige Prozesse in der Abwasserbehandlung sind, werden diese in Abschnitt 2.2 genauer erläutert. Bei beiden Prozessen wird Nitrit als Zwischenprodukt gebildet, das genauso wie Ammonium – respektive Ammoniak, das im Dissoziationsgleichgewicht mit Ammonium steht – toxisch relevant ist. Organismen nehmen die Stickstoffverbindungen Nitrit, Nitrat sowie Ammonium wieder auf und binden diese in ihrer Biomasse.

Das Vorkommen der einzelnen Stickstoffverbindungen variiert in Gewässern. Nitrat macht in unbelasteten Fließgewässern den größten Stickstoffanteil aus und Ammonium liegt nur in geringen Mengen vor. Die Umsetzungsprozesse des Stickstoffs werden von der Wassertemperatur, dem pH-Wert und dem Sauerstoffgehalt beeinflusst.

Allgemein wird die Toxizität von Ammonium durch den pH-Wert und die Temperatur bestimmt. Abhängig von diesen Randbedingungen tritt Ammonium in der dissoziierten Form als Ammoniak auf, das akut toxisch auf Fische wirkt. Der starke Einfluss der Parameter zeigt sich in Abbildung 4. Ab einem pH-Wert von 7 steigt der Anteil von Ammoniak zunächst exponentiell an, bis bei einem pH-Wert von 12 nahezu vollständig Ammoniak vorliegt. Der größte Temperatureinfluss (größte Spreizung der Temperaturverläufe in Abbildung 4) liegt in einem pH-Bereich zwischen 9 und 10.

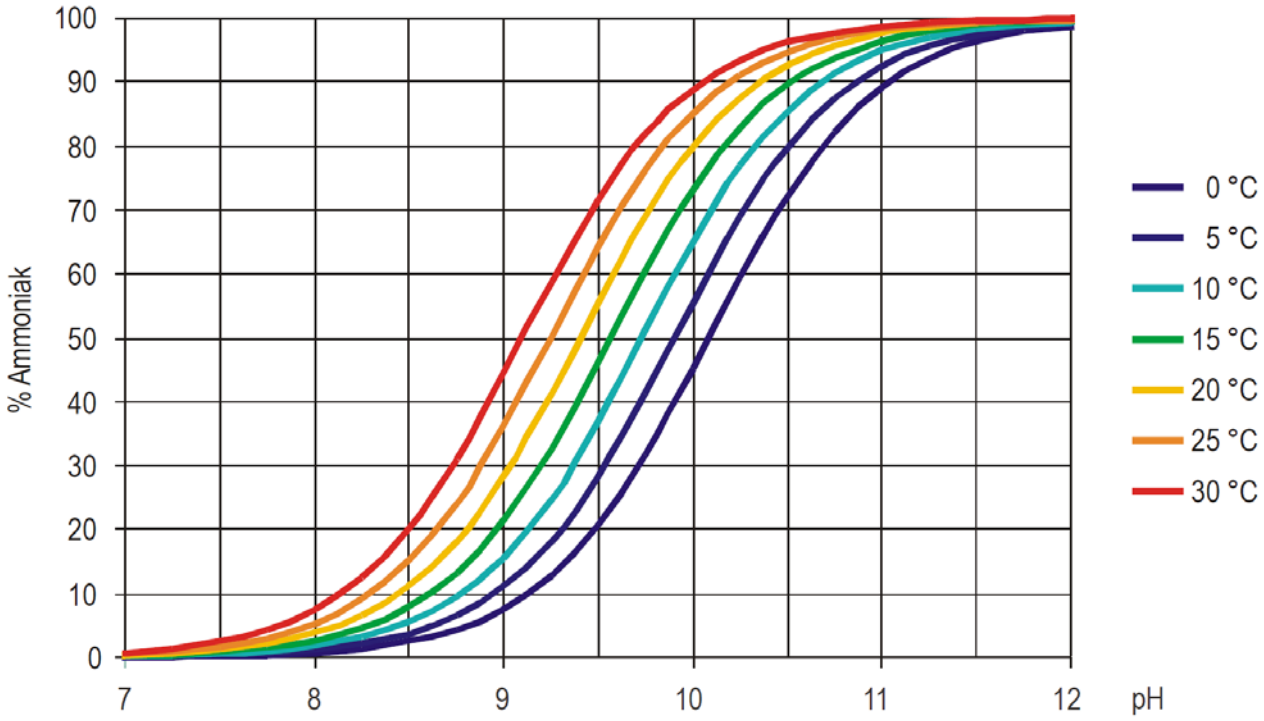

Abbildung 4: Anteil von Ammoniak/Ammonium in Abhängigkeit vom pH-Wert und von der Temperatur (Liechti 2010)

Liegen ungünstige Bedingungen (z. B. hoher pH-Wert und hohe Temperaturen) vor, dissoziiert Ammoniumstickstoff zu großen Teilen zu Ammoniakstickstoff, sodass sich bereits niedrige Ammoniumstickstoffkonzentrationen toxisch auf Fische auswirken können. Im Gegensatz dazu dissoziiert Ammoniumstickstoff bei günstigen Bedingungen (z. B. niedriger pH-Wert und niedrige Temperaturen) nur zu sehr kleinen Anteilen zu Ammoniakstickstoff, sodass auch hohe Ammoniumstickstoffkonzentrationen im Gewässer nicht akut toxisch wirken. Je nach Fischart liegt die letale Ammoniakstickstoffkonzentration zwischen 0,6 mg/L und 1,2 mg/L. Bei Fischbrut ist bereits eine Ammoniakstickstoffkonzentration von 0,2 mg/L bis 0,4 mg/L letal. Ammoniakstickstoffkonzentrationen von 0,1 mg/L können chronische Schädigungen bei Fischen verursachen. Ebenfalls beeinflusst die Dauer der Belastung die toxische Wirkung. Fische können sich von kurzzeitigen Stoßbelastungen mit akuttoxischen Ammoniakstickstoffkonzentrationen erholen, sofern diese danach unbelastetes Wasser vorfinden. (BUKEA 2001; DWA-M 517 2017)

Zur grundsätzlichen Orientierung kann aus Abbildung 4 entnommen werden, dass bei üblichen sommerlichen Abwassertemperaturen um ca. 20 °C sowie pH-Werten zwischen 7 und 8 ein Ammoniakstickstoffanteil von maximal 5 % bezogen auf die Ammoniumstickstoff-/Ammoniakstickstoff-Ablaufkonzentration emittiert wird. Beispielhaft ergibt sich bei einer Ammoniumstickstoffablaufkonzentration von 2 mg/L eine korrespondierende Ammoniakstickstoff-Ablaufkonzentration von 0,1 mg/L, bei einer erhöhten Ammoniumstickstoffablaufkonzentration von 10 mg/L entsprechend eine korrespondierende Ammoniakstickstoff-Ablaufkonzentration von 0,5 mg/L. Dieser Zusammenhang ist prinzipiell zu beachten.

Darüber hinaus verbraucht die Nitrifikation etwa 4,6 mg O_2/mg NH_4-N. Dieser Prozess kann zu einer starken Sauerstoffzehrung im Gewässer führen, der im Extremfall Fischsterben verursacht. Aufgrund der Nitrifikation ist die Ammoniumstickstoff-Konzentration vom Ort der Messstelle im Gewässer abhängig.

Die Einleitung von Ammoniumstickstoff ins Gewässer findet punktuell durch kommunale und industrielle Einleitungen und Mischwasserentlastungen sowie Regenwassereinleitungen als auch diffus über landwirtschaftlich genutzte Flächen statt. Ammoniumstickstoff wird aus Flüssen primär über die Assimilation von phototrophen und heterotrophen Mikroorganismen sowie über die Sorption am Sediment entfernt. Die Nitrifikation ist nur sekundär für die Elimination von Ammoniumstickstoff verantwortlich. In den USA wurde an 12 verschiedenen Flüssen im Oberlauf festgestellt, dass die Aufnahme von Ammoniumstickstoff an der Gewässersohle für 70 % bis 80 % der Ammoniumstickstoffelimination verantwortlich ist und 20 % bis 30 % durch Nitrifikation im Gewässer umgewandelt werden. Nitrat wird ebenfalls über Assimilation entfernt und durch Denitrifikation an der Gewässersohle abgebaut. (Xia et al. 2018)

2.2 Prozesse der Stickstoffelimination in der biologischen Abwasserreinigung

Die Nitrifikation ist ein mikrobieller Prozess, bei dem spezialisierte Mikroorganismen Ammonium in zwei Schritten zu Nitrat oxidieren. Im ersten Schritt (Nitritation) wird Ammonium

zu Nitrit und im zweiten Schritt (Nitratation) wird Nitrit zu Nitrat oxidiert. Beide Teilprozesse werden von jeweils unterschiedlichen Bakteriengruppen durchgeführt. Für die Nitritation sind *Nitrosomonas*, *Nitrosospira* und *Nitrosococcus* zuständig. Die Nitratation führen *Nitrobacter* und *Nitrosystis* durch. (Gujer 2007; Förstner und Köster 2018; Bauhaus-Universität Weimar 2017)

Die Reaktionsgleichungen für die Nitrifikation sind in Gleichung (1) bis (3) dargestellt.

Nitritation: $NH_4^+ + 1{,}5\ O_2 \rightarrow NO_2^- + H_2O + 2\ H^+$ *(1)*

Nitratation: $NO_2^- + 0{,}5\ O_2 \rightarrow NO_3^-$ *(2)*

Nitrifikation: $NH_4^+ + 2\ O_2 \rightarrow NO_3^- + H_2O + 2\ H^+$ *(3)*

Neben Ammonium ist die Anwesenheit von gelöstem Sauerstoff essenziell für den Prozess der Nitrifikation. Mit einem Bedarf von 4,57 g pro oxidiertem Gramm Ammonium hat die Nitrifikation einen hohen Sauerstoffverbrauch, der bei der Belüftung zu berücksichtigen ist. Da es sich bei den Nitrifikanten um autotrophe Mikroorganismen handelt, ist das Vorhandensein von organischen Kohlenstoffverbindungen für diesen Prozess nicht notwendig. Die bei der Nitrifikation gebildeten H^+-Ionen reduzieren die Säurekapazität und können eine pH-Wert Absenkung bewirken. Der optimale pH-Wert für die Nitrifikation liegt zwischen 6,5 und 8,5, sodass ein reduzierter pH-Wert die Nitrifikation hemmen kann (vgl. Abschnitt 2.4.2). (Gujer 2007; Förstner und Köster 2018; Bauhaus-Universität Weimar 2017)

Die Denitrifikation ist ein mikrobieller Prozess, bei dem heterotrophe Bakterien Nitrat anstelle von gelöstem Sauerstoff als Sauerstoffdonator zur Oxidation von Kohlenstoffverbindungen nutzen. Entsprechend müssen für diesen Prozess anoxische Verhältnisse vorliegen, d. h., dass Sauerstoff nicht in gelöster Form, sondern nur gebunden vorliegt. Bei der Anwesenheit von Sauerstoff findet folglich keine Denitrifikation statt. Gleichung (4) zeigt eine beispielhafte Reaktionsgleichung für die Denitrifikation. Als Produkt aus der Reduktion von Nitrat entstehen elementarer Stickstoff und Kohlenstoffdioxid, die gasförmig in die Atmosphäre abgegeben werden. (Gujer 2007)

Denitrifikation $5\ CH_2O + 4\ NO_3^- + 4\ H^+ \rightarrow 2\ N_2 + 5\ CO_2 + 7\ H_2O$ *(4)*

2.3 Verfahrenstechnik und Bemessungsgrundlagen

Die biologische Abwasserbehandlung lässt sich grob in drei Bereiche aufteilen. Zu nennen sind hier das Belebtschlammverfahren, das Biofilmverfahren und naturnahe Verfahren, die in diesem Zusammenhang Abwasserteichanlagen (ATA) implizieren. Des Weiteren nimmt auch die aerobe und anaerobe Schlammstabilisierung eine wichtige Rolle bei der Stickstoffbilanz ein.

2.3.1 Abwasserteichanlagen

Abwasserteichanlagen sind naturnahe Verfahren zur Abwasserreinigung, deren Prinzip auf dem Selbstreinigungsprozess von natürlichen Oberflächengewässern basiert. Aufgrund des geringen Technisierungsgrades, der Unempfindlichkeit gegenüber Belastungsschwankungen und der geringen betrieblichen Anforderungen gelten ATA als einfach bedienbar und zuverlässig. Deren Reinigungsleistung hängt jedoch stark von äußeren Umwelteinflüssen wie zum Beispiel Wind und Temperatur ab. Der Flächenbedarf dieser Anlagen ist vergleichsweise hoch, weswegen die Anlagen hauptsächlich in ländlichen Regionen zum Einsatz kommen. In Deutschland sind schätzungsweise etwa 2.000 ATA (Fuhrmann 2014) und in Hessen noch etwa 150 ATA (FIS HAA, Daten aus dem Jahr 2018) der GK 1 und GK 2 im Einsatz. Davon werden ca. zwei Drittel als reine ATA und ein Drittel als Kombinationsanlage mit Biofilmverfahren betrieben. (DWA-A 201 2005; Fuhrmann 2014; DWA 2017b)

Aufgrund differierender Reinigungsziele werden ATA in unterschiedliche Typen klassifiziert. Gemäß Arbeitsblatt DWA-A 201 unterscheiden sich diese in Absetzteiche zur Feststoffabscheidung, unbelüftete und belüftete Teiche zur Kohlenstoffelimination sowie Schönungsteiche. Eine gezielte Nitrifikation ist nach dem angegebenen Bemessungsansatz nur in Kombination mit weiteren Verfahrenstechniken möglich. Absetzteiche werden im internationalen Kontext auch als Anaerobteiche mit dem vorrangigen Ziel des anaeroben Abbaus betrieben. Im Folgenden werden die einzelnen Teichtypen näher beschrieben. (DWA-A 201 2005; DWA 2017b)

Absetzteiche dienen der mechanischen Vorreinigung des Rohabwassers, also der Sedimentation von partikulären Stoffen. Zusätzlich soll der abgesetzte Schlamm anaerob stabilisiert werden. Absetzteiche werden immer in Kombination mit anderen Teichen eingesetzt und fungieren primär als erste Stufe vor einer biologischen Abwasserbehandlung.

Unbelüftete Teiche haben keine technische Belüftungseinrichtung und sind großflächig, mit geringer Wassertiefe konzipiert, sodass der Sauerstoffeintrag über Algen und die Wasseroberfläche erfolgt (vgl. Abbildung 5).

Grundsätzlich lassen sich drei Zonen in einem unbelüfteten Teich ausmachen. Die erste Zone ist oberflächennah und weist aerobe Verhältnisse auf. Entsprechend befinden sich in dieser Zone viele Algen und aerobe Mikroorganismen. Die zweite Zone ist eine fakultative Übergangszone, in die noch Sonnenlicht vordringt und Sauerstoff nachweisbar ist. Zuletzt ist die dritte Zone sedimentnah lokalisiert, wo anaerobe Verhältnisse herrschen. Die Leistungsfähigkeit der unbelüfteten Teiche wird durch den Sauerstoffeintrag begrenzt. (DWA-A 201 2005; DWA 2017b)

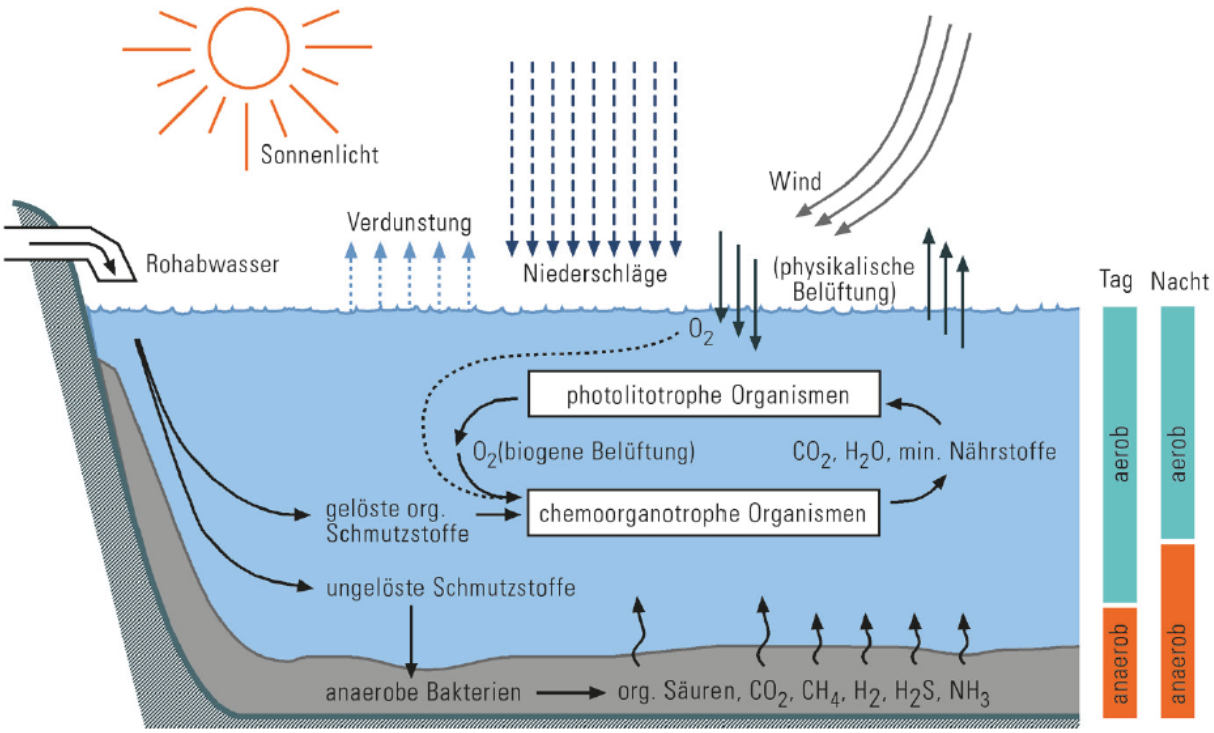

Abbildung 5: Funktionsschema eines unbelüfteten Abwasserteichs (DWA 2017b)

Um die Sauerstoffversorgung zu erhöhen, werden in belüfteten Abwasserteichen der Sauerstoffeintrag und die Umwälzung durch technische Belüftungseinrichtungen durchgeführt. Der Flächenbedarf wird dadurch gegenüber unbelüfteten Abwasserteichen erheblich gesenkt. Belüftete Teiche werden mit mechanisch vorbehandeltem Abwasser beschickt oder es wird ein Absetzteich vorgeschaltet. Für die Reinigungsleistung sind wesentlich der auf dem Sediment befindliche Biofilm, freischwimmende Mikroorganismen und Bakterien zuständig. (DWA-A 201 2005; DWA 2017b)

Schönungsteiche werden belüfteten und unbelüfteten Teichen nachgeschaltet und mit behandeltem Abwasser beschickt. Sie dienen durch ihre Pufferkapazität zum Ausgleich von stofflichen Frachten und hydraulischen Spitzen und können insofern die Ablaufwerte für Kohlenstoff und Nährstoffe vergleichmäßigen. Auf Schönungsteichen ist aufgrund des vorhandenen Nährstoffangebotes gelegentlich Algenwachstum zu beobachten, wodurch ein Anstieg des pH-Wertes in ungünstig hohe Bereiche (pH-Werte von 8 bis 10) bezüglich des Ammonium/Ammoniak-Dissoziationsgleichgewichtes resultieren kann. Ursache hierfür ist die biogene Entkalkung, bei der Algenarten ihren Bedarf an Kohlenstoffdioxid auch aus dem im Wasser gelösten Hydrogencarbonat decken und bei diesem Vorgang unmittelbar Hydroxidionen an das Wasser abgeben.

2.3.2 Biofilmverfahren

2.3.2.1 Tropfkörperanlagen

In Hessen werden über 30 Tropfkörperanlagen in allen Größenklassen betrieben (FIS HAA 2018). Tropfkörper sind zylinderförmige Behälter, die komplett mit einem Füllmaterial, wie beispielsweise Lavaschlacke oder Kunststoffkörper, aufgeschüttet sind. Das Abwasser wird mit Hilfe von Bakterien gereinigt, die sich auf dem Füllmaterial als Biofilm ansiedeln. Das Abwasser wird mit einem Drehsprenger großflächig auf dem Tropfkörper verteilt und durchfließt diesen dann von oben nach unten (vgl. Abbildung 6). Die Bakterien werden durch das Abwasser mit Nährstoffen und durch die Umgebungsluft mit Sauerstoff versorgt. Die Umgebungsluft durchströmt den Tropfkörper durch den Kamineffekt im Gegenstrom und sorgt so für aerobe Verhältnisse. Im Sommer kann es zur Strömungsumkehr kommen, da die Lufttemperatur höher als die Abwassertemperatur ist. Der überschüssige Biofilm aufgrund des Bakterienwachstums wird durch das Abwasser abgetragen. Um die Verstopfung des Tropfkörpers zu vermeiden, sind ein Rechen zur Entfernung der Grobstoffe und eine Vorklärung zur Verringerung der BSB_5-Belastung notwendig. (Bauhaus-Universität Weimar 2017; ATV-DVWK-A 281 2001; DWA 2017b)

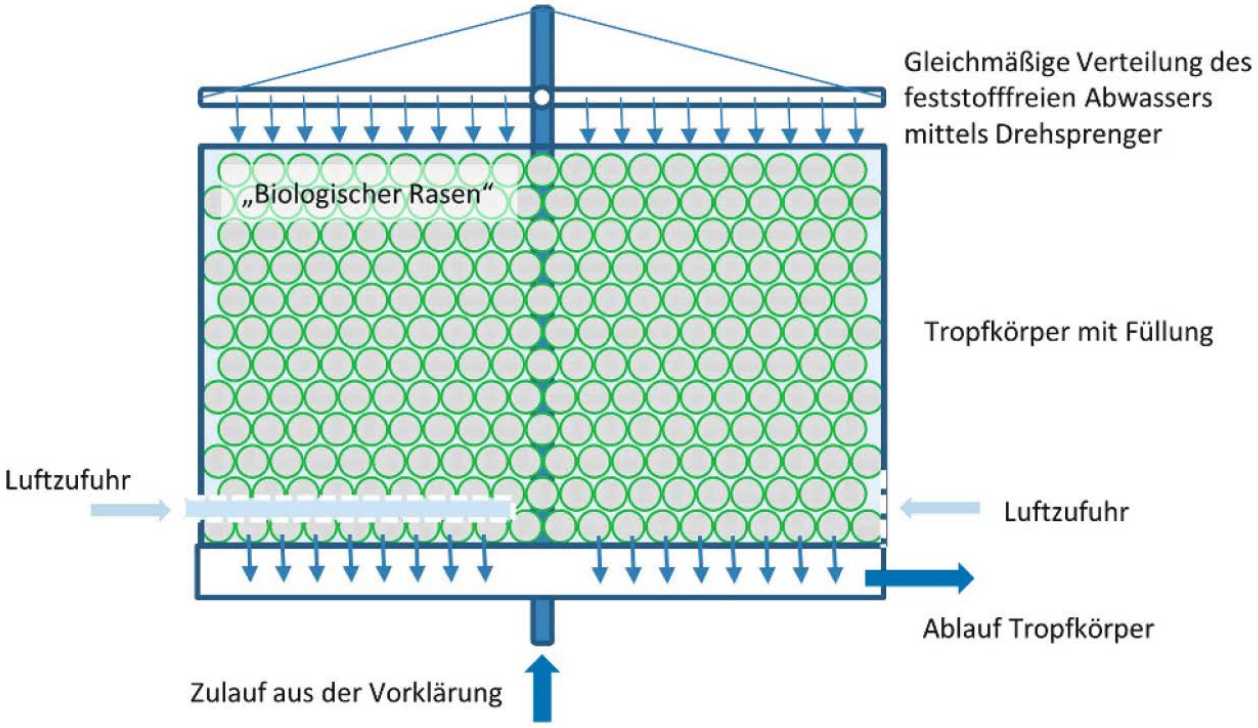

Abbildung 6: Funktionsprinzip eines Tropfkörpers (Förstner und Köster 2018)

In Fließrichtung des Abwassers findet der Reinigungsvorgang statt, wobei die Belastung nach unten hin abnimmt und sich unterschiedliche Biozönosen im Laufe des Fließweges einstellen (vgl. Abbildung 7). Im oberen Bereich kommt es aufgrund des hohen Substratangebots zum Kohlenstoffabbau durch heterotrophe Bakterien. In Folge der niedrigen

Wachstumsrate werden Nitrifikanten verdrängt. In der Übergangsphase beginnt die Nitrifikation, da die heterotrophen Bakterien in ihrem Wachstum durch Substratmangel limitiert werden und die autotrophen Bakterien durch die Ammoniumstickstoff-Konzentration konkurrenzfähig werden. Im unteren Teil des Tropfkörpers kommt es dann zur alleinigen Nitrifikation, da der abbaubare Kohlenstoff verbraucht ist.

Darüber hinaus besteht die Möglichkeit, einen Tropfkörper in zweiter Stufe einer Kohlenstoffelimination nachzuschalten, der ausschließlich für die Nitrifikation vorgesehen ist. Die Besonderheit bei Nitrifikationstropfkörpern besteht darin, dass kein signifikanter Abbau organischer Kohlenstoffe stattfindet, sondern die Nitrifikation schon in den oberen Schichten einsetzt. Dies liegt an dem fehlenden Konkurrenzdruck zwischen heterotrophen und autotrophen Bakterien. (Stenquist et al. 1974)

Weil die autotrophen Bakterien vergleichsweise dünne Biofilme bilden, können für Nitrifikationstropfkörper Materialien mit einer sehr hohen spezifischen Oberfläche gewählt werden (Bounds et al. 2010). Um eine Verstopfung des Tropfkörpers zu vermeiden, sind bei höheren spezifischen Oberflächen die Anforderungen an den Feststoffrückhalt in vorgeschalteten Stufen erhöht. Zusätzlich steigt die erforderliche Flächenbeschickung, um bei zunehmender spezifischer Oberfläche eine weitergehende Benetzung des Füllmaterials sicherzustellen.

Meist wird bei Betrieb von Tropfkörpern eine Rezirkulation benötigt, um eine ausreichende Spülkraft zu erhalten und die Konzentration der Schadstoffe zu verringern.

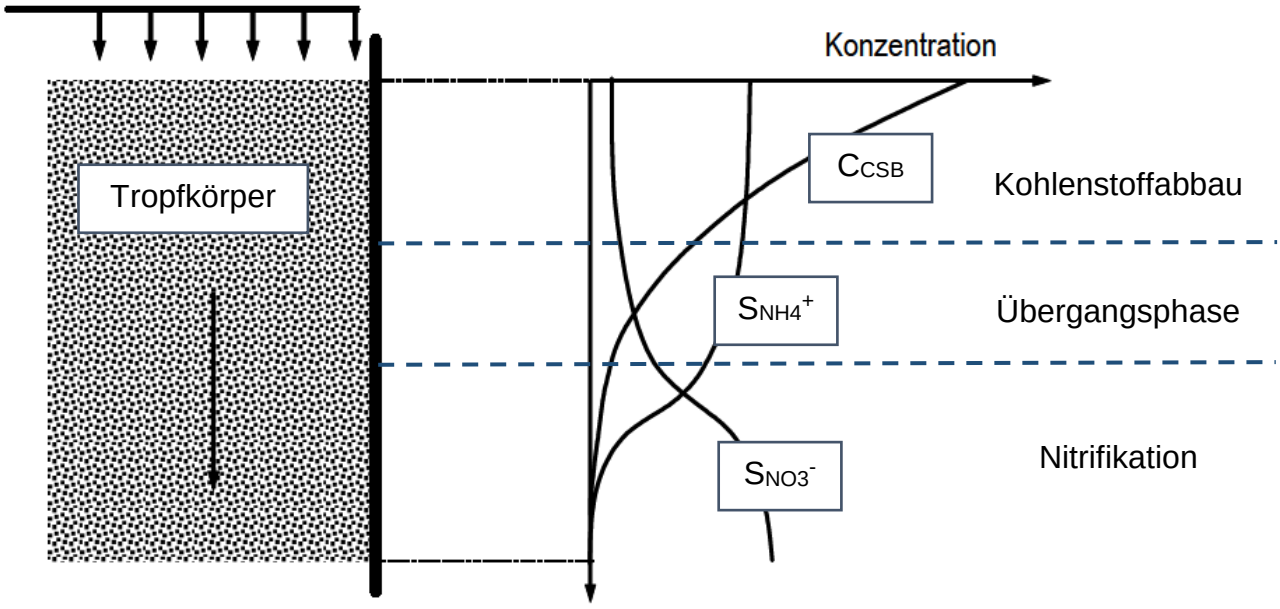

Abbildung 7: Qualitative Konzentrationsprofile entlang der Tropfkörperhöhe (Gujer 2007, angepasst nach DWA 2017b)

Tropfkörper werden in Deutschland nach dem Arbeitsblatt ATV-DVWK 281 (2001) bemessen, dessen Bemessungsgrundlage die BSB_5-Raumbelastung zur Kohlenstoffelimination

darstellt. Wenn zudem eine Nitrifikation gefordert ist, wird zusätzlich die TKN-Raumbelastung berücksichtigt. Die empfohlenen Werte für die Raumbelastung sind in Tabelle 1 aufgelistet. Dabei ist die Raumbelastung sowohl von dem Reinigungsziel als auch von dem Füllmaterial abhängig. Die Raumbelastung für Kunststoffmaterialien mit einer spezifischen Oberfläche von ≤ 150 m²/m³ sind durch Versuche oder Referenzen nachzuweisen. (Seeger 2020; ATV-DVWK-A 281 2001)

Tabelle 1: Raumbelastungskennwerte von Tropfkörpern für verschiedene Reinigungsziele nach ATV-DVWK 281 (KS = Kunststoff, BR = Lavaschlackebrocken) (Seeger 2020)

Reinigungsziel	**Füllmaterial**	**Raumbelastung**	
		$B_{R,BSB5}$ [kg/(m³·d)]	**$B_{R,TKN}$ [kg/(m³·d)]**
Kohlenstoffoxidation ohne Nitrifikation	KS mit ≥ 100 m²/m³ und BR	≤ 0,40	-
	KS mit ≤ 150 m²/m³	≤ 0,60	-
Kohlenstoffoxidation mit Nitrifikation	KS mit ≥ 100 m²/m³ und BR	≤ 0,40	≤ 0,10
	KS mit ≤ 150 m²/m³	≤ 0,60	≤ 0,15
Nitrifikationstropfkörper mit Nitrifikation	BR	-	≤ 0,10
	KS mit ≤ 200 m²/m³	-	≤ 0,20

Das Tropfkörpergesamtvolumen ist die Summe aus den vorgesehenen Volumina für den Kohlenstoffabbau und die Nitrifikation entsprechend der Gleichung (5). Das jeweilige Volumen ist dabei der Quotient von täglicher Fracht zur Raumbelastung, welche aus Tabelle 2 entnommen werden kann.

$$V_{TK} = V_{TK,C} + V_{TK,N} = \frac{B_{d,BSB,ZB}}{B_{R,BSB}} + \frac{B_{d,TKN,ZB}}{B_{R,TKN}} \; [m^3] \qquad (5)$$

Die Rezirkulation wird so ausgelegt, dass die BSB_5-Konzentration am Drehsprenger kleiner als 150 mg/L ist und eine ausreichende Spülkraft vorhanden ist.

Für die Vorklärung ist zu berücksichtigen, dass die hydraulische Aufenthaltszeit bei Trockenwetter 1,5 bis 2 h nicht unterschreitet (ATV-DVWK-A 281 2001).

2.3.2.2 Tauchkörperanlagen

Das Tauchkörperverfahren ist dem Tropfkörperverfahren sehr ähnlich, wobei sich bei diesem Verfahren der Biofilm auf rotierenden Aufwuchsflächen bildet. Im Tauchkörper durchfließt das Abwasser eine Wanne, in die die Tauchkörper zum Teil eingetaucht sind. Durch eine langsame Rotation der Tauchkörper wird der Biofilm abwechselnd mit Abwasser und mit Luft in Kontakt gebracht. Der dabei aufgenommene Sauerstoffvorrat muss ausreichen, um während des Eintauchens die Zehrungsvorgänge zu decken und in der Wanne für ae-

robe Verhältnisse zu sorgen. Die Aufwuchsflächen können als Scheiben oder Walzen ausgeführt werden. Bei dem Verfahren wird allgemein auch von Rotationstauchkörpern gesprochen (ATV-DVWK-A 281 2001; Gujer 2007). Hessenweit kommen knapp 90 solcher Anlagen zum Einsatz, wovon 60 % in Kombination mit Abwasserteichen betrieben werden (FIS HAA 2018).

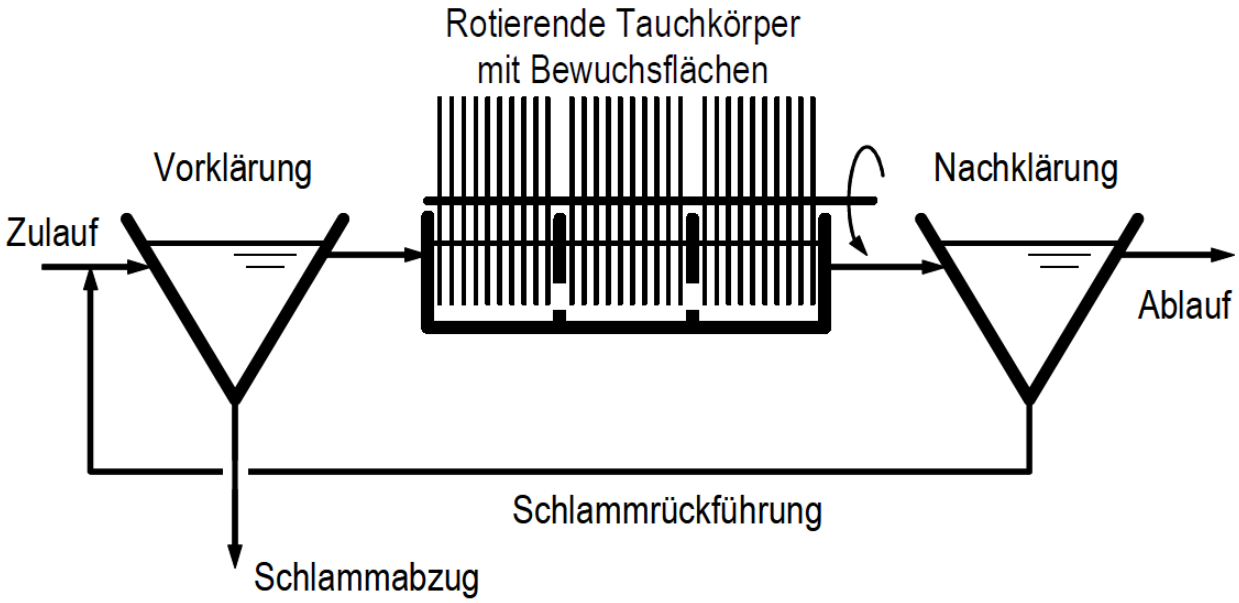

Abbildung 8: Üblicher Aufbau einer Tauchkörperanlage (Gujer 2007)

Durch die Rotation wird das Abwasser gut durchmischt, und ein Teil des Biofilms wird als Überschussschlamm abgetragen. Dieser suspendierte Belebtschlamm im Abwasser der Wanne hat nur einen geringen Anteil an der Reinigungsleistung und bleibt deshalb bei der Bemessung unberücksichtigt. Infolge der erzeugten Turbulenzen durch das Eintauchen der Scheiben wird der suspendierte Schlamm in Schwebe gehalten und setzt sich nicht in der Wanne ab. Aus diesem Grund wird Tauchkörpern ein Nachklärbecken nachgeschaltet (vgl. Abbildung 8). Rotationstauchkörper werden ebenso wie Tropfkörper mit mechanisch vorbehandeltem Abwasser beschickt. (ATV-DVWK-A 281 2001; Gujer 2007)

Üblicherweise werden Rotationstauchkörper als Kaskaden ausgeführt, die i. d. R. aus zwei bis vier Kaskaden hintereinander bestehen. Ähnlich wie bei den verschiedenen Tiefenzonen des Tropfkörpers variiert die Biozönose in Abhängigkeit der Raum- bzw. Flächenbelastungen in den einzelnen Kaskaden, sodass in den vorderen Kaskaden der Kohlenstoff und in den hinteren Kaskaden Ammoniumstickstoff abgebaut wird. Entsprechend lässt sich das qualitative Konzentrationsprofil der Abbildung 7 auch auf horizontal durchströmte Tauchkörper übertragen. (ATV-DVWK-A 281 2001; Blank 2010)

Ausführbar ist dieses Biofilmverfahren als Scheibentauchkörper oder Walzentauchkörper.

Scheibentauchkörper bestehen aus glatten Scheiben, die auf einer rotierenden Welle mit einem Abstand von 1 bis 2 cm sitzen. Die Scheibendicke beträgt im Regelfall 1 bis 2 mm

und der Scheibendurchmesser beträgt bis zu 3 m. Die Scheiben bestehen meistens aus hochdichtem Polyethylen (HDPE) und sind 30 bis 50 % in das zu behandelnde Abwasser eingetaucht. (Blank 2010)

Walzentauchkörper bestehen aus Füllkörpern, die für Wasser durchlässig sind und auf deren Oberfläche sich der Biofilm ansiedelt. Die biologisch aktive Oberfläche ist bei Walzentauchkörpern geringer als die theoretische Oberfläche. Die Flächenbelastung kann pauschal um 30 % geringer als die Flächenbelastung von Scheibentauchkörpern angenommen werden. (ATV-DVWK-A 281 2001)

Walzentauchkörper sind vor Verstopfungen und Scheibentauchkörper vor Verschlammung zu schützen. Sobald die genannten Probleme auftreten, sind diese durch fachkundiges Personal zu beseitigen. Um im Winter eine Vereisung der Oberfläche zu verhindern, werden Tauchkörper grundsätzlich abgedeckt. Im Raum oberhalb der Rotationstauchkörper ist für einen Luftaustausch zu sorgen, damit der Biofilm mit Sauerstoff versorgt werden kann und gasförmige Stoffwechselprodukte entweichen können. (ATV-DVWK-A 281 2001)

Übereinstimmend zum Tropfkörper erfolgt die Bemessung auf Grundlage des Arbeitsblattes ATV-DVWK 281 (2001) entsprechend der BSB_5-Flächenbelastung und TKN-Flächenbelastung. Das Wannenvolumen soll mindestens 4 L/m² theoretischer Oberfläche betragen, um Belastungsstöße aufzufangen. Der Abstand der Scheiben beträgt bei Kohlenstoffabbau 15 mm und kann bei Nitrifikation auf 10 mm verringert werden. (ATV-DVWK-A 281 2001)

Die erforderliche theoretische Oberfläche des Tauchkörpers setzt sich aus der Summe der Fläche für Kohlenstoffabbau und Nitrifikation gemäß Gleichung (6) zusammen, wobei die Fläche als Quotient von täglicher Fracht zur Flächenbelastung definiert ist. (ATV-DVWK-A 281 2001)

$$V_{TK} = V_{TK,C} + V_{TK,N} = \frac{B_{d,BSB,ZB}}{B_{A,BSB}} + \frac{B_{d,TKN,ZB}}{B_{A,TKN}} \; [m^3] \qquad (6)$$

Ebenso wie bei der Vorklärung der Tropfkörper soll die hydraulische Aufenthaltszeit im Trockenwetterfall 1,5 bis 2 h nicht unterschreiten. (ATV-DVWK-A 281 2001)

Es wird angemerkt, dass das Arbeitsblatt DWA-A 281 (2001) derzeit überarbeitet wird und mit Änderungen in der Bemessung zu rechnen ist.

2.3.2.3 Nachklärung

Der übliche Ansatz zur Bemessung der Nachklärung aus dem Arbeitsblatt DWA-A 131 (2016) wird bei Biofilmverfahren nicht angewendet. Die Nachklärung entfernt in diesem Zusammenhang lediglich den aus Tropf- und Tauchkörpern ausgeschwemmten Überschuss, wobei der Feststoffgehalt im Zufluss der Nachklärbecken zwischen 30 mg/L und 100 mg/L bei Trockenwetter und bis zu 200 mg/L bei Mischwasserzufluss beträgt. Dabei wird die Nachklärung ausschließlich nach hydraulischen Aspekten mittels Flächenbeschi-

ckung q_A und der Durchflusszeit t_{NK} bemessen. Die Flächenbeschickung des Nachklärbeckens $q_{A,NK}$ soll 0,8 m/h sowohl bei maximalen Trockenwetterzufluss als auch bei Mischwasserzufluss, unter Berücksichtigung der Rezirkulation, nicht überschreiten. Die erforderliche Oberfläche und das erforderliche Volumen werden gemäß den Gleichungen (7) und (8) berechnet.

$$erf.A_{NK} = \frac{Q_{NK}}{q_{A,NK}} \; [m^2] \qquad (7)$$

$$erf.V_{NK} = t_{NK} \cdot Q_{NK} \; [m^3] \qquad (8)$$

Erforderlich sind eine hydraulische Aufenthaltszeit t_{NB} von mindestens 2,5 h und eine Mindestbeckentiefe von 2,0 m. Die Flächenbeschickung $q_{A,NKB}$ kann auf 1,5 bis 2 m/h für Zwischenklärbecken und Grobentschlammung mit nachgeschalteten Teichen erhöht werden. (ATV-DVWK-A 281 2001)

2.3.3 Belebtschlammverfahren

Das Belebtschlammverfahren ist in den Industrieländern das wichtigste Abwasserreinigungsverfahren. Die Vorteile liegen in der Vielzahl der regelbaren biologischen, chemischen und physikalischen Prozesse, die sich mit dem Belebtschlammverfahren umsetzen lassen. Dabei kann mit verschiedenen spezialisierten Verfahren der Schwerpunkt auf einzelne Prozesse gelegt werden.

Die über die Jahre der Anwendung integrierten Prozesse umfassen dabei nach Gujer (2007):

- Abbau von organischen Stoffen (BSB_5, CSB)
- Flockung und teilweiser Abbau von partikulären Stoffen (TSS)
- Oxidation von Ammonium zu Nitrat
- Reduktion von Nitrat zu elementarem Stickstoff
- Chemische Phosphorelimination
- Biologische Phosphorelimination
- Elimination von spezifischen organischen Verbindungen (z. B. Mikroverunreinigungen, Medikamentenrückstände)

Das Belebtschlammverfahren arbeitet im Durchlaufverfahren mithilfe von Verdrängung. Die Nährstoffe werden den Mikroorganismen durch den stetigen Zulauf zur Verfügung gestellt. Durch die Abwasserinhaltsstoffe und die extern zugeführten Stoffe (z. B. Sauerstoff) wird die Biomasse zum Wachstum angeregt. Durch den Zulauf und das Wachstum wird ein Teil des Belebtschlammgemisches aus der Belebungsanlage verdrängt. Im Nachklärbecken wird die Biomasse vom gereinigten Abwasser getrennt. Der sedimentierte Schlamm wird als Rücklaufschlamm wieder ins Belebungsbecken zurückgeführt. Durch den Überschussschlammabzug wird die Konzentration der Biomasse im Belebungsbecken

konstant gehalten bzw. reguliert. Maßgeblich für den Sedimentationserfolg im Nachklärbecken ist der Schlammvolumenindex (ISV). In Tabelle 2 sind Richtwerte für gut sedimentierbaren Schlamm verzeichnet. Bei Werten, die weit darüber liegen, sollten Maßnahmen zur besseren Eindickung ergriffen werden.

Tabelle 2: Richtwerte für den Schlammvolumenindex (Gujer 2007)

Reinigungsziel	**ISV (L/kg) Gewerblicher Einfluss**	
	Günstig	**Ungünstig**
Ohne Nitrifikation	100-150	120-180
Nitrifikation (und Denitrifikation)	100-150	120-180
Schlammstabilisierung	75-120	100-150

Nach dem Arbeitsblatt DWA-A 131 (2016) sind verschiedene Bau- und Betriebsweisen der Belebungsbecken möglich (vgl. Abbildung 9), die sich anhand der angeordneten Denitrifikation definieren.

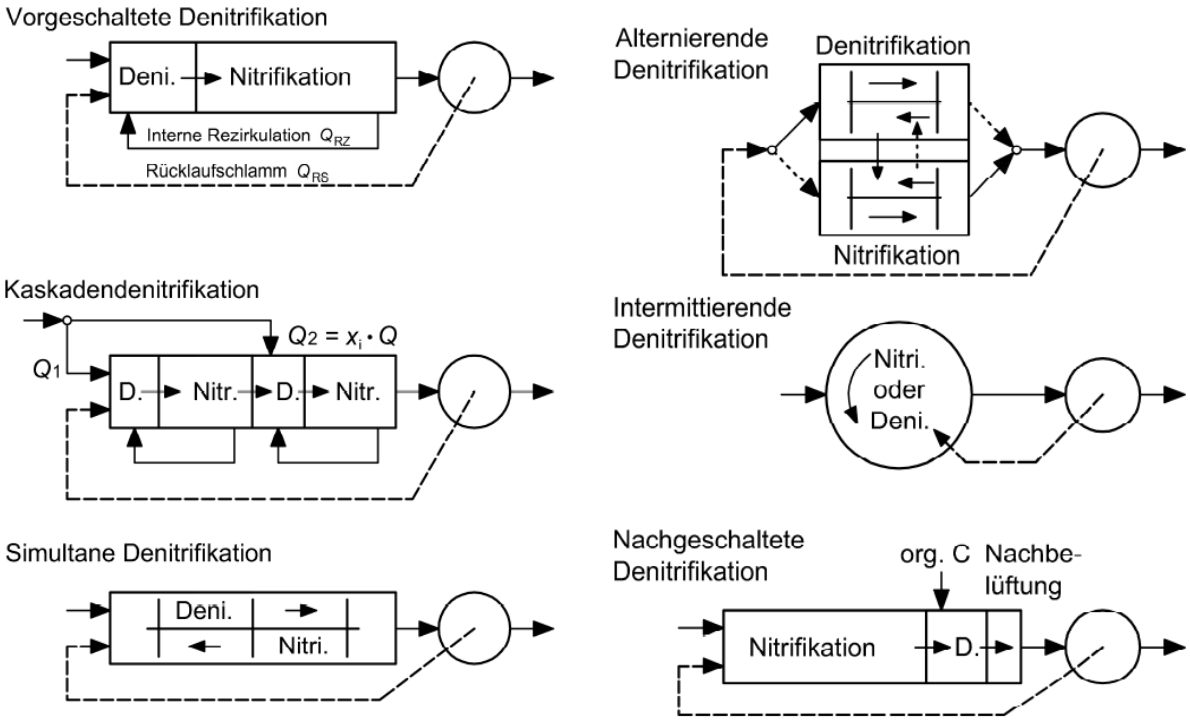

Abbildung 9: Verfahren der Stickstoffelimination (DWA-A 131 2016)

Bei der vorgeschalteten Denitrifikation wird zunächst ein anoxisches Becken der aeroben Zone vorgeschaltet. Der Rücklaufschlamm, die interne Rezirkulation und das frische Abwasser gelangen gemeinsam in die Denitrifikationszone. Dieses Verfahren hat den Vorteil, dass leicht abbaubarer Kohlenstoff für die Denitrifikanten zur Verfügung steht und in der Regel auf eine externe Kohlenstoff-Quelle verzichtet werden kann. Dennoch muss darauf

geachtet werden, die interne Rezirkulation auf ein Mindestmaß zu reduzieren, damit die Mikroorganismen nicht unnötig durch hohe Frachten an gelöstem Sauerstoff beeinträchtigt werden. (DWA-A 131 2016)

Die Kaskadendenitrifikation zeichnet sich durch mehrere hintereinander geschaltete Becken aus, die entweder nach dem Schema einer vorgeschalteten oder simultanen Denitrifikation angeordnet werden können. Der Abwasserstrom wird auf die einzelnen Becken aufgeteilt, dadurch ist ein höherer TS-Gehalt im Belebungsbecken möglich. Besonders bei einer Kaskadendenitrifikation muss darauf geachtet werden, dass im Übergang vom Nitrifikationsbecken zum Denitrifikationsbecken so wenig Sauerstoff wie möglich eingetragen wird. (DWA-A 131 2016)

Eine simultane Denitrifikation wird in der Regel als Umlaufbecken ausgebildet. Unterschiedliche Zonen im Becken, bei denen eine Regelung der Belüftung notwendig ist, nehmen somit die Rolle der Denitrifikations- und Nitrifikationszonen ein. Bei diesem Verfahren ist von einer hohen internen Rezirkulation auszugehen. (DWA-A 131 2016)

Die alternierende Denitrifikation ist so charakterisiert, dass zwei intermittierend belüftete Becken abwechselnd hintereinander beschickt werden. Das Abwasser von dem beschickten, unbelüfteten Becken fließt in das zweite belüftete Becken und von dort zur Nachklärung. Beeinflusst wird dieses Verfahren zum einen durch hohe Sauerstoffgehalte am Ende der Nitrifikationsphase und zum anderen durch die Regelung der Beschickungsdauer. (DWA-A 131 2016)

Bei der intermittierenden Denitrifikation wechseln sich die Nitrifikations- und Denitrifikationsphasen im gleichen Becken zeitlich ab. Auch hier kann die Beschickungsdauer geregelt werden. Hohe Sauerstoffgehalte am Ende der Nitrifikationsphase beeinflussen die Denitrifikation. (DWA-A 131 2016)

Die nachgeschaltete Denitrifikation findet vor allem dann Verwendung, wenn eine externe Kohlenstoffquelle hinzudosiert werden muss, da das Abwasser ein geringes C/N-Verhältnis aufweist. Dadurch ist es möglich, zunächst die Nitrifikation ablaufen zu lassen und im Anschluss daran die Denitrifikation zu etablieren. Um das Risiko eines hohen Ammoniumstickstoff-Ablaufwertes zu minimieren, folgt sicherheitshalber ein Nachbelüftungsbecken. (DWA-A 131 2016)

Während die meisten Belebungsanlagen im Durchlaufverfahren betrieben werden, finden bei Verfahren mit Aufstaubetrieb alle Prozesse in demselben Reaktor (Einbeckentechnologie) zyklisch statt. Im sogenannten Sequencing Batch Reactor, kurz SBR, werden die Phasen der biologischen Reaktion und der Sedimentation im selben Behälter durchgeführt. In einer ersten Phase wird der Behälter befüllt, meist verlaufen dabei gleichzeitig die biologischen Reaktionen. In der nächsten Phase, der Sedimentationsphase, werden Belüftung, Durchmischung und Zulauf abgestellt, sodass sich die Schlammflocken analog zum Nachklärbecken absetzen können. In der Abzugsphase wird das Klarwasser abgezogen. Je nach Bedarf kann anschließend Überschussschlamm abgezogen werden. Im Anschluss erfolgt erneut die Befüllung. (DWA-M 210 2009)

Das SBR-Verfahren stellt vor allem auf kleinen Kläranlagen und in der Schlammwasserbehandlung eine kosteneffiziente und platzsparende Lösung dar.

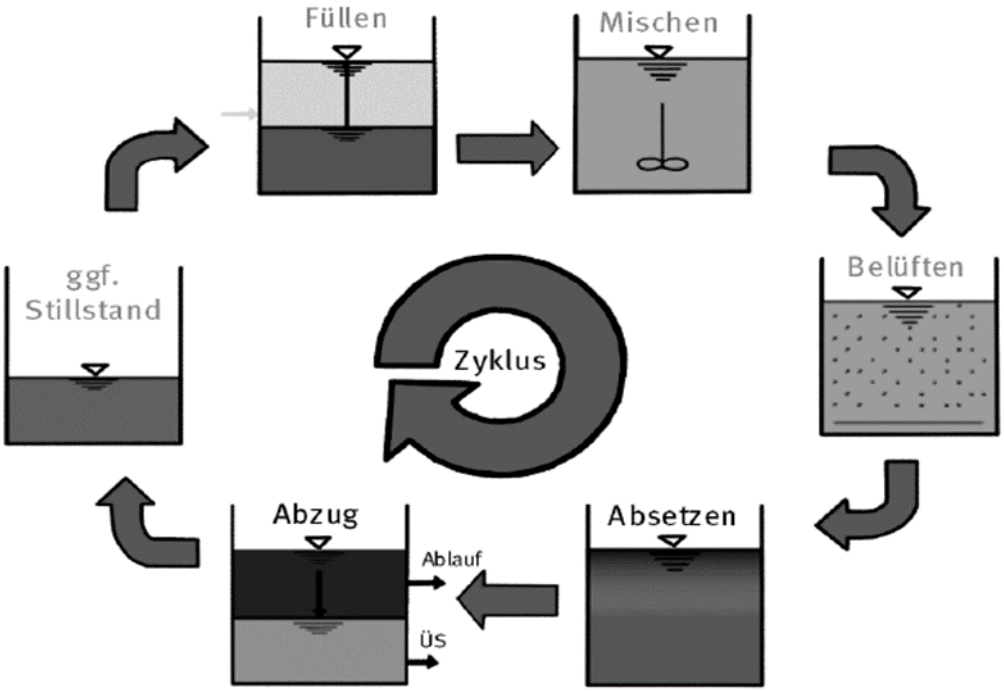

Abbildung 10: Beispiel für den Ablauf eines SBR-Zyklus (DWA-M 210 (2009))

Zur Bemessung von Belebungsanlagen im deutschsprachigen Raum sei an dieser Stelle auf das Arbeitsblatt DWA-A 131 verwiesen. Bei der Bemessung von Belebungsverfahren bilden das Belebungsbecken, die Belüftungseinrichtungen und das Nachklärbecken eine verfahrenstechnische Einheit. Der Trockensubstanzgehalt (TS-Gehalt) sowie der Schlammvolumenindex (ISV) beeinflussen die Größe von Nachklär- und Belebungsbecken. Die Abwassercharakteristik beeinflusst dabei den ISV.

2.3.4 Verfahrensvarianten

Neben dem konventionellen Belebtschlammverfahren existieren Verfahrensvarianten, die mögliche Lösungsansätze in Abhängigkeit der Randbedingungen bieten können. In diesem Vorhaben werden v. a. das Biological-Combined-System (Biocos®-Verfahren) und das Constant Waterlevel Sequencing Batch Reactor (CWSBR)-Verfahren berücksichtigt.

2.3.4.1 Biocos®-Verfahren

Das Biocos®-Verfahren ist dem konventionellen Belebungsverfahren sehr ähnlich. Eine solche Anlage besteht aus einem Belebungsbecken (B-Becken) und einem oder zwei Sedimentations- und Umlaufbecken (SU-Becken). Dabei sind die Becken hydraulisch miteinander verbunden, sodass die Anlage als Einbeckentechnologie funktioniert. Das SU-Becken ersetzt dabei die erforderliche Nachklärung einschließlich des Rücklaufschlammpumpwerks. Das B-Becken und das SU-Becken sind durch Öffnungen in Bodennähe und

an der Wasserspiegellinie miteinander verbunden, sodass die Becken wie kommunizierende Gefäße agieren. (Ingerle 1999)

Analog zum herkömmlichen Belebungsbecken wird im B-Becken der überwiegende Teil der Nitrifikation durchgeführt. Zusätzlich kann hier auch eine vorgeschaltete, intermittierende oder simultane Denitrifikation durchgeführt werden. Die Bemessung des B-Beckens erfolgt ebenfalls nach dem DWA-A 131. Das SU-Becken wendet die Einbeckentechnologie an, bei der verschiedene biochemische und physikalische Prozesse stattfinden. Dabei werden drei (vgl. Abbildung 11) bzw. vier Phasen unterschieden.

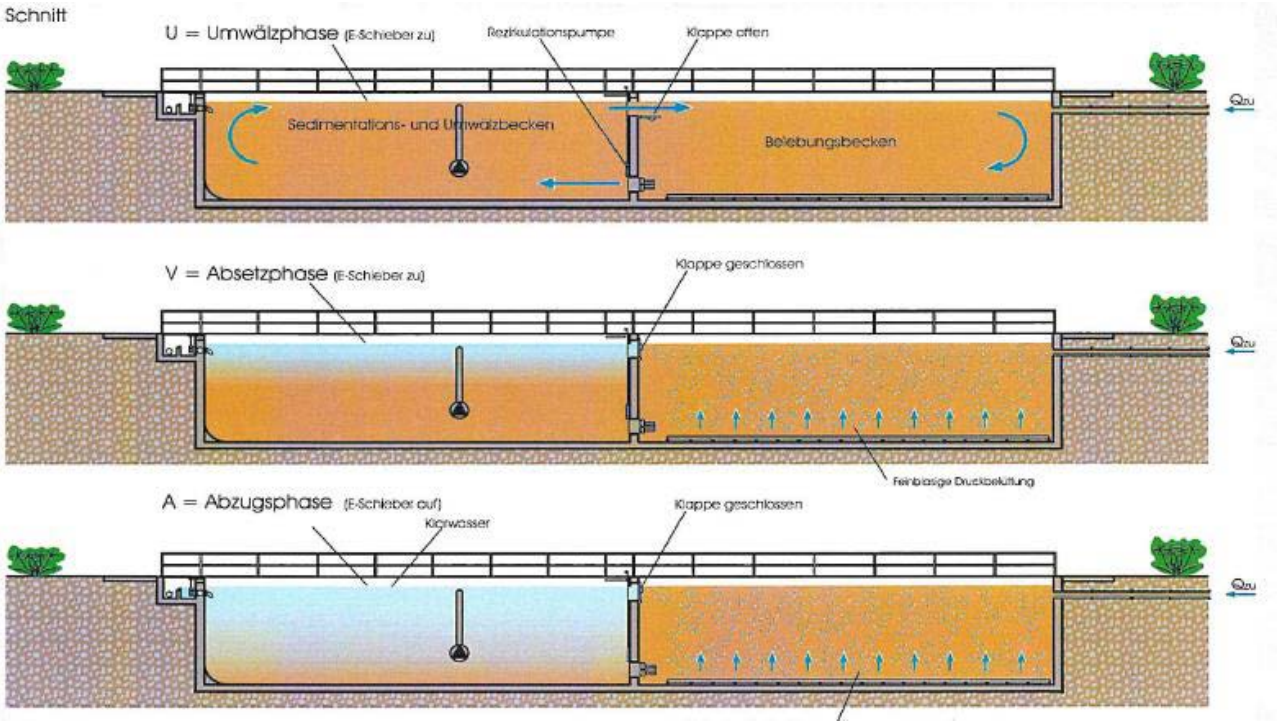

Abbildung 11: Dreiphasiges Biocos®-Verfahren (ZWT 2020)

In der Umwälzphase (U-Phase) wird der Schlamm im SU-Becken durch Rezirkulationspumpen aufgewirbelt und über die an der Wasseroberfläche liegenden Öffnungen zurück ins B-Becken gedrückt. So wird der für Nitrifikation und Denitrifikation unterschiedliche Substratbedarf durch die Durchmischung gewährleistet. Während der Durchmischung kann bei Abwesenheit von gelöstem Sauerstoff bereits mit der Denitrifikation begonnen werden. In der (Vor-)Absetzphase (V-Phase) setzt sich der Schlamm ab, sodass sich ein Klarwasserkörper bildet. In dieser Phase wird zudem denitrifiziert. Der sich absetzende Schlamm bildet außerdem einen Filterkörper, der die Belebtschlammflocken aus dem Klarwasser herausfiltert. In der Abzugsphase (A-Phase) öffnet sich der Ablaufschieber und das Klarwasser wird aus dem SU-Becken abgezogen. Während dieser Phase kann im Belebtschlammkörper weiter denitrifiziert werden. Unter anaeroben Milieubedingen kann in dieser A-Phase biologisch Phosphor eliminiert werden. Während dieser Phase wird dar-

über hinaus der Überschussschlamm abgezogen. Die Nitrifikation im Belebungsbecken erfolgt in der V-Phase oder A-Phase bei sowohl geschlossenen hydraulischen Klappen als auch abgeschalteten Umwälzpumpen. (Ingerle 1999; ZWT 2020)

In größeren Kläranlagen mit höherem hydraulischem Durchsatz kann eine vierte Phase integriert werden. In der Schlammrückführphase (S-Phase) wird vor der U-Phase der abgesetzte Schlamm mittels Drucklufthebersystem in das B-Becken zurückgeführt. Dadurch können im B-Becken höhere TS-Gehalte erreicht werden. Deshalb wird im vierphasigen Biocos-Verfahren auf die hydraulisch aktivierten Klappen an der Wasserspiegellinie verzichtet. In der U-Phase wird dann der verbliebene Schlamm aufgewirbelt und durchmischt.

Im Laufe der Jahre hat sich die Kombination aus einem B-Becken und zwei SU-Becken etabliert. Die SU-Becken werden dabei alternierend betrieben. Während in einem SU-Becken das Klarwasser (A-Phase) abgezogen wird, laufen im anderen SU-Becken die übrigen Phasen ab.

Obwohl das Biocos®-Verfahren durch den zyklischen Betrieb und die zeitliche Phasensteuerung der Einbeckentechnologie ähnelt, kann das Verfahren aufgrund des Durchlaufbetriebs nicht den Verfahren im Aufstaubetrieb zugeordnet werden. Die Sedimentation erfolgt dabei bei konstantem Zulauf und konstantem Wasserspiegel. Das Klarwasser wird also durch konstant zulaufendem Belebtschlammgemisch aus dem Becken verdrängt. (Wett 1999)

2.3.4.2 Constant Waterlevel Sequencing Batch Reactor (CWSBR)

Der CWSBR ist eine Sonderform des SBR-Verfahrens, das speziell für die Erweiterung von Abwasserteichanlagen entwickelt worden ist. Diese Entwicklung soll dabei die steuerbare und flexible Prozessführung des SBR-Verfahrens an die Rahmenbedingungen bestehender ATA anpassen. (G.A.A 2017)

Durch Hydrosegel wird der bestehende Teich in drei separate Reaktionsräume aufgeteilt, die als Vorlage, Reaktorzone und Nachlage definiert sind. Die Hydrosegel sind beweglich, sodass die Volumina der drei Reaktorräume variierbar sind. Die drei Zonen sind durch Pumpen miteinander verbunden, die für die Veränderung der Volumina zuständig sind. Daher liegt der Wasserspiegel des CWSBR-Verfahrens immer auf konstantem Niveau. Als Reinigungsstufen sind neben dem Kohlenstoffabbau auch Nitrifikation, Denitrifikation, biologische Phosphorelimination und aerobe Schlammstabilisierung möglich. (Dederichs et al. 2003; G.A.A 2017)

In der Abbildung 12 sind das Verfahrens- sowie das Zyklusschema des CWSBR-Verfahrens dargestellt. Die Zyklusphasen des CWSBR-Verfahrens entsprechen denen des üblichen SBR-Verfahrens (vgl. Abbildung 10). Vor allem liegt der Unterschied darin, dass sich die Füllstände durch die Verfahrensweise des CWSBR nicht vertikal verändern, sondern durch die Hydrosegel bei gleichem Wasserstand horizontal ausgeglichen werden können.

Da während der kompletten Zykluszeit Abwasser in die Vorlage läuft und gereinigtes Abwasser in den Vorfluter abfließt, läuft dieses Verfahren im Durchflussbetrieb. Die Hydrosegel passen sich der Volumenänderung während des Zyklus an.

Bei dem CWSBR besteht der Vorteil, dass ggf. die vorhandene Infrastruktur weiterverwendet werden kann. In dem Fall würden sich die Investitionskosten gegenüber einem Neubau verringern. Laut Hersteller liegen die Investitionskosten bei ungefähr 150 €/EW. (Dederichs et al. 2003; G.A.A 2017)

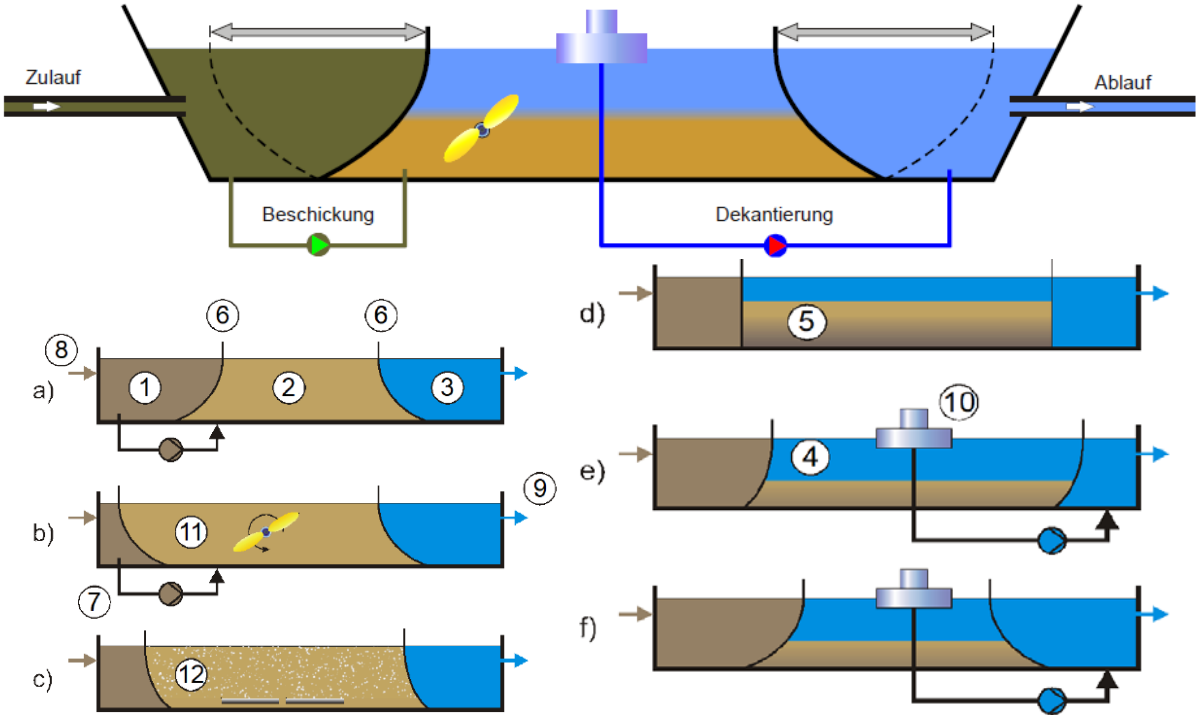

Abbildung 12: Allgemeines Schema des CWSBR (oben); Zyklusschema des CWSBR-Verfahrens (unten): a) Beginn des Füllens des Reaktionsraumes durch Pumpen des Wassers aus der Vorlage; b) Beginn der Reaktionsphase; c) Laufende Reaktionsphase; d) Beginn der Absetzphase; e) Abzug des Klarwassers; f) Ende der Dekantierphase; 1 Vorlagezone; 2 SBR-Zone; 3 Ausgleichszone; 4 Klarphase 5 Belebtschlamm; 6 Hydrosegel ;7 Beschickung; 8 Zulauf; 9 Ablauf; 10 Dekantierung; 11 Rühren; 12 Belüften (G.A.A 2017)

2.3.5 Membran-Bioreaktor-Verfahren (MBR-Verfahren)

2.3.5.1 Verfahrensbeschreibung

Seit den 1990er Jahren wird die aus der Medizin und Wasseraufbereitung bekannte Membran-Technologie zunehmend auch in der kommunalen Abwasserreinigung angewendet. In der Membrantechnik wird die Stofftrennung mittels physikalischer Trennverfahren durchgeführt. Dabei liegen die Anwendungsgebiete je nach Trennziel in der Feststoffabtrennung, z. B. in der Belebtschlammabtrennung auf Abwasserbehandlungsanlagen (Ersatz der Nachklärstufe), bis hin zur Abtrennung von Stoffen im molekularen Bereich, z. B. im Rückhalt von gelösten Salzen bei Meerwasserentsalzungsanlagen. Hierbei wird zwi-

schen Mikro- (MF), Ultra- (UF), Nanofiltration (NF) und Umkehrosmose (UO, RO) unterschieden, wobei die Durchlässigkeit durch die Membran abnehmend ist. (Pinnekamp und Friedrich 2006)

Die Funktionsweise einer Membran entspricht der eines Filters. Ein Stoffgemisch, genannt Feed, wird durch die Membran selektiert. Dabei entstehen, je nach Membranverfahren, das Filtrat bzw. Permeat, welches die Membran ungehindert passieren kann sowie das Retentat bzw. Konzentrat, welches zurückgehalten wird. Der Trennprozess wird durch die transmembrane Druckdifferenz bzw. den Transmembrandruck per feedseitigen Überdruck oder einen permeatseitigen Unterdruck in Gang gesetzt. Die Leistungsfähigkeit wird durch den flächenbezogenen Flux [l/(m²*h)] bzw. den durchzusetzenden Volumenstrom [l/h] einer Membran beschrieben. Die betriebliche Kontrollgröße einer Membran ist die Permeabilität [l/(m²*h*bar)], die die Durchlässigkeit einer Membran beschreibt. (Pinnekamp und Friedrich 2006)

In der kommunalen Abwasserreinigung hat sich der Einsatz der Membrantechnik in Membran-Bioreaktoren (MBR) in den letzten beiden Jahrzehnten durch verbesserte Membranen, gesunkene Herstellungskosten und erhöhte Anforderungen an die Einleitbedingungen ins Gewässer zwar etabliert, nennenswerte Zuwächse an neuen MBR-Anlagen hat es zuletzt jedoch kaum gegeben. Vor dem Hintergrund der Integration einer vierten Reinigungsstufe zum Rückhalt von Spurenstoffen findet das MBR-Verfahren nun allerdings wieder mehr Beachtung. (Pinnekamp und Friedrich 2006)

Grundsätzlich können Membranen an verschiedenen Stellen in kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen integriert werden. Es wird dabei zwischen einer integrierten Anordnung der Membranstufe in der Belebungsanlage und einer separaten Anordnung der Membranstufe unterschieden. Das Verfahren nutzt die Membranstufe anstelle einer Nachklärstufe zur Abtrennung von gereinigtem Abwasser und Biomasse. (Pinnekamp und Friedrich 2006)

Tabelle 3: Leistungsdaten von MBR-Anlagen im Vergleich zu konventionellen Belebungsanlagen nach Dohmann et al., 2002 (Pinnekamp und Friedrich 2006)

Parameter		**konventionelle Belebungsanlage**	**MBR-Anlage**
Feststoffe (AFS)	mg/L	10-15	0
CSB	mg/L	40-50	< 30
N_{Ges}	mg/L	< 13	< 13
P_{Ges}	mg/L	0,8-1,0	< 0,3
mikrobiologische Qualität		Hygienisch bedenklich	Badegewässerqualität
TS im Belebungsbecken	g/L	< 5	< 20

Zum Vergleich wird in Tabelle 3 die Ablaufqualität einer konventionellen Belebungsanlage mit einer MBR exemplarisch dargestellt. In Pinnekamp und Friedrich (2006) wird zusätzlich noch der Vergleich einer konventionellen Kläranlage zu einer MBR-Anlage hinsichtlich der Keimbelastung gezogen.

Die Vorteile des Systems liegen zum einen im vollständigen Feststoffrückhalt, wodurch auch gegenüber einer herkömmlichen Nachklärstufe verbesserte Ablaufqualitäten hinsichtlich der organischen Beschaffenheit (CSB, BSB_5) als auch des Nährstoffgehaltes, hier insbesondere Phosphor, erreicht werden. Allerdings haben in der jüngeren Vergangenheit sehr gute Ablaufkonzentrationen, auch bezogen auf NH_4-N und N_{Ges}, auf einzelnen MBR-Anlagen zu der Vermutung geführt, dass neben der biologischen Abwasserreinigung mittels suspendierter Biomasse zusätzliche, in der Bemessung bislang nicht berücksichtigte Reinigungseffekte auftreten könnten. Diese Reinigungseffekte könnten hervorgerufen werden durch auf den Membranoberflächen fixierte Biofilme oder die beim MBR-Verfahren bekanntermaßen kleinere Flockengröße, die Auswirkungen auf die Sauerstoffversorgung der Bakterien im Flockeninneren und somit auch auf die Nitrifikationsleistung haben (Manser et al., 2005). Dieser Sachverhalt ist in der Tabelle 3 noch nicht berücksichtigt.

Der Ablauf ist weitestgehend hygienisiert, sodass neben der Nachklärstufe auch weitere Verfahrensstufen für den Fall einer Hygienisierungsanforderung entfallen.

Zum anderen können geringere Belebungsbeckenvolumina durch erhöhte Biomassekonzentrationen (bis zu 20 g/l) realisiert und bestehende Beckenkomponenten zum Ausbau von Kläranlagen mitgenutzt werden, wodurch sich insgesamt ein deutlich geringerer Platzbedarf für die Kläranlage ergibt. Die Kläranlage ist zudem modular erweiterbar. Folglich ist das MBR-Verfahren im Falle einer notwendigen Ertüchtigung bei geringer Platzverfügbarkeit als vielversprechende Option in Betracht zu ziehen (Pinnekamp und Friedrich 2006).

Diese Vorteile kommen insbesondere in Situationen zum Tragen, in denen erhöhte Anforderungen an die Einleitwerte hinsichtlich der Überwachungsparameter gestellt werden, wenn das gereinigte Abwasser z. B. in sensible Vorflutgewässer, Trinkwassereinzugsgebiete oder Badegewässer eingeleitet wird.

Die Art des Entwässerungssystems spielt bei der Überlegung zur Integration eines MBR ebenfalls eine Rolle. So können vorrangig im Trennsystem entwässernde Einzugsgebiete leichter mit einer MBR-Stufe ausgerüstet werden, da diese Anlagen um ein Vielfaches kleiner ausgelegt werden können. Aufgrund geringerer hydraulischer Schwankungen wird die Membranstufe optimal ausgelastet und kann so mit alternativen technischen Lösungen konkurrieren. Ähnliches gilt für Einzugsgebiete mit hohem Fremdwasseranfall. Auch hier wird die Membranstufe unnötig hydraulisch mehr beaufschlagt. Aufgrund der höheren Biomassekonzentration im Belebungsbecken und der damit verbundenen kleineren Beckenvolumina kann die Erweiterung einer Kläranlage mittels MBR gerade bei örtlichen beengten Platzverhältnissen eine wirtschaftlich rentable Lösung sein, da die flächenintensiven Nachklärbecken ebenfalls entfallen. (Pinnekamp und Friedrich 2006)

2.3.5.2 Wirtschaftlichkeit

MBR-Anlagen erfordern höhere Betriebskosten als konventionelle Belebungsanlagen. Hauptursache dafür ist das Erfordernis einer doppelten Belüftung zur Modulbelüftung und zur Versorgung der Mikroorganismen. Durch Optimierungen beim Betrieb der Anlage sowie bei der Membranmodulgestaltung können die Energiekosten signifikant gesenkt werden. Aus dem Betrieb bestehender MBR-Anlagen > 3.000 EW wurden Energieverbräuche von unter 1 kWh/m³ ermittelt. Die kommunalen Wasserwerke Leipzig gehen sogar davon aus, dass eine Senkung bis in den Bereich des Energieverbrauchs konventioneller Kläranlagen möglich ist. Zudem wurden zahlreiche Forschungsprojekte und Optimierungsvorhaben umgesetzt, sodass weitere Reduktionen der Energieverbräuche zu erwarten sind. (Pinnekamp und Friedrich 2006; Pinnekamp 2011)

Die Standzeiten aktuell betriebener Membranen zeigen eine deutlich positivere Entwicklung als dies zu Beginn der Verfahrenseinführung in Deutschland angenommen worden war. Nach Rücksprache mit Betreibern von MBR-Anlagen sind derzeit Standzeiten von über 15 Jahren ohne großen Verlust der Leistungsfähigkeit möglich. Dadurch senken sich die Betriebskosten durch die geringere Austauschrate der Membranmodule erheblich.

Zu berücksichtigen ist bei der Kostenvergleichsbetrachtung zwischen konventionellen und MBR-Anlagen jedoch immer die unterschiedliche Ablaufqualität. So müsste einer konventionellen Anlage eine Verfahrenstechnik zur Desinfektion nachgeschaltet werden, um vergleichbare Aussagen zu erhalten.

2.4 Einflüsse auf die Eliminationsleistung der Nitrifikation

Weil die Nitrifikanten anspruchsvolle Mikroorganismen sind, reagieren sie stark auf Veränderungen der Umgebungsbedingungen. Dabei unterliegt der Nitrifikationsprozess sowohl internen Einflüssen wie Temperatur und pH-Wert als auch externen Einflüssen durch Indirekteinleiter oder Fremdwasser, welche im Folgenden erläutert werden.

2.4.1 Temperatur

Die Wachstumsrate der Nitrifikanten ist stark temperaturabhängig, wobei die meisten Nitrifikanten mesophil sind und deshalb ihre optimalen Wachstumsbedingungen im Temperaturbereich von 30 °C bis 42 °C haben. Bei einer Temperatur unter 5 °C findet nur noch eine geringe Nitrifikation statt. Das optimale Wachstum der Nitrifikanten liegt bei 35 °C für Nitrosomonas und bei 38 °C für Nitrobacter. (Blank 2009)

In Abbildung 13 sind die maximalen Wachstumsraten μ_{max} der Nitrifikanten in Abhängigkeit zur Temperatur dargestellt.

Kommunales Abwasser mit Temperaturen im Zulauf und auf der Kläranlage zwischen 10 °C und 15 °C im Monatsmittel liegt unter dem Temperaturoptimum der Nitrifikanten. Die Bemessung der Nitrifikationsstufe wird in der Regel für Temperaturen zwischen 8°C und 20°C durchgeführt. (DWA-A 131 2016; DWA-M 114 2020)

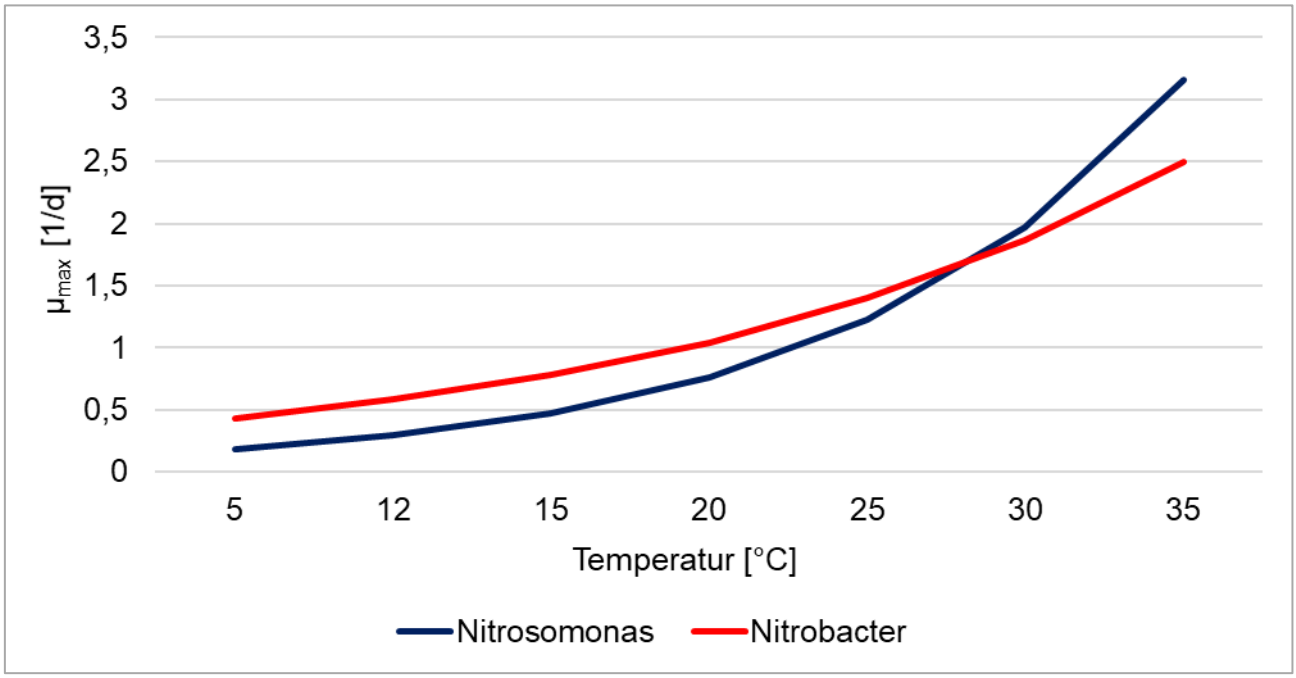

Abbildung 13: Maximale Wachstumsraten der Nitrifikanten in Abhängigkeit der Temperatur (nach Chapanova (2008))

Um die Nitrifikation auch bei niedrigen Temperaturen zu stützen, empfiehlt Chapanova (2008), z. B. Windeinfall oder den Zufluss von kaltem Niederschlagswasser zu verringern.

2.4.2 Säurekapazität

Bei der Nitrifikation werden H^+-Ionen produziert, welche in der Regel durch das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht und das bei der Denitrifikation entstehende Hydrogencarbonat aufgenommen werden. Dargestellt wird dies durch die folgenden Reaktionsgleichungen.

$$NH_4^+ + 2O_2 \Leftrightarrow NO_3^- + H_2O + 2H^+ \quad (9)$$

Da der Umwandlungsprozess von Nitrat zu elementarem Stickstoff unter Einbindung von Kohlenstoff funktioniert, wird hier die vereinfachte Form dargestellt.

$$2NO_3^- + 2H_2O + [BSB_5] \Rightarrow N_2 + 2HCO_3^- \quad (10)$$

In der Regel befindet sich das Abwasser in einem Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht.

$$H_2CO_3 \Leftrightarrow HCO_3^- + H^+ \Leftrightarrow CO_2 + H_2O \quad (11)$$

Durch den Einsatz von salzhaltigen Fällmitteln z. B. zur weitergehenden Phosphorelimination wird dieses Gleichgewicht zunehmend gestört. Ebenfalls führt der Verdünnungseffekt infolge von Regenereignissen zu einer Abnahme der Säurekapazität. In tiefen Belebungsbecken kann es zudem verstärkt zur Kohlenstoffdioxidbildung kommen, da dieses bei höheren Wasserdrücken besser löslich ist. Dies kann wiederum zu einem Ausgasen des Kohlenstoffs in der Nachklärung führen und entsprechend das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht beeinflussen. (Schönherr 2009; DWA-A 131 2016)

Zur Bestimmung der Abnahme der Säurekapazität wird auf das Arbeitsblatt DWA-A 131 (DWA-A 131 2016) verwiesen. Entsprechend der dort angegebenen Randbedingungen ist ein stabiles Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht zur Pufferung der Säurekapazität entscheidend.

2.4.3 Sauerstoffkonzentration

Bei einer vollständigen Nitrifikation werden 2 mol O_2 für ein mol NH_4^+ verbraucht, d. h., dass 4,57 g O_2 veratmet werden (vgl. Abschnitt 2.2). Der Gehalt an Sauerstoff stellt somit ebenfalls einen limitierenden Faktor der Nitrifikation dar. Dabei lässt sich der Einfluss der Sauerstoffkonzentration mit Gleichung (12) ermitteln, welche die Umsatzgeschwindigkeit v in Abhängigkeit zur Sauerstoffkonzentration C_{O2} darstellt.

$$v = v_{max} * \frac{C_{O2}}{K_{O2} * C_{O2}} \qquad (12)$$

K_{O2} stellt dabei die Halbwertkonstante dar, welche die O_2-Konzentration beschreibt, die benötigt wird, um die Hälfte der maximalen Umsatzgeschwindigkeit (v_{max}) zu erreichen. Diese wird zwischen 0,15 und 2 mg O_2/L angegeben (Bever 2002). Oberhalb der angeführten 2 mg/L steigt die Umsatzgeschwindigkeit der beteiligten Mikroorganismen kaum weiter, sodass eine vermehrte Belüftung aus energetischer Sicht nachteilig ist. Aus wirtschaftlichen Gründen wird deshalb der Eintrag an Sauerstoff auf 1,5 mg/L bis 2,0 mg/L begrenzt. (Bever 2002; Blank 2009)

2.4.4 Schlammalter

Da die Nitrifikanten speziell im unteren Temperaturniveau eine geringe Wachstumsrate haben (vgl. Abschnitt 2.4.1), muss eine ausreichende Verweilzeit (größer als die Verdopplungszeit) der Nitrifikanten im System gewährleistet sein. Im Arbeitsblatt DWA-A 131 (DWA-A 131 2016) wird diese Verweilzeit durch die Berechnung des Schlammalters $t_{TS,aerob,Bem}$ in Abhängigkeit zur Temperatur und eines gewählten Prozessfaktors PF berechnet (vgl. Gleichung (13)).

$$t_{TS,aerob,Bem} = PF * 3{,}4 * 1{,}103^{(15-T)} \qquad (13)$$

Dabei muss beachtet werden, dass sich das Schlammalter der Nitrifikanten auch nur auf den aeroben Teil der Belebungsanlage beschränkt, das entsprechend auch als aerobes Schlammalter bezeichnet wird (Bever 2002). Das aerobe Schlammalter wird durch den mengenmäßigen Abzug von Überschussschlamm bestimmt, woraufhin sich der notwendige Trockensubstanzgehalt im Belebungsbecken einstellt.

2.4.5 Substratgehalt

Da die Nitrifikanten nicht in der Lage sind Substrat zu speichern, muss folglich die zugeführte Stickstofffracht sofort nitrifiziert werden. Kommt es deshalb zu Ammoniumspitzen, können die Nitrifikanten die entsprechende Fracht nicht schnell genug umsetzen, was zu

Konzentrationsspitzen im Ablauf führt. Entsprechende Sicherheitsfaktoren, wie der Prozessfaktor PF, berücksichtigen Schwankungen der Zulauffracht mit dem Faktor f_N bereits.

$$f_N = \frac{B_{2h,KN,ZB,max}}{B_{2h,KN,ZB,dM}} \qquad (14)$$

Dennoch kann dieser Schwankungsfaktor nicht beliebig groß gewählt werden und eine Beschickung der Nitrifikanten sollte möglichst gleichmäßig erfolgen. Hohe Zulaufschwankungen, wie z. B. auch die Rückbelastung aus der Schlammbehandlung, sollten demnach durch Ausgleichsbecken gleichmäßig bewirtschaftet werden. (Bever 2002; DWA-A 131 2016)

2.4.6 Fremdwasser

Fremdwasser umfasst v. a. eindringendes Grundwasser, das zum einen durch Undichtigkeiten in das Kanalsystem gelangt und zum anderen durch Drainagen gefasstes Schichten-, Drän- und Sickerwasser. Die Abflusskurve folgt dem Regenereignis langsam und zeitverzögert. (DWA-M 182 2012)

Aus der Veränderung der Abwassercharakteristik im Zulauf der Kläranlage durch Fremdwasser ergeben sich Einflüsse auf die Abwasserreinigung. Grundsätzlich benötigen die Mikroorganismen, die an der Reinigung des Abwassers beteiligt sind, einen optimalen Konzentrationsbereich, in dem sie die Stoffe im Abwasser bei einer maximalen Reinigungsleistung abbauen können. Nach der Monod-Kinetik sinkt die Wachstumsrate der Mikroorganismen mit abfallender Substratkonzentration. Unter Berücksichtigung der Fremdwasseranteile stellt sich dieser Aspekt aufgrund der verdünnenden Effekte als relevant dar. Die verminderte Ammoniumstickstoff-Konzentration im Zulauf der Kläranlagen kann eine Reduktion der Leistungsfähigkeit der Nitrifikanten bewirken. (Bauhaus-Universität Weimar 2009)

Neben dem Verdünnungseffekt kann Fremdwasser zu Temperaturschwankungen des Abwassers führen. Generell zeigt grundwasserbedingtes Fremdwasser mit einer ungefähren Temperatur von ca. 10 °C eine geringe jahreszeitliche Temperaturschwankung.

Insgesamt wird durch das Einleiten von Fremdwasser ein Absinken der Temperatur und eine Verdünnung des Abwassers verursacht, was wiederum eine verlangsamte Reaktionsgeschwindigkeit bzw. Wachstumsrate der Nitrifikanten nach sich ziehen kann (vgl. Abschnitt 2.4.1). Eine ständige Abkühlung des Abwassers muss dementsprechend mit einer Vergrößerung der aeroben Zone bzw. einer Erhöhung des aeroben Schlammalters kompensiert werden. (DWA-M 182 2012; LUBW 2007)

Eine weitere negative Auswirkung besteht vor allem bei weichem Fremdwasser, das eine geringere Pufferkapazität als härteres Fremdwasser aufweist. Dies kann einen negativen Effekt auf die Nitrifikanten haben, die Säurekapazität verbrauchen. (Bauhaus-Universität Weimar 2009)

2.4.7 Hemmstoffe

Neben den in den vorgenannten Kapiteln genannten Faktoren, die bei der Bemessung einer Belebungsanlage zu beachten sind, wie beispielsweise der Einfluss der Temperatur und des pH-Wertes, gibt es zahlreiche hemmende Stoffe, die sich negativ auf die Umsatzleistung der Nitrifikation auswirken.

Nitrifikationshemmende Stoffe werden ggf. vom produzierenden Gewerbe verwendet, die bei einem Anschluss an die kommunale Kläranlage (Indirekteinleiter) negative Auswirkungen auf die Behandlungsverfahren in der Kläranlage haben können (Voutsa et al. 2006). Dabei ist eine Vielzahl von Chemikalien mit nitrifikationshemmender Wirkung bekannt, die in verschiedenen und umfangreichen Aufstellungen wie z. B. in Sterger und Franklin (2020) oder Voutsa et al. (2006) aufgezeigt sind. Die konkreten Auswirkungen der Einbringung dieser Stoffe auf den biologischen Prozess in Kläranlagen mit gezielter Nitrifikation sind jedoch weitestgehend unerforscht. Demnach berichten vor allem Stevens et al. (2012), dass nitrifikationshemmende Stoffe zu schweren Ausfällen der Nitrifikation führen können. (Scheurer et al. 2014)

2.4.8 Stickstoff-Kohlenstoffverhältnis

Schwankungen oder eine permanente Verschiebung des Stickstoff-Kohlenstoffverhältnisses, die die Nitrifikation bzw. Denitrifikation beeinflussen können, werden von Schweighofer (1996) konkret untersucht. Die permanente Veränderung des Stickstoff-Kohlenstoffverhältnisses wirkt dabei unterschiedlich, je nachdem in welche Richtung das Verhältnis verschoben wird. So führt ein steigender Stickstoffanteil dazu, dass letztlich das erforderliche Volumen der Belebungsanlage aufgrund des zusätzlichen Bedarfs für die Denitrifikation ansteigt. Bei niedrigen Stickstoff-Kohlenstoffverhältnissen von weniger als 0,5 wirkt der Kohlenstoff als limitierender Faktor, was eine zusätzlich C-Dosierung erfordert. Bei einem Verhältnis kleiner 0,04 ist mit einem beginnenden Stickstoffmangel zu rechnen. (Schweighofer 1996)

Für die Nitrifikanten stellen sich vor allem Schwankungen des Stickstoff-Kohlenstoffverhältnisses als problematisch dar, da die schneller wachsenden, konkurrierenden, heterotrophen Mikroorganismen bevorteilt werden. In der Konkurrenzsituation um den verfügbaren Stickstoff dominieren die heterotrophen Mikroorganismen, wodurch es den Nitrifikanten an Ammonium als Energiequelle mangelt. Zusätzlich werden dem System verstärkt Nitrifikanten durch den erhöhten Überschlammabzug entzogen. Als Folge dessen werden die Mikroorganismen aus dem System verdrängt, sodass bei steigenden Stickstoff-Kohlenstoffverhältnissen die Nitrifikantenkonzentration zunächst nicht ausreichend ist und mit einer reduzierten Ammoniumeliminationsleistung zu rechnen ist. Aufgrund des erheblichen Einflusses solcher Schwankungen sind besonders saisonale Indirekteinleiter bei der Planung zu berücksichtigen. Zum Beispiel ist bei langen Produktionsstillständen der Indirekteinleiter eine langsame Zudosierung des mit Stickstoff oder Kohlenstoff belasteten Abwassers erforderlich, um Konkurrenzsituationen möglichst zu vermeiden. (Schweighofer 1996)

3 Maßnahmen auf Kläranlagen zur Erhöhung der Nitrifikationsleistung

3.1 Ursache für die Notwendigkeit von Maßnahmen

Im vorliegenden Fall führt die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie angesichts des Zustandes hessischer Gewässer dazu, dass weitergehende Maßnahmen zur Verminderung der Ammoniumstickstoffeinträge erforderlich werden (siehe Maßnahmenprogramm 2021-2027 zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Hessen; HMUKLV 2021a).

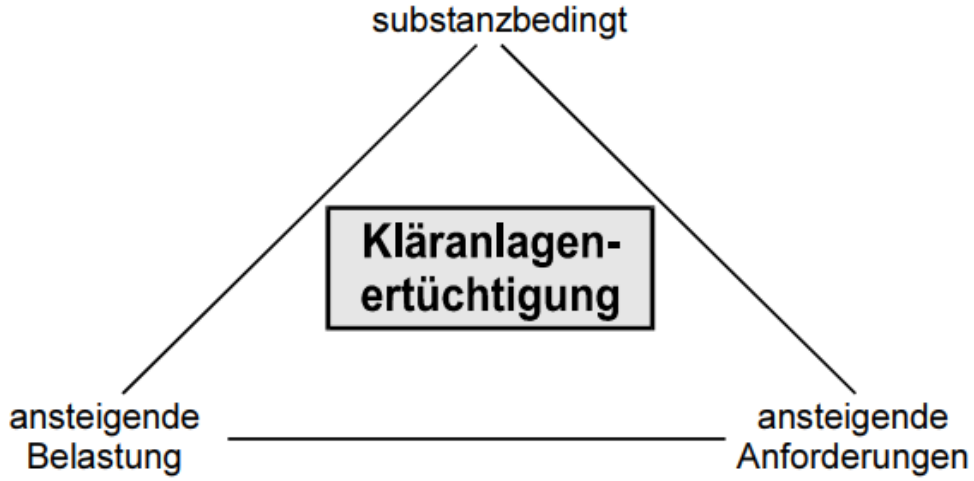

Abbildung 14: Ursachen einer Kläranlagenertüchtigung (Schier 2003)

Ist ein Leistungsdefizit in den Ablaufwerten messbar, kommen folgende Ursachen für eine verminderte Leistungsfähigkeit in Betracht:

- Fehlerhafte Grundlagenermittlung
- Fehlerhafte Bemessung oder falscher Lastfallansatz
- Wahl eines weniger geeigneten Abwasserreinigungsverfahrens
- Fehlerhafte verfahrenstechnische Planung
- Fehlerhafter Betrieb der Kläranlage

Einerseits kann die Nährstoffelimination bei einer fehlerhaften Planung nicht durch einen optimalen Betrieb ausgeglichen werden, andererseits kann eine richtig bemessene Kläranlage durch einen fehlerhaften Betrieb die geforderten Prozesse nicht richtig umsetzen. (Schier 2003)

Darüber hinaus haben die Besichtigungen (vgl. Kapitel 7) gezeigt, dass z. T. veraltete Kläranlagentechnik zu instabilen Betriebsverhältnissen bezogen auf Ammoniumstickstoff führt und in einigen Fällen Überwachungswerte substanzbedingt nicht durchgängig eingehalten werden können. Eine Kläranlage ist zu ertüchtigen, wenn emissions- und immissionsbezogene wasserrechtliche Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in ein Gewässer nicht erfüllt werden oder die allgemein anerkannten Regeln der Technik nicht eingehalten werden (siehe auch § 60 Abs. 1 WHG).

3.2 Abwasserteichanlagen (ATA)

Aufgrund der mangelnden Nitrifikationsleistung besteht die Notwendigkeit, ATA mit einer technischen Stufe oder einem bepflanzten Bodenfilter zu kombinieren bzw. in eine technische Kläranlage umzubauen, wenn strengere Ammoniumstickstoff-Ablaufwerte gefordert werden. Die vorhandene Infrastruktur der ATA kann hierbei häufig als Absetz- oder Nachklärteiche genutzt werden. Kombinationsanlagen können z. T. mit einer Rückführung ausgestattet werden, um unter bestimmten Umständen eine Teil-Denitrifikation zu erreichen. (Nowak und Heise 2007; LfU 2015)

3.2.1 Bauliche Erweiterung mit Tauchkörper

Bei der Kombination von ATA mit Tauchkörperm werden ein Kohlenstoffabbau und eine Nitrifikation als Reinigungsziele angestrebt. In den Kaskaden des Rotationstauchkörpers wird neben einem Restkohlenstoffabbau die Nitrifikation umgesetzt. In Abbildung 15 ist ein beispielhafter Aufbau einer solchen Kombinationsanlage abgebildet. Demnach fließt das Abwasser nach einer mechanischen Vorreinigung in einen Absetzteich, in dem bis zu 50 % des Kohlenstoffs eliminiert werden (DWA-A 201 2005, vgl. Abschnitt 2.3.2.2). Anschließend durchfließt das Abwasser den Tauchkörper, bevor es über die Nachklärung in das Gewässer gelangt.

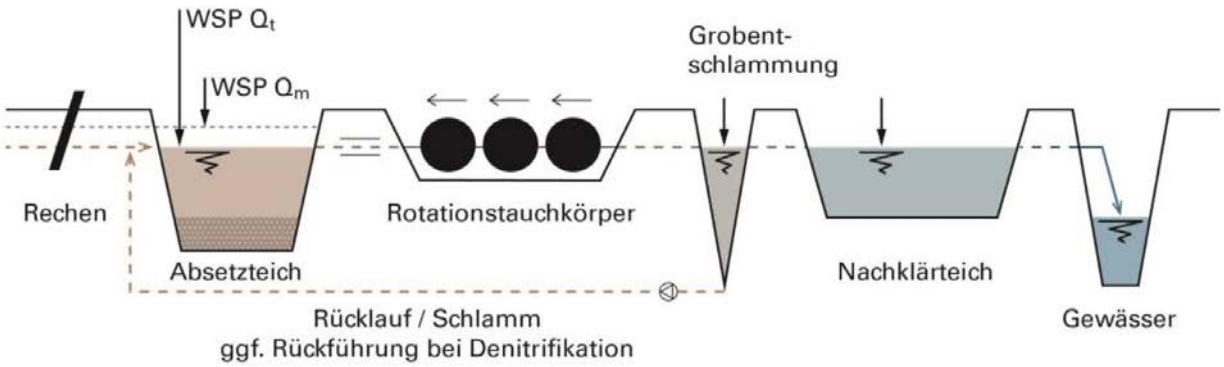

Abbildung 15: Verfahrensschema einer ATA mit zwischengeschaltetem Tauchkörper (LfU 2015)

In der Praxis wird der Einsatz von Scheibentauchkörpern gegenüber Walzentauchkörpern bevorzugt, da die Walzentauchkörper Probleme mit Verschlammung aufweisen können. Bei längeren Standzeiten des Rotationstauchkörpers kommt es zu einseitigem Bewuchs der Scheiben oder Walzen. Dies kann dabei zu Unwuchten und einem daraus resultierenden Wellenbruch führen. Längere Standzeiten sollten daher vermieden werden. Eine Reinigung des Tauchkörpers vor dem Wiederanfahren wird empfohlen. (LfU 2015)

3.2.2 Bauliche Erweiterung mit Tropfkörper

Ebenso wie bei der Kombination von ATA mit Tauchkörpern sind bei der Kombination mit Tropfkörpern ein Kohlenstoffabbau und eine Nitrifikation als Reinigungsziele realisierbar.

Der Teich dient hierbei primär der Kohlenstoffelimination, wohingegen der Tropfkörper eine Nitrifikation bewirkt. (DWA-A 201 2005)

Das in Abbildung 16 dargestellte Verfahrensschema dieser Kombinationsanlage ist dem in Abbildung 15 sehr ähnlich. Nach der mechanischen Reinigung werden der Restkohlenstoffabbau und die Nitrifikation in einem Tropfkörper umgesetzt.

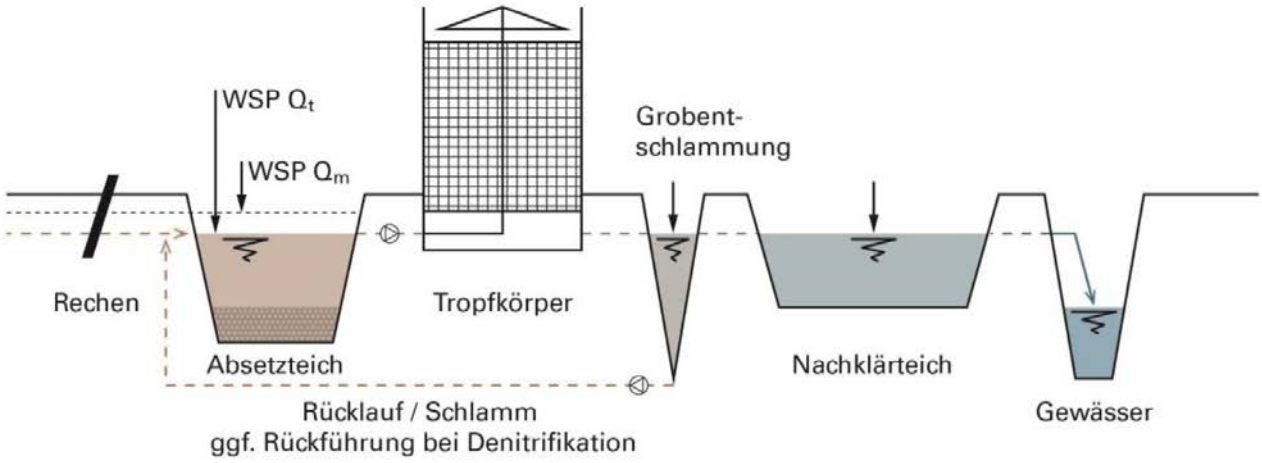

Abbildung 16: Verfahrensschema einer ATA mit zwischengeschaltetem Tropfkörper (LfU 2015)

Vorteilhaft bei dieser Kombination sind der robuste Betrieb, der geringe Wartungsaufwand und ein geringer Energiebedarf. Eine Vereisung im Winter und geringe Anpassungsfähigkeit an variierende Abwassermengen und Schmutzfrachten stehen dem als Nachteil gegenüber. (LfU 2015)

3.2.3 Bauliche Erweiterung mit bepflanzten Bodenfiltern

Bepflanzte Bodenfilter bieten für Abwasserteichanlagen eine naturnahe Erweiterung, um eine erhöhte Reinigungsleistung zu erzielen. Sie zeichnen sich durch eine einfache Betriebsweise und einen geringen Stromverbrauch aus.

Konzipiert sind bepflanze Bodenfilter als sandige oder kiesige Filterkörper, die mit einer gezielten Bepflanzung aus z. B. Röhrichtpflanzen ausgestattet sind und das Abwasser biologisch reinigen. Die einzelnen Teilflächen der Filter werden abwechselnd, schwallweise beschickt. Dadurch können sich zwischen den einzelnen Beschickungsphasen aerobe Verhältnisse einstellen. Die biologische Reinigungsleistung erfolgt hauptsächlich durch Stoffwechselprozesse von Mikroorganismen, die an den Pflanzenwurzeln oder in Biofilmen auf dem Filtermaterial angesiedelt sind. In Abhängigkeit von der Strömungsrichtung wird zwischen horizontal und vertikal durchströmten Bodenfiltern unterschieden. Vertikal durchströmte Bodenfilter ermöglichen dabei eine weitergehende Nitrifikation, mit der Ammoniumstickstoff-Ablaufwerte unter 10 mg/L möglich sind. Ein ausreichender Sauerstoffgehalt im Ablauf ist dabei zu gewährleisten. (Hasselbach 2013; DWA 2017a)

Für die Ertüchtigung von Abwasserteichanlagen können bepflanzte Bodenfilter entweder einer Abwasserteichanlage nachgeschaltet werden oder einen bestehenden Teich ersetzen. Bei einer Kombination ist eine ausreichende Belüftung des vorgeschalteten Teichs notwendig. (LfU 2015; DWA 2017a)

Als Beispiel für eine mögliche Ertüchtigung bzw. Betriebsweise dient eine Kläranlage des Entsorgungsverbandes Saar (EVS). Die Kläranlage besteht aus drei Verfahrenskomponenten (vgl. Abbildung 17). Zum einen dient ein belüfteter Vorteich als Vorreinigungsstufe, zum anderen kommen zur biologischen Reinigung zwei vertikale Hauptbodenfilter (HBF) mit Lavasand als Filtersubstrat zum Einsatz. Die Bodenfilter werden alternierend betrieben. Ein Bodenfilter wird jeweils eine Woche betrieben und maximal sechs Mal am Tag beschickt. Der zweite Bodenfilter befindet sich zu diesem Zeitpunkt in einer Ruhephase. Zusätzlich gibt es einen Ausweichbodenfilter (ABF), der das Mischwasser behandelt, das nicht von dem Hauptbodenfilter aufgenommen werden kann. Der Ausweichbodenfilter ähnelt in der Betriebsweise einem Retentionsbodenfilter. Der EVS betreibt nach diesem Verfahren 12 Pflanzenkläranlagen.

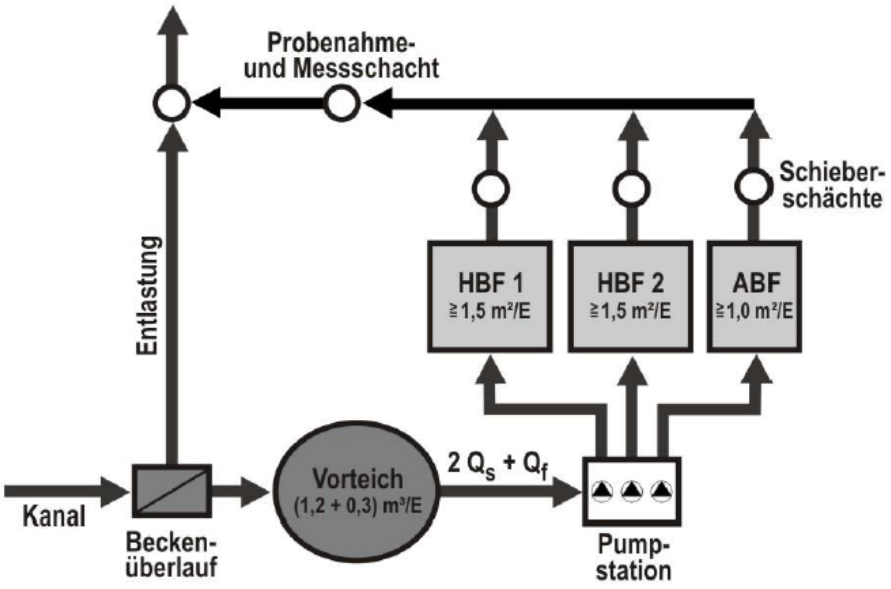

Abbildung 17: Verfahrensschema der vom EVS betriebenen Pflanzenkläranlagen mit kombinierten Teichen (Hasselbach 2013)

3.2.4 Bauliche Erweiterung mit einem getauchten belüfteten Festbett

Getauchte Festbettreaktoren sind, genauso wie Tropf- und Tauchkörperanlagen, ein Biofilmverfahren. Diese bestehen aus Kunststoffelementen, die vollständig und dauerhaft im Wasser eingetaucht sind und als Aufwuchsfläche für Mikroorganismen dienen. Das Festbett wird mit einer Belüftung ausgestattet, die den Biofilm mit Sauerstoff versorgt. Die aufströmende Luft sorgt gleichzeitig für eine Strömung im Festbett und somit für eine Verteilung des Abwassers. Außerdem sorgt die Luftströmung dafür, dass der Schlamm nicht zu dick aufwächst und kontinuierlich ausgetragen wird.

Vorteilhaft bei der Ertüchtigung von Abwasserteichanlagen mit Festbettreaktoren ist die Möglichkeit, diese in vorhandene Bauwerke zu integrieren. Nachteilig sind die Neigung von getauchten Festbetten zu Verstopfungen sowie der vergleichsweise hohe Energiebedarf. Wichtig ist folglich regelmäßige Spülung von Festbetten, um Verstopfungen zu vermeiden. (LfU 2015)

3.2.5 Umbau zu einer Teich-SBR- oder CWSBR-Anlage

Anstelle eines Neubaus besteht in Abhängigkeit von den Randbedingungen die Möglichkeit, die vorhandenen Strukturen für den Umbau zu einer technischen Kläranlage zu nutzen.

Eine Variante ist dabei die Errichtung einer SBR-Anlage in Erdbauweise. Hierfür werden die Abwasserteiche entsprechend umgebaut und Belüfter, Abzugseinrichtungen sowie Mess- und Regelungstechnik ergänzt (vgl. Abbildung 18). Für diesen Umbau eignen sich vor allem belüftete Abwasserteiche, da diese meist tiefer als unbelüftete Abwasserteiche sind. Die Funktionsweise entspricht dem konventionellen SBR-Verfahren. Die anderen Abwasserteiche können als Regenüberlaufbecken, Schlammstapelbehälter oder Mengenausgleichsbecken weitergenutzt werden. (Barjenbruch und Teschner 2006; LfU 2015; Theilen et al. 2015)

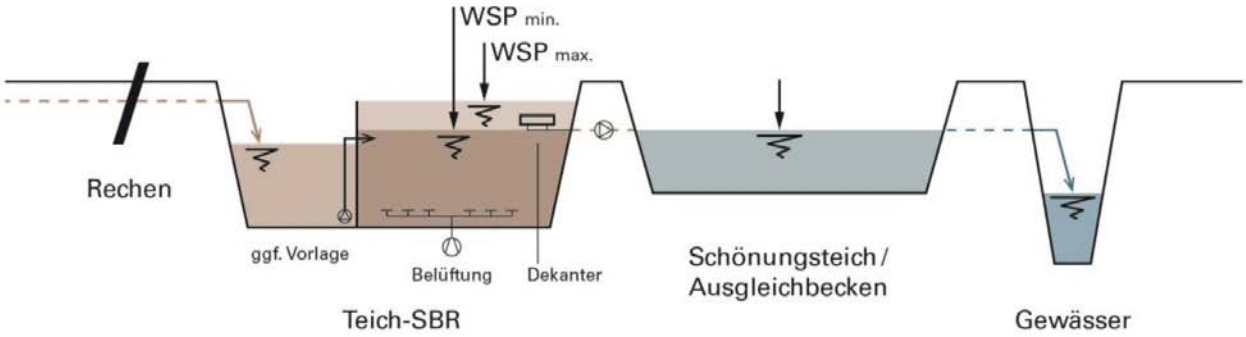

Abbildung 18: Verfahrensschma einer Teich-SBR-Anlage

Eine andere Möglichkeit ist der Umbau einer bestehenden Abwasserteichanlage in eine CWSBR-Anlage, deren Funktionsprinzip ausführlich in Abschnitt 2.3.4.2 vermittelt wird. Zusätzlich wird diese Ertüchtigungsvariante anhand der Kläranlage G in Abschnitt 7.8 untersucht.

3.2.6 Umbau zu einer MBR-Anlage

An der TU Berlin wurde die Verbesserung der Ablaufqualität von Abwasserteichlagen mit Hilfe einer Membranfiltration getestet, mit dem Ziel, das behandelte Abwasser zur Bewässerung einzusetzen. Obwohl die Stickstoffelimination in diesen Untersuchungen nicht im Fokus stand, konnte trotzdem eine verstärkte Nitrifikationsleistung festgestellt werden, insbesondere bei Versuchen mit einem extern angeordneten Membranmodul. (Hegemann und Teschner 2008)

Ein anderes Versuchsprojekt im Bereich der Verbesserung von Abwasserteichanlagen mit einer Membran-Bioreaktoranlage wurde im Saarland durchgeführt. Die Kläranlage Ihn wurde auf eine Ausbaugröße von 700 EW bemessen und besteht aus einem belüfteten Teich, einem Rechen sowie einer Membran-Bioreaktoranlage. Der belüftete Vorteich hat die Aufgabe, das Abwasser mechanisch zu reinigen, und dient gleichzeitig als Pufferbecken für Regenwasser. Gleichzeitig wird das Abwasser im Vorteich biologisch vorbehandelt. Bevor das Abwasser in den Membran-Bioreaktor gelangt, wird es noch mit einer Feinsiebanlage mechanisch gereinigt. Anschließend wird das Abwasser biologisch in der Belebungsanlage behandelt. Als Belebungsverfahren wird hier die vorgeschaltete Denitrifikation verwendet. Das Belebungsbecken hat ein Volumen von 100 m³, das in vier gleich große Kammern aufgeteilt ist. Das Volumen kann flexibel an den Belastungszustand angepasst werden. Die Abtrennung des Belebtschlammes vom gereinigten Abwasser erfolgt mit Hilfe der Membranfiltration. Als Membranen werden hier Hohlfasermembranen verwendet. Zudem ist die Kläranlage zweistraßig ausgeführt. (Schmid-Schmieder und Hasselbach 2006; Hasselbach und Vollerthun 2010)

Bisher gab es keine Probleme mit Verstopfungen oder Verzopfungen an der Membran. Der Ammoniumstickstoff-Ablaufwert der Membran-Bioreaktoranlage im Jahr 2019 lag im 90-Perzentil bei 0,06 mg/l. Die mittlere Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentration von 2006 bis 2009 lag unter 1 mg/L. (Schmid-Schmieder und Hasselbach 2006; Hasselbach und Vollerthun 2010)

3.3 Biofilmverfahren

3.3.1 Betriebliche und verfahrenstechnische Maßnahmen

Sobald Betriebsstörungen bei Tropf- und Tauchkörpern auftreten, lässt deren Reinigungsleistung nach und die Ablaufparameter verschlechtern sich. Auch Geruchsemissionen können ein Anzeichen sein.

Im Übersichtsdiagramm in Abbildung 19 sind die notwendigen Maßnahmen in einem solchen Fall aufgezeigt. Der erste Schritt ist immer die Überprüfung, ob der aktuelle Belastungszustand noch im Rahmen der Bemessungsansätze liegt oder die Kläranlage außerhalb dieser liegt. Maßgeblich für die Belastung ist das 85 %-Perzentil der täglichen Frachten, wobei mindestens 40 Messwerte vorhanden sein sollen. In der Regel ist eine Überlastung der Kläranlage, eine falsche Einstellung der Hydraulik oder ein massenhafter Befall mit Makrozoobenthos verantwortlich für Betriebsprobleme. (DWA 2007, 2017b)

Wenn die tatsächliche Belastung die Bemessungsbelastung übersteigt, muss die Kläranlage optimiert werden. Hierzu werden die Raumbelastung des Tropfkörpers und die Oberflächenbeschickung der Nachklärung überprüft und gegebenenfalls angepasst. Tragen Optimierungsmaßnahmen nicht zur Erreichung der gewünschten Reinigungsleistung bei, muss die Kapazität der Kläranlage erweitert werden.

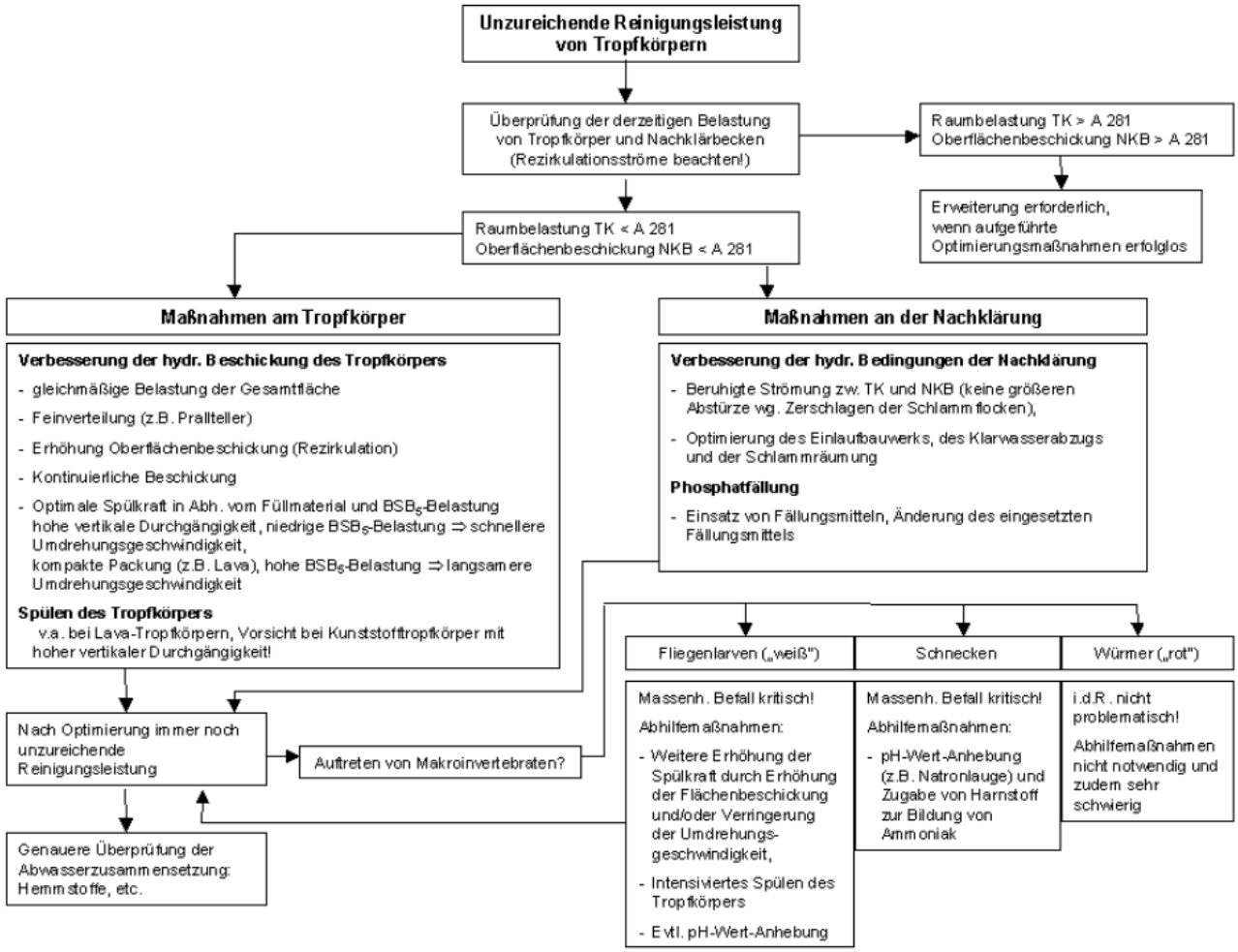

Abbildung 19: Übersichtsdiagramm für betriebliche Maßnahmen für Tropfkörperanlagen (DWA 2007)

Zum Erreichen einer stabilen Reinigungsleistung durch Tropfkörper sind einige Aspekte zu beachten. Eine gleichmäßige Aufbringung des Abwassers und Verteilung über die gesamte Fläche des Tropfkörpers ist wichtig. Die Beschickung des Tropfkörpers erfolgt kontinuierlich, und die Drehsprenger sollen über eine optimale Spülkraft verfügen. Im Winter wächst der Biofilm auf Tropfkörpern stärker an und wird dicker. Dieser gebildete Biofilm löst sich im Frühling ab. Der dadurch plötzlich anfallende Schlamm belastet die Nachklärung stärker und kann zu Schlammabtrieb führen. Zudem kann im Herbst die Reinigungsleistung nachlassen, wenn der Biofilm noch nicht die nötige Dicke erreicht hat, um die sinkenden Temperaturen auszugleichen. Durch regelmäßiges Spülen des Tropfkörpers kann Abhilfe geschaffen werden. (DWA 2007)

Fliegenlarven wirken sich in geringer Zahl positiv auf den Biofilm aus, bei ausgeprägtem Befall sollten diese aber bekämpft werden. Da dicker Schlamm Fliegenlarven als Nahrungsquelle und Lebensraum dient, sollte überflüssiger Schlamm entfernt werden. Hierfür wird regelmäßiges Spülen oder gegebenenfalls die Erhöhung der Spülkraft empfohlen. Auch eine temporäre Erhöhung des pH-Wertes und gleichzeitige Zugabe von Harnstoff führt zur Reduzierung der Anzahl an Fliegenlarven. (DWA 2007, 2017b)

Beim Einsatz von Tauchkörpern ist eine Verschlammung der Tauchkörper und eine unzureichende Sauerstoffversorgung durch dickes Abwasser oder hoher organischer Belastung zu vermeiden. Starke Geruchsbildung kann ebenfalls eine Folge davon sein. Verschlammungsgefahr besteht auch durch angefaultes Abwasser, das durch groß bemessene Vorklärbecken oder Absetzteiche begünstigt werden kann. Die Installation einer Rückführung von gereinigtem Abwasser kann einer Verschlammung oder anaeroben Verhältnissen entgegengewirkt werden. Führt die Rückführung eines nitrifizierenden Tauchkörpers in einen Absetzteich, kann mit einer denitrifizierenden Wirkung gerechnet werden. Im Winter kann es durch Auskühlung zum Leistungsabfall kommen. Für eine ausreichende Sauerstoffversorgung der Biomasse ist für einen ausreichenden Luftaustausch in den Räumen, in denen die Tauchkörper stehen, zu sorgen. Um eine Sedimentation und eine Faulung des abgelösten Biofilms zu vermeiden, sind Ablagerungen zu verhindern.

Eine ausreichende Drehgeschwindigkeit der Tauchkörper sorgt für eine gute Durchmischung und verhindert Ablagerungen. Darüber hinaus besteht eine direkte Abhängigkeit zwischen Sauerstoffeintrag und Rotationsgeschwindigkeit. Laut Nowak (2000) kann durch eine Verdopplung der Rotationsgeschwindigkeit eine Steigerung der Nitrifikationsleistung um 30 % erzielt werden.

Die Aufenthaltszeit im Scheibentauchkörper sollte für eine gezielte Nitrifikation mindestens 3 Stunden betragen. Tauchkörper können aufgrund der relativ kurzen Kontaktzeit zwischen Abwasser und Biofilm nur schlecht auf Belastungsspitzen reagieren. (DWA 2017b)

Starker Lichteinfall auf die Tauchkörper kann dafür sorgen, dass Algen die Mikroorganismen überwachsen, wodurch die effektive Oberfläche sinkt. (DWA 2007)

Sowohl bei Tropfkörpern als auch bei Tauchkörpern sollte für eine optimale Sedimentationsleistung in der Nachklärung ein strömungsberuhigter Bereich zwischen Nachklärung und Tropfkörper geschaffen werden. (DWA 2007)

3.3.2 Bauliche Maßnahmen

Wenn eine Tauch- und Tropfkörperanlage erweitert werden muss, da die Bemessungsbelastung überschritten wird, kann dies über einen zusätzlichen Tropfkörper oder eine zusätzliche Kaskade beim Scheibentauchkörper geschehen.

Tropf- und Tauchkörperanlagen können außerdem mit einer Belebungsanlage erweitert werden. Als Verfahren wird hier die vorgeschaltete Denitrifikation genutzt. Der Tropfkörperanlage wird ein anoxisches Belebungsbecken vorgeschaltet. Das Belebungsbecken ist dann für die Denitrifikation zuständig und der Tropfkörper für die Nitrifikation. Tropfkörper und Belebungsbecken werden durch ein Zwischenklärbecken getrennt und über eine Rezirkulation verbunden, um das nitrathaltige Abwasser in das Belebungsbecken zurückzuführen. Vor dem Zulauf ins Zwischenklärbecken ist das Abwasser zu belüften, um eine ungewollte Denitrifikation in der Zwischenklärung zu vermeiden. Eine Erweiterung mit einer

Belebungsanlage setzt voraus, dass die vorhandene Bausubstanz weiterverwendet werden kann und nachrüstbar ist. Die Kläranlage J in Abschnitt 7.13 ist nach diesem Prinzip konzipiert. (Dorias 1996; Vestner 2003)

3.4 Belebtschlammverfahren

3.4.1 Betriebliche und verfahrenstechnische Maßnahmen

3.4.1.1 Optimierung der Belüftung

Die Belüftung stellt den Hauptansatzpunkt zur Verbesserung der Nitrifikation dar, da die Sauerstoffverfügbarkeit mit der Umsetzrate der Nitrifikanten korreliert. In Abhängigkeit der Steuerbarkeit und Verfahrenstechnik sind die Belüftungsintensität und Belüftungsdauern (intermittierende Denitrifikation) Stellgrößen, um betrieblich einen Einfluss auf die Nitrifikationsleistung vorzunehmen.

Verfahrenstechnisch wird zwischen Oberflächenbelüftern (z. B. Kreisel- und Mammutwalzenbelüfter) und Druckbelüftungssystemen unterschieden. Einen entsprechenden Überblick bietet das Arbeitsblatt DWA-A 229-1. Druckbelüftungssysteme werden häufig bei Beckentiefen zwischen 4,0 und 6,0 m eingesetzt. Beim Einsatz in tieferen Becken ist zusätzlich eine Überprüfung des pH-Wertes erforderlich (vgl. Abschnitt 2.4.2). Walzenbelüfter finden häufig in Beckentiefen kleiner 3,5 m und Kreiselbelüfter i. d. R. in Tiefen kleiner 5,0 m Anwendung. Sonderformen mit größeren Tiefen sind technisch ebenfalls möglich.

Bezogen auf Oberflächenbelüfter sind die Stellgrößen auf Drehzahl und Eintauchtiefe begrenzt, um einen optimalen Sauerstoffeintrag sicherzustellen. Der optimale Arbeitsbereich ist dabei anlagenspezifisch. (Pinnekamp et al. 2018)

Bei Druckbelüftungssystemen ist baulich zu beachten, dass die Abstände zwischen Belüfterelementen und Wänden nicht zu groß ausfallen und die Verteilung der Belüfter gleichmäßig auf der Sohle erfolgt. Die Stellgrößen bei diesem System umfassen das Ein- und Ausschalten der Gebläse bzw. die Änderung der Drehzahl. (DWA-M 229.1 2017)

Laut Pinnekamp et al. (2018) wird die Sauerstoffzufuhr üblicherweise über die Messung des Sauerstoffgehalts geregelt. Eine zusätzliche Implementierung einer Ammonium-Nitrat-Sonde kann durch eine bedarfsgerechte Regelung eine höhere Betriebsstabilität erzielen. (Pinnekamp et al. 2018)

Ist durch ein veraltetes Belüftungssystem kein optimaler Sauerstoffeintrag umsetzbar, kann die Erneuerung des Belüftungssystems eine stabilere Prozessweise in Bezug auf die Nitrifikationsleistung erwirken.

3.4.1.2 Mess-, Steuerungs-, und Regelungstechnik

Aufgrund steigender Anforderungen an die Ablaufqualität und der Bestrebung, potenzielle Kosteneinsparungen beim Bau und Betrieb zu berücksichtigen, wird vielfach eine Optimierung der Prozesse angestrebt. Hierfür ist ein wachsender Einsatz von Mess-, Steuerungs-, und Regelungstechnik (MSR-Technik) notwendig, die bereits eine Überwachung vieler

Prozesse mittels Onlinesensoren, Labor- oder In-Situ-Analytik ermöglicht. Die erfassten Prozessgrößen können vielfach die Grundlage für ein automatisiertes Steuer- und Regelkonzept sein. Viele Kläranlagen sind bereits technisch gut ausgerüstet und verfügen über das Potenzial, geeignete Steuer- und Regelkonzepte umzusetzen. Erforderlich für die Automatisierung ist die Kenntnis der ablaufenden Prozesse sowie der möglichen Störgrößen. In Tabelle 4 sind exemplarisch einige Störgrößen aufgeführt, welche die Prozesse der Kläranlagen beeinflussen. (Londong und Sauer 2001)

Tabelle 4: Lokalisation von Störgrößen nach Londong und Sauer (2001)

Nr.	Ort	Charakteristik
1	Zulauf	Zuflussdynamik, chem.-physik. Zusammensetzung, Konzentration
2	Zulaufpumpwerk	Zuflussdynamik
3	Rücklaufschlamm	Zuflussdynamik, Feststoffgehalt, Konzentration
4	Interne Rezirkulation	Zuflussdynamik, Konzentration
5	Belüftung	Dynamik der Verdichter, Luftverteilung
6	Rückspülwasser	Zuflussdynamik
7	Trüb- und Prozesswasser	Konzentration

Die meisten dieser Störgrößen werden heutzutage automatisch erfasst und dienen dem Personal als Grundlage für die Kläranlageneinstellungen bzw. zur Einstellung der Stellgrößen. Größere Kläranlagen, die i. d. R. über eigenes zuständiges Betriebspersonal verfügen, sind bedingt durch die höheren Einleitbedingungen im weitesten Sinne automatisiert. Jedoch besitzen gerade die kleineren Kläranlagen der Größenklasse (GK) 1, GK 2 und ggfls. GK 3 ein wesentliches Steigerungspotenzial. Wiese (2013) erläutert beispielsweise, dass das oftmals für mehrere Kläranlagen zuständige Betriebspersonal mit einem höheren Automatisierungsgrad in Verbindung mit einer entsprechenden Fernwirktechnik erheblichen Betriebsaufwand einsparen und eine höhere Prozessstabilität erreichen kann.

Bezogen auf die Nitrifikation ist eine Steuerung der Belüftung über die O_2-Konzentration mittlerweile neben einer Zeitsteuerung gängige Praxis. Auf Kläranlagen mit Denitrifikation kommen z. T. Ammonium-Nitrat-Sonden zum Einsatz. Neben einer Zeitsteuerung passt diese die Belüftungszyklen der intermittierenden Denitrifikation an. Bei einer vorgeschalteten Denitrifikation kann die Rezirkulation über diese Sonde gesteuert werden.

In Alex und Tschepetzki (2001) wird auf den Aspekt aufmerksam gemacht, dass manche Prozesse über Messungen im Ablauf gesteuert werden. Als Konsequenz wird auf potenzielle Ablaufspitzen verzögert reagiert. Durch Messungen im Belebungsbecken oder im Zulauf kann schon vor oder während der Lastspitze entsprechend reagiert werden. Besonders Belastungsspitzen von Ammoniumstickstoff können sich im Gewässer stark negativ auswirken, sodass prädiktive Regelungen hier diesen Ablaufspitzen entgegenwirken und

entsprechend ein hohes Potenzial aufweisen. Die Messung von Ammoniumstickstoff und Nitratstickstoff im Belebungsbecken zur Steuerung der Belüftung ist bei größeren Kläranlagen der GK 4 mittlerweile gängige Praxis, dabei kann die verbesserte MSR-Strategie auch auf kleineren und mittelgroßen Kläranlagen eine Verbesserung der Ablaufwerte bei vergleichsweise niedrigen Kosten bewirken. (Alex und Tschepetzki 2001)

Eine Verbesserung kann zusätzlich erreicht werden, wenn entsprechende Parameter wie CSB und/oder Ammonium bereits im Ablauf Sandfang, respektive Vorklärung, einen Frachtstoß ankündigen, sodass die entsprechenden Aggregate entsprechend zeitgemäß reagieren können. Zusätzlich kann anhand einer vorgeschalteten Messung eine geregelte Zugabe von Trüb- und Prozesswassern implementiert werden, die hohe Ammoniumstickstoff-Belastungen und somit Ablaufspitzen verhindert. Entsprechend kann die Zwischenschaltung eines Prozesswasserspeichers mit einer optionalen zeit- und/oder parametergesteuerten Rückführung die Prozessstabilität verbessern.

Die Kosten einer Ammonium-Nitrat-Sonde variieren in Abhängigkeit von der erforderlichen Anpassung der Regelungstechnik. Eine einfache Ammonium-Nitrat-Sonde ist für einige hundert bis wenige tausend Euro zu erhalten. Kostenintensiv ist die Implementierung in vorhandene Regelkreise, da dies in der Regel nicht durch das Betriebspersonal erfolgen kann. Für die Ertüchtigung kleiner Kläranlagen ab 1.000 EW nennt Wiese (2013) Kosten in Höhe von 30.000 € bis 200.000 €.

3.4.1.3 Betriebsmitteloptimierung

Im Zuge des Maßnahmenprogramms 2015 – 2021 wurden viele Kläranlagen der GK 2 bis 5 mit einer chemischen Phosphatfällung ausgerüstet. Da es sich bei der damit verbundenen Dosierung von Fällmitteln um die Einmischung von zumeist Salzen handelt, kann der pH-Wert beeinflusst werden. Entsprechend wird die Säurekapazität sowohl von den Nitrifikanten als auch von der Phosphatfällung verbraucht. Durch einen niedrigen pH-Wert kann ein Zerfall der Belebtschlammflocken folgen, was zu Schlammabtrieb und zum Verlust an langsam wachsenden Nitrifikanten führt. Ein Indiz für einen Einfluss sind kritische pH-Werte < 6,6 oder eine Säurekapazität von $K_{S\,4,3}$ < 1,5 mmol /L im Ablauf. (Baumann et al. 2017)

Um die Nitrifikation zu stützen, kann zum einen intensiver belüftet werden, sodass gebildetes CO_2 ausgegast wird, zum anderen können Alkalien dosiert werden. Auch ein Wechsel zu einem Fällmittel, das nicht auf Salzen basiert, kann zielführend sein. (Baumann et al. 2017; Weber 2001)

Aufgrund vieler Einflussfaktoren innerhalb der Kläranlage lässt sich ein Einfluss des Fällmittels auf die Nitrifikationsleistung nur schwer quantifizieren. Eine Dosierung von Kalk wirkt sich vor allem positiv auf die Flockenstrukturen aus und kann in Abhängigkeit von der Dosiermenge die Pufferkapazität erhöhen. Erfahrungsgemäß sind mindestens 2 Gew.-% bis 5 Gew.-% in der Trockensubstanz des Belebtschlamms erforderlich, um stabilisierend zu wirken. (Kronos ecochem 2012; Schönherr et al. 2007; Weber 2001)

3.4.1.4 Einrichtung von variablen Belüftungszonen

In Abhängigkeit von der Beckenaufteilung kann auf Kläranlagen mit einer vorgeschalteten Denitrifikation und in Reihe geschalteten Beckenzonen die Möglichkeit bestehen, bestimmte Beckenzonen bedarfsgerecht belüftet oder unbelüftet zu betreiben. Dieses Verfahren der bedarfsgerechten Volumensteuerung zeichnet sich dadurch aus, dass je nach Belastungssituation Becken oder Beckenzonen entweder zur Nitrifikation oder zur Denitrifikation betrieben werden. Durch die Einrichtung variabler Belüftungszonen können vorhandene Beckenvolumina optimal genutzt werden.

In Verbindung mit einer entsprechenden MSR-Technik kann eine kurzfristige Reaktivierung dieser Zonen zusätzliche Sicherheit gegenüber Ablaufspitzen bieten. Entsprechend ist die Einrichtung von variablen Belüftungszonen bei Verfahrenstechniken anwendbar, die eine klare räumliche Trennung von Nitrifikation und Denitrifikation, z. B. bei der vorgeschalteten Denitrifikation, aufweisen.

3.4.2 Bauliche Maßnahmen

3.4.2.1 Erhöhung des Reaktionsvolumens

Überlastungen von Kläranlagen können bei einem unzureichenden Reaktionsvolumen zu einer ungenügenden Ammoniumumsetzung führen, sodass sich besonders Zulaufschwankungen im Ablauf bemerkbar machen. In solchen Fällen können betriebliche Maßnahmen nur einschränkend der Unterdimensionierung entgegenwirken, sodass ein Beckenneubau unumgänglich wird. Bei der Überprüfung des notwendigen Beckenvolumens werden das Nachklärbecken und das Belebungsbecken als eine Einheit betrachtet und entsprechend gemeinsam dimensioniert. (DWA-A 131 2016)

Verfügt eine Kläranlage über keine ausreichende Ausbaufläche, stellen eine verfahrenstechnische Umstellung zu einer MBR-Anlage (vgl. Abschnitt 2.3.4), die höhere TS-Gehalte ermöglicht, oder die Erweiterung mittels einer zusätzlichen Nitrifikationseinheit (vgl. Abschnitt 3.4.2.2) platzeffizientere Alternativen zum Beckenneubau dar.

3.4.2.2 Integration einer zusätzlichen Nitrifikationseinheit

Auf Kläranlagen mit geringer Platzverfügbarkeit zur Schaffung von neuem Reaktionsvolumen kann die Integration einer nachgeschalten Stickstoffeliminationsstufe eine sinnvolle Option darstellen, um weitere Nitrifikations- bzw. Denitrifikationskapazitäten zu schaffen.

In Abbildung 20 sind gängige Verfahren zur Reststickstoffelimination und deren prozentuale Verteilung in der praktischen Umsetzung dargestellt. Grundlage bilden 26 Kläranlagen in Deutschland (Stand 2001), die eine Nachnitrifikationsstufe betreiben. Dabei liegt das Spektrum der Anlagengröße zwischen 12.000 EW (Festbettverfahren) und 1,45 Mio. EW (nachgeschaltete Biofiltration) (Barjenbruch und Stählke 2001).

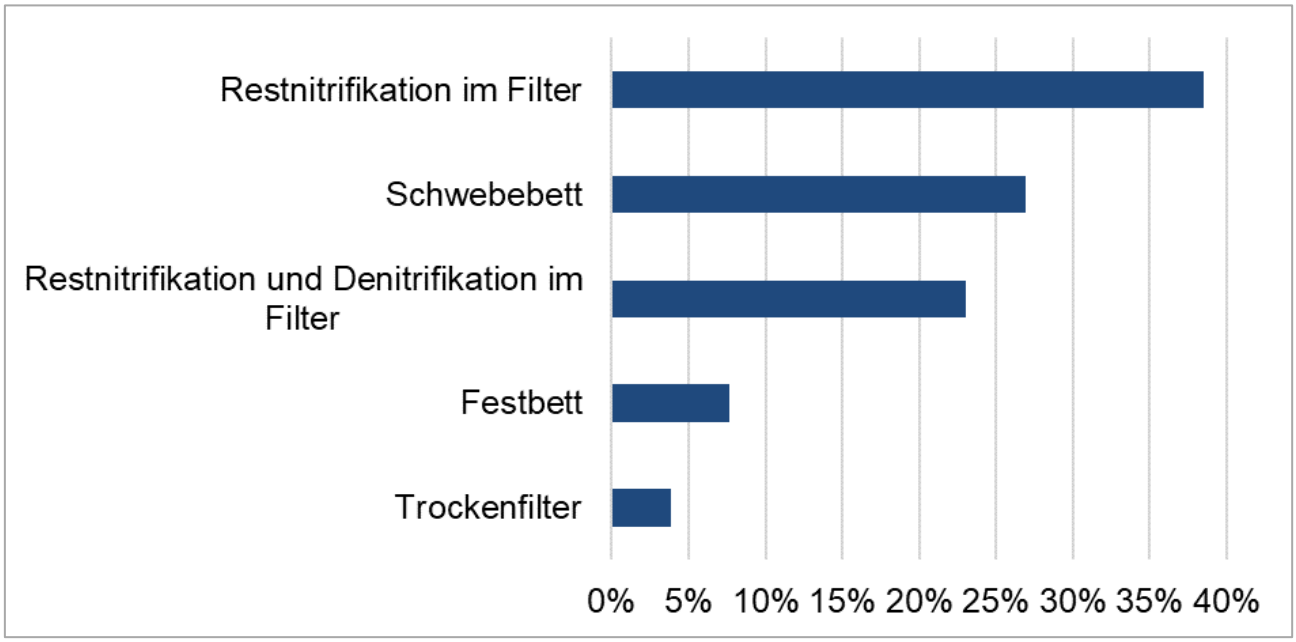

Abbildung 20: Anteil der Verfahren der Reststickstoffelimination nach Barjenbruch und Stählke (2001)

Laut DWA (2014) nutzen 13 Kläranlagen einen Biofilter zur nachgeschalteten Nitrifikation, durch dessen Einsatz Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentrationen von 0,1 mg/L bis 2 mg/L bei Wirkungsgraden von 50 % bis 80 % bezogen auf den Zulauf zur Verfahrensstufe realisierbar sind. Entsprechend zeigt sich, dass Biofilter als Nachnitrifikationsstufen sehr gute und stabile Ablaufwerte bewirken können. Um einen effizienten Betrieb zu schaffen, ist ein feststofffreier Zulauf (v. a. Anordnung nach Nachklärung) zu bevorzugen. Zu beachten ist außerdem die erhöhte Nitratkonzentration bei einem reinen Nitrifikationsfilter, eine Ausführung mit zusätzlicher Denitrifikation unter Zugabe einer externen Kohlenstoffquelle ist möglich. Ein weiteres Problem stellt die Versorgung mit Nährstoffen dar. Da Biofilter nur einen geringen Konzentrationsausgleich bei Stoßbelastungen vornehmen können, müssen Biofilter auf die Spitzenbelastung bemessen werden. Zum Teil wurden von einigen Betreibern Nitrit-Probleme im Ablauf des Filters festgestellt, deren Ursachen nicht abschließend geklärt werden konnten. (DWA 2014; DWA-A 203 2019)

Die Auslegung der Biofilter auf Spitzenfrachten führt laut Barjenbruch und Stählke (2001) dazu, dass die Mikroorganismen in Schwachlastzeiten verhungern und sich eine entsprechende Anfahrzeit bei Wiederbelastung einstellt. Entsprechend muss eine kontinuierliche Frachtbelastung sichergestellt sein. Um diesen Frachtausgleich herzustellen, gibt es mehrere Optionen:

- Dosierung einer externen Ammoniumquelle
- Bypassoption für nitrifizierenden Schlamm
- Bypassoption für ammoniumhaltiges Abwasser aus der Vorklärung
- Dosierung von Prozesswasser

Eine externe Dosierung von Ammonium wäre möglich, bietet sich aufgrund zusätzlicher Kosten durch Lagerhaltung und Dosiertechnik jedoch nicht an. Über eine Bypassoption aus dem Belebungsbecken kann zusätzlicher nitrifizierender Schlamm zugeführt werden. Hierbei ist zu beachten, dass Biofilter dann entsprechend rückgespült werden müssen und die Filterkapazität zudem nicht überschritten werden darf. Eine Bypassoption aus dem Vorklärbecken ist aufgrund der zusätzlichen Belastung an CSB, Phosphat und Feststoffen ebenfalls eher problematisch. Eine Dosierung von ammoniumhaltigem Schlammwasser ist ebenso ein anwendbares Konzept. Die genannten Optionen sind grundsätzlich umsetzbar, jedoch ist eine Regelung der Belebungsanlage zu präferieren, die eine konstante Ammoniumstickstoff-Fracht gewährleistet. (Barjenbruch und Stählke 2001)

Zur Abschätzung der Investitionskosten werden in Schlief und Wiedner (2013) Werte zwischen 8,6 €/kg $N_{Ges,eli}$ und 10,6 €/kg $N_{Ges,eli}$ genannt.

3.4.2.3 Umgang mit Prozesswasser

Im Kontext einer mehrstufigen Schlammbehandlung, wie sie aus energetischen Erwägungen vielerorts betrieben wird und die weiterhin an Bedeutung gewinnt, entstehen hoch stickstoffhaltige Prozesswässer. Diese Stickstoffrückbelastung aus der Schlammbehandlung kann zwischen 15 % bis 25 % (etwa 1,5 g N/EW*d) betragen. Dadurch kann die biologische Hauptstufe in hohem Maß belastet werden. Je nach Verfahrensart und Zugabe des Prozesswassers in den Hauptstrom können sich stoßartige Belastungen in der Hauptstufe ergeben, die sich im ungünstigsten Fall mit Zulaufspitzen aus dem Kanalnetz überlagern. (DWA 2004)

Eine Speicherung des Prozesswassers mit einer gesteuerten Zugabe in den Hauptstrom (zeitgesteuert bzw. konzentrationsabhängige Zugabe nach der Ammoniumstickstoff-Zulaufkonzentration) bewirkt eine Vergleichmäßigung der Ammoniumstickstoff-Konzentration im Belebungsbecken, sodass diese Maßnahme bereits einer Überlastung der Nitrifikation entgegenwirkt. Baulich ist für diese Maßnahme ein Speicherbecken zu errichten.

Neben der gesteuerten Zugabe von Prozesswasser besteht auf Kläranlagen mit anaerober Schlammbehandlung die Möglichkeit einer Prozesswasserbehandlung im Nebenstrom. Durch die in der Regel hohen Betriebstemperaturen der Prozesswässer der anaeroben Schlammbehandlung und der hohen Substratkonzentration bieten sich Prozesse im Hochlastverfahren, also beschleunigte Prozessraten in kompakten Reaktorvolumina, an. Als biologische Prozesse stehen hier

- die Nitrifikation/Denitrifikation
- die Nitritation/Denitritation
- die Deammonifikation

zur Verfügung.

Die Nitrifikation/Denitrifikation kann beispielsweise als klassische Prozesskombination im Aufstaubetrieb (Sequencing-Batch-Reaktor/SBR) umgesetzt werden. Die Beschaffenheit

des Prozesswassers (sehr hoher Stickstoffgehalt, hohe Temperatur) begünstigt hohe Ammoniumstickstoff-Umsatzraten, die den Hauptstrom sowohl belastungsseitig entlasten als auch biomasseseitig unterstützen (BABE-Verfahren). Aufgrund des ungünstigen C/N-Verhältnisses ist hier allerdings die Zugabe von externen oder internen Kohlenstoffquellen zur Denitrifikation erforderlich oder aber die Denitrifikation in den Hauptstrom zu verlagern. (DWA-M 349 2019; DWA 2004)

Bei der Nitritation wird der Prozess der Nitrifikation nach dem ersten Teilschritt, der Umwandlung von Ammonium zu Nitrit, unterbrochen, sodass in der Denitritation das vorhandene Nitrit zu elementarem Stickstoff reduziert werden kann. Bei diesem Verfahren können bis zu 25 % des Sauerstoffbedarfs und bis zu 40 % des Kohlenstoffbedarfs eingespart werden. Verfahrenstechnisch muss deshalb die Nitritation dauerhaft von der Nitratation entkoppelt werden. Dies lässt sich durch Auswaschen der Nitritoxidierer, die bei Temperaturen von über 27 °C eine geringere Wachstumsrate als die Ammoniumoxidierer aufweisen, oder Hemmung der Nitritoxidation erreichen (SHARON-Verfahren). (DWA 2004; DWA-M 349 2019)

Bei der Deammonifikation (Anammox-Verfahren) wird die Umsetzung von Ammoniumstickstoff zu elementarem Stickstoff in zwei Teilprozessen erreicht. Im ersten Schritt wird die Hälfte des Ammoniums zu Nitrit oxidiert, im zweiten Schritt wird dann unter anoxischen Bedingungen eine Ammoniumelimination unter gleichzeitiger Nitritreduktion mit elementarem Stickstoff und Nitrat als Endprodukt durchgeführt. Voraussetzung für die vollständig autotrophe Deammonifikation ist die Unterdrückung der Umsetzung von Nitrit zu Nitrat und die Sicherstellung, dass Ammonium nicht vollständig zu Nitrit oxidiert wird. Der Sauerstoffbedarf ist bei diesem Verfahren um ca. 60% gegenüber der vollständigen Nitrifikation geringer. (DWA-M 349 2019; DWA 2004) Das Verfahren findet zunehmend breitere Anwendung, nachdem mittlerweile zahlreiche Erfahrungen mit der sensiblen Etablierung der beteiligten Mikroorganismenstämme vorliegen.

Die Kosten einer Prozesswasserbehandlung hängen stark von der Ausbaugröße, der Verfahrenstechnik und den Reinigungszielen ab. In Schlief und Wiedner (2013) werden spezifische Investitionskosten von etwa 3,0 €/kg $N_{Ges,eli}$ und Betriebskosten von 2,3 €/kg $N_{Ges,eli}$ genannt.

3.5 Konzeptionelle Maßnahmen

3.5.1 Maßnahmen zur Anpassung der Zulaufsituation

Ein möglicher Einfluss von Fremdwasser auf die Bemessung und den Betrieb von Kläranlagen wird in Abschnitt 2.4.6 erläutert. Aufgrund der vielen Abhängigkeiten der Prozesse innerhalb der Kläranlage lässt sich dieser Einfluss auf die Nitrifikation nur schwer beziffern. Folglich kann die Wirkung von Maßnahmen im Kanalnetz auf die Ammoniumstickstoff-Konzentration im Kläranlagenablauf nicht eingeschätzt werden.

Indirekteinleiter können zu erhöhten Ammoniumstickstoff-Konzentrationen bzw. -schwankungen im Zulauf der Kläranlage führen oder hemmende Stoffe einleiten. Unter Umständen können betroffene Kläranlagen keine niedrigen Ablaufwerte erreichen, wenn stoßweise hohe Stofffrachten zugeführt werden, die biologisch nicht umgesetzt werden können.

Die Entwicklung von Maßnahmen zur Anpassung der Zulaufsituation bezogen auf Fremdwasser und Indirekteinleiter sind nicht Gegenstand dieses Vorhabens.

3.5.2 Zusammenschluss von Kläranlagen

Aufgrund des veralteten Bauzustandes sind für einzelne Bestandsanlagen kostenintensive Sanierungs- und Ertüchtigungsmaßnahmen erforderlich, um die erforderliche Reinigungsleistung zu erbringen und die Anforderungen nach § 60 Abs. 1 WHG (Einhaltung der allgemeinen anerkannten Regeln der Technik) zu erfüllen. Neben einem Neubau sind Betreiber vor die Wahl gestellt, die Kläranlage zu schließen und das Abwasser in eine nahegelegene Kläranlage umzuleiten. Diese Maßnahme erfordert ausreichende Kapazitäten der aufnehmenden Kläranlage und des aufnehmenden Kanalnetzes sowie die örtlichen Voraussetzungen für den Bau einer Anschlussleitung. Ferner sind die Gewässerverträglichkeit des zusätzlich belasteten Gewässers und die verbleibende Wasserführung des bisherigen Einleitgewässers zu prüfen. Zusätzlich ist eine eventuelle Verlagerung des Zuständigkeitsbereichs in andere Kommunen zu berücksichtigen, die oftmals eine Entscheidung auf politischer Ebene impliziert.

Ländliche Kommunen oder Verbände, die oftmals für eine hohe Anzahl an GK 1- oder GK 2-Anlagen zuständig sind, können bei einem hohen Modernisierungsbedarf den Zusammenschluss zu einer zentralen Kläranlage in Erwägung ziehen. Die Erarbeitung eines Gesamtkonzeptes umfasst dabei einen hohen Planungsaufwand.

Die ökologische und ökonomische Bewertung eines Zusammenschlusses hängt stark von lokalen Gegebenheiten wie der Distanz zur nächsten Kläranlage, Geländeeigenschaften oder den vorhandenen Kapazitäten und der Bewertung der Gewässerverträglichkeit bei geänderten Einleitbedingungen usw. ab. Hierbei fallen z. B. Kosten für die Verbindungsleitungen von der Altanlage zur Neu- oder Bestandsanlage mit erforderlichen Pumpwerken sowie für den Rückbau der Altanlage und ggfls. für den Umbau / die Erweiterung der aufnehmenden Bestandsanlage an.

3.5.3 Prozessoptimierung mittels dynamischer Simulation

Besonders Ammoniumspitzen können bei ungünstigen Bedingungen einen toxischen Einfluss im Gewässer aufweisen (vgl. Abschnitt 2.1). Um die Ablaufsituationen zu erfassen, bedürfte es einer engmaschigen Messung der Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentrationen und einer zentralen Erfassung dieser Einzelmesswerte. Derartige Messwerte stehen in dieser Form nicht zur Verfügung. Alternativ stellt die dynamische Simulation ein mögliches Werkzeug dar, anhand derer eine Prozessoptimierung durchgeführt werden kann.

Die dynamische Simulation kann durch das digitale Abbilden einer Kläranlage Verfahrensweisen prüfen und Betriebsoptimierung testen, ohne in den realen Prozess eingreifen zu müssen. Mithilfe der dynamischen Simulation können Aussagen, über die stationären Ansätze des DWA-A 131 hinaus, in Bezug auf

- typische Belastungssituationen,
- spezielle Zulaufbedingungen,
- die gezielte Einbeziehung des Altbestandes,
- komplexe Kläranlagen- bzw. Verfahrenskonfigurationen, unterschiedlicher hydraulische Gestaltung,
- Auswirkungen von anoxischen Zonen,
- besondere Betriebsweisen und unterschiedliche Regelungskonzepten,
- weitergehende Anforderungen an Ablaufwerte,
- maschinentechnische Auslegung,
- quantitative Auswirkungen von Maßnahmen zur Prozesswasserbehandlung
- und mittlere und Spitzenkonzentrationen in verschiedenen Lastsituationen

getroffen werden. Dabei kann die Simulation über stationäre Eingaben oder bspw. dynamische Ganglinien erfolgen. (Alex et al. 2015; Schier 2003)

Die Möglichkeit der dynamischen Simulation ist weniger als konkrete Maßnahme denn vielmehr als Werkzeug zu betrachten, das Kläranlagenbetreibern unterstützend zur Prozessoptimierung dienen kann.

4 Datengrundlage

4.1 Aufbau und Umfang

Die Datenbasis zur Kläranlagentypisierung, die diesem Vorhaben zugrunde liegt, stammt aus dem FIS HAA und wurde vom HLNUG bereitgestellt. Diese umfassen u. a. ausgewertete Daten nach der EKVO (Mittelwert, 90-Perzentil etc.) der Jahre 2016 bis 2018 sowie die letzten fünf Werte der staatlichen Abwasseruntersuchungen bis 2018 zzgl. Überwachungswerte. Bezüglich der Gewässer, in die die Kläranlagen einleiten, wurden die Ammoniumstickstoff-Konzentrationen als Mittelwert der letzten drei Messjahre sowie der Fließgewässertyp und der ökologische Gesamtzustand mitgeteilt.

Für dieses Vorhaben wurden vom HLNUG diejenigen Kläranlagen selektiert, die in einen hessischen OWK einleiten, der keinen guten ökologischen Zustand aufweist und dessen Ammoniumstickstoff-Orientierungswert von 0,1 mg/L (gemäß der vorliegenden Fließgewässertypgruppen) überschritten wird. Diese Kläranlagen sind Gegenstand der weiteren Betrachtung, um diese hinsichtlich möglicher und geeigneter Maßnahmen zur Ammoniumstickstoff-Frachtreduktion zu untersuchen.

Drei Kläranlagenstandorte wurden im Projektverlauf aus der Betrachtung herausgenommen. Dazu gehören die KA Hohenahr/Erda und die KA Niederaula/Kerspenhausen, da diese außer Betrieb genommen wurden, sowie die Pflanzenkläranlage Bad Orb Schullandheim Wegscheide, weil diese laut der unteren Wasserbehörde vor Ort eine Versickerung betreibt und nicht in einen Oberflächenwasserkörper (OWK) einleitet.

4.2 Statistische Aussage

Als Vergleichsgrößen der Kläranlagen im Hinblick auf die Relevanz ihrer Ammoniumstickstoff-Emission stehen der jährliche Mittelwert, der Median, das 90-Perzentil sowie die Leistungsfähigkeit der Nitrifikation zur Verfügung. Dabei beeinflusst vor allem die Messhäufigkeit, die nach der EKVO gefordert wird, die Qualität der statistischen Aussage.

Laut EKVO müssen Kläranlagen der Größenklassen 1 bis 3 keine Messungen des Parameters Ammoniumstickstoff und der Abwassermenge im Zulauf vornehmen. Trotzdem führen über drei Viertel der Kläranlagenbetreiber in GK 1 bis GK 3 Messungen von Abwassermenge und Ammoniumstickstoff-Konzentration im Zulauf gemeinsam mit der CSB-, BSB_5-, N_{Ges}- und P_{Ges}-Konzentration durch. Die Datendichte variiert dabei in Abhängigkeit von der Kläranlage und liegt im schlechtesten Fall bei jährlich 12 Werten in Zulauf und Ablauf. Entsprechend geben die Werte lediglich einen Hinweis auf die Leistungsfähigkeit bzw. Ablaufsituation. Insbesondere Konzentrationsspitzen in Zulauf und Ablauf können auf diese Weise nicht erfasst werden.

Neben der Konzentration und der Fracht ist der Fremdwasseranteil eine wichtige Größe, um die Zulaufsituation der Kläranlage einzuschätzen und eine mögliche Verdünnung zu berücksichtigen. Darüber hinaus ist ein Einfluss des Fremdwassers auf die Reinigungsleistung der Nitrifikation möglich (vgl. Abschnitt 2.4.6). Angaben zum Fremdwasseranteil

konnten infolge einer vom HMUKLV durchgeführten Abfrage bei den Wasserbehörden nachträglich noch in die Betrachtung einbezogen werden (vgl. Abschnitt 6.1.4).

4.3 Verfahrenstechnische Beurteilung

Bezogen auf den Aufbau der Kläranlagen stehen auf der Grundlage des FIS HAA in erster Linie Informationen zu den Reinigungsstufen zur Verfügung, die als mechanisch (m), biologisch (b), Nitrifikation (n), Denitrifikation (d) und P-Elimination (p) definiert sind (vgl. Abschnitt 5.3), sowie zu der Art der Bauwerkskomponenten. In Bezug auf die biologische Verfahrensstufe, die für dieses Vorhaben den zentralen Aspekt darstellt, sind die Bauwerkskomponenten in Abwasserteich, Belebungsbecken (BB), Kombibecken, Belebungsbecken mit Schlammstabilisation, Nachklärung, Kombibecken Nachklärung, Pflanzenbett, sonstige biologische Stufe, Tauchkörper und Tropfkörper klassifiziert. Dabei liefern weder die Angaben zu den Reinigungsstufen noch zu den Bauwerkkomponenten ausreichend Hinweise über die verfahrenstechnische Umsetzung der Stickstoffelimination. Darüber hinaus haben sich im Rahmen der Auswertung Widersprüche in den Informationen ergeben, die sich durch einen möglicherweise veralteten Datenstand ergeben (z. B. „Belebung mit Schlammstabilisation“ in Kombination mit „anaerober Schlammbehandlung“). Aus diesen Gründen war die Typisierung der Kläranlagen mit einhergehender Entwicklung von konkreten Handlungsempfehlungen auf Basis dieser Daten nicht möglich.

Eine Empfehlung für die verfahrenstechnische Unterscheidung der Stickstoffelimination, die einen wesentlichen Aspekt bei der generellen Konzeption der Bauwerkstechnik ausmacht, ist in Abbildung 21 dargestellt. Diese Klassifizierung orientiert sich an der Einstufung der Verfahrenstechnik nach DWA (2018b).

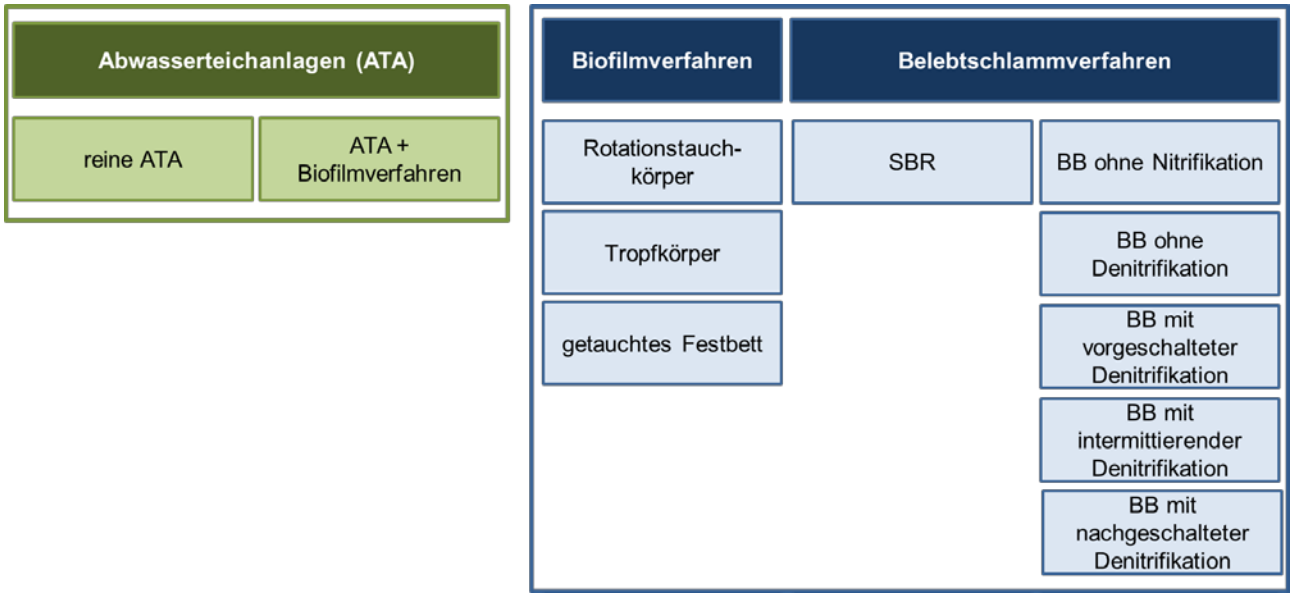

Abbildung 21: Empfohlene Klassifizierung der Verfahrenstechnik (orientiert an (DWA 2018b))

Um die zu untersuchenden Kläranlagen im Hinblick auf ihre Verfahrenstechnik auswerten zu können, wurden die Angaben aus DWA (2018b) entnommen und mit den vom HLNUG

zur Verfügung gestellten Daten zusammengeführt. Widersprüchliche Angaben wurden mit den zuständigen Behörden geklärt.

Trotz dieser präziseren Einstufung der Verfahrenstechnik stellen die Angaben in DWA (2018b) nur eine grobe Einschätzung des Aufbaus der Kläranlage dar, sodass im Rahmen der Planung für die Ortsbesichtigungen (vgl. Kapitel 7) nicht alle wesentlichen verfahrenstechnischen Randbedingungen erfasst werden konnten. Aus diesem Grund wurden erst vor Ort Erkenntnisse gewonnen, die sich im planerischen Vorfeld als relevant erwiesen hätten.

5 Allgemeine Analyse hessischer Kläranlagen

5.1 Belastungszustand der Gewässer

Hessenweit befinden sich 700 kommunale Kläranlagen (Stand: Juni 2023) der Größenklassen 1 bis 5 in Betrieb, deren Ausbaugröße insgesamt ca. 10,44 Mio. EW entspricht. 355 dieser 700 Kläranlagen leiten in einen OWK ein, der sich nicht in einem guten ökologischen Zustand befindet und dessen Orientierungswert für Ammoniumstickstoff (≤ 0,1 mg/L) zusätzlich überschritten ist. Die folgenden Auswertungen beziehen sich lediglich auf 348 Kläranlagen, da zu Beginn des Vorhabens für sieben Kläranlagen der vorgenannte Sachverhalt noch nicht bekannt war. Diese 348 Kläranlagen weisen zunächst einmal einen Handlungsbedarf hinsichtlich der Reinigungsleistung von Ammoniumstickstoff auf.

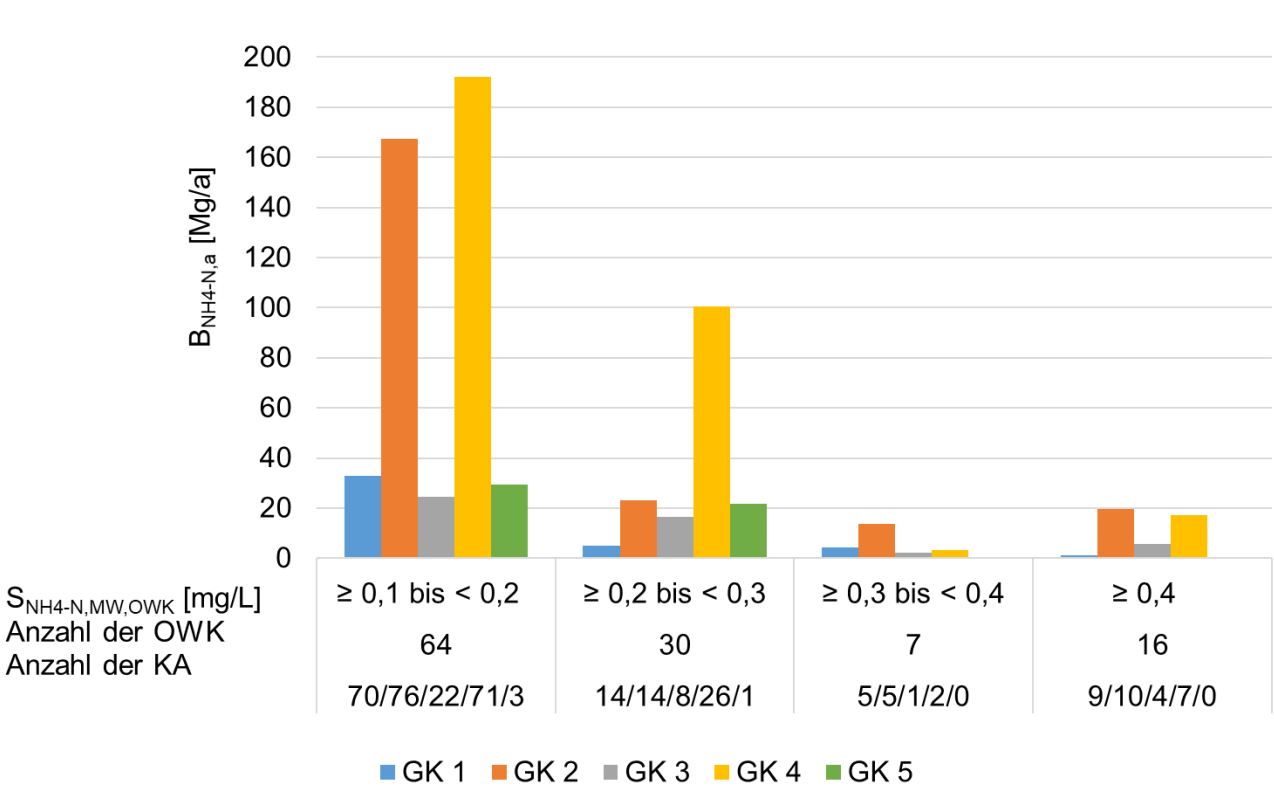

Abbildung 22: Klassifizierung der Ammoniumstickstoff-Jahresablauffracht $B_{NH4-N,a}$ der betroffenen Kläranlagen nach Größenklasse und nach Ammoniumstickstoff-Konzentration des Oberflächenwasserkörpers $S_{NH4-N,MW.OWK}$ (Jahresablauffracht nach EKVO-Berichtsjahr 2018)

In Abbildung 22 sind die kumulierten Ablauffrachten dieser 348 Kläranlagen nach Größenklasse und nach Konzentrationsklasse des zugehörigen Oberflächenwasserkörpers (OWK) klassifiziert. Dabei zeigt sich, dass die größte Fracht in OWKs mit einem Konzentrationsbereich von 0,1 mg/L bis 0,2 mg/L eingeleitet wird. Diese Fracht stammt dabei vor allem aus Anlagen der GK 2 ($B_{NH4-N,a}$ = 170 Mg/a, 76 von 348 Kläranlagen) und GK 4 ($B_{NH4-N,a}$ = 190 Mg/a, 71 von 348 Kläranlagen). Entsprechend weist eine Reduktion dieser

Fracht im Schnitt das höchste Potenzial zur Senkung der Gewässerkonzentration auf weniger als 0,1 mg/L auf. 30 der zu untersuchenden Kläranlagen leiten in Gewässer ein, für die eine NH_4-N-Konzentration im OWK größer als 0,4 mg/L dokumentiert ist.

Einschränkend ist zu konstatieren, dass – bezogen auf die Ammoniumstickstoff-Konzentrationen – zwischen Fließgewässer und OWK zu differenzieren ist. Die Einleitungen der Kläranlagenabläufe sind jeweils einem Fließgewässer zugeordnet, aber die Messungen der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen erfolgen für einen OWK. Bei einem OWK sind nach den Vorgaben der EG-Wasserrahmenrichtlinie mehrere Fließgewässer zusammengefasst und die Messung findet an der Mündung von einem OWK in einen anderen statt. Dadurch sind die gemessenen Ammoniumstickstoff-Konzentrationen sowohl mehreren Fließgewässern als auch mehreren Kläranlagen zuzuordnen.

In diesem Vorhaben wird die Lage der Einleitstelle der Kläranlage zur Gewässermessstelle nicht berücksichtigt. Vielmehr wird in dieser Betrachtung zunächst von einem grundsätzlichen Handlungsbedarf der betrachteten Kläranlagen ausgegangen.

5.2 Anzahl, Ausbaugröße und Ablaufsituation

In der Abbildung 23 lassen sich die Verteilung der 348 Kläranlagen auf die Größenklassen sowie die kumulierten Einwohnerwerte ablesen. Als zusätzliche Unterteilung sind die Abwasserteichanlagen (ATA) berücksichtigt, die insgesamt 85 Kläranlagen mit einer Gesamtausbaugröße von 107.000 EW ausmachen. Dabei machen die ATA in GK 1 mehr als die Hälfte und in GK 2 knapp ein Drittel der Kläranlagen aus.

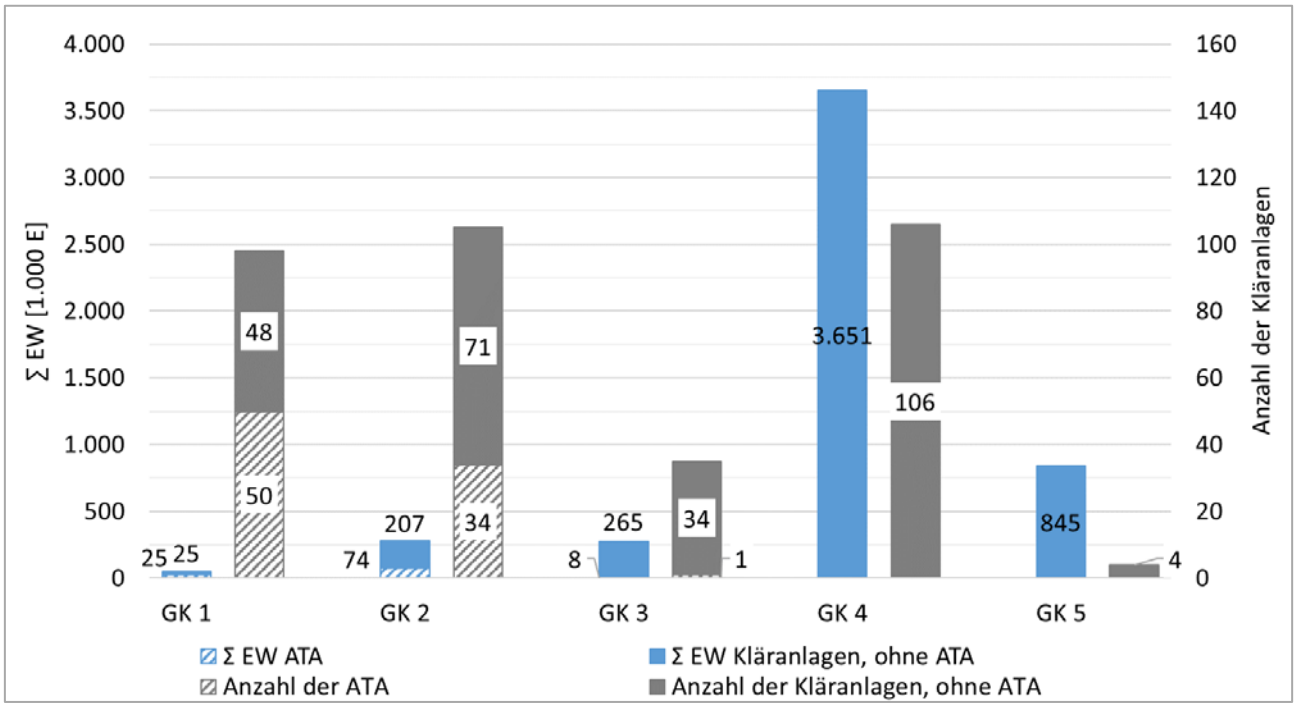

Abbildung 23: Verteilung der Anzahl an untersuchten Kläranlagen auf die Größenklassen sowie kumulierte Ausbaugrößen (Einwohnerwerte)

Die größte kumulierte Ausbaugröße weist GK 4 mit ca. 3,6 Mio. EW auf, die auf 106 Kläranlagen verteilt sind. In GK 1 mit 98 Kläranlagen und GK 2 mit 105 Kläranlagen sind vergleichbar viele Kläranlagen zu verzeichnen. Die Ausbaugröße umfasst dabei 50.000 EW (GK 1) bzw. 281.000 EW (GK 2). Die GK 3 ist mit 35 Kläranlagen vertreten, wovon eine Kläranlage eine ATA ist. Obwohl in GK 5 lediglich vier Kläranlagen Gegenstand dieser Untersuchung sind, machen sie mit 845.000 EW einen hohen Anteil an den angeschlossenen Einwohnerwerten aus.

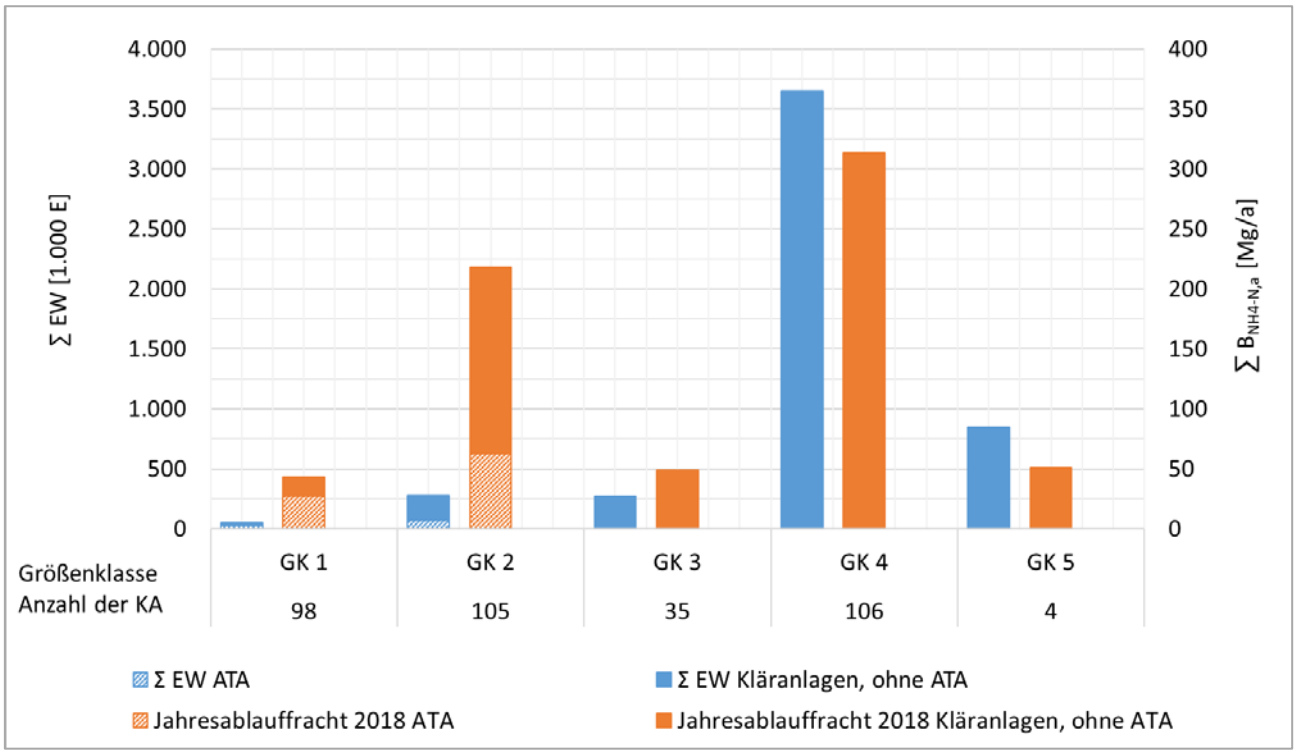

Abbildung 24: Verteilung der kumulierten Einwohnerwerte auf die Größenklasse im Zusammenhang der kumulierten Ammoniumstickstoff-Jahresablauffracht $B_{NH4\text{-}N,a}$ (FIS HAA, EKVO Berichtsjahr 2018)

Insgesamt emittierten die betrachteten Kläranlagen mindestens 674 Mg/a Ammoniumstickstoff im Jahr 2018. Entsprechend der Frachtbetrachtung von Ammoniumstickstoff im Ablauf gemäß Abbildung 24 leiteten die Anlagen der GK 1 ungefähr 43 Mg/a in hessische Gewässer ein, wovon zwei Drittel auf ATA entfallen. Zusätzlich emittierten die Kläranlagen der GK 3 und GK 5 jeweils ca. 50 Mg/a Ammoniumstickstoff im Jahr. Die Hauptemittenten von Ammoniumstickstoff sind den Größenklassen 2 und 4 zuzuordnen, die zusammen fast 80 % der Gesamtablauffracht von Ammoniumstickstoff beigetragen haben. Entsprechend leiten die Anlagen der GK 2 224 Mg/a in die Gewässer ein, wovon 62 Mg/a auf ATA zurückzuführen sind. Die Ammoniumstickstoff-Jahresablauffracht der GK 4 umfasst im Jahr 2018 mindestens 313 Mg/a.

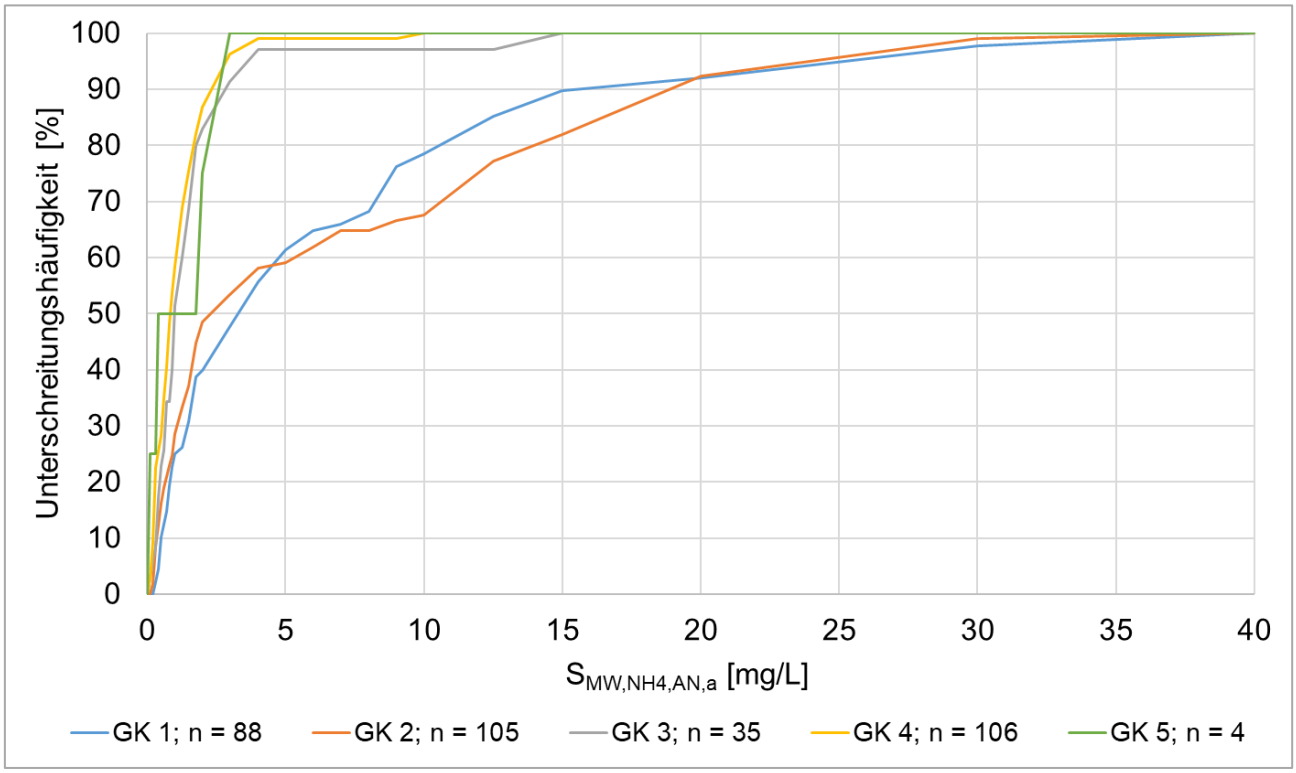

Abbildung 25: Unterschreitungshäufigkeit der Mittelwerte der Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentration in Abhängigkeit von der Größenklasse (FIS HAA, EKVO Berichtsjahr 2018)

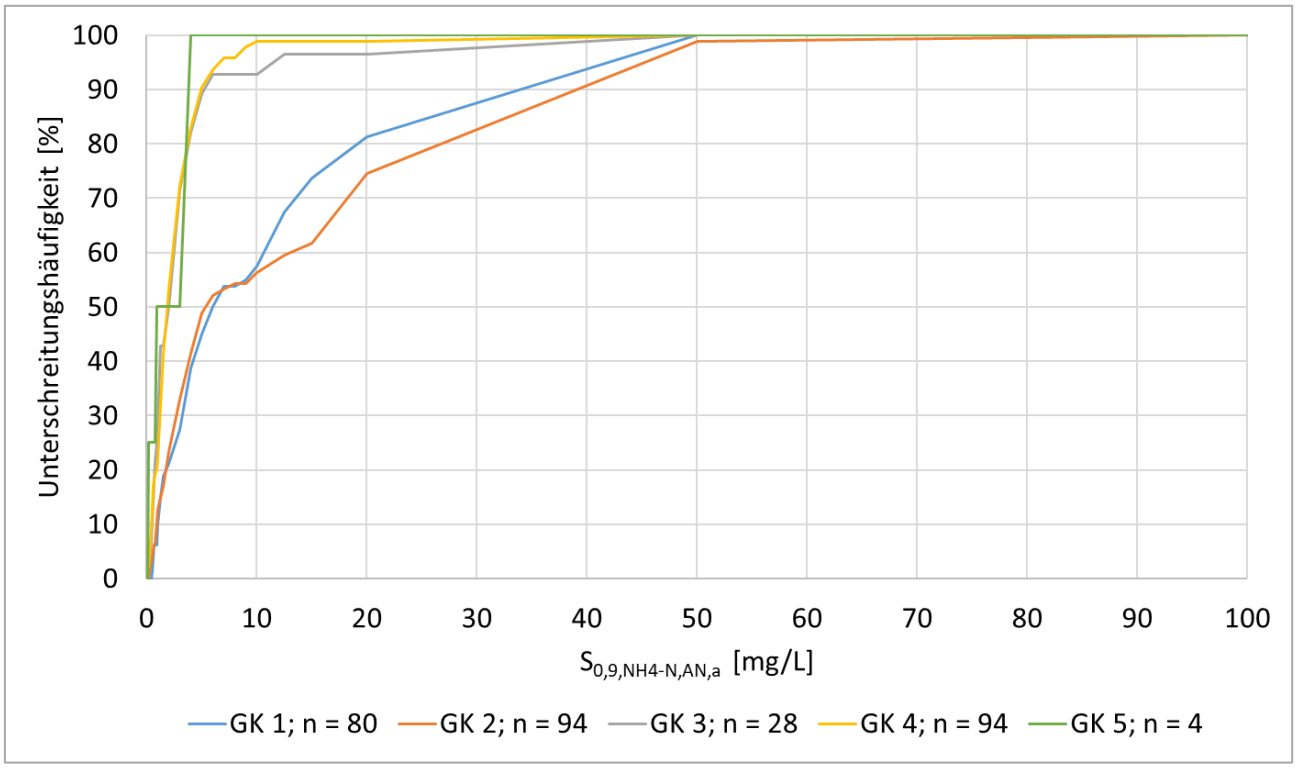

Abbildung 26: Unterschreitungshäufigkeit der 90-Perzentile der Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentration in Abhängigkeit von der Größenklasse (FIS HAA, EKVO Berichtsjahr 2018)

Die Frachtbetrachtung im Ablauf liefert zunächst einen Hinweis auf eine Priorisierung der Größenklassen. Relevant für die konkrete Bewertung der Kläranlagen sind in diesem Vorhaben die Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentrationen. In diesem Zusammenhang zeigen sich sowohl bei den Mittelwerten (vgl. Abbildung 25) als auch den 90-Perzentilwerten (vgl. Abbildung 26) der EKVO-Daten für das Jahr 2018 tendenziell höhere Ablaufkonzentrationen in GK 1 und GK 2 im Vergleich zu den weiteren Größenklassen.

Dabei verdeutlicht die Unterschreitungshäufigkeit bezogen auf die mittlere Ablaufkonzentration das höhere Wertespektrum in GK 1 und GK 2 (0,1 mg/L bis 37 mg/L) im Vergleich zu den Größenklassen 3 (0,1 mg/L bis 13 mg/L) bis Größenklasse 5 (0,06 mg/L bis 2,3 mg/L). Weiterhin sind die mittleren Ammoniumstickstoff-Ablaufwerte in GK 1 und GK 2 ähnlich verteilt, wobei die Anlagen der GK 2 tendenziell schlechtere Ablaufwerte aufweisen. Auch für die Ablaufwerte der GK 3, GK 4 und GK 5 zeigt sich eine ähnliche Verteilung, wobei bereits 90 % der Kläranlagen mittlere Ablaufkonzentrationen von weniger als 3 mg/L aufweisen.

Unter Berücksichtigung der jährlichen 90-Perzentile nach EKVO 2018 werden die bereits niedrigen Ammoniumstickstoff-Ablaufwerte bezogen auf die Größenklassen 3 bis 5 bestätigt. Dabei liegen 90 % der Werte bei maximal 5 mg/L NH_4-N. Im Vergleich dazu erreichen in GK 1 und GK 2 nur 45 % der Kläranlagen diesen 90-Perzentilwert. Ein Grund hierfür mag darin liegen, dass an Kläranlagen der GK 1 und 2 keine emissionsbezogenen Anforderungen an NH_4-N nach Anhang 1 AbwV gestellt werden.

Die aufgezeigten Abweichungen der Ablaufkonzentration von GK 1 und GK 2 zu den höheren Größenklassen spiegelt sich in den frachtbezogenen Eliminationsraten hinsichtlich Ammoniumstickstoff wieder (vgl. Abbildung 27). Hiernach erreichen die Größenklassen 3 bis 5 im Mittel Eliminationsraten zwischen 93 % und 97 %, während die kleineren Kläranlagen der GK 1 und GK 2 eine mittlere Eliminationsrate von 74 % erreichen. Dabei sind die geringeren Wirkungsgrade auf die erhöhte Anzahl an ATA und die nicht vorhandenen Anforderungen an NH_4-N im Anhang 1 AbwV zurückzuführen (vgl. Abschnitt 5.3).

Aufgrund der geringen Anzahl von lediglich 4 GK 5-Anlagen eignet sich eine differenzierte Beschreibung dieser Kläranlagen. Zwei dieser Kläranlagen erreichen über 99 % Nitrifikationsleistung bei 90-Perzentilen (EKVO Berichtsjahr 2018) von 0,2 mg/L und 0,8 mg/L NH_4-N. Die mittleren Ablaufkonzentrationen (EKVO Berichtsjahr 2018) dieser beiden Kläranlagen liegen bei 0,06 und 0,3 mg/L NH_4-N. Im Vergleich hierzu erreichen die anderen beiden Kläranlagen niedrigere Nitrifikationsleistungen von knapp 94 % bei einem 90-Perzentil von jeweils 3,1 mg/L NH_4-N. Die mittleren Ablaufkonzentrationen liegen bei 1,9 mg/L und 2,3 mg/L NH_4-N.

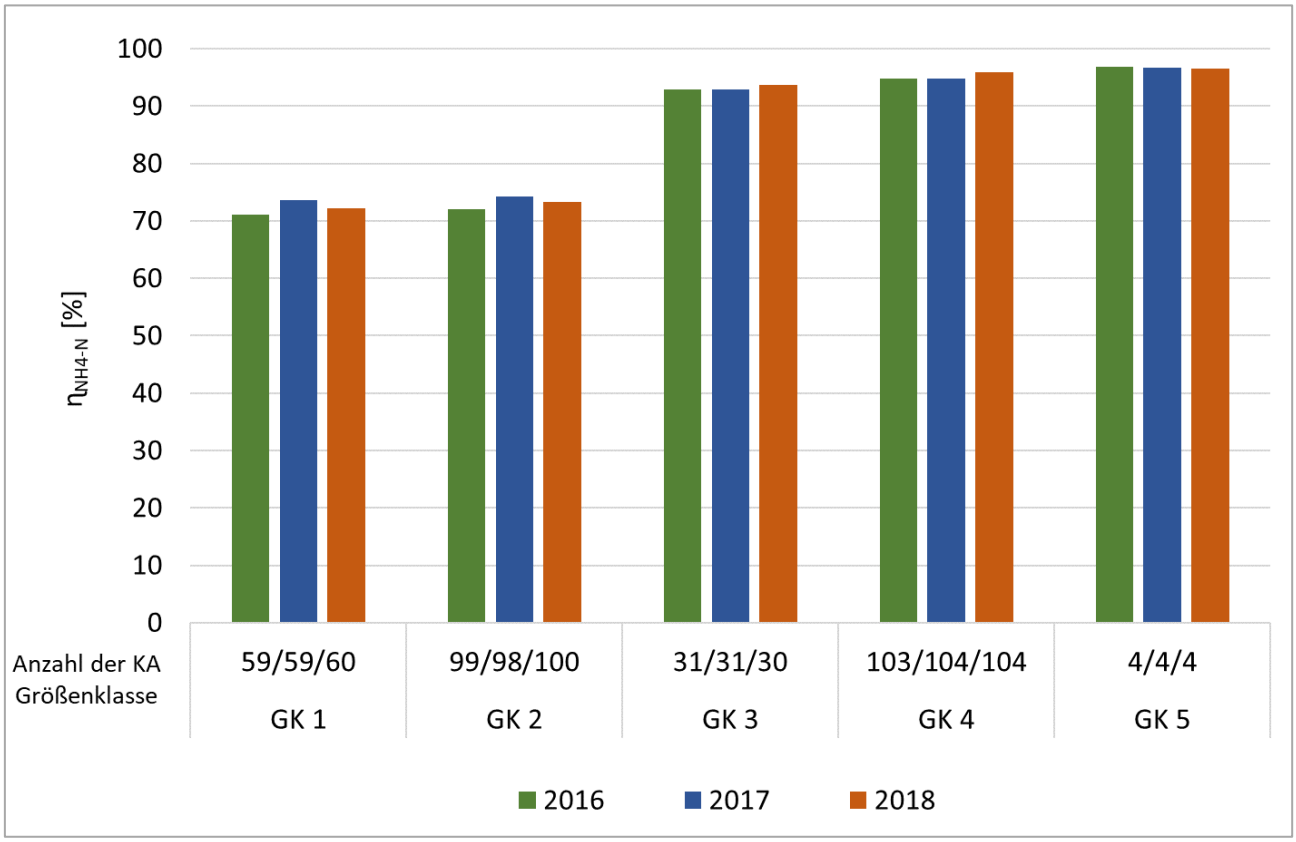

Abbildung 27: Ammoniumstickstoff-Eliminationsraten der Jahre 2016 – 2018 anhand der Zu- und Ablauffrachten (FIS HAA, EKVO Berichtsjahre 2016 - 2018)

5.3 Reinigungsstufen und Verfahrenstechnik

Die im Folgenden untersuchten Reinigungsstufen beziehen sich auf die Angaben gemäß FIS HAA (vgl. Abschnitt 4.3). In Abbildung 28 kann die prozentuale Verteilung der Reinigungsstufen für jede Größenklasse entnommen werden. Gleichzeitig ist die absolute Anzahl der Kläranlagen zur entsprechenden Reinigungsstufe ergänzend vermerkt.

Hierbei wird ersichtlich, dass die Kläranlagen der GK 1 und GK 2 eine breite Streuung an Reinigungsstufen aufweisen. Dem gegenüber sind nahezu alle Anlagen der GK 4 und GK 5 mit Nitrifikations- und Denitrifikationsstufen ausgestattet, was auf die höheren Anforderungen gemäß Abwasserverordnung (AbwV, Anhang 1) zurückzuführen ist. Insgesamt verfügen 275 der 348 Kläranlagen über eine Nitrifikationsstufe und 217 Kläranlagen zusätzlich über eine Denitrifikationsstufe. Folglich betreiben etwa 20 % der betrachteten Kläranlagen keine gezielte weitergehende Stickstoffelimination.

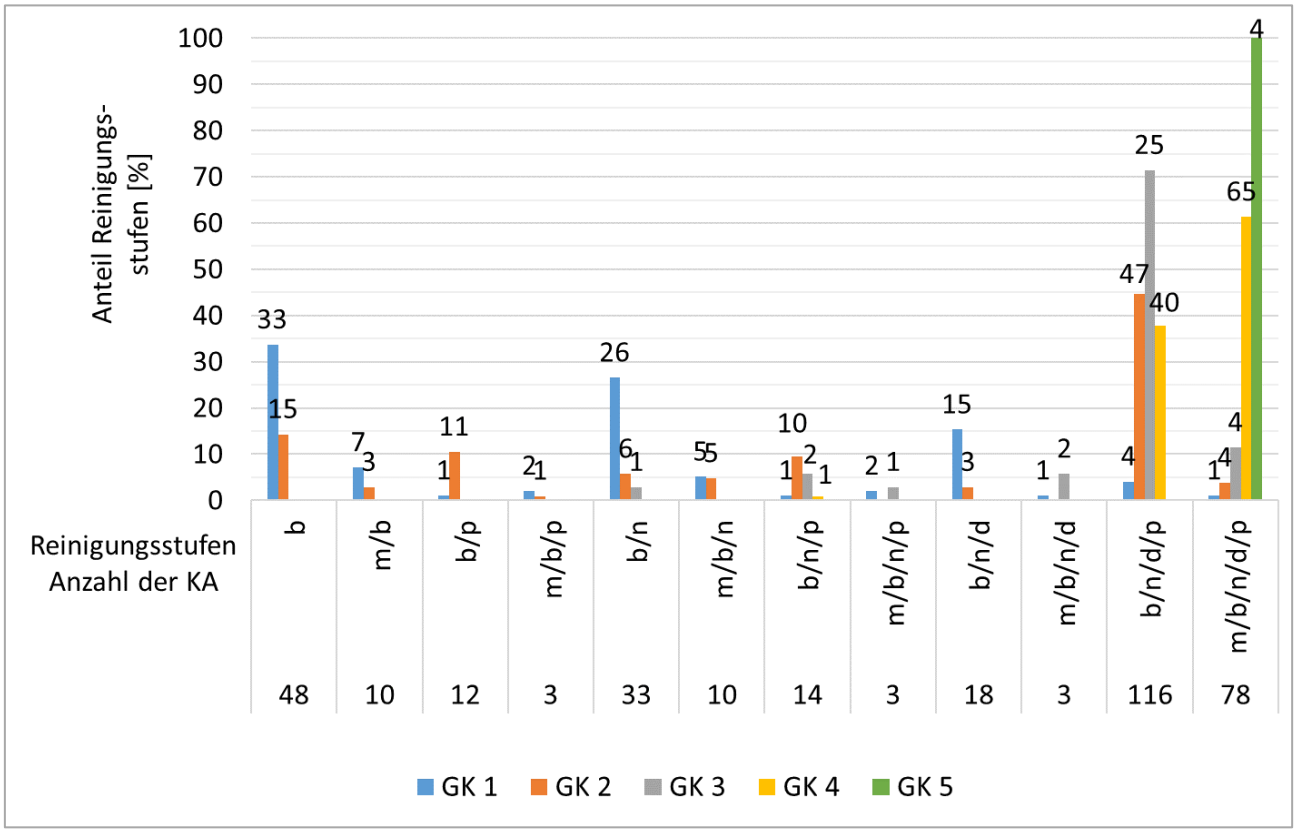

Abbildung 28: Anteil der Reinigungsstufen je Größenklasse sowie Angabe der absoluten Anzahl der Kläranlagen (FIS HAA Berichtsjahr 2018)

Zur näheren Betrachtung der Reinigungsstufen im Hinblick auf die erzielte Ammonium-stickstoff-Reinigungsleistung erfolgt in Abbildung 29 die Darstellung der Eliminationsraten sortiert nach dem technischen Ausbaugrad. Die Eliminationsraten wurden mittels frachtgewichteten Zu- und Ablaufkonzentrationen nach den Daten der EKVO-Jahresberichte 2018 ermittelt. Ebenso sind die gemittelten Zu- und Ablaufkonzentrationen spezifisch nach Reinigungsstufe und Größenklasse abzulesen.

Hierbei zeigt sich, dass die ausgebauten Kläranlagen mit Denitrifikation und P-Elimination (b/n/d/p und m/b/n/d/p) mittlere NH_4-N-Reinigungsgrade von über 90 % erreichen. Im Gegensatz dazu erzielen die Verfahren ohne Nitrifikation eine mittlere Eliminationsleistung von 25 % bis 55 %. Eine Ausnahme bilden die beiden Kläranlagen mit den Reinigungsstufen m/b/p, die verfahrenstechnisch als SBR und Belebungsbecken ausgeführt sind und möglicherweise eine Nitrifikation betrieblich umsetzen. Bezogen auf GK 2 zeigen sich tendenziell eine erhöhte Eliminationsleistung und eine Reduktion der NH_4-N-Ablaufkonzentration mit steigender Anzahl an Reinigungsstufen, was ggf. auf höhere Anforderungen zurückzuführen ist.

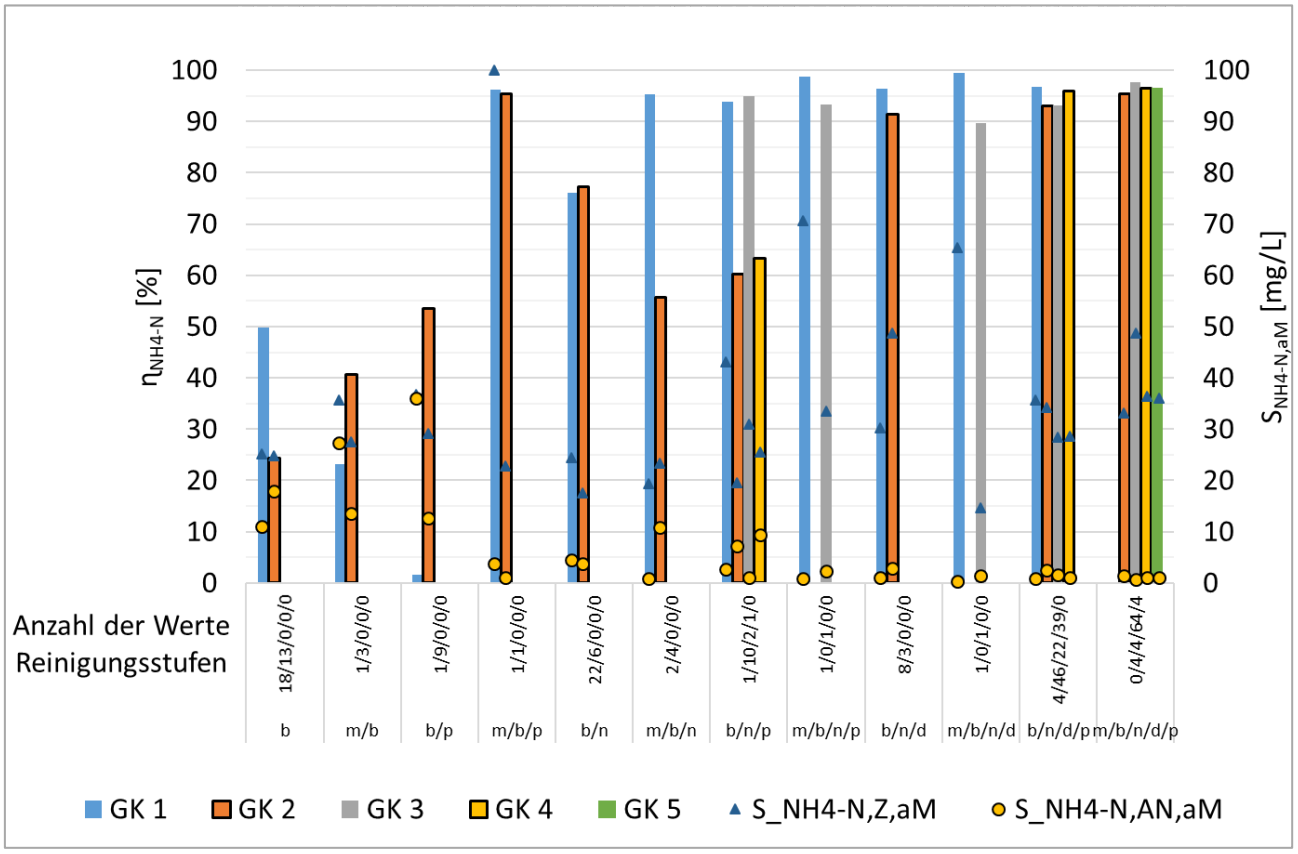

Abbildung 29: Ammoniumstickstoff-Eliminationsraten $\eta_{NH4\text{-}N}$ anhand der Zu- und Ablauffrachten sowie zugehörige mittlere Zu-und Ablaufkonzentrationen ($S_{NH4\text{-}N,Z,aM}$, $S_{NH4\text{-}N,AN,aM}$) (FIS HAA, EKVO Berichtsjahr 2018)

Da die alleinige Betrachtung der Reinigungsstufen keine Aussagen über mögliche Handlungsempfehlungen zulässt, beziehen sich die weiteren Untersuchungen konkret auf die Verfahrenstechnik. Da nicht alle für eine umfassende Betrachtung erforderlichen Daten zur Verfügung gestellt werden konnten, wurden die Informationen zur Verfahrenstechnik aus DWA (2018b) übernommen.

Die Verteilung der Kläranlagen nach der Verfahrenstechnik und gegliedert nach Größenklasse in Abbildung 30 zeigt, dass in den GK 1 und GK 2 die größte Diversität an biologischen Verfahrenstechniken vorliegt. Im Gegensatz dazu werden 95 % der Anlagen in GK 3 bis 5 als Belebungsbecken betrieben. Im Mittel zeigen sich bei den Belebtschlammverfahren deutlich niedrigere Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentrationen mit weniger als 3 mg/L NH_4-N als bei ATA oder Biofilmverfahren (RK, TK) mit mehr als 4 mg/L NH_4-N. Besonders ATA weisen tendenziell die höchsten Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Ablauf auf, sodass diese Kläranlagen einen primären Handlungsbedarf aufweisen. In Größenklasse 1 befindet sich zusätzlich eine zweite Pflanzenbeetanlage, für welche keine Daten vorlagen. Beide Pflanzenbeetanlagen zusammen repräsentieren 185 Einwohnerwerte.

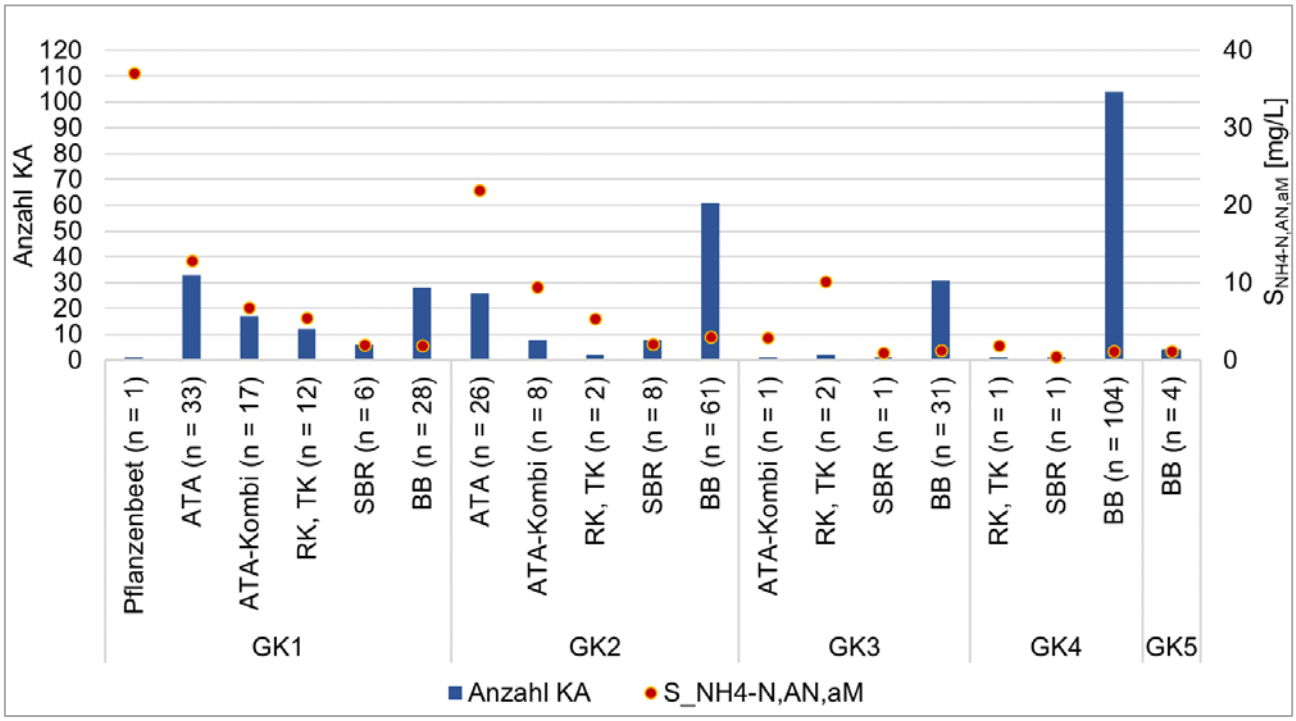

Abbildung 30: Verteilung der biologischen Reinigungsverfahren der untersuchten Kläranlagen mit mittleren Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentrationen $S_{NH4\text{-}N,AN,aM}$ (FIS HAA, EKVO Berichtsjahr 2018)

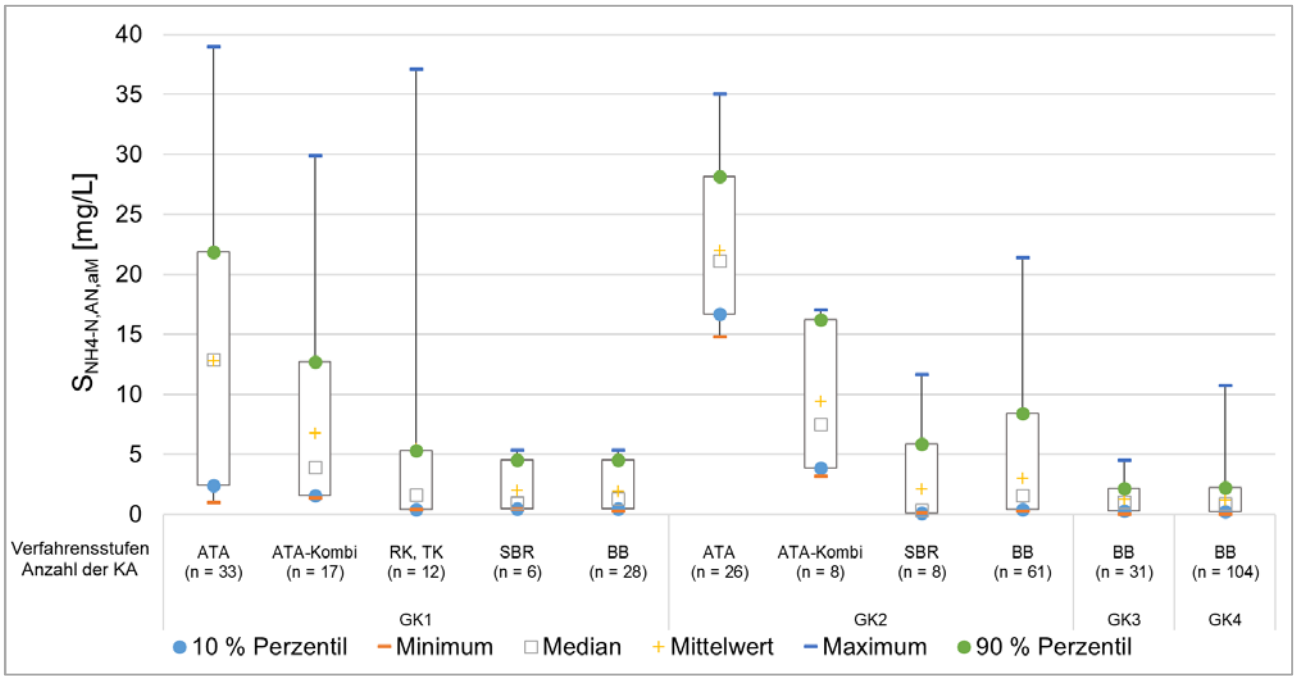

Abbildung 31: Verteilung der mittleren Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentrationen $S_{NH4\text{-}N,AN,aM}$ der untersuchten Kläranlagen nach Größenklasse und Verfahrenstechnik (FIS HAA, EKVO Berichtsjahr 2018)

Unter Berücksichtigung der Perzentile für die mittleren Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentrationen (vgl. Abbildung 31) wird die Relevanz der ATA bestätigt. Demnach liegt der

Median reiner ATA in den GK 1 und GK 2 bei ca. 13 mg/L und bei 21 mg/L NH_4-N, wohingegen die Medianwerte der technischen Kläranlagen eine Konzentration von 2,5 mg/L NH_4-N unterschreiten. Zusätzlich zeigt sich sowohl bei reinen ATA als auch bei kombinierten ATA ein höheres Wertespektrum im Vergleich zu den technischen Kläranlagen. Demnach liegen 80 % der reinen ATA in GK 1 in einem Wertebereich von 2,5 mg/L und 22 mg/L NH_4-N. Bezogen auf die reinen ATA der GK 2 umfassen 80 % der mittleren Ammoniumstickstoff-Ablaufwerte eine Spanne zwischen 17 mg/L und 28 mg/L NH_4-N, sodass bei diesen Kläranlagen ein vergleichsweise primärer Handlungsbedarf gesehen werden kann. 80 % der Kombi-ATA in GK 1 weisen eine Spanne zwischen 1,6 mg/L und 13 mg/L NH_4-N auf. Bezogen auf GK 2 liegt diese zwischen 3,9 mg/L und 16,3 mg/L NH_4-N. Im Vergleich liegt der maximale 90-Perzentilwert der technischen Kläranlagen bei 8,4 mg/L NH_4-N (GK 2, BB). An der Stelle sei auf die hohe Abweichung von Median ($S_{NH4,AN,aM}$ = 1,6 mg/L) und Mittelwert ($S_{NH4,AN,aM}$ = 5,5 mg/L) der Biofilmverfahren aus GK 1 hingewiesen, der maßgeblich aus einer Kläranlage mit einer mittleren Ablaufkonzentration von 37 mg/L NH_4-N resultiert.

Durch die zusätzlich differenzierte Darstellung der Nitrifikationsleistung von ATA und technischen Kläranlagen in Abbildung 32 und Abbildung 33 wird die Relevanz der ATA im Hinblick auf Ertüchtigungsmaßnahmen weiter verdeutlicht. Für GK 1 ergibt sich eine mittlere Eliminationsleistung von 58 % bei ATA und 88 % bei technischen Kläranlagen. Hierbei sind erhöhte Ungenauigkeiten zu berücksichtigen, da lediglich bei 30 von 50 ATAs und bei 29 von 46 technischen Kläranlagen der GK 1 Werte zur Eliminationsleistung angegeben sind. In GK 2 zeigt sich eine deutlich höhere Abweichung der mittleren Eliminationsleistung mit 32 % bei ATA und 90 % bei technischen Kläranlagen. Da die Anlagen der GK 3 bis GK 5 in der Regel über einen höheren technischen Ausbaugrad verfügen (vgl. Abbildung 28), sind entsprechend höhere Ammoniumstickstoff-Eliminationsraten zu erwarten. Im Schnitt liegen diese bei 92 % für GK 3 und 96 % für GK 5.

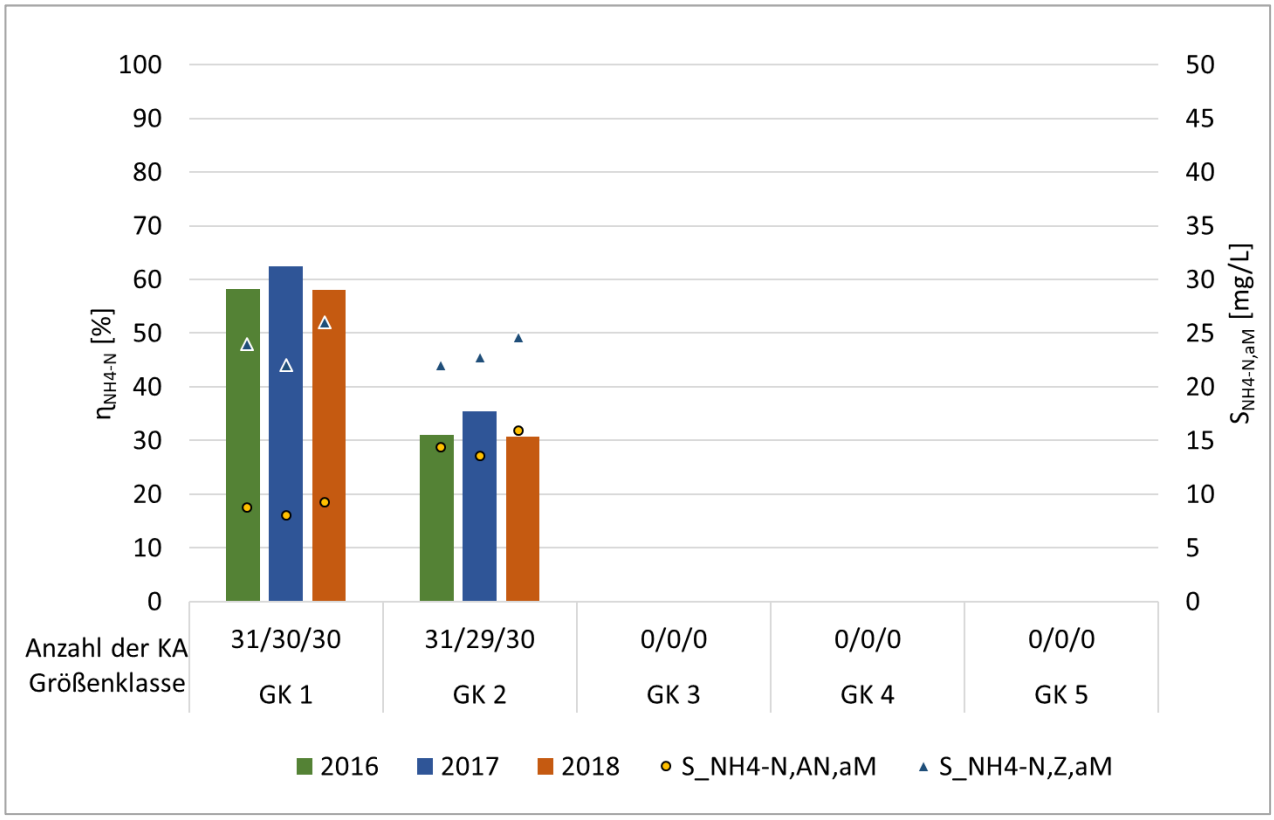

Abbildung 32: Ammoniumstickstoff-Eliminationsleistung anhand der Zu- und Ablauffrachten sowie gemittelte Zu- und Ablaufkonzentrationen ($S_{NH4-N,Z,aM}$, $S_{NH4-N,AN,aM}$) nach EKVO Berichtjahren 2016/2017/2018 für reine und kombinierte ATA

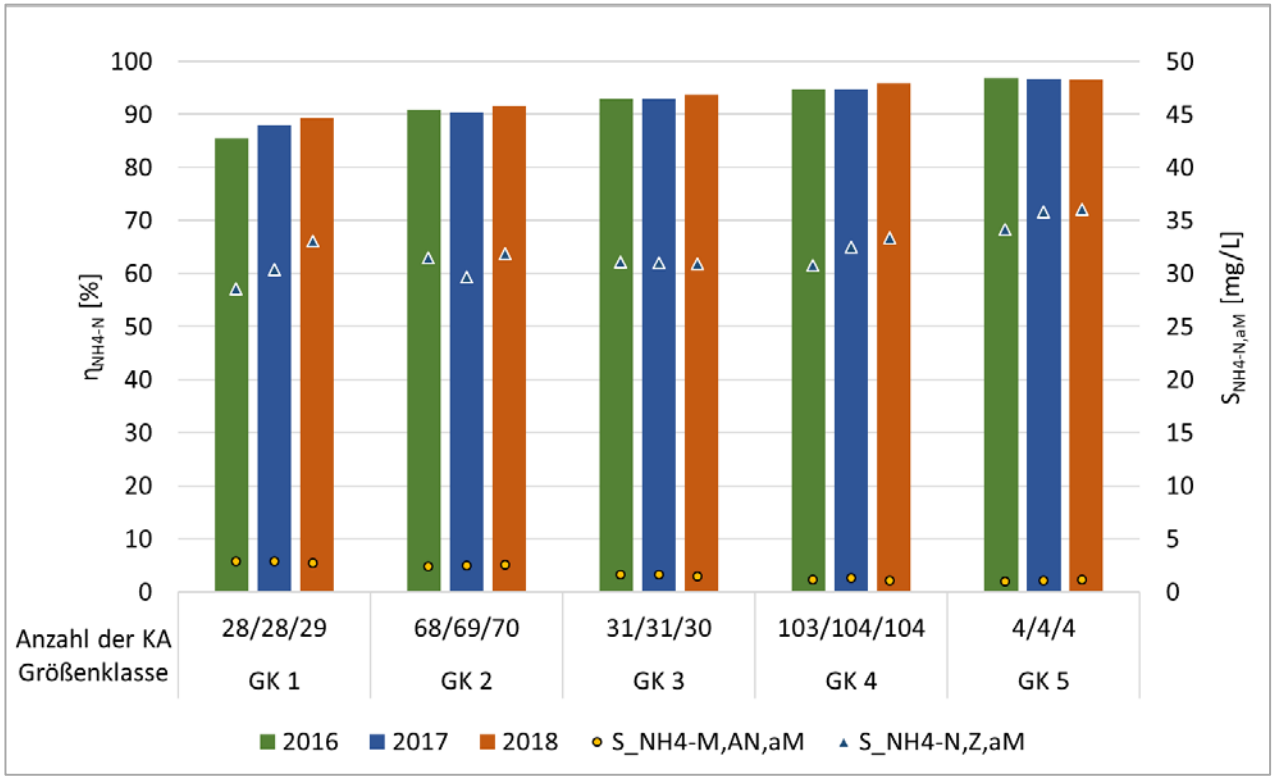

Abbildung 33: Ammoniumstickstoff-Eliminationsleistung anhand der Zu- und Ablauffrachten sowie gemittelte Zu- und Ablaufkonzentrationen ($S_{NH4-N,Z,aM}$, $S_{NH4-N,AN,aM}$) nach EKVO Berichtsjahren 2016/2017/2018 für rein technische Kläranlagen

Neben der Verfahrenstechnik der biologischen Stufe ist die Art der Schlammstabilisierung ein weiterer verfahrenstechnischer Aspekt zur Differenzierung von Kläranlagen.

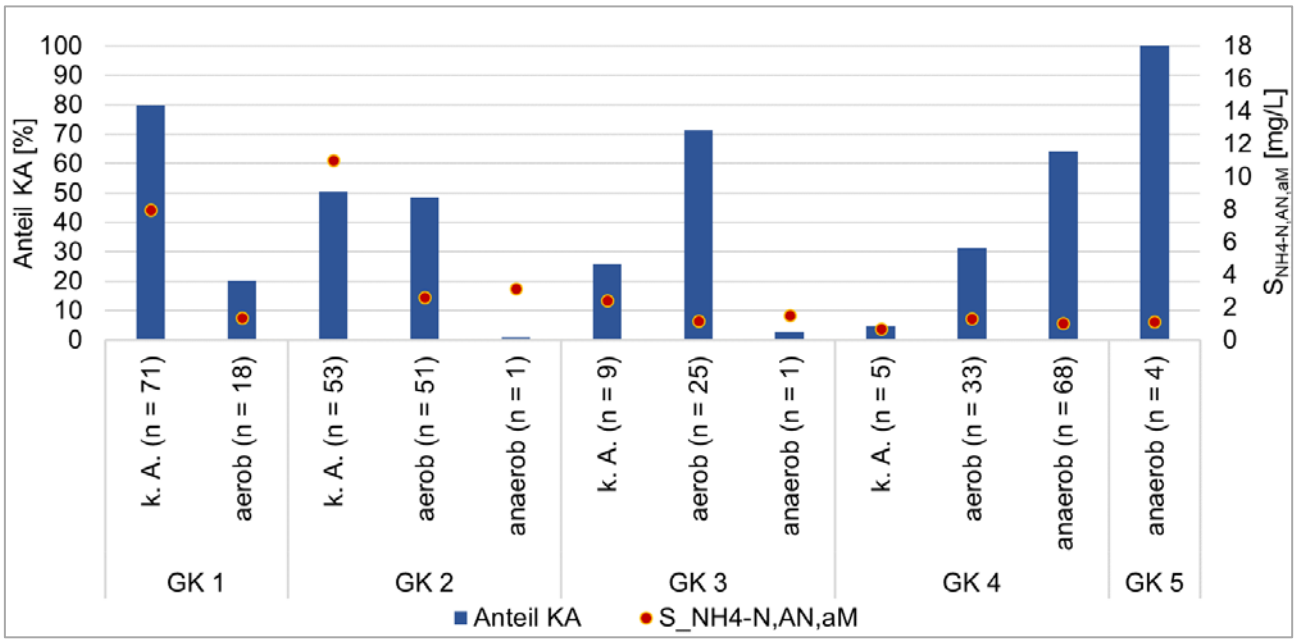

Abbildung 34: Verteilung der Arten zur Schlammstabilisierung der untersuchten Kläranlagen mit zusätzlicher Angabe der mittleren Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentrationen $S_{NH4\text{-}N,AN,aM}$ (FIS HAA, EKVO Berichtsjahr 2018)

Dabei zeigt sich, dass in GK 1 mind. 20 % der Kläranlagen aerob stabilisieren (vgl. Abbildung 34), in GK 2 sind dies bereits ungefähr 50 %. Die anaerobe Stabilisierung findet vor allem in GK 4 (64 %) sowie in GK 5 (100 %) zur Energieoptimierung Anwendung.

Im Hinblick auf einen möglichen Einfluss der Schlammstabilisierung auf die Ablaufkonzentrationen lässt sich anhand der Mittelwerte in Abbildung 34 keine Tendenz ableiten. Die vergleichsweise hohen Konzentrationen der GK 1- und GK 2-Anlagen ohne Angabe zur Schlammstabilisierung lassen sich darauf zurückführen, dass diese Kategorie vor allem ATA enthält.

5.4 Zulaufsituation

Neben der Verfahrenstechnik beeinflusst auch die Zulaufsituation die Leistungsfähigkeit der Nitrifikation. Dabei stellen vor allem Indirekteinleiter, die zu möglichen Konzentrationsspitzen oder Frachtstößen von Ammoniumstickstoff im Zulauf führen, oder Fremdwasser besondere Herausforderungen für die Prozesse der Kläranlage dar (vgl. Abschnitt 2.4.6 und Abschnitt 2.4.7). Konkrete Informationen zu Indirekteinleitern oder zu Frachtstößen im Zulauf der Kläranlagen lagen nicht vor, sodass dieser Aspekt nur exemplarisch im Rahmen der Ortsbesichtigungen abgefragt werden konnte (vgl. Abschnitt 7).

Die mit Fremdwasser einhergehende hydraulische Mehrbelastung und konzentrationsverdünnende Wirkung hat je nach Ausmaß starke Einflüsse auf die Reinigungsleistung der Kläranlagen. Besonders bei hohen Fremdwassereinträgen wird die Abwassertemperatur

gesenkt und wirkt sich folglich auf die Wachstumsgeschwindigkeit der Mikroorganismen aus. Zusätzlich kann eine Absenkung der Abwassertemperatur dazu führen, dass sich Zeiträume, in denen temperaturabhängig die emissionsbezogenen Überwachungsanforderungen einzuhalten sind, verkürzen. Dies hat nachteilige Auswirkungen auf den Gewässerschutz.

Als Konsequenz muss für die Nitrifikation ein höheres Schlammalter eingestellt werden. Betriebliche Gegenstrategien führen jedoch zu einer Erhöhung der Betriebskosten.

Nach § 3 Abs. 3 AbwV dürfen die als Konzentrationswerte festgelegten Anforderungen nicht entgegen dem Stand der Technik durch Verdünnung erreicht werden. Eine Konkretisierung erfolgt in § 2a Abs. 2 des Hessischen Ausführungsgesetzes zum Abwasserabgabengesetz (HAbwAG). Hiernach ist von einer Verdünnung entgegen dem Stand der Technik auszugehen, wenn der Fremdwasseranteil an der Jahresschmutzwassermenge 50 % überschreitet. In diesen Fällen ist ein (um die Verdünnung bereinigter) verringerter Konzentrationswert zu ermitteln. Wird diese verringerte Konzentration nicht eingehalten, werden die Anforderungen nach dem Stand der Technik nicht eingehalten. Diese Nichteinhaltung der Anforderungen nach der AbwV hat wasserrechtliche und abwasserabgabenrechtliche Konsequenzen.

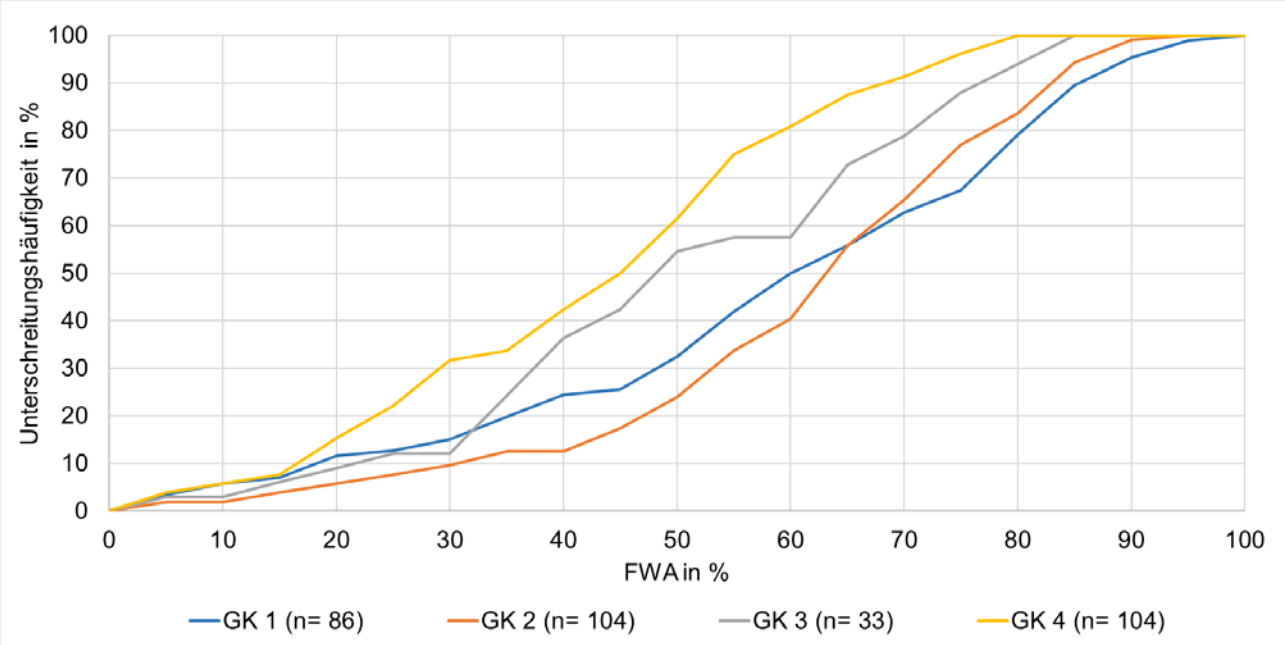

Abbildung 35: Unterschreitungshäufigkeit der Fremdwasseranteile (FWA) in Abhängigkeit von der Größenklasse (Daten vom HLNUG, Stand 19.03.2020)

Es zeigt sich, dass ca. zwei Drittel der GK 1-Anlagen und 75 % der GK 2-Anlagen Fremdwasseranteile von mehr als 50 % behandeln (vgl. Abbildung 35). Insgesamt weisen 5 Kläranlagen (jeweils ATA) Fremdwasseranteile von mehr als 90 % auf, sodass diese

Kläranlagen – bezogen auf die Jahresschmutzwassermenge – fast ausschließlich Fremdwasser behandeln. Aus Abbildung 35 geht hervor, dass ca. 45 % der GK 3-Anlagen und knapp 40 % der GK 4-Anlagen erhöhte Fremdwasseranteile von mehr als 50 % aufweisen.

Bei insgesamt 21 Kläranlagen einschließlich GK 5-Anlagen lagen keine Informationen zum Fremdwasseranteil vor, sodass diese Kläranlagen nicht in die Betrachtung einfließen.

Ein Einfluss des Fremdwassers auf die Reinigungsleistung kann aufgrund der vielen Einflussfaktoren innerhalb der Kläranlagen auf Grundlage der vorliegenden Daten nicht eruiert bzw. beziffert werden, sodass an dieser Stelle lediglich auf die Problematik hingewiesen wird. Im Rahmen der Typisierung (vgl. Kapitel 6) wird aus diesem Grund lediglich ein möglicher Verdünnungseffekt berücksichtigt.

6 Typisierung der ausgewerteten kommunalen Kläranlagen

6.1 Kriterien für die Typisierung

Auf Grundlage der bisherigen Erkenntnisse aus Kapitel 5 wurden Kriterien definiert, die im Zuge der folgenden Typisierung der 348 Kläranlagen berücksichtigt wurden. Die maßgebenden Kriterien sind dabei die Größenklasse und Verfahrenstechnik, die vor allem bei der praktischen Umsetzung späterer spezifischer Maßnahmen die größte Relevanz aufweisen. Da die Typisierung eine Grundlage für spätere Ortsbesichtigungen darstellt, auf deren Basis mögliche Maßnahmen bewertet werden, werden zusätzlich die Ablaufkonzentrationen und Überwachungswerte zur Strukturierung der Kläranlagen herangezogen (vgl. Abschnitt 6.1.3). Um in diesem Zusammenhang eine mögliche Verdünnung durch Fremdwasser zu berücksichtigen, wurden die Ablaufkonzentrationen für jede Kläranlage mittels eines Faktors korrigiert.

Im Folgenden werden die Kriterien näher erläutert.

6.1.1 Größenklasse

In erster Ebene werden die Kläranlagen nach Größenklasse klassifiziert. Weil GK 5 lediglich vier Kläranlagen umfasst und diese prozesstechnisch aufgrund ihrer Größe Sonderfälle darstellen, wird auf eine Typisierung dieser Kläranlagen verzichtet. Entsprechend werden in der Kategorisierung nur die Kläranlagen der GK 1 bis GK 4 berücksichtigt.

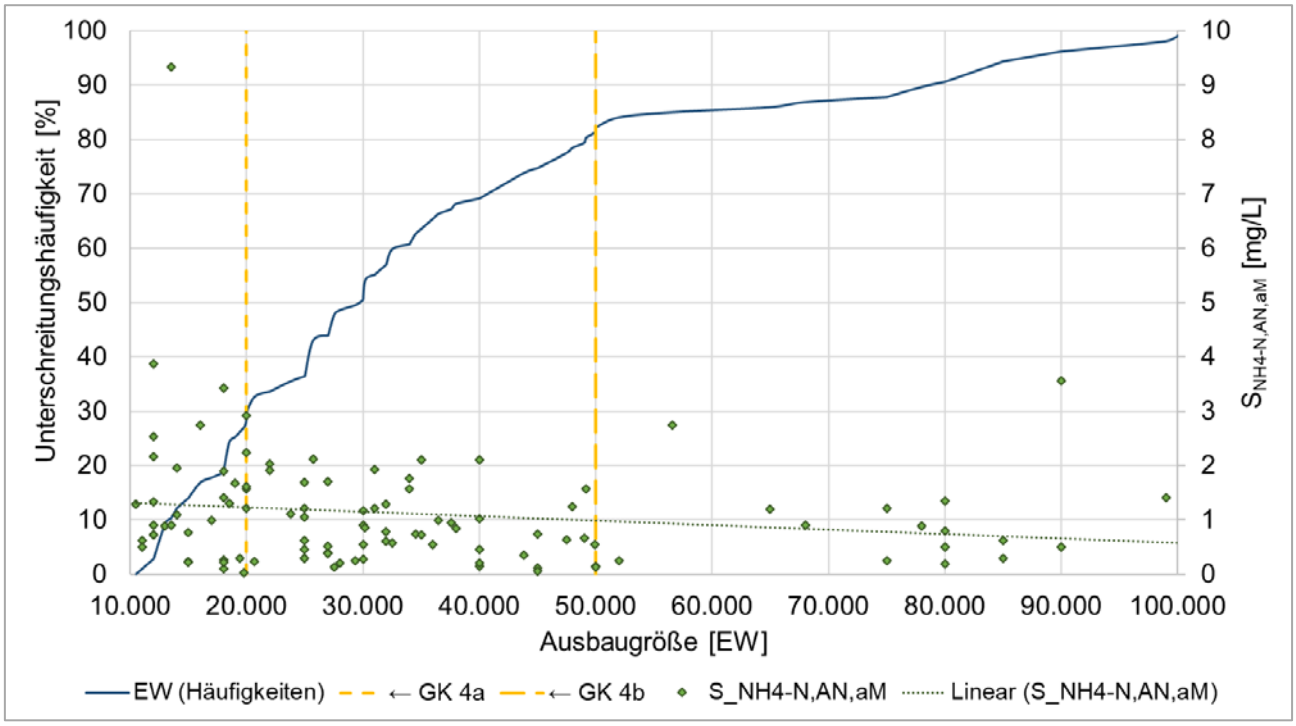

Abbildung 36: Unterschreitungshäufigkeit der Kläranlagen der GK 4 (n=106) hinsichtlich ihrer Ausbaugröße mit Angabe der zugehörigen mittleren Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentrationen $S_{NH4\text{-}N,AN,aM}$ (EKVO Berichtsjahr 2018)

Da die GK 4 durch ein weites Spektrum der Ausbaugröße (10.000 EW bis 100.000 EW) charakterisiert ist, wird diese Größenklasse in diesem Vorhaben in die drei Teilbereiche 4a, 4b und 4c unterteilt. Die Grundlage für diese Differenzierung ist in Abbildung 36 dargestellt. Auf Basis der Ablaufkonzentrationen und ihrer quantitativen Verteilung werden die Grenzen bei < 20.000 EW (GK 4a) und < 50.000 EW (GK 4b) gesetzt. Tendenziell ist erkennbar, dass im Bereich von 10.000 EW bis < 20.000 EW die Ablaufkonzentrationen höher als im Bereich von 20.000 EW bis < 50.000 EW bzw. ≥ 50.000 EW (GK 4c) sind. Auch die Anzahl der zugehörigen Kläranlagen nimmt mit steigender Ausbaugröße ab. Eine Untersuchung der Medianwerte für die jeweiligen Kategorien bestätigt den Trend einer verbesserten Ablaufqualität mit steigender Ausbaugröße innerhalb der Größenklasse 4. Demnach sinkt der Median der mittleren Ablaufkonzentration von 1,2 mg/L (GK 4a) auf 0,8 mg/L NH_4-N (GK 4b) und 0,7 mg/L NH_4-N (GK 4c). Die Grenze von 20.000 EW stellt sich in administrativer Hinsicht als sinnvoll dar, weil sich der Zuständigkeitsbereich für die Kläranlagen unterhalb dieser Grenze von der Oberen zur Unteren Wasserbehörde ändert.

Insgesamt ergeben sich die Klassen nach Tabelle 5.

Tabelle 5: Klassen nach Größenklasse im Rahmen der Typisierung

Größenklasse	**Unterklasse** (in diesem Vorhaben)	**Ausbaugröße [EW]**
GK 1		< 1.000
GK 2		1.000 – 5.000
GK 3		5.001 – 10.000
GK 4	GK 4a	10.001 – 19.999
	GK 4b	20.000 – 49.999
	GK 4c	50.000 – 100.000

6.1.2 Verfahrenstechnik

Um aufzuzeigen, welche Reinigungsleistung mit welchen Maßnahmen erreichbar ist, ist die Berücksichtigung der Verfahrenstechnik ein zentraler Aspekt. Die Einstufung erfolgt nach der Klassifizierung nach DWA (2018b) aus Abbildung 21.

6.1.3 Ablaufkonzentration und Überwachungswert

Für die Empfehlung möglicher Maßnahmen ist die Einordnung der Kläranlagen nach Größenklasse und Verfahrenstechnik im Sinne einer Typisierung ausreichend. Hinsichtlich einer zweckorientierten und zielgerichteten Maßnahmenumsetzung wird eine zusätzliche Strukturierung der untersuchten Kläranlagen vorgenommen. Dazu wird die Unterteilung in „Kläranlagen mit primärem Handlungsbedarf“ und „Kläranlagen mit sekundärem Handlungsbedarf“ eingeführt. Insbesondere bei der Planung der Ortsbesichtigungen in Kapitel 7 stellt diese Einordnung eine Notwendigkeit zur Vergleichbarkeit der Kläranlagen dar.

„Kläranlagen mit primärem Handlungsbedarf“ weisen Ablaufwerte $S_{NH4\text{-}N,AN}$ (Messwerte der behördlichen Abwasseruntersuchung unter Berücksichtigung der 12°C-Regelung nach Anhang 1 Teil C Abs. 2 AbwV oder 90-Perzentile aus Eigenkontrollberichten) auf, die den festgelegten Überwachungswert zahlenmäßig überschreiten.

Zusätzlich wurde zur Typisierung für jede Größenklasse ein pragmatisches Priorisierungskriterium festgelegt, das zusätzlich zur Bewertung der Ablaufkonzentrationen herangezogen wurde. Die Kriteriumswerte liegen zwischen 10 mg/L NH_4-N für GK 1- und GK 2-Anlagen, 5 mg/L NH_4-N für GK 3 und GK 4a-Anlagen sowie 3 mg/L NH_4-N für GK 4b- und GK 4c-Anlagen (vgl. Tabelle 6) und orientieren sich einerseits an den in der Abwasserverordnung vorgegebenen größenklassenabhängigen Mindestanforderungen sowie andererseits an den für diverse Kläranlagen der einzelnen Größenklassen bestehenden bereits verschärften Überwachungsanforderungen. Neben der Überschreitung des Überwachungswertes überschreiten die Ablaufwerte der „Kläranlagen mit primärem Handlungsbedarf“ diese pragmatisch gewählte und allein zur Typisierung herangezogene Hilfsgröße (Ablaufkonzentration von 3 mg/L, 5 mg/L bzw. 10 mg/L NH_4-N).

Im Gegensatz dazu halten die „Kläranlagen mit sekundärem Handlungsbedarf“ sowohl den Überwachungswert als auch das hilfsweise herangezogene Priorisierungskriterium ein. Entsprechend werden dieser Kategorie ebenso Kläranlagen zugeordnet, die bereits besonders niedrige Ablaufkonzentrationen („Best-Case“-Anlagen) aufweisen. Kläranlagen mit einzelnen Überschreitungen des festgelegten Priorisierungskriteriums oder des Überwachungswertes, die aufgrund einer behördlichen Abwasseruntersuchung bei Temperaturen unter 12 °C oder in der Phase einer Verfahrensumstellung o. ä. festgestellt wurden, werden ebenfalls der Kategorie mit sekundärem Handlungsbedarf zugeordnet.

Bei der Zuordnung der Kläranlagen in die beiden Kategorien „Kläranlagen mit primärem Handlungsbedarf“ und „Kläranlagen mit sekundärem Handlungsbedarf“ erfolgt eine ausschließlich emissionsbezogene Betrachtung ohne Berücksichtigung des Ausmaßes der Überschreitung des Orientierungswertes für Ammoniumstickstoff in den zu betrachtenden OWK.

Tabelle 6: Kriterien zur Klassifizierung in Kläranlagen mit primärem oder sekundärem Handlungsbedarf

Größenklasse	Klassifizierung	Kriterium
1, 2	KA mit sekundärem Handlungsbedarf	$S_{NH4\text{-}N,AN} \leq$ ÜW und $S_{NH4\text{-}N,AN} \leq 10$ mg/L
	KA mit primärem Handlungsbedarf	$S_{NH4\text{-}N,AN} >$ ÜW oder $S_{NH4\text{-}N,AN} > 10$ mg/L
3, 4a	KA mit sekundärem Handlungsbedarf	$S_{NH4\text{-}N,AN} \leq$ ÜW und $S_{NH4\text{-}N,AN} \leq 5$ mg/L
	KA mit primärem Handlungsbedarf	$S_{NH4\text{-}N,AN} >$ ÜW oder $S_{NH4\text{-}N,AN} > 5$ mg/L
4b, 4c	KA mit sekundärem Handlungsbedarf	$S_{NH4\text{-}N,AN} \leq$ ÜW und $S_{NH4\text{-}N,AN} \leq 3$ mg/L
	KA mit primärem Handlungsbedarf	$S_{NH4\text{-}N,AN} >$ ÜW oder $S_{NH4\text{-}N,AN} > 3$ mg/L
$S_{NH4\text{-}N,AN}$: Messwerte der behördlichen Abwasseruntersuchung oder 90-Perzentile aus EKVO		

6.1.4 Fremdwasser

Aufgrund der pragmatischen Einstufung (Typisierung) der Kläranlagen anhand der Ablaufkonzentration stellt sich Fremdwasser als ein Parameter dar, der aufgrund seiner Verdünnungswirkung möglicherweise zu einer Fehlbeurteilung führt. Niedrige Ablaufwerte können demnach entweder durch eine hohe Reinigungsleistung der Kläranlagentechnik oder durch eine hohe Verdünnungsrate erzielt werden. Um diesen Aspekt zu berücksichtigen, wurde für dieses Vorhaben ein Korrekturfaktor eingeführt, der sich an der Korrekturberechnung gemäß Hinweispapier 2.0 des HMUELV (2012) zur Ermittlung des Konzentrationswertes nach § 2a Abs. 2 Satz 2 HAbwAG orientiert, von dieser Ermittlung aber deutlich abweicht und den wasser- und abwasserabgabenrechtlichen Anforderungen nicht entspricht.

Die Formel für diesen Korrekturfaktor lautet:

$$f_{FWA} = \frac{JAM}{JAM - JSM + 2Q_S} \qquad (15)$$

In diesem Vorhaben – und damit abweichend von den abwasserabgabenrechtlichen Vorgaben – wird pauschal zur Vereinfachung angesetzt, dass die Jahresabwassermenge

(JAM) der doppelten Jahresschmutzwassermenge (JSM) entspricht. Vereinfacht ergibt sich daraus:

$$f_{FWA} = \frac{2}{1 + 2 \cdot (1 - FWA)} \qquad (16)$$

Der Korrekturfaktor kann einen Wert zwischen 1,0 und 2,0 einnehmen und wird für die Kläranlagen angewendet, deren Fremdwasseranteil 50 % übersteigt. Demnach werden die Ablaufwerte der EKVO und der StAbwU um diesen Korrekturfaktor erhöht.

6.2 Eingruppierung

6.2.1 Kläranlagen der Größenklasse 1

Da die zwei Pflanzenkläranlagen aus der Typisierung herausfallen, werden in der GK 1 nicht 98, sondern nur 96 Kläranlagen typisiert. Aufgrund der Diversität an Verfahrenstechniken ergeben sich insgesamt sieben Verfahrensklassen/Typen (vgl. Tabelle 7). Die Zuordnung der Kläranlagen zu diesen Verfahrensklassen mit zugehörigen korrigierten Ammoniumstickstoff-Ablaufwerten der EKVO 2016-2019 und StAbwU ist in der Abbildung 37 (oben) dargestellt. Innerhalb einer Verfahrensklasse sind die Kläranlagen nach maximalem Ablaufwert gestaffelt. Gleichzeitig sind die Überwachungswerte und das Priorisierungskriterium von 10 mg/L abgebildet, sodass eine Priorisierung des Handlungsbedarfs anhand der Kriterien aus Abschnitt 6.1.3 möglich ist. Das zugehörige Organigramm ist im Anhang, Abbildung 129 dargestellt.

Von den 50 ATA in der GK 1 sind 33 als reine ATA konstruiert. Davon weisen 29 Kläranlagen einen primären Handlungsbedarf auf, was durch die vergleichsweise hohen Ablaufwerte deutlich wird. Diese 50 ATA (reine ATA und kombinierte ATA) emittieren jährlich über 25 Mg/a Ammoniumstickstoff (vgl. Abbildung 37, unten), was in GK 1 ungefähr 60 % der Ablauffracht in GK 1 ausmacht. Mit einem Anteil von 3,4 % an der Gesamtfracht von ca. 740 Mg/a Ammoniumstickstoff aller betrachteten Kläranlagen stellt diese Fracht im gesamten Kontext jedoch einen kleinen Anteil dar. Zur höheren Genauigkeit stellen die in der Abbildung 37 (unten) angegebenen Frachten kumulierte Mittelwerte aus den Jahren 2016 bis 2018 dar.

Die kombinierten ATA erreichen z.T. Ablaufkonzentrationen deutlich unter 10 mg/L, sodass entsprechend 7 von 17 Kläranlagen mit einem sekundären Handlungsbedarf eingeschätzt werden. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass mögliche Verdünnungseffekte durch die Behandlung des gesamten Niederschlagswassers eine Ursache für die vergleichsweise geringen Ablaufkonzentrationen sein können.

Die überwiegende Anzahl der Belebungsanlagen verfügt bereits über eine Denitrifikation, die intermittierend ausgeführt ist. Lediglich zwei Kläranlagen verfügen über keine Nitrifikation. Für die Belebungsverfahren zeigen sich tendenziell bereits niedrige Ablaufkonzentrationen mit deutlich unter 10 mg/L. Demnach werden 21 von 34 Belebtschlammanlagen mit einem sekundären Handlungsbedarf priorisiert.

Tabelle 7: Eingruppierung der GK 1-Anlagen mit zugehöriger Anzahl

Nr.	Verfahrensklasse	Anzahl KA gesamt	Priorisierung (Handlungsbedarf)	Anzahl
1	reine ATA	33	primär	29
			sekundär	4
2	ATA mit Biofilmverfahren (Kombi-ATA)	17	primär	10
			sekundär	7
3	Biofilmverfahren (RK, TK)	12	primär	6
			sekundär	6
4	SBR	6	primär	2
			sekundär	4
5	BB ohne Nitrifikation	2	primär	2
6	BB mit Nitrifikation, ohne Denitrifikation	9	primär	2
			sekundär	7
7	BB mit intermittierender Denitrifikation	17	primär	7
			sekundär	10

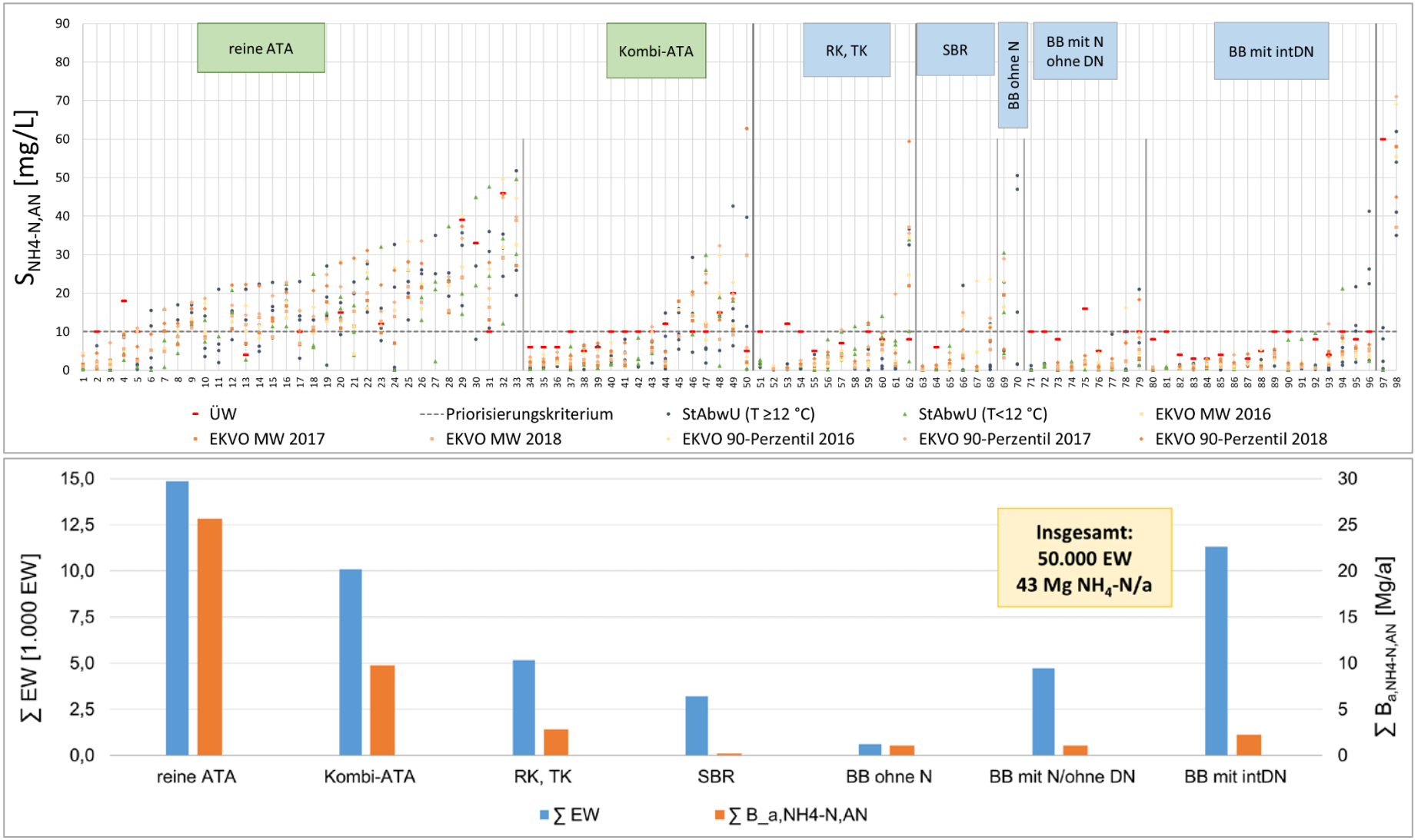

Abbildung 37: oben: Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentrationen $S_{NH4\text{-}N,AN}$ (StAbwU, EKVO) der KA in GK 1 mit Überwachungswerten und Priorisierungskriterium von 10 mg/L, eingruppiert nach Verfahrensklasse; unten: kumulierte Einwohnerwerte und Ammoniumstickstoff-Ablauffrachten $B_{a,NH4\text{-}N,AN}$ (MW EKVO 2016-2018) der Verfahrensklassen in GK 1

6.2.2 Kläranlagen der Größenklasse 2

Aufgrund der vergleichsweise hohen Ammoniumstickstoff-Ablauffracht (vgl. Abschnitt 5.2) unterliegen die GK 2-Anlagen einer hohen Priorität im Hinblick auf den potenziellen Einfluss auf das Gewässer. Nach Eingruppierung dieser Kläranlagen ergeben sich sieben Verfahrensklassen, die mit den Verfahrensklassen der GK 1 übereinstimmen.

Bei der Klassifizierung zeigt sich, dass die größte Anzahl an Kläranlagen den Belebtschlammverfahren mit intermittierender Denitrifikation (51 Kläranlagen) zuzuordnen sind (vgl. Tabelle 8). Davon weisen 16 Kläranlagen einen primären Handlungsbedarf auf.

Tabelle 8: Eingruppierung der GK 2-Anlagen mit zugehöriger Anzahl

Nr.	Verfahrenstechnik	Anzahl KA gesamt	Priorisierung (Handlungsbedarf)	Anzahl
8	reine ATA	26	primär	26
9	ATA mit Biofilmverfahren (Kombi-ATA)	8	primär	7
			sekundär	1
10	Biofilmverfahren (RK, TK)	2	primär	1
			sekundär	1
11	SBR	8	primär	2
			sekundär	6
12	BB ohne Nitrifikation	2	primär	2
13	BB mit Nitrifikation, ohne Denitrifikation	8	primär	5
			sekundär	3
14	BB mit intermittierender Denitrifikation	51	primär	16
			sekundär	35

34 Kläranlagen sind als ATA ausgeführt, wovon 26 Kläranlagen reine ATA sind, deren Betrachtung als vorrangig eingestuft wird. Die Priorisierung der ATA lässt sich aus den vergleichsweise hohen Konzentrationen (vgl. Abbildung 38, oben) und den damit einhergehenden hohen Frachten (vgl. Abbildung 38, unten) im Ablauf ableiten. Demnach erreichen die reinen ATA nicht die im Schnitt möglichen Ablaufkonzentration der Belebungsverfahren. Darüber hinaus machen die emittierten Ammoniumstickstoff-Frachten der reinen ATA mit 130 Mg/a mehr als 55 % der GK 2-Fracht und über 17 % der Gesamtfracht aus, was die Relevanz dieser Kläranlagen zusätzlich verdeutlicht.

Das zugehörige Organigramm ist im Anhang, Abbildung 130 dargestellt.

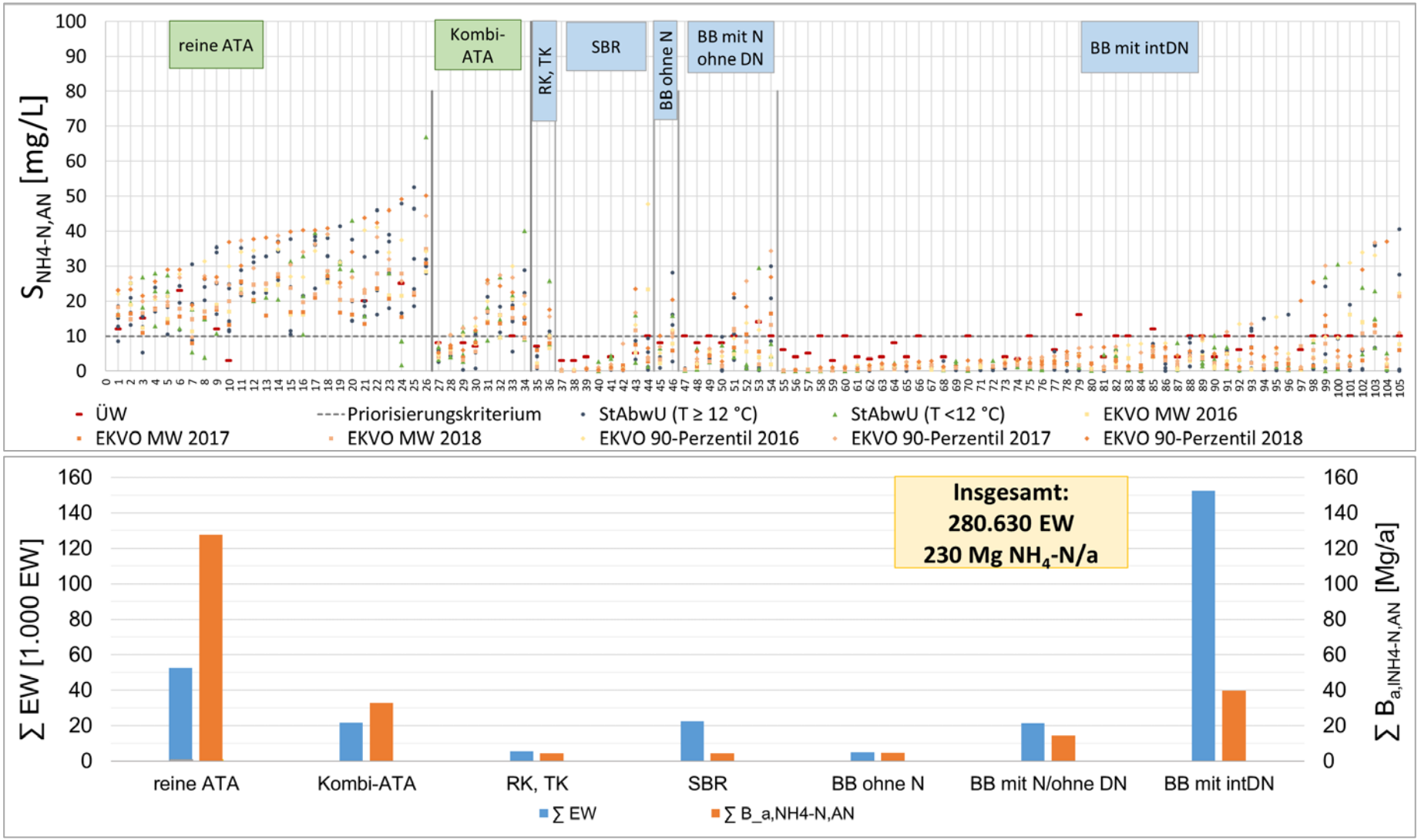

Abbildung 38: oben: Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentration $S_{NH4-N,AN}$ (StAbwU, EKVO) der KA in GK 2 mit Überwachungswerten und Priorisierungskriterium von 10 mg/L, eingruppiert nach Verfahrensklasse; unten: kumulierte Einwohnerwerte und Ammoniumstickstoff-Ablauffrachten $B_{a,NH4-N,AN}$ (MW EKVO 2016-2018) der Verfahrensklassen in GK 2

6.2.3 Kläranlagen der Größenklasse 3

Im Vergleich zu den Kläranlagen aus GK 1 und GK 2 zeigt sich in der GK 3 eine deutlich geringere Anzahl an Verfahrensklassen, wobei 32 von 36 Kläranlagen den Belebtschlammverfahren zuzuordnen sind. Davon werden 24 Kläranlagen durch die Klasse der Belebungsbecken mit intermittierender Denitrifikation repräsentiert (vgl. Tabelle 9). Weitere 7 Kläranlagen verfügen über eine vorgeschaltete Denitrifikation. Von den insgesamt 32 Belebtschlammanlagen liegen bei 28 Kläranlagen die Ablaufkonzentrationen unter 5 mg/L. Obwohl davon 5 Kläranlagen eine Messung der StAbwU über 5 mg/L aufweisen, werden diese Werte aufgrund des Messtages bei einer Temperatur unter 12 °C als Ausreißer gewertet (vgl. Abbildung 39). Entsprechend werden diese Kläranlagen mit sekundärer Priorität eingestuft.

Tabelle 9: Eingruppierung der GK 3-Anlagen mit zugehöriger Anzahl

Nr.	Verfahrensklasse	Anzahl KA gesamt	Priorisierung (Handlungsbedarf)	Anzahl
15	ATA mit Biofilmverfahren (Kombi-ATA)	1	primär	1
16	Biofilmverfahren (RK, TK)	2	primär	2
17	SBR	1	sekundär	1
18	BB mit intermittierender Denitrifikation	24	primär	4
			sekundär	20
19	BB mit vorgeschalteter Denitrifikation	7	sekundär	7

Das zugehörige Organigramm ist im Anhang, Abbildung 131 dargestellt.

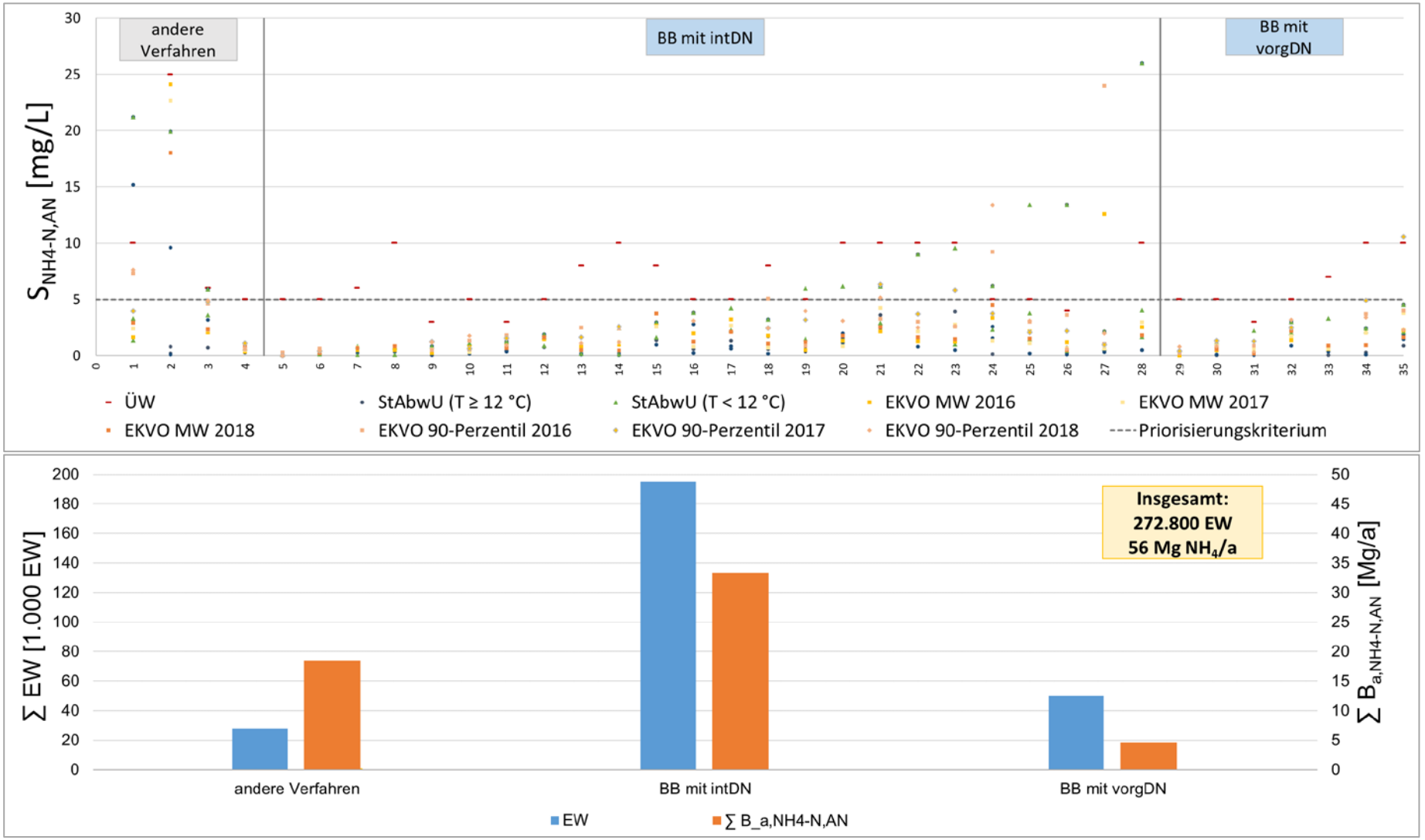

Abbildung 39: oben: Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentration $S_{NH4-N,AN}$ (StAbwU, EKVO) der KA in GK 3 mit Überwachungswerten und Priorisierungskriterium von 5 mg/L, eingruppiert nach Verfahrensklasse; unten: kumulierte Einwohnerwerte und Ammoniumstickstoff-Ablauffrachten $B_{a,NH4-N,AN}$ (MW EKVO 2016-2018) der Verfahrensklassen in GK 3

6.2.4 Kläranlagen der Größenklasse 4

Mit wenigen Ausnahmen konzentriert sich die Verfahrenstechnik in GK 4 vor allem auf Belebungsbecken mit intermittierender und vorgeschalteter Denitrifikation. Vereinzelte Kläranlagen sind als Tropfkörperanlage, Belebungsbecken mit nachgeschalter Denitrifikation oder als SBR-Anlage konzipiert. Zusätzlich ist zu erwähnen, dass zu der Kläranlage 1 (Abbildung 40, oben, Anlage 1) keine konkreten Informationen zur Art des Belebungsbeckens vorhanden sind und sich diese zum aktuellen Stand dieses Vorhabens im Umbau befindet. Daher wird diese Kläranlage aus der Typisierung herausgenommen.

In GK 4a sind knapp zwei Drittel der Kläranlagen (20 von 31) als Belebungsbecken mit intermittierender Denitrifikation konzipiert. Davon halten 16 Kläranlagen den Überwachungswert und zusätzlich eine Ablaufkonzentration von weniger als 5 mg/L ein, sodass diese Kläranlagen einen sekundären Handlungsbedarf aufweisen (vgl. Tabelle 10). Von den 11 Kläranlagen mit vorgeschalteter Denitrifikation werden 7 Kläranlagen mit sekundärem Handlungsbedarf eingestuft. Insgesamt unterliegen 8 GK 4a-Anlagen einer hohen Priorität.

Tabelle 10: Eingruppierung der GK 4-Anlagen mit zugehöriger Anzahl

Nr.	Unterklasse	Verfahrensklasse	Anzahl KA gesamt	Priorisierung (Handlungsbedarf)	Anzahl
20	4a	BB mit intermittierender Denitrifikation	20	primär	4
				sekundär	16
21		BB mit vorgeschalteter Denitrifikation	11	primär	4
				sekundär	7
22	4b	Tropfkörper	1	sekundär	1
23		BB mit nachgeschalteter Denitrifikation	1	primär	1
24		BB mit intermittierender Denitrifikation	34	primär	13
				sekundär	21
25		BB mit vorgeschalteter Denitrifikation	20	primär	5
				sekundär	15
26	4c	SBR	1	sekundär	1
27		BB mit intermittierender Denitrifikation	3	sekundär	3
28		BB mit vorgeschalteter Denitrifikation	14	primär	4
				sekundär	10

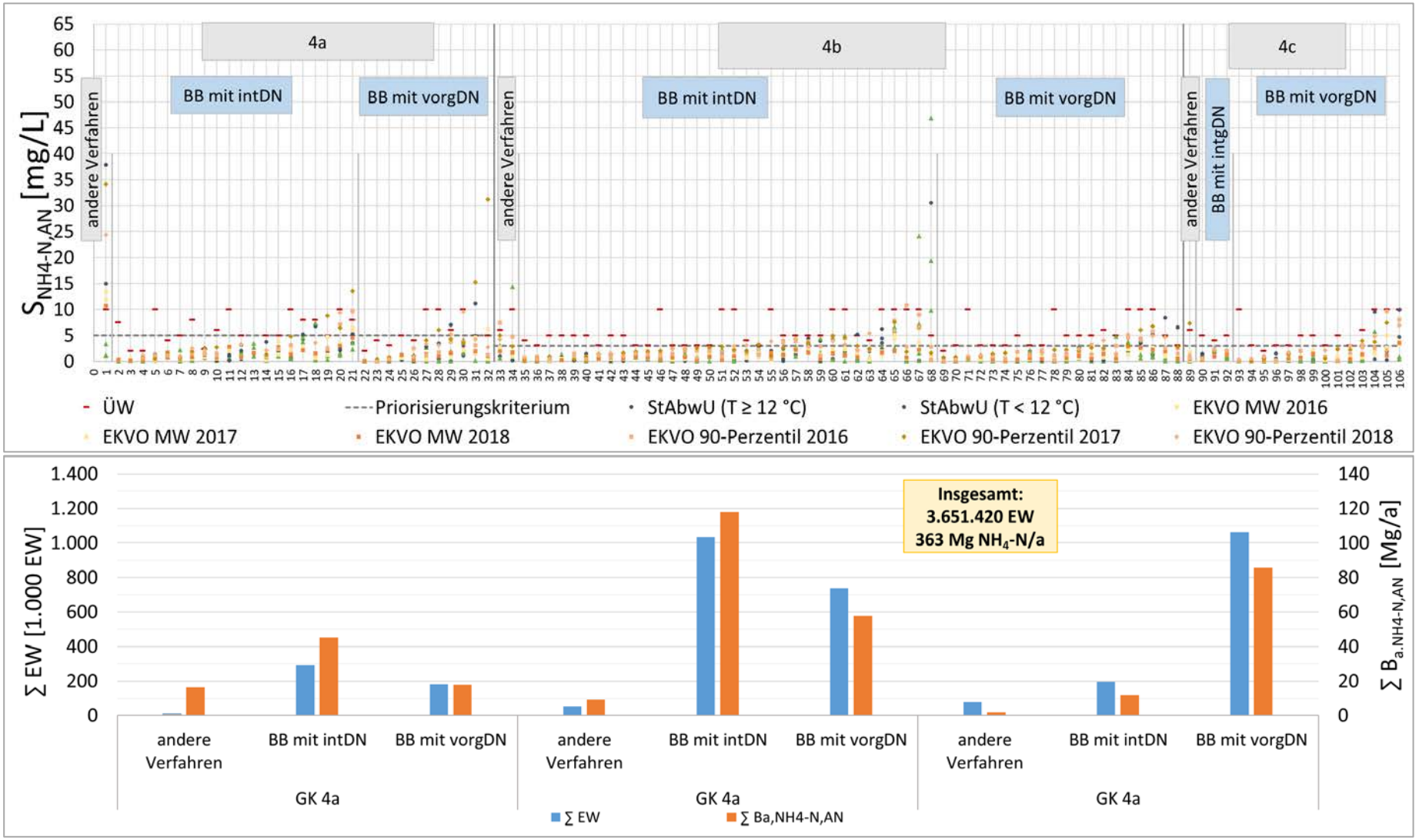

Abbildung 40: oben: Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentration $S_{NH4\text{-}N,AN}$ (StAbwU, EKVO) der KA in GK 4 mit Überwachungswerten und Priorisierungskriterium von 5 mg/L bzw. 3 mg/L, eingruppiert nach Verfahrensklasse; unten: kumulierte Einwohnerwerte und Ammoniumstickstoff-Ablauffrachten $B_{a,NH4\text{-}N,AN}$ (MW EKVO 2016-2018) der Verfahrensklassen in GK 4

Im Hinblick auf die Jahresablauffrachten stellen sich vor allem die GK 4b-Anlagen mit insgesamt 176 Mg/a sowie die GK 4c-Anlagen mit vorgeschalteter Denitrifikation, die 86 Mg/a emittieren, als relevant dar (vgl. Abbildung 40, unten). Dabei machen diese Kläranlagen ungefähr ein Drittel der erfassten Gesamtfracht aller betrachteten Kläranlagen, unabhängig von deren Größenklasse, aus. Im Gegensatz dazu zeigt sich im Rahmen der Typisierung, dass bei der Mehrzahl der GK 4b- und GK 4c-Anlagen eine Konzentration von 3 mg/L NH_4-N im Ablauf unterschritten wird.

Entsprechend liegen die Ablaufkonzentrationen bei 21 von 34 GK 4b-Anlagen mit intermittierender Denitrifikation und bei 15 von 20 GK 4b-Anlagen mit vorgeschalteter Denitrifikation unterhalb von 3 mg/L NH_4-N und zusätzlich unterhalb des Überwachungswertes. Von den 14 GK 4c-Anlagen mit intermittierender Denitrifikation erfüllen 10 Kläranlagen diese Bedingungen nicht. Im Vergleich zu den Vorgaben aus Anhang 1 der AbwV weisen diese Kläranlagen bereits niedrige Ablaufkonzentrationen auf und werden deswegen mit einem sekundären Handlungsbedarf eingestuft. Insgesamt zeigt sich, dass die vergleichsweise hohen Ablauffrachten nicht auf überhöhte Ablaufkonzentrationen, sondern auf die hohe Zahl der angeschlossenen Einwohnerwerte und die damit einhergehenden hohen Abwassermengen zurückzuführen sind.

Das zugehörige Organigramm ist im Anhang, Abbildung 132 dargestellt.

6.3 Resümee und weiteres Vorgehen

Nach der Auswertung der Verfahrensklassen wurden größenklassenübergreifend 28 Kläranlagentypen festgelegt. Von diesen 28 Kläranlagentypen werden 9 Kläranlagentypen lediglich durch 1 bis 2 reale Kläranlagen repräsentiert, sodass diese 9 Kläranlagentypen als Sonderfälle bewertet werden.

Es sei an dieser Stelle hinzugefügt, dass eine detailliertere Betrachtungsweise durchaus zu deutlich mehr Typisierungsklassen führen könnte, da Kläranlagen vielfach doch eher ein individuelles Erscheinungs- oder Verfahrensbild aufweisen und nicht standardisierten Kläranlagentypen entsprechen. Um jedoch die inhaltliche Bearbeitung der nachfolgenden Evaluation nicht zu überfrachten und die Durchführbarkeit auch aufgrund des engen zeitlichen Rahmens unter den erschwerten Pandemieverhältnissen des Jahres 2020 nicht zu gefährden, wurde die Typisierung auf eine Zielgröße von 19 Kläranlagentypen (ohne Sonderfälle) reduziert. Hinzu kommt der Sachverhalt, dass es für jede einzelne, zukünftig zu ertüchtigende Kläranlage ohnehin eine Einzelfallbetrachtung im Rahmen eines entsprechenden Fachgutachtens bzw. einer ingenieurtechnischen Konzeptplanung erfordert.

Für die verbleibenden 19 Kläranlagentypen (ohne Sonderfälle) werden im Folgenden mögliche Ertüchtigungsmaßnahmen auf der Basis von Ortsbesichtigungen, Datenauswertungen und Interviews mit dem zuständigen Kläranlagenpersonal entwickelt. Aufgrund der Identifikation als Hauptemittenten liegt der Schwerpunkt auf den Kläranlagentypen der Größenklassen 2 und 4 (vgl. Abbildung 24) sowie zusätzlich verfahrenstechnisch auf Abwasserteichanlagen (vgl. Abbildung 31).

7 Analyse der Betriebsdaten in Bezug auf unterschiedliche Kläranlagentypen

7.1 Übersicht

Grundlage zur Auswahl der Kläranlagen für die Ortsbesichtigungen ist die vorangegangene Typisierung aus Abschnitt 6.2, aus der 28 Kläranlagentypen resultieren.

- Größenklasse 1: 7 Typen
- Größenklasse 2: 7 Typen
- Größenklasse 3: 5 Typen
- Größenklasse 4: 9 Typen
- Größenklasse 5: keine

Bei der Planung der Ortsbesichtigungen wurden die Kläranlagen so gewählt, dass durch die Besuche eine möglichst hohe Anzahl an Kläranlagentypen repräsentiert wird. Gleichzeitig wurde der Fokus auf die Kläranlagentypen gelegt, die eine möglichst hohe Anzahl an Kläranlagen beinhalten und eine hohe Ablauffracht verursachen. Diese schließen vor allem Anlagen der GK 2 und GK 4 ein.

Zusätzlich wurden Einflussgrößen festgelegt, die Auswirkungen auf die Reinigungsleistung haben und somit eine verfahrenstechnische Aussage erschweren, bspw. Fremdwasser. Anhand dessen wurden Randbedingungen der Kläranlagen festgelegt, die bei der Auswahl möglichst berücksichtigt wurden. Diese implizieren eine möglichst geringe Unterlast der Kläranlagen, da diese zu einem erhöhten verfügbaren Volumen und damit zu einem vergleichsweise hohen Schlammalter führen. Zur Bewertung der Unterlast wird die tatsächliche Belastung (Nominalbelastung) der Kläranlagen anhand des Parameters BSB_5 herangezogen. Darüber hinaus werden bei den Ortsbesichtigungen nur Kläranlagen einbezogen, die einen niedrigen bis mittleren Fremdwasseranteil von maximal 60 % aufweisen.

Bei der GK 4 wurde zusätzlich die Art der Schlammstabilisierung einbezogen, um das hohe Schlammalter von mindestens 20 d bei der aeroben Schlammstabilisierung sowie den Einfluss der Prozesswasserbehandlung im Zuge der anaeroben Stabilisierung zu berücksichtigen.

Als weiteren Aspekt wurden sog. „Best-Case“-Anlagen mit besonders niedrigen Ablaufwerten und hohen Ammoniumreinigungsleistungen ausgewählt, um daraus mögliche Maßnahmen ableiten zu können. Ziel ist es dabei, die verfahrenstechnischen Langzeiterfahrungen sowie die Praxiserfahrungen des Betriebspersonals abzufragen, zu bewerten und auf andere Kläranlagen ggf. zu adaptieren.

Unter Berücksichtigung der beschriebenen Parameter und nach Rücksprache mit den überwachenden Behörden und Kläranlagenbetreibern ergibt sich die Auswahl von 19 Kläranlagen nach Tabelle 11, die im Zuge von Besichtigungen oder Befragungen bewertet wurden.

Tabelle 11: Übersicht der ausgewählten Kläranlagen im Rahmen der Ortsbesichtigungen (schwarz: Kläranlagen innerhalb Hessens, blau: Kläranlagen außerhalb Hessens)

Kennziffer	GK	Ausbaugröße [EW]	Verfahrensklasse	Bauart
A	1	310	Kombi-ATA	Bodenfilter
B	1	350	Kombi-ATA	Scheibentauchkörper
C	1	380	Biofilmverfahren	Scheibentauchkörper
D	1	500	Kombi-ATA	Walzentauchkörper
E	2	1.200	BB mit N/DN	Biocos-SBR
F	2	1.500	Kombi-ATA	Walzentauchkörper
G	2	2.400	ATA mit N/DN	CWSBR
H	2	2.500	ATA	-
I	2	2.500	Kombi-ATA	Festbettreaktor
J	2	2.500	BB mit N, ohne DN	Oxidationsgraben
K	2	2.600	intermittierende DN	Kombibecken
L	2	3.000	BB mit Biofilmverfahren	Scheibentauchkörper
M	3	9.000	intermittierende DN, aerobe Schlammstabilisierung	MBR
N	4	18.000	intermittierende (alternierende) DN, aerobe Schlammstabilisierung	Rundbecken
O	4	19.500	intermittierende (simultane) DN, aerobe Schlammstabilisierung	Umlaufgraben
P	4	22.000	intermittierende (kaskadierte) DN, anaerobe Schlammstabilisierung	Rechteckbecken
Q	4	30.000	intermittierende DN, anaerobe Schlammstabilisierung	Kombibecken
R	4	50.000	vorgeschaltete DN, anaerobe Schlammstabilisierung	Umlauf- und Rechteckbecken
S	4	56.600	vorgeschaltete DN, anaerobe Schlammstabilisierung	Umlauf- und Rechteckbecken

Neben hessischen Kläranlagen berücksichtigt die Auswahl zwei Kombi-ATA aus dem Saarland (Kläranlage A und B), eine CWSBR-Anlage aus Rheinland-Pfalz (Kläranlage G)

sowie eine MBR-Anlage in Nordrhein-Westfalen (Kläranlage M). Die zusätzliche Berücksichtigung dieser Kläranlagen liegt darin begründet, dass sich anhand der Untersuchung mögliche Verfahrenstechniken oder -betriebsweisen, die in Hessen gegenwärtig noch nicht umgesetzt wurden, auf hessische Kläranlagen adaptieren lassen und Handlungsoptionen, besonders in Bezug auf ATA, konkretisiert werden können.

Nach Rücksprache mit den Kläranlagenbetreibern werden die Datenauswertungen anonymisiert behandelt.

Der Vollständigkeit halber sei angemerkt, dass weitere drei Kläranlagenbesichtigungen in der zweiten Jahreshälfte 2020 pandemiebedingt nicht stattfinden konnten.

7.2 Kläranlage A (GK 1 – ATA mit Bodenfilter)

Eine mögliche Ertüchtigungsvariante für ATA der GK 1 stellt ein nachgeschalteter zweistraßiger Bodenfilter dar, der eine Nitrifikation ermöglicht. Um die Möglichkeit zu bewerten, wird die im Saarland betriebene Kläranlage A mit einer Ausbaugröße von 310 EW untersucht. Im Jahr 2005 wurde die Kläranlage in Betrieb genommen und ist nach dem Schema in Abbildung 41 aufgebaut. Die Kläranlage funktioniert nach dem Prinzip einer Pflanzenkläranlage, die konkret als Ertüchtigung von ATA umgesetzt wurde. Sie besteht aus einem belüfteten Absetzteich (480 m³), der für die mechanische Reinigung und eine biologische Vorreinigung verantwortlich ist. Als biologische Reinigungsstufe sind hier zwei Vertikalbodenfilter mit Lavasand als Filtersubstrat (jeweils 500 m², Schichthöhe: 90 cm) im Einsatz, die intermittierend betrieben werden. Der maximale Mischwasserzufluss zur Kläranlage ist auf 2,8 L/s begrenzt. Wird dieser Wert überschritten, wird das Abwasser zur Mischwasserbehandlung umgeleitet. Für die Kläranlage gilt ein Ammoniumstickstoff-Überwachungswert von 10 mg/L. (EVS 2021)

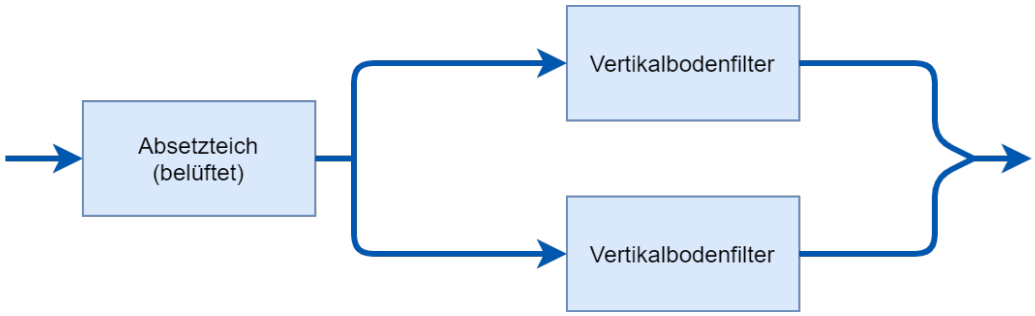

Abbildung 41: Fließschema der Kläranlage A

Zur Bewertung der Kläranlage wurden die Betriebstagebücher der Jahre 2017 bis 2019 ausgewertet. Eine Mengenmessung ist auf der Kläranlage nicht vorhanden, sodass hier lediglich die stofflichen Parameter untersucht werden können. Die Ammoniumstickstoffmessungen erfolgen sowohl im Zulauf als auch im Ablauf i. d. R. zweimal im Monat, sodass hier häufiger als nach EKVO-Vorgaben beprobt wird. Als Folge dessen ergibt sich ein Datensatz aus 81 Zulaufwerten und 79 Ablaufwerten.

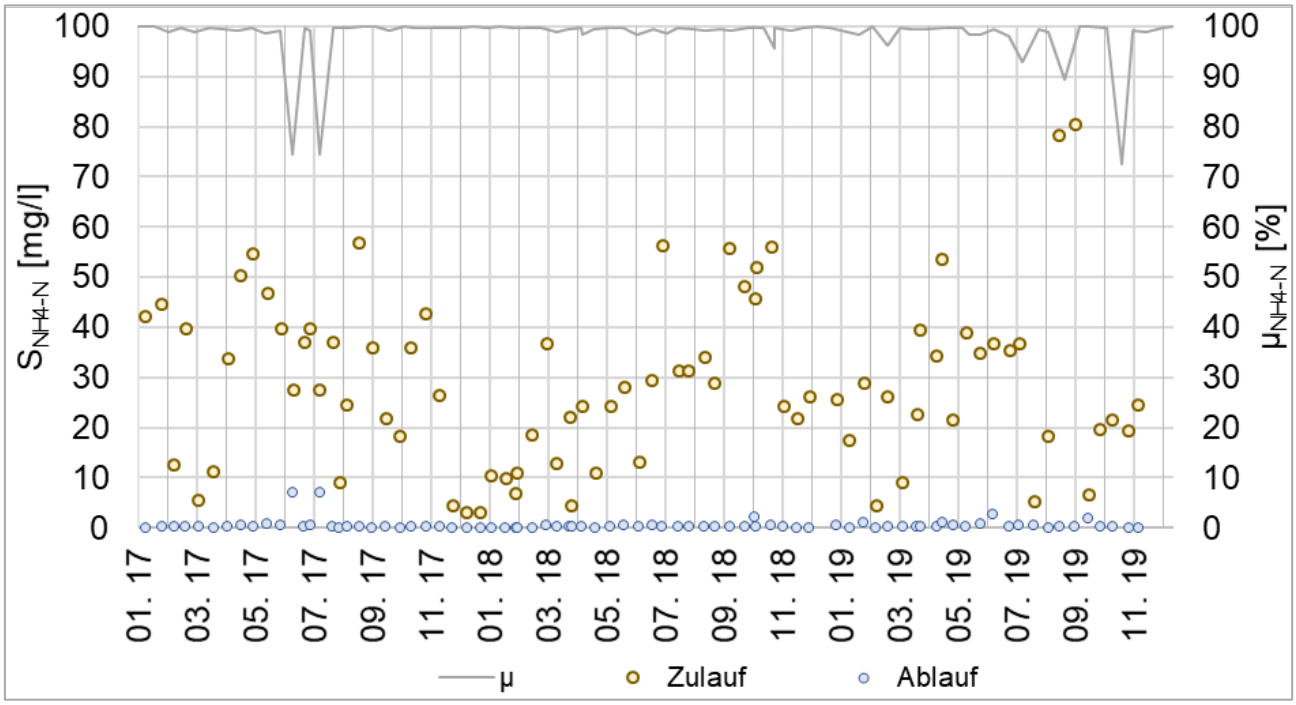

Abbildung 42: Verlauf der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen S_{NH4-N} im Zulauf und Ablauf von Kläranlage A mit zugehöriger Eliminationsleistung μ_{NH4-N} (Saarland EKVO Berichtsjahre 2017 – 2019)

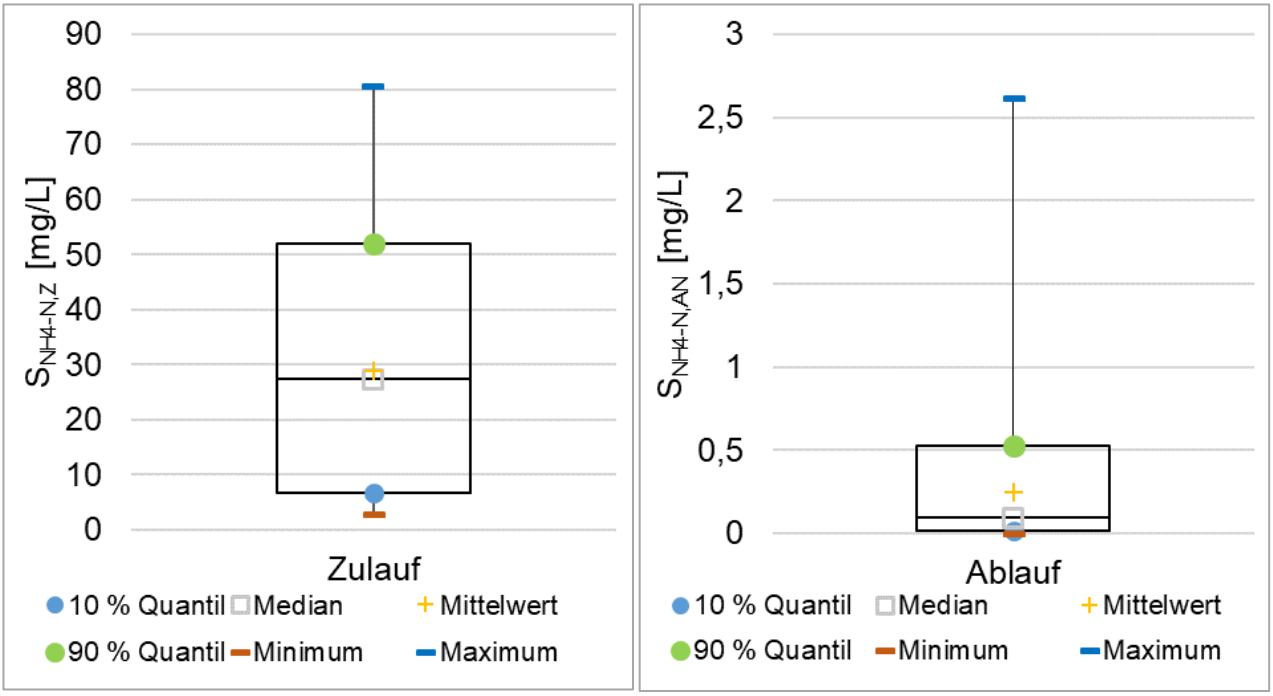

Abbildung 43: Statistische Auswertung der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Zulauf $S_{NH4-N,Z}$ und Ablauf $S_{NH4-N,AN}$ von Kläranlage A (Saarland EKVO Berichtsjahre 2017 – 2019)

Im Zulauf liegt für den Untersuchungszeitraum ein stark schwankender Konzentrationsbereich zwischen 3,0 mg/L und 80,4 mg/L NH_4-N (vgl. Abbildung 42). Die mittlere Ammoniumstickstoff-Konzentration und der Median des kommunalen Zulaufs betragen 28,9 mg/L und 27,4 mg/L (vgl. Abbildung 43).

Es werden fast durchgehend Ablaufwerte < 3 mg/L NH_4-N eingehalten (zwei Extremwerte von 7 mg/L NH_4-N wurden in der Abbildung nicht dargestellt). Als Mittelwert werden 0,25 mg/L NH_4-N und als Median 0,1 mg/L NH_4-N ermittelt. Das 90-Perzentil liegt bei 0,53 mg/L NH_4-N, sodass bei dieser Kläranlage sehr gute Ablaufkonzentrationen eingehalten werden. Auch der jährliche Verlauf der Ablaufkonzentrationen zeigt, dass die Kläranlage betriebsstabil läuft. Die durchschnittliche Nitrifikationsleistung liegt – bezogen auf die Zulauf- und Ablaufkonzentrationen – bei 98,2 %.

Insgesamt zeigt die Auswertung, dass Pflanzenkläranlagen in Kombination mit vorgeschaltetem Abwasserteich in der Lage sind, sehr gute Ablaufwerte zu erreichen und sich als Erweiterung von kleineren Abwasserteichanlagen anbieten. Vorteilhaft bei dieser Kombination ist, dass der naturnahe Charakter erhalten und die Betriebskosten gering bleiben. Bei dieser Kläranlage betrugen die Baukosten ca. 1.350 €/EW. (EVS 2021)

7.3 Kläranlage B (GK 1 – ATA mit Biofilmverfahren)

Kläranlage B mit einer Ausbaugröße von 350 EW ist als Kombination aus einem belüfteten Abwasserteich und einem Scheibentauchkörper konzipiert. Im Jahr 2005 wurde die Kläranlage, ebenfalls im Saarland, in Betrieb genommen. (EVS 2021)

Insgesamt bestehen die Komponenten aus einem belüfteten Teich (420 m³), einem Scheibentauchkörper und einem Nachklärbecken mit Lamellenabscheider. Das Einlaufbauwerk des Teiches ist als Sandfang ausgebaut, in dem Sand und Kies sedimentieren. Im belüfteten Teich findet eine biologische Vorreinigung statt, und Feststoffe können sich absetzen. Anschließend wird das Abwasser in den Scheibentauchkörpern biologisch behandelt. Die Scheibentauchkörperanlage ist zweistraßig ausgebaut und besteht aus zwei hintereinander geschalteten Scheibentauchkörpern (STK) mit jeweils drei Kaskaden (keine Größenangaben verfügbar). Im ersten STK erfolgt der Kohlenstoffabbau, im zweiten STK die Nitrifikation. Es folgt das Nachklärbecken mit Lamellenabscheider, in dem der Schlamm vom gereinigten Abwasser getrennt wird. Der abgeschiedene Schlamm wird zurück in den Abwasserteich geleitet. Für die Kläranlage gilt ein Ammoniumstickstoff-Überwachungswert von 10 mg/L. Das zugehörige Fließbild ist nachfolgend in Abbildung 44 dargestellt.

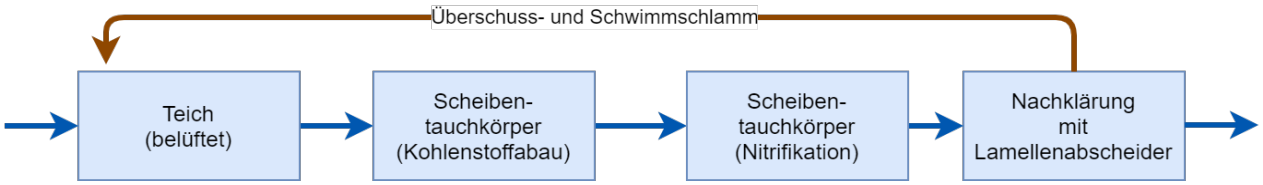

Abbildung 44: Fließschema der Kläranlage B

Um die Nitrifikationsleistung der Kläranlage zu bewerten, wurden die Betriebstagebücher der Jahre 2017 bis 2019 ausgewertet. Eine Mengenmessung ist auf der Kläranlage nicht vorhanden, sodass hier lediglich die stofflichen Parameter untersucht werden können (vgl. Abbildung 45 und Abbildung 46). Auf der Kläranlage erfolgen die Ammoniumstickstoffmessungen sowohl im Zulauf als auch im Ablauf i. d. R. zweimal im Monat, sodass hier häufiger als nach EKVO-Vorgaben beprobt wird. Als Folge dessen setzt sich der Datensatz aus 71 Zulaufwerten und 77 Ablaufwerten zusammen.

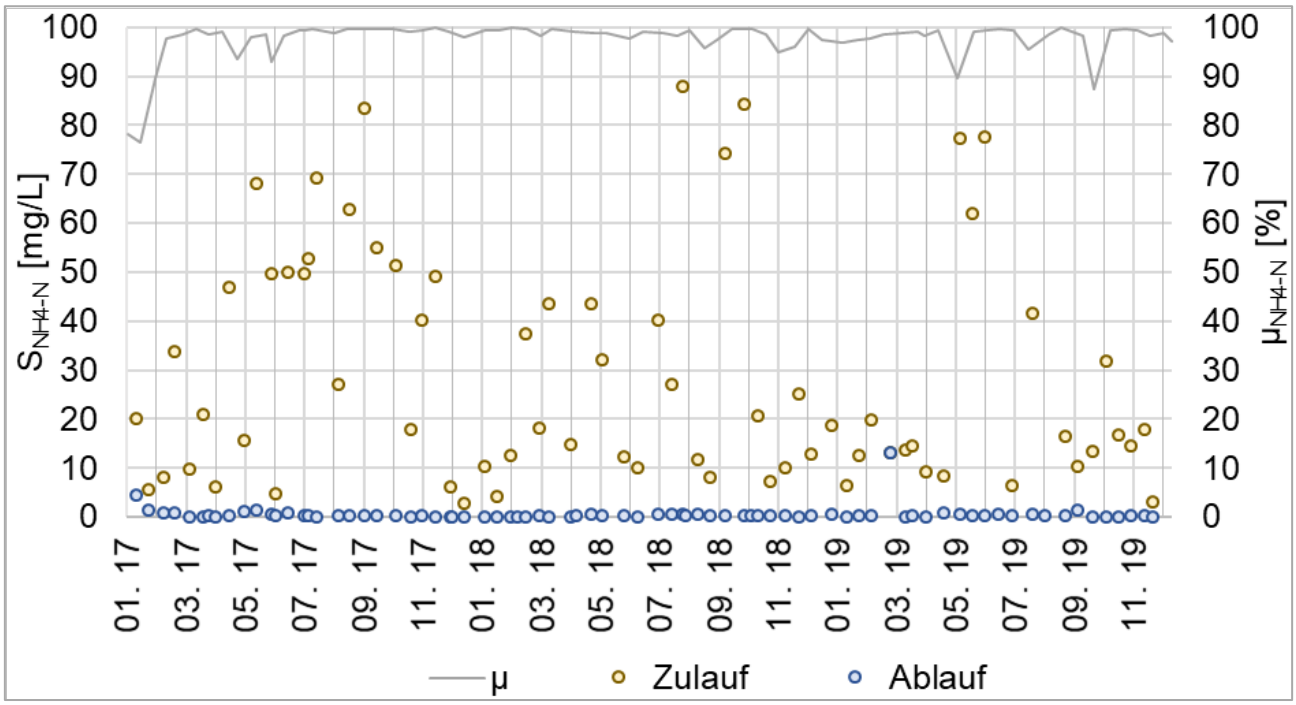

Abbildung 45: Verlauf der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen S_{NH4-N} im Zulauf und Ablauf von Kläranlage B mit zugehöriger Eliminationsleistung μ_{NH4-N} (EKVO Berichtsjahre 2017 – 2019)

Im Zulauf liegt die Wertespanne zwischen 2,9 mg/L und 88,0 mg/L NH_4-N bei einem Mittelwert von 29,0 mg/L NH_4-N. Zwischen Mittelwert und Median, der 18,3 mg/L NH_4-N beträgt, wird eine deutliche Differenz sichtbar, die auf zwei Extremwerte von 190 mg/L und 121 mg/L NH_4-N zurückgeführt wird. Diese Werte sind in Abbildung 45 und Abbildung 46 nicht berücksichtigt. Die Ursache für diese außergewöhnliche Belastungssituation ist unbekannt.

Es werden fast durchgehend Ablaufwerte < 2 mg/L NH_4-N eingehalten (zwei Extremwerte von 13 mg/L und 4,4 mg/L NH_4-N wurden in der Abbildung 45 nicht dargestellt). Folglich ergeben sich ein Minimum von 0,02 mg/L und ein Maximum von 1,3 mg/L NH_4-N bei einem durchschnittlichen Wert von 0,3 mg/L NH_4-N. Zu 90 % wurde eine Konzentration von 0,7 mg/L NH_4-N unterschritten. Die mittlere Ammoniumstickstoff-Eliminationsleistung von 97,5 % – bezogen auf die Zulauf- und Ablaufkonzentrationen – wird als sehr gut bewertet.

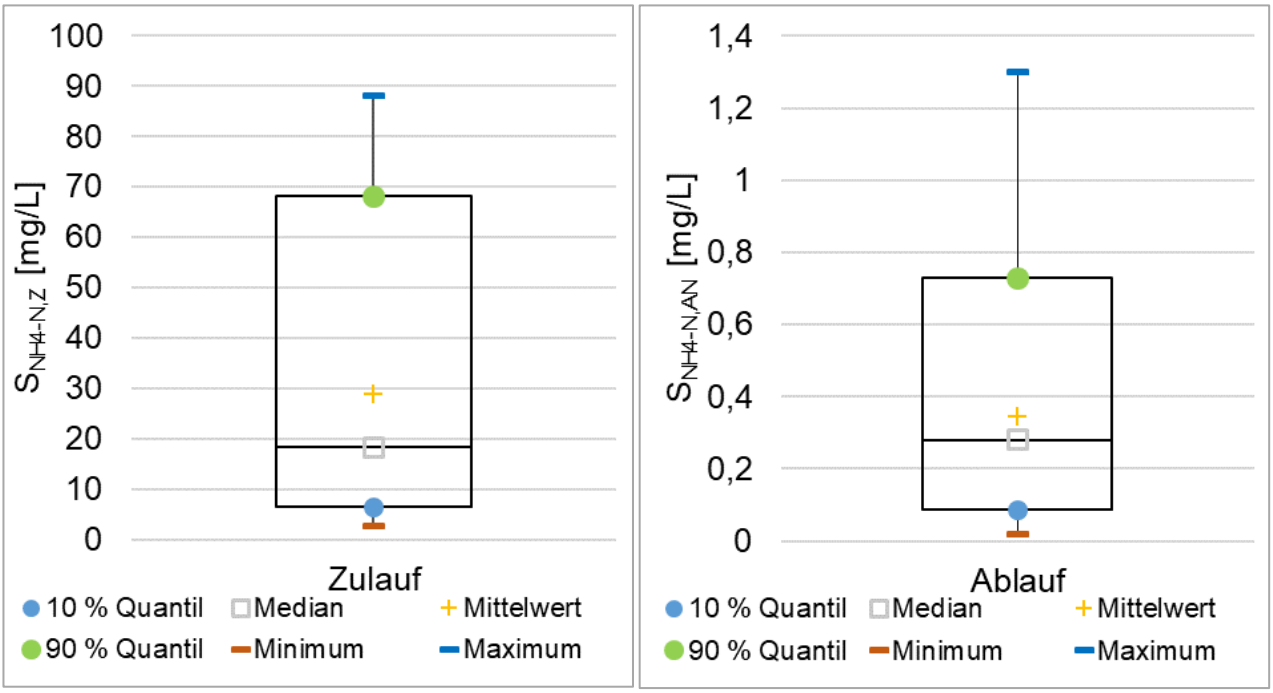

Abbildung 46: Statistische Auswertung der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Zulauf $S_{NH4-N,Z}$ und Ablauf $S_{NH4-N,AN}$ von Kläranlage B (EKVO Berichtsjahre 2017 – 2019)

Insgesamt zeigt sich, dass durch die Kombination von belüftetem Teich mit Scheibentauchkörpern sehr gute Ablaufwerte für Ammoniumstickstoff erreicht werden können. Entscheidend für die gute Reinigungsleistung ist die Aufteilung der Scheibentauchkörper in zwei Einheiten für den Kohlenstoffabbau und für die Nitrifikation. Entsprechend ist die Konstruktion der Kläranlage vielmehr den Biofilmverfahren als den ATA zuzuordnen. Das Konzept lässt sich auf die Erweiterung von anderen Kläranlagen übertragen. Bei dieser Kläranlage betrugen die Baukosten ca. 2.800 €/EW im Jahr 2005. (EVS 2021)

7.4 Kläranlage C (GK 1 – Biofilmverfahren)

Die Kläranlage C ist eine Scheibentauchkörperanlage, die für 380 EW ausgelegt ist und an der ca. 300 EW angeschlossen sind. Behördlich ist kein Überwachungswert für Ammoniumstickstoff vorgegeben.

Konzeptionell besteht die Kläranlage aus einer Vorklärung, einem Scheibentauchkörper und einer Nachklärung (vgl. Abbildung 47). Der Rotationstauchkörper ist zweistufig betrieben mit drei Kaskaden für den Kohlenstoffabbau und zwei Kaskaden für die Nitrifikation.

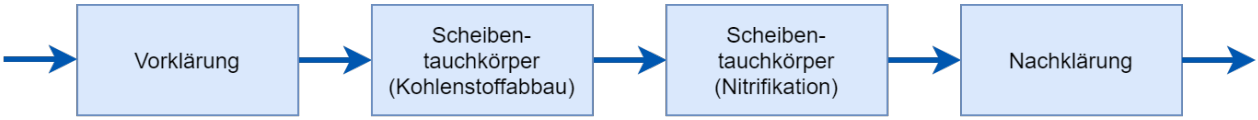

Abbildung 47: Fließschema der Kläranlage C

Zur Beurteilung der Nitrifikationsleistungsfähigkeit der Kläranlage wurde das Betriebstagebuch des Jahres 2020 in den Monaten von Januar bis November ausgewertet. Die Durchflussmenge der Kläranlage bewegt sich in einem Wertebereich zwischen 18 m³/d und 127 m³/d und beträgt im Mittel 42,8 m³/d.

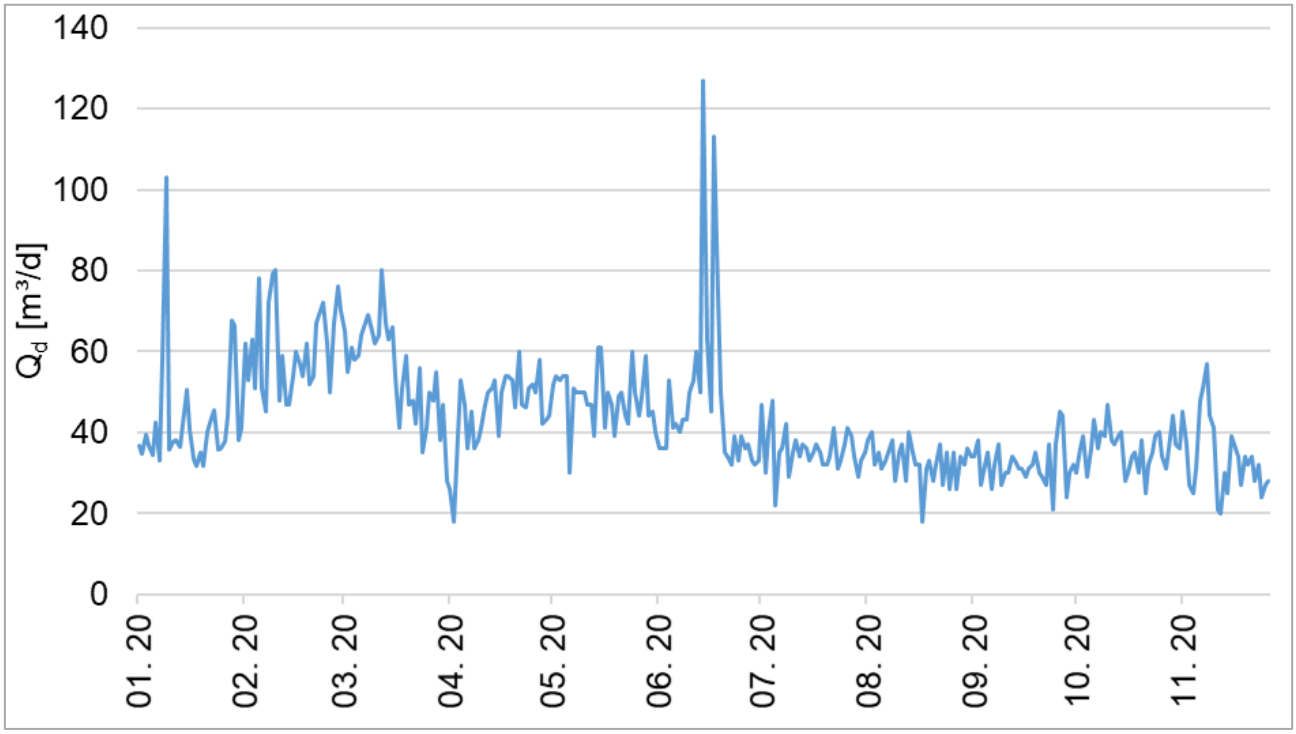

Abbildung 48: Ganglinie der Durchflussmengen Q_d von Kläranlage C (EKVO Berichtsjahr 2020)

Darüber hinaus werden die Stickstoffparameter im Zulauf monatlich und im Ablauf wöchentlich analysiert. Die 11 Messwerte im Zulauf schwanken in einem für häusliches Abwasser typischen Bereich von 10 mg/L und 50 mg/L NH_4-N bei einem Mittelwert von 38,2 mg/L NH_4-N (vgl. Abbildung 49).

Im Ablauf liegen alle Messwerte unter 3,5 mg/L NH_4-N, überwiegend jedoch mit Blick auf den Mittelwert (0,53 mg/L) und den 90-Perzentilwert (0,8 mg/L) sogar unter 1 mg/L NH_4-N (vgl. Abbildung 49).

Bezogen auf die Frachtbetrachtung in Abbildung 50 werden Zulaufschwankungen zwischen 0,4 kg/d und 2,4 kg/d NH_4-N bestimmt. Das bemessungsrelevante 85-Perzentil beträgt 2,1 kg/d. Im Ablauf werden Frachten von durchschnittlich 0,02 kg/d NH_4-N auf einem gleichmäßigen Niveau ohne starke Schwankungen ermittelt.

Insgesamt zeichnet sich diese Kläranlage durch eine sehr gute Nitrifikationsleistung aus. Wie Kläranlage B, die ebenfalls eine hohe Ammoniumstickstoffelimination aufweist, besteht die Verfahrenstechnik aus mehreren kaskadierenden Scheibentauchkörpern.

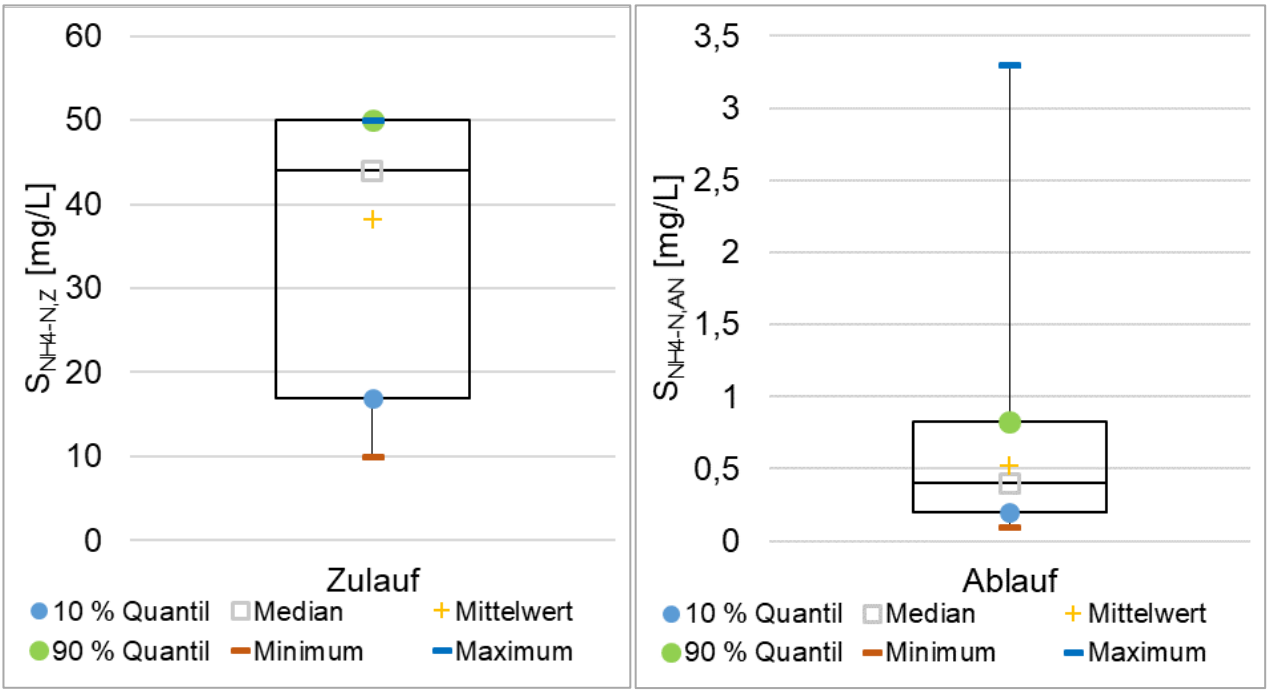

Abbildung 49: Statistische Auswertung der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Zulauf $S_{NH4-N,Z}$ und Ablauf $S_{NH4-N,AN}$ von Kläranlage C (EKVO Januar bis November 2020)

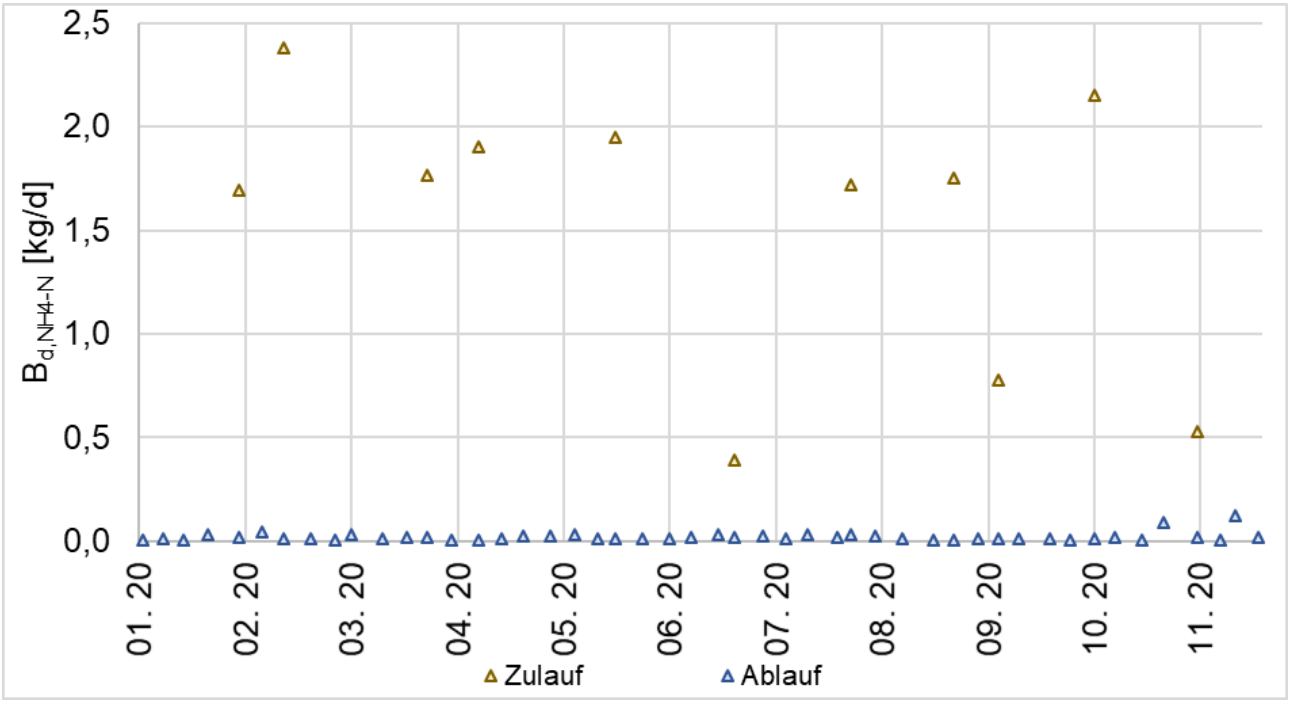

Abbildung 50: Ammoniumstickstoff-Frachten im Zulauf und Ablauf von Kläranlage C (EKVO Berichtsjahr 2020)

7.5 Kläranlage D (GK 1 – ATA mit Biofilmverfahren)

Die Kläranlage D ist eine Kombination aus Abwasserteichanlage und nachgeschaltetem Walzentauchkörper. Ausgelegt ist die Kläranlage für 500 EW, aber nur ca. 350 EW sind angeschlossen. Die einzuhaltende Ammoniumstickstoff-Anforderung liegt bei 10 mg/L.

Das häusliche Abwasser wird zuerst in einem unbelüfteten Vorteich behandelt, bevor es im Walzentauchkörper, der in zwei Abschnitte unterteilt ist, behandelt wird. Der erste Abschnitt besteht aus drei und der zweite Abschnitt aus zwei Kaskaden. Anschließend fließt das Abwasser durch ein Nachklärbecken und einen Schönungsteich. Das Fließschema ist in Abbildung 51 dargestellt.

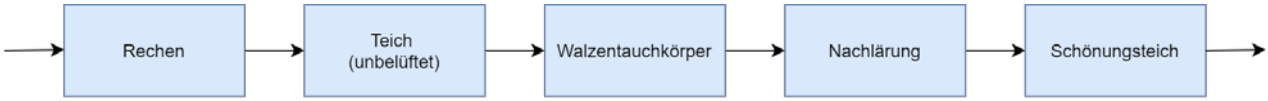

Abbildung 51: Fließschema der Kläranlage D

Für die Datenanalyse wurden die Betriebstagebücher der Jahre 2017 bis 2019 betrachtet. Im Gegensatz zu den stofflichen Daten liegen für die Durchflussmenge nur Angaben in den Jahren 2017 und 2018 vor (vgl. Abbildung 52). Demnach beträgt der mittlere tägliche Abfluss 389 m³/d in einem Spektrum von 14 m³/d und 906 m³/d.

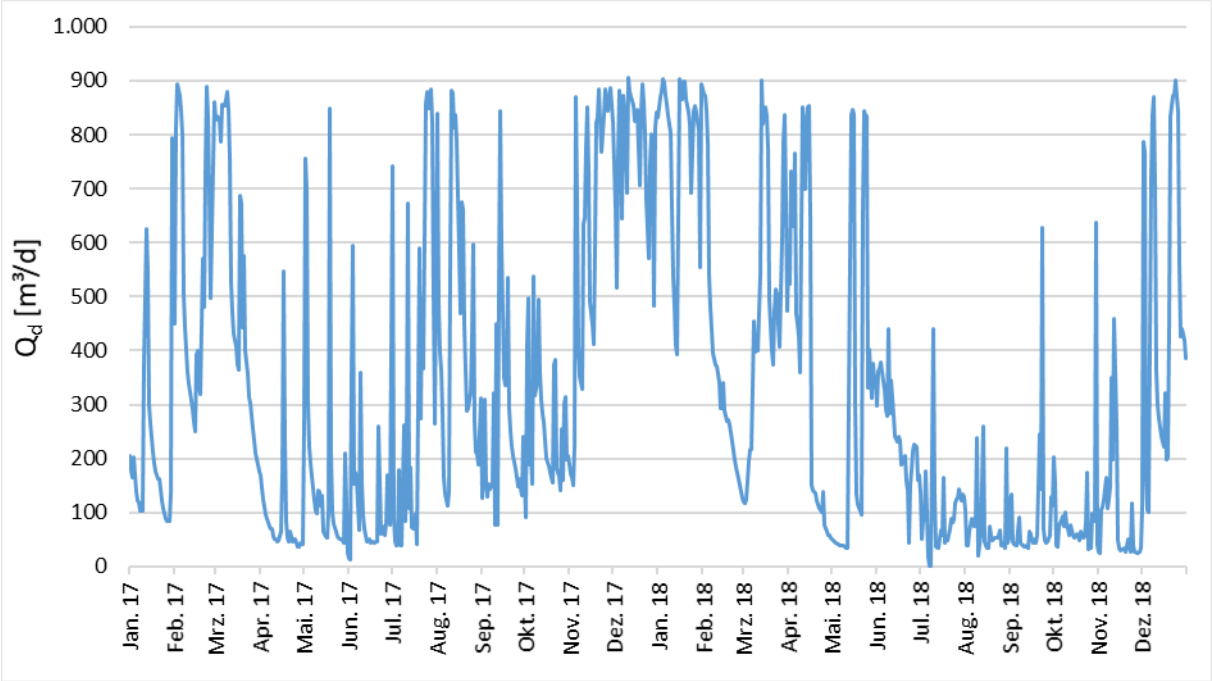

Abbildung 52: Ganglinie der Ablaufmengen von Kläranlage D (EKVO Berichtsjahre 2017 – 2018)

Die stofflichen Daten werden über den gesamten Zeitraum einmal monatlich gemessen, sodass für die drei Jahre 2017, 2018 und 2019 insgesamt jeweils 36 Werte für Zulauf und Ablauf zu Verfügung stehen. Neben dem zeitlichen Verlauf der Ammoniumstickstoff- Kon-

zentrationen in Abbildung 53 sind die Daten in Abbildung 54 statistisch ausgewertet. Insgesamt zeigt sich eine für kommunales Abwasser typische Belastungssituation mit einem Wertebereich zwischen 1,2 mg/L und 60,4 mg/L NH_4-N. Die mittlere Zulaufkonzentration beträgt 20,0 mg/L NH_4-N.

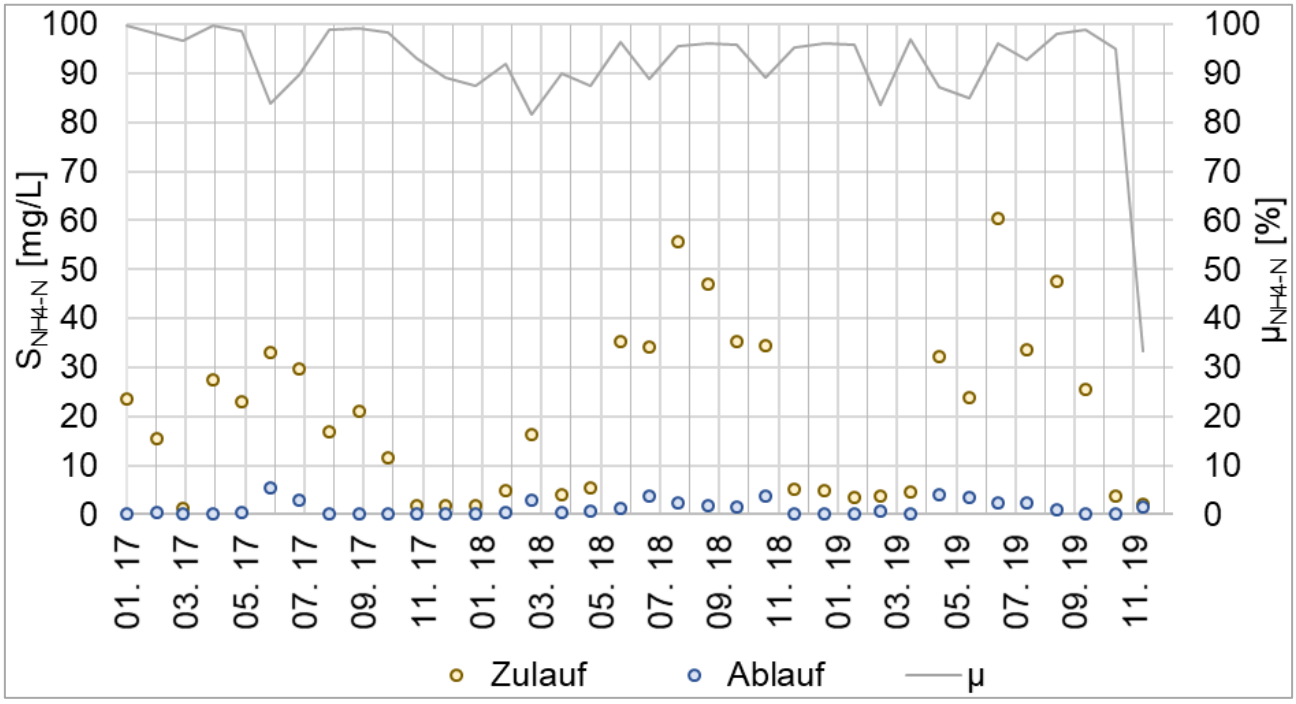

Abbildung 53: Verlauf der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen S_{NH4-N} im Zulauf und Ablauf von Kläranlage D mit zugehöriger Eliminationsleistung μ_{NH4-N} (EKVO Berichtsjahre 2017 – 2019)

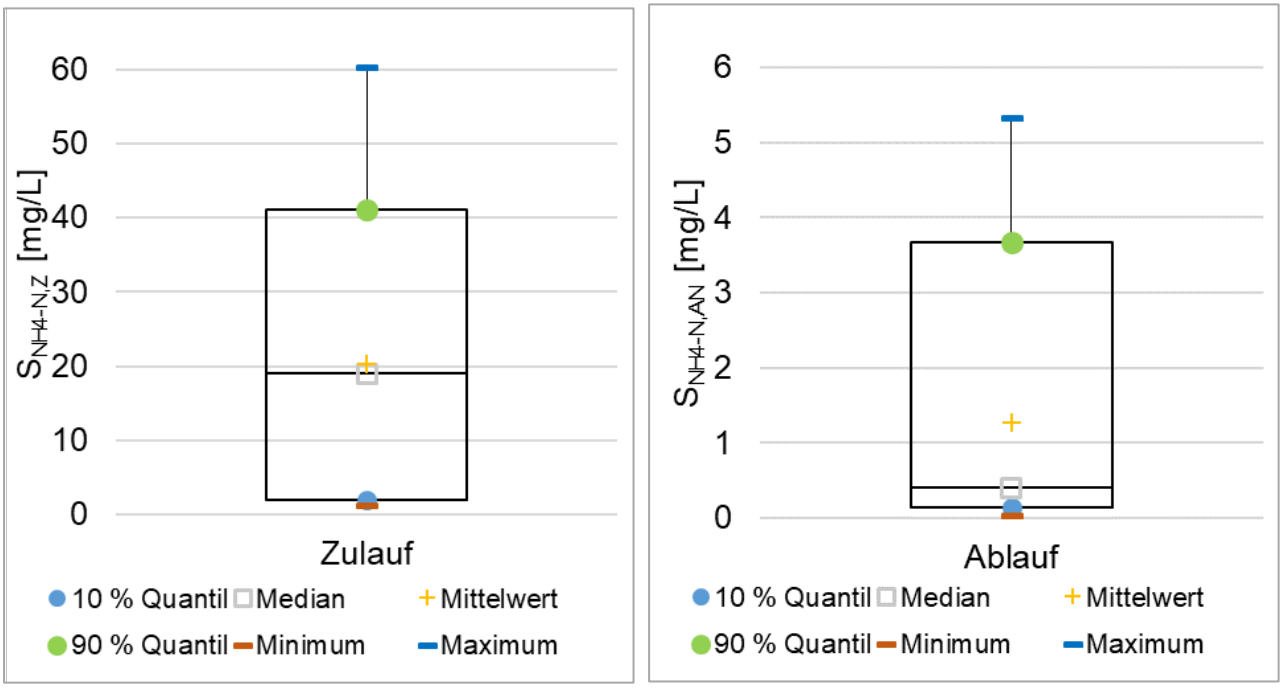

Abbildung 54: Statistische Auswertung der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Zulauf und Ablauf von Kläranlage D (EKVO Berichtsjahre 2017 – 2019)

Der Ablauf weist kontinuierlich niedrige Konzentrationen auf. Dabei liegen die maximal gemessene Ammoniumstickstoff-Konzentration bei 5,3 mg/L und somit deutlich unter dem Überwachungswert und das 90-Perzentil bei 3,7 mg/L. Im Durchschnitt werden 1,3 mg/L im Ablauf gemessen. Die mittlere Ammoniumstickstoff-Eliminationsleistung liegt hier bei 91,7 %.

Die Auswertung von Kläranlage D zeigt, dass durch die Kombination von ATA und Walzentauchkörper niedrige Ammoniumstickstoff-Konzentrationen durch hohe Eliminationsgrade möglich sind. Dabei besteht diese Kläranlage aus mehreren Kaskaden, die die Etablierung von nitrifizierenden Mikroorganismen zulässt bzw. begünstigt. Einschränkend ist zu berücksichtigen, dass tägliche Ablaufschwankungen mit möglichen Ausreißern aufgrund der monatlichen Messungen nicht erfasst werden und so eine höhere Ungenauigkeit bei der Auswertung vorliegt. Dennoch kann anhand der Analyse bei dieser Kläranlage von einem stabilen Betrieb ausgegangen werden.

Darüber hinaus wird eine Belüftung des vorgeschalteten Teiches als sinnvoll erachtet, um anaerobe Verhältnisse durch angefaultes Abwasser zu vermeiden. Möglicherweise ergibt sich hieraus die Differenz der Ablaufwerte zwischen den Kläranlagen B und D. Entsprechend ist für Kläranlage D eine Belüftung des ersten Teichs zu empfehlen, um eine zusätzliche Abbauleistung zu generieren und Ablaufkonzentrationen von < 1 mg/L zu erzielen.

7.6 Kläranlage E (GK 2- Biocos®-Verfahren)

Vermehrt kommen in Hessen Biocos®-Anlagen zum Einsatz, deren Leistungsfähigkeit exemplarisch anhand der Kläranlage E untersucht wird. Diese Kläranlage wurde 2008 von einer Abwasserteichanlage zu einer Biocos®-Anlage mit einer Anschlussgröße von 1.200 EW ausgebaut, wobei aktuell rund 800 EW angeschlossen sind. Für die Kläranlage gilt ein niedrig erklärter N_{Ges}-Überwachungswert von 5 mg/L.

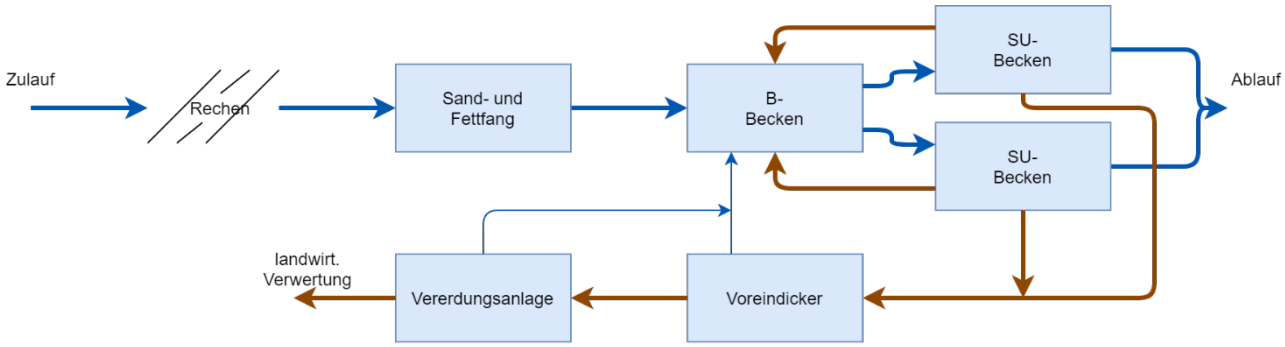

Abbildung 55: Fließschema der Kläranlage E

Die Kläranlage besteht aus dem Belebungsbecken, den Biocos-SU-Becken, einem angegliederten Voreindicker sowie einer Klärschlammvererdungsanlage und einem Regenrückhaltebecken. Die Vorreinigung wird mittels Rechen sowie Sand- und Fettfang geleistet.

Die Abwassercharakteristik ist ausschließlich durch kommunales Abwasser geprägt. Zusätzlich wird der Belebung das Sickerwasser der Klärschlammvererdungsanlage zugeführt.

Das zugehörige Fließschema ist in Abbildung 55 dargestellt.

Zum Zeitpunkt der Besichtigung konnte eine übermäßige Menge an Schwimmschlamm an der Oberfläche der B- und SU-Becken festgestellt werden, was mit einem kurzfristigen Einsatz von Fe(III)-Fällmittel zusammenhing. Gemäß den Angaben des Betreibers liegt das Aufkommen des Schwimmschlamms an Problemen mit dem Fettfangbetrieb, welche zum Fettabtrieb in die Belebung führten. Aus diesem Grund wird üblicherweise Aluminiumchlorid dosiert, um der Problematik entgegenzuwirken.

Insgesamt zeigt sich der Betreiber aufgrund der angesprochenen Zuverlässigkeit und wartungsarmen Betriebsweise sehr zufrieden mit dem Biocos®-System. Die Betriebsdaten liegen für die Jahre 2018 und 2019 vor.

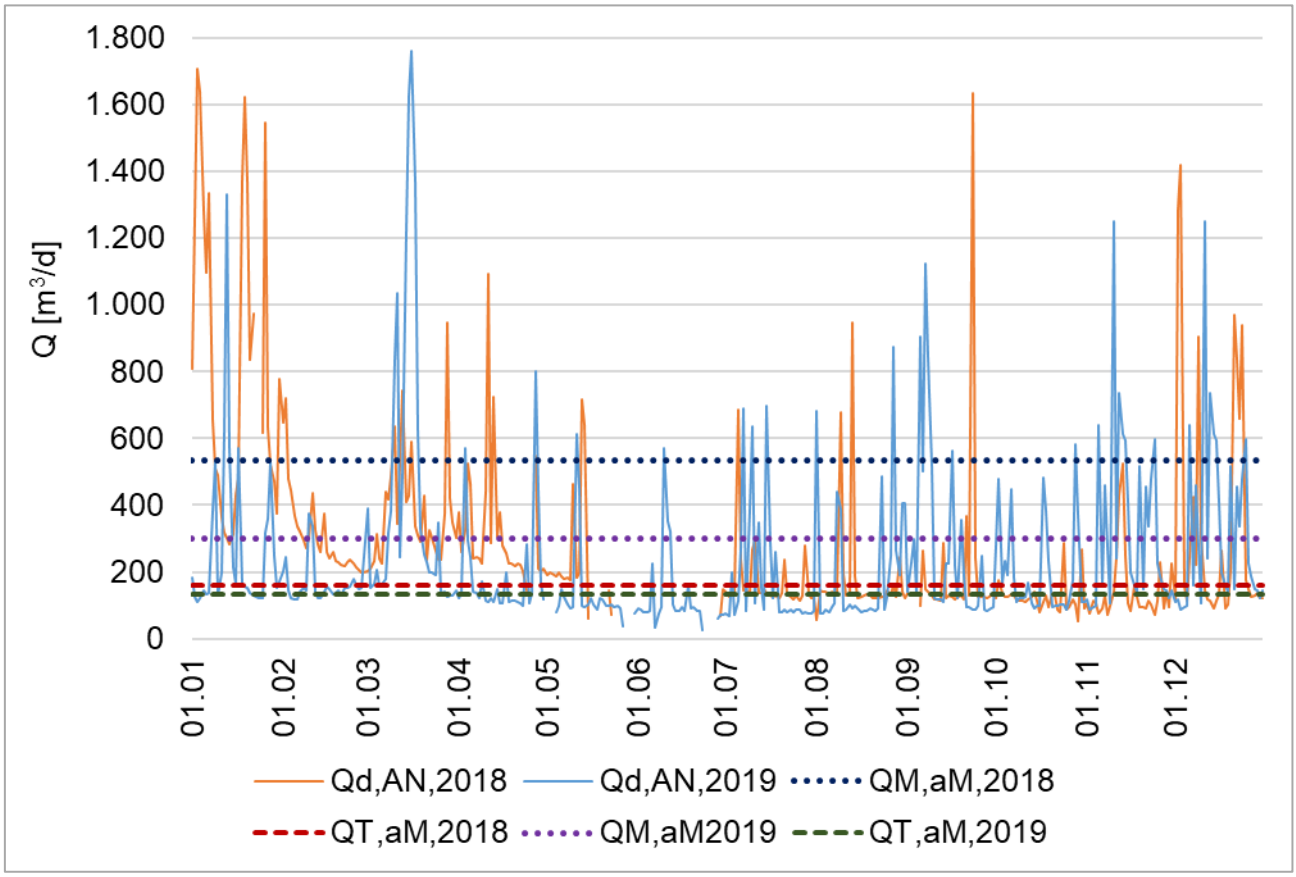

Abbildung 56: Ganglinie der Ablaufmengen von Kläranlage E mit jährlicher Trockenwetter- und Mischwassermenge (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019)

Grundsätzlich wird die Abflussmenge kontinuierlich aufgezeichnet und zu einem Tagesdurchfluss kumuliert, dessen zugehörige Ganglinien in Abbildung 56 dargestellt sind. Trotz kontinuierlicher Messungen sind die Aufzeichnungen in den Monaten Mai und Juni lückenhaft, was möglicherweise einen defekten Sensor zur Ursache hatte. Im Mittel liegen der Trockenwetterabfluss bei 145 m³/d und die Mischwassermenge zwischen 300 m³/d bis 500 m³/d.

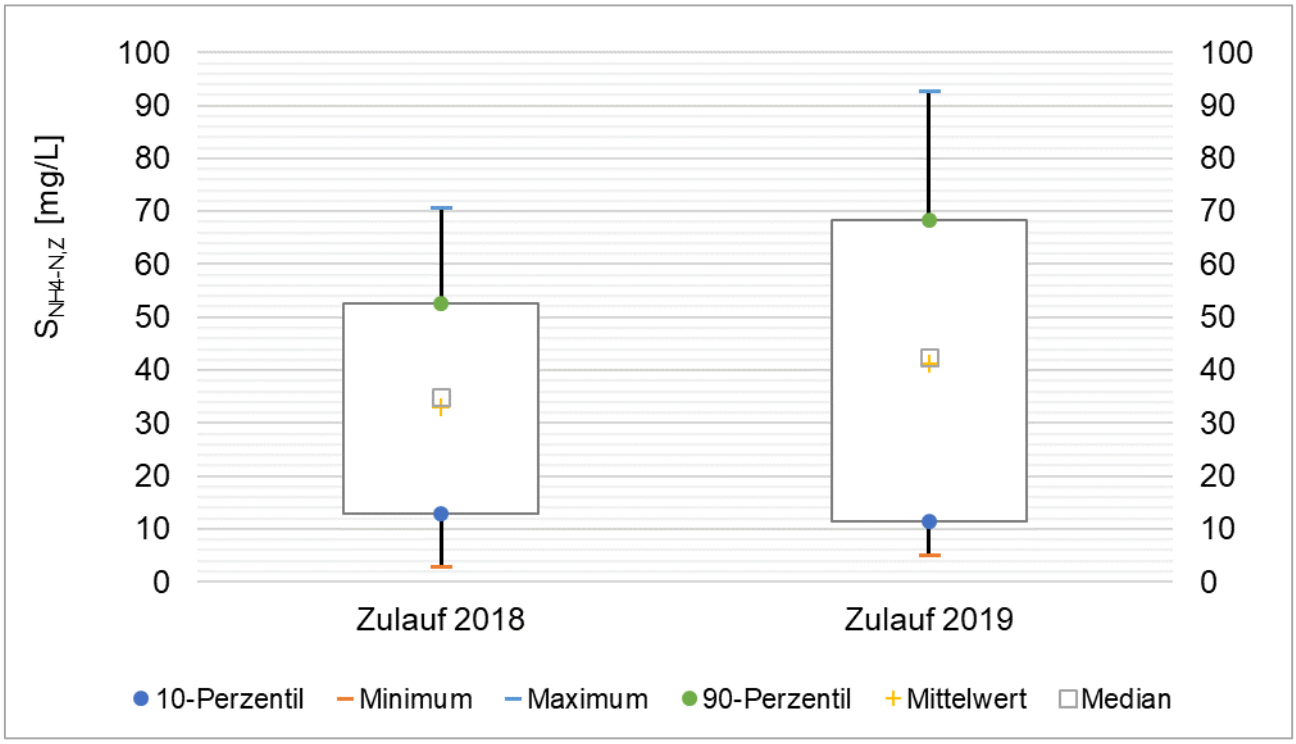

Abbildung 57: Statistische Auswertung der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Zulauf $S_{NH4-N,Z}$ von Kläranlage E (EKVO Berichtsjahr 2018 – 2019)

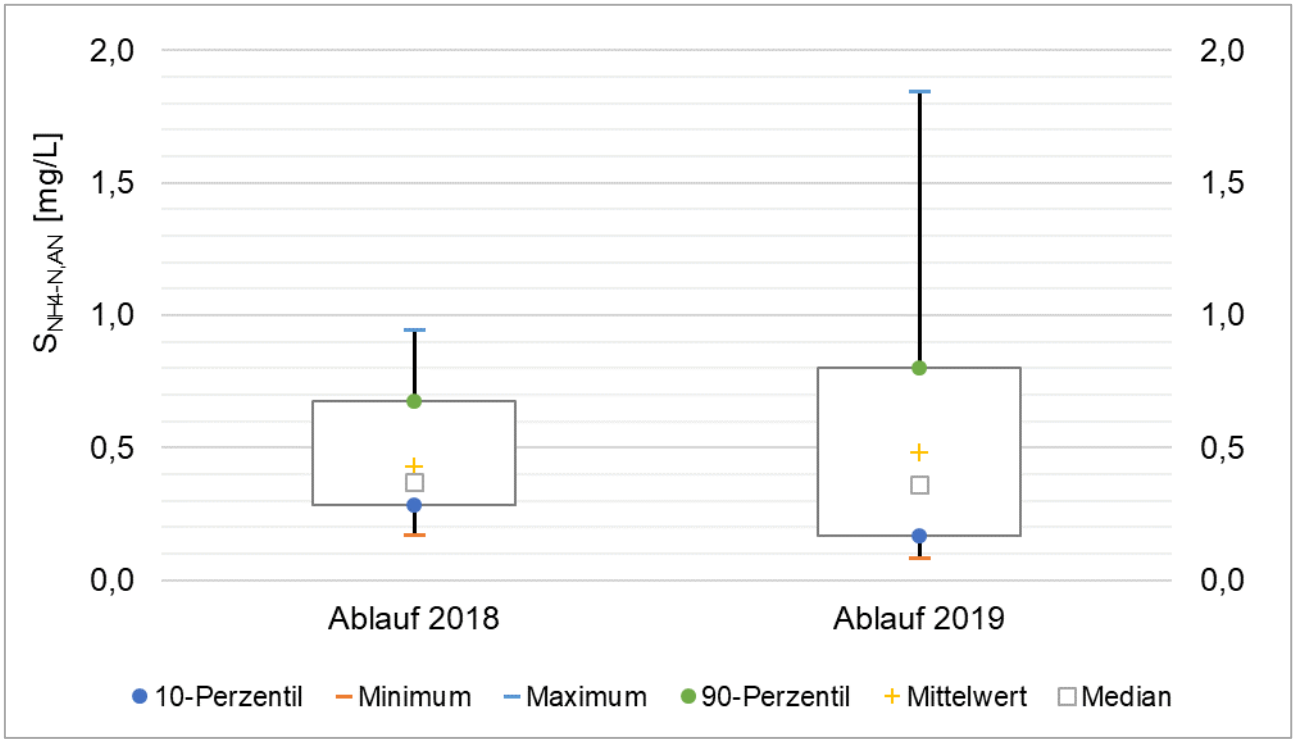

Abbildung 58: Statistische Auswertung der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Ablauf $S_{NH4-N,AN}$ von Kläranlage E (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019)

Die stofflichen Zu- und Ablaufparameter werden alle zwei Wochen aufgezeichnet, sodass jährlich rund 24 Werte zur Verfügung stehen. Aus diesem Grund lassen sich Ammoniumstickstoffspitzen im Zulauf und Ablauf wegen der geringen Datendichte nicht erfassen. Auf Basis der verfügbaren Daten wird die mittlere Ammoniumstickstoff-Konzentration im Zulauf von 33 mg/L (2018) und 41 mg/L (2019) in einem üblichen Bereich eingestuft (vgl. Abbildung 57). Darüber hinaus zeigt sich eine größere Spanne der Zulaufkonzentrationen im Jahr 2019 ($S_{NH4\text{-}N,Z,min}$ = 5,0 mg/L, $S_{NH4\text{-}N,Z,max}$ = 92,6 mg/L) im Vergleich zum Jahr 2018 ($S_{NH4\text{-}N,Z,min}$ = 2,8 mg/L, $S_{NH4\text{-}N,Z,max}$ = 70,5 mg/L).

Diese Entwicklung der Zulaufkonzentrationen im Jahr 2019 lässt sich auch bei Betrachtung der Ablaufkonzentrationen in Abbildung 58 erkennen. Das Wertespektrum insgesamt als auch die Box-Werte zeigen 2019 eine größere Spanne. Da alle Messungen der Ablaufkonzentration beider Jahre jedoch unter 2 mg/L NH_4-N und die 90-Perzentile für beide Jahre bei 0,7 mg/L NH_4-N und 0,8 mg/L NH_4-N liegen, zeichnet sich die Kläranlage grundsätzlich durch niedrige Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentrationen und eine hohe Nitrifikationsleistung bei mittleren Ablaufkonzentrationen von 0,5 mg/L aus. Inwieweit Ammonium-Zulaufspitzen durch diese Kläranlagentechnik abgefangen werden können, kann anhand der wenigen vorliegenden Daten nicht beurteilt werden.

7.7 Kläranlage F (GK 2 – ATA mit Walzentauchkörper)

In den 90er Jahren wurden ATA vermehrt mit Biofilmverfahren kombiniert, um eine erhöhte Nitrifikationsleistung zu erwirken. Die Kläranlage F ist ein Beispiel für diese Kläranlagen mit nachgeschaltetem Walzentauchkörper. Sie wurde 1990 erbaut und ist für 1.500 EW ausgelegt. Behördlich ist kein Überwachungswert für Ammoniumstickstoff vorgegeben.

Nach einem Rechenbauwerk zur mechanischen Reinigung durchfließt das kommunale Abwasser einen belüfteten Teich (1.400 m³) mit anschließender Behandlung im Walzentauchkörper. Im Zulaufbereich des Abwasserteichs befindet sich eine beruhigte Zone, die als Sandfang dient. Zum Ablauf des Walzentauchkörpers wird Eisen(III)-chlorid zur Phosphatfällung dosiert. Der Walzentauchkörper ist zweistraßig mit zwei Kaskaden für die Nitrifikation ausgeführt. Danach durchströmt das Abwasser die Nachklärung (280 m³) und den Schönungsteich (550 m³). In Abbildung 59 ist das zugehörige Fließbild dargestellt.

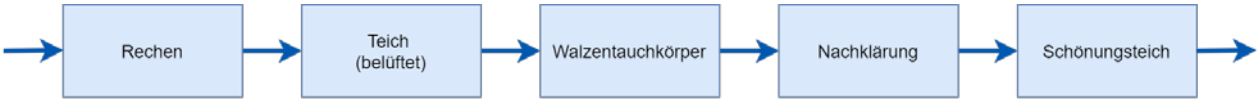

Abbildung 59: Fließschema der Kläranlage F

Aufgrund des veralteten Zustands ist bereits geplant, die Kläranlage innerhalb der kommenden 3 Jahre außer Betrieb zu nehmen und den anfallenden Abwasserstrom über eine Freispiegelleitung zur nächst gelegenen Kläranlage zu leiten. Um den Handlungsbedarf zu

bewerten, wurden die Betriebstagebücher der Jahre 2018 bis September 2020 ausgewertet.

Der zu behandelnde Abwasserstrom beträgt im Mittel 620 m³/d. Darüber hinaus wird der Trockenwetterabfluss auf ungefähr 300 m³/d abgeschätzt (vgl. Abbildung 60).

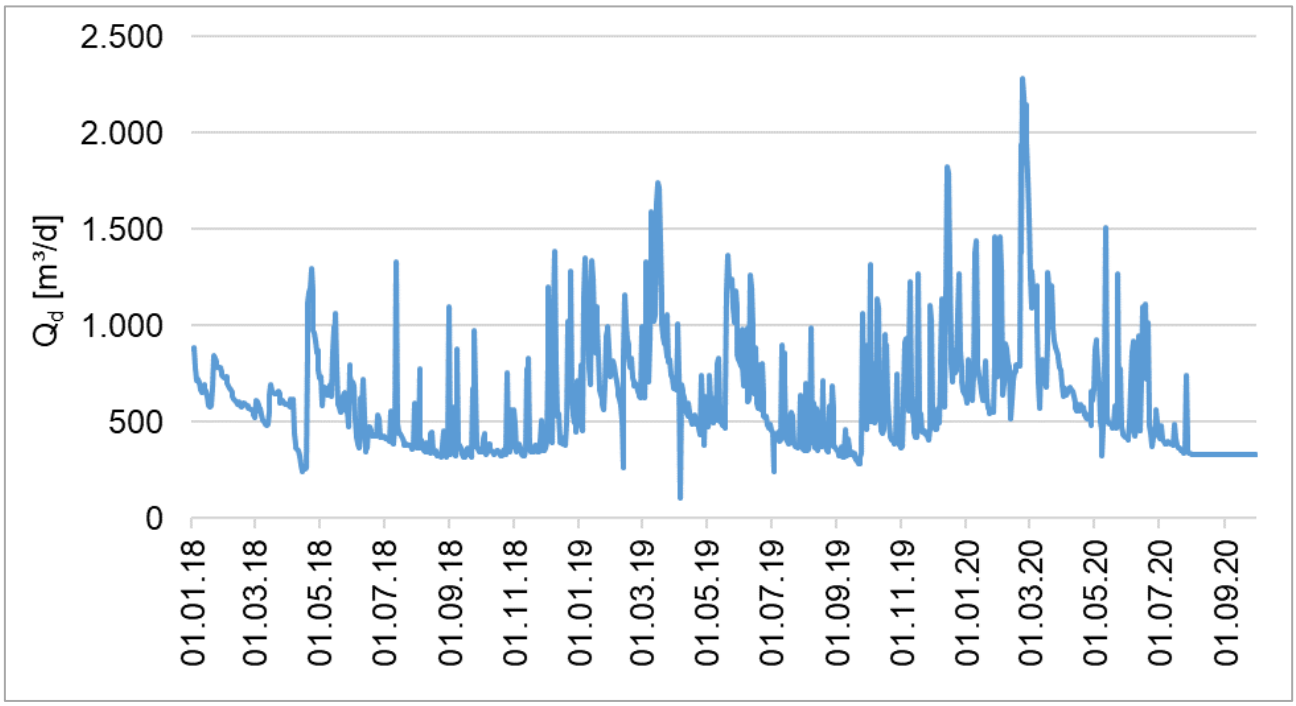

Abbildung 60: Ganglinie der Ablaufmengen von Kläranlage F (EKVO Berichtsjahre 2018 – 09.2020)

Zur Erfassung der Stickstoffparameter erfolgen die Messungen im Ablauf in der Regel wöchentlich, sodass hier 135 Werte zur Verfügung stehen. Im Zulauf wird Ammoniumstickstoff unregelmäßig ca. einmal monatlich gemessen, sodass den 135 Werten im Ablauf 22 Zulaufwerte gegenüberstehen. Die zugehörige statistische Auswertung ist in Abbildung 61 dargestellt. Zusätzlich werden die Unterschreitungshäufigkeiten im Ablauf aufgrund der höheren Datendichte in Abbildung 62 abgebildet.

Anhand der 22 Messwerte lässt sich eine vergleichsweise geringe Wertespanne zwischen 10,6 mg/L NH_4-N und 38,6 mg/L NH_4-N im Zulauf ausmachen. Im Mittel liegt die Konzentration bei 24,2 mg/L NH_4-N. Besondere Belastungssituationen können aufgrund der geringen Datendichte nicht festgestellt werden. Im Ablauf der Kläranlage werden Ammoniumstickstoff-Konzentrationen zwischen 1,4 mg/L und 26,0 mg /L gemessen. Median und Mittelwert weisen keine Abweichung auf und liegen bei ca. 11 mg/L, das 90-Perzentil liegt bei 19,0 mg/L. Anhand des flachen linearen Verlaufes der Unterschreitungshäufigkeit kann geschlussfolgert werden, dass ein stabiler Betrieb der Kläranlage zur Ammoniumelimination nicht gewährleistet war, wofür es letztlich aber bisher auch keine Anforderung gab.

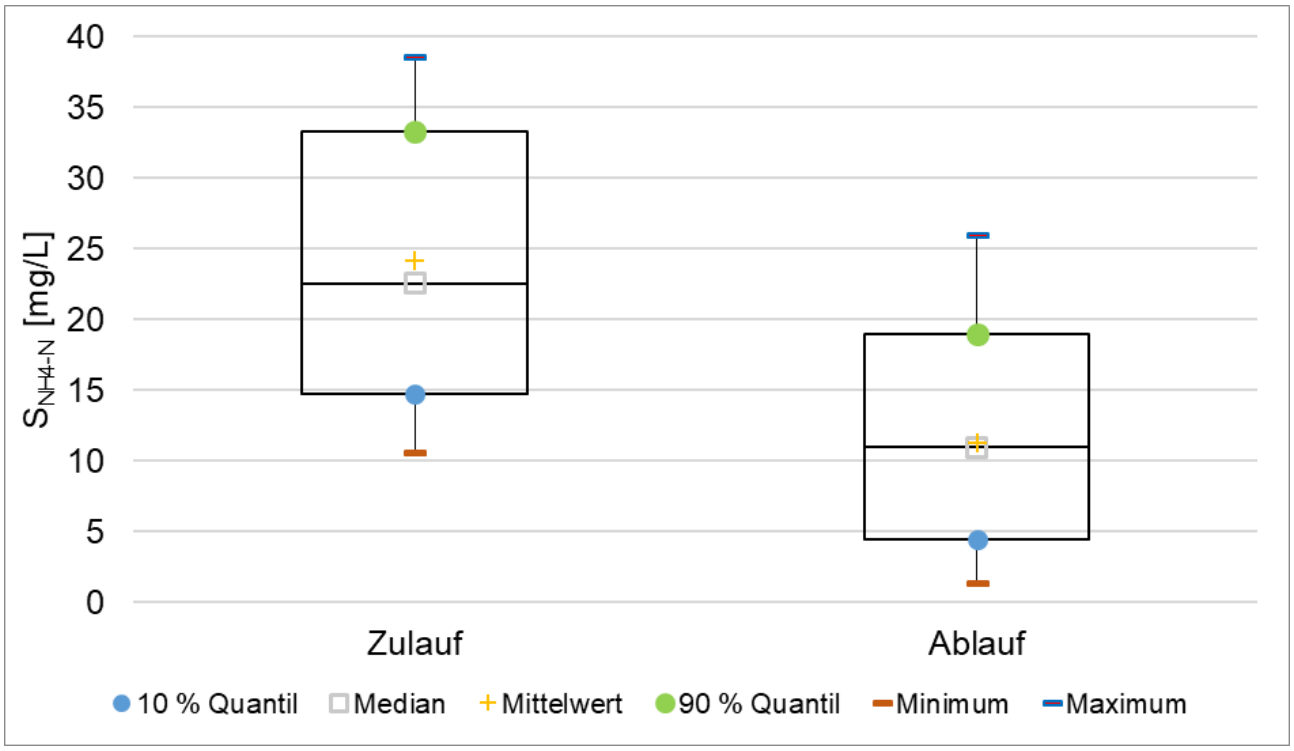

Abbildung 61: Statistische Auswertung der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen S_{NH4-N} im Zulauf und Ablauf von Kläranlage F (EKVO Berichtsjahre 2018 – 09.2020)

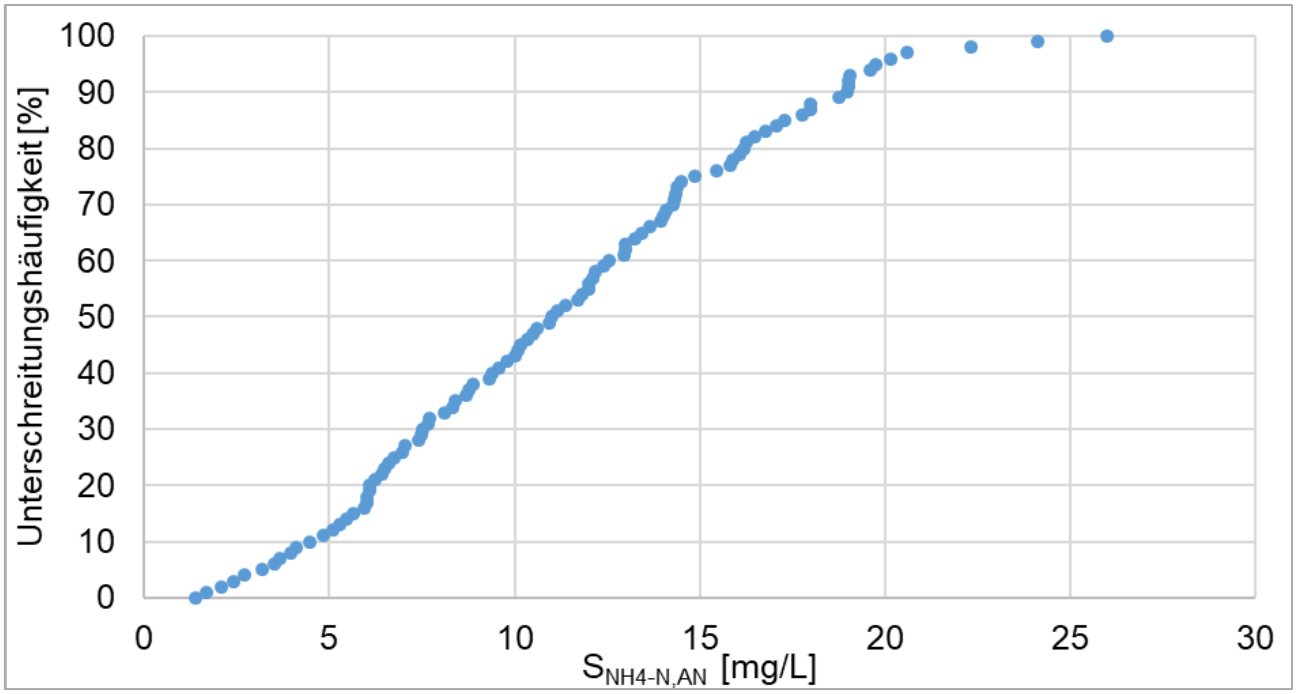

Abbildung 62: Unterschreitungshäufigkeit der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Ablauf S_{NH4-N} von Kläranlage F (EKVO Berichtsjahre 2018 – 09.2020)

Von den täglich zugeleiteten mittleren Ammoniumstickstoff-Frachten (siehe Abbildung 63) von 13,3 kg/d werden durchschnittlich 5,8 kg/d in den Vorfluter eingeleitet. Das bemessungsrelevante 85-Perzentil beträgt 18,4 kg/d.

Dabei liegt die Wertespanne der Ablauffracht zwischen 1,2 kg/d und 12,9 kg/d, sodass hier keine kontinuierlich niedrigen Frachten erreichbar sind.

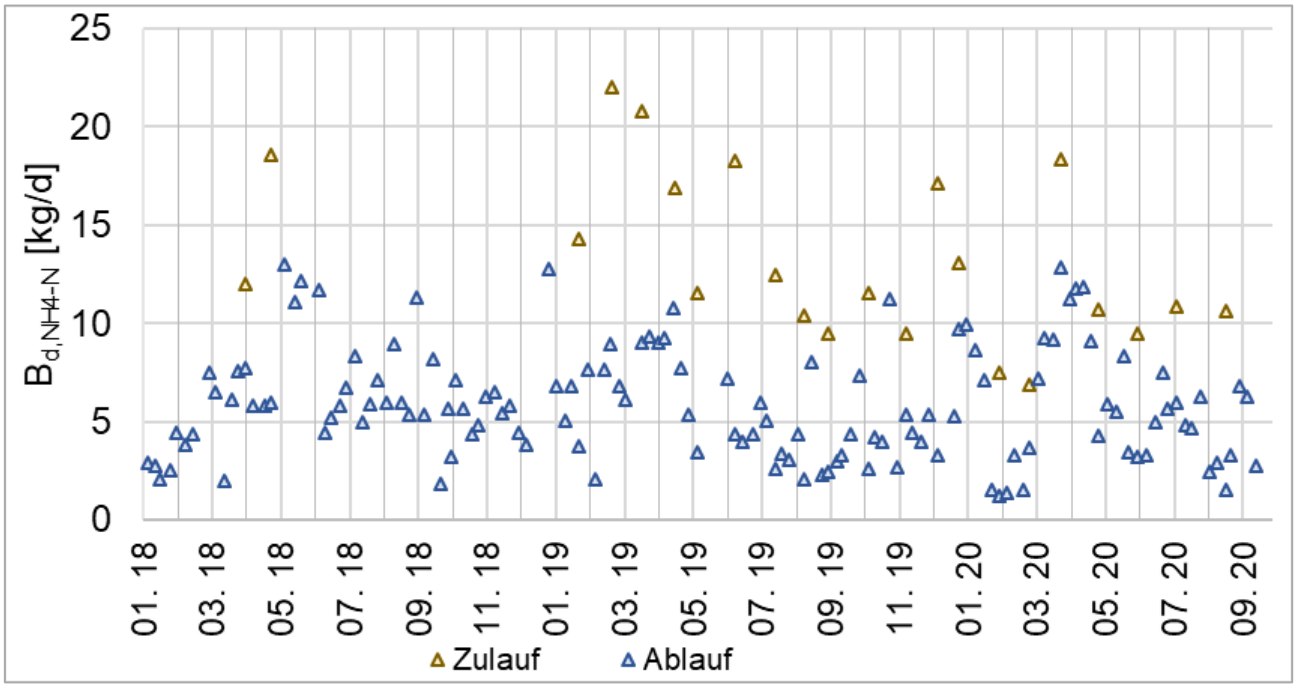

Abbildung 63: Verlauf der Ammoniumstickstoff-Frachten $B_{d,NH4-N}$ im Zulauf und Ablauf von Kläranlage F (EKVO Berichtsjahre 2018 - 09.2020)

Insgesamt ist der Tauchkörper nicht ausreichend dimensioniert, um kontinuierlich geringe Ablaufkonzentrationen und -frachten zu ermöglichen. Aufgrund des Bemessungsansatzes können sich die Nitrifikanten auf der Oberfläche der Walzen nicht ausreichend etablieren. Darüber hinaus befindet sich die Kläranlage grundlegend in einem veralteten Zustand mit Verschlammungsproblemen im Zulauf des Teiches. Aus diesem Grund kann nachvollzogen werden, dass die Kläranlage eindeutig sanierungsbedürftig ist, was hohe Investitionen in Form einer angemessenen mechanischen Reinigung und der Erneuerung der Nitrifikationsstufe nach sich ziehen würde. Die Überleitung des Abwassers in eine andere Kläranlage oder ein Neubau als Alternative werden aus diesem Grund als sinnvolle Maßnahmen erachtet.

7.8 Kläranlage G (GK 2 – CWSBR)

Um geeignete Lösungsansätze für ATA zu bewerten, wurde die Kläranlage G, die in Rheinland-Pfalz verortet ist, als CWSBR-Anlage in die Betrachtung einbezogen. Die Ausbaugröße umfasst 2.400 EW bei einer Auslastung von 1.600 EW. In den Jahre 2007 bis 2009 wurde der Bestand aus belüftetem Teich, Teich mit Festbett und abschließendem Schönungsteich zu einer CWSBR-Anlage umgebaut. In diesem Zuge wurde der Teich mit

Festbett zu einem Regenüberlaufbecken umfunktioniert und der Schönungsteich außer Betrieb genommen.

Das aktuelle Fließbild der Kläranlage ist in Abbildung 64 dargestellt. Nach einer mechanischen Reinigung durch Rechen sowie Sand- und Fettfang erfolgt die biologische Reinigung im CWSB-Reaktor, der in Vorlage, Belebung und Nachlage unterteilt ist. Als Reinigungsstufen werden sowohl eine Nitrifikation als auch Denitrifikation eingestellt, wobei der Belebungsteil ein Mindestvolumen von 1.170 m³ und ein maximales Volumen von 1.490 m³ aufweist. Das maximale Austauschvolumen beträgt somit 320 m³. Mittels Sauerstoffmessung wird die Sauerstoffzufuhr gesteuert. Darüber hinaus werden die Zyklen zeit- und volumenabhängig gesteuert.

Der Überschussschlamm aus der Belebung wird in einen Schlammstapelbehälter abgezogen. Zusätzlich wird Eisen(III)-Chlorid simultan zur Phosphorelimination dosiert.

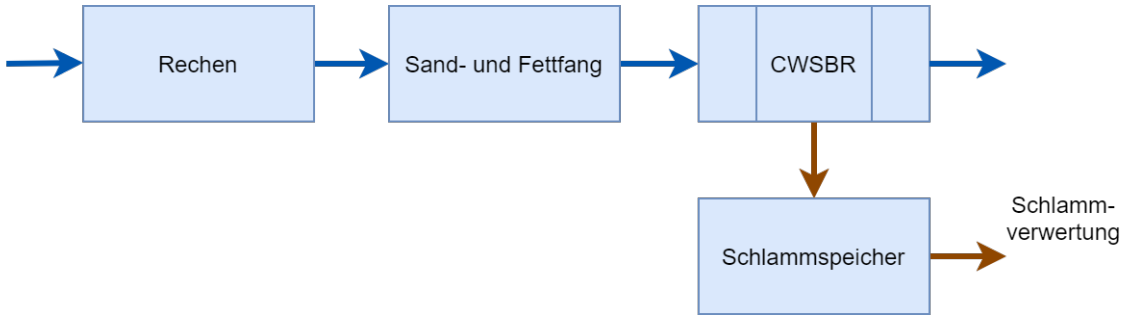

Abbildung 64: Fließschema der Kläranlage G

Zur Datenauswertung wurde das Betriebstagebuch aus dem Jahr 2019 verwendet. Abbildung 65 zeigt die täglich gemessenen Zu- und Ablaufwassermengen der Kläranlage G als Ganglinien.

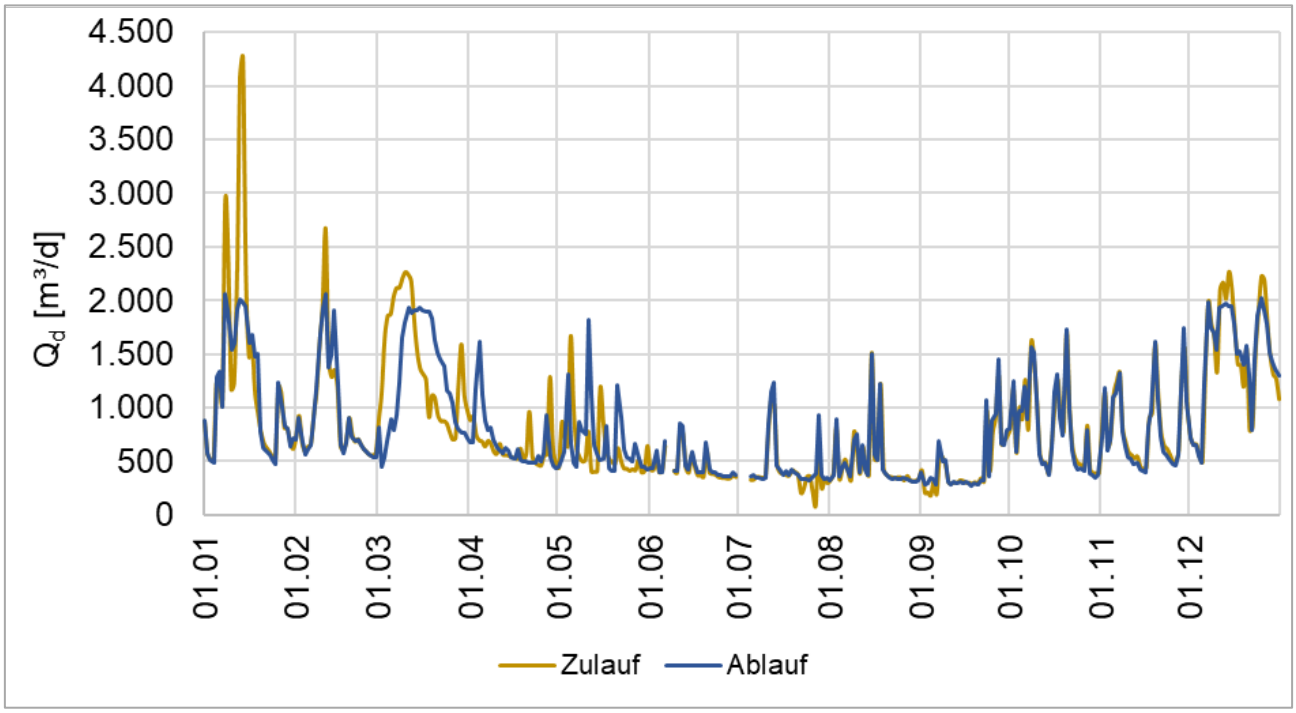

Abbildung 65: Ganglinie der Ablaufmengen von Kläranlage G (Rheinland-Pfalz EÜVOA Berichtsjahr 2019)

Deutlich ist den hydraulischen Daten zu entnehmen, dass sich nach der Zulaufmessung ein Abschlag in ein Regenüberlaufbecken, das bei einem Zulauf von über 27 L/s anspringt, befindet. Dadurch wird die hydraulische Belastung der Kläranlage auf maximal 2.000 m³/d begrenzt.

Die Stickstoffmessungen erfolgen alle zwei Wochen im Zulauf und Ablauf. Aufgrund der resultierenden Datendichte von jeweils 25 Werten erfolgt die statistische Auswertung anhand der Box-Whisker-Darstellungen in Abbildung 66. Im Zulauf der Kläranlage unterliegt die Ammoniumstickstoff-Konzentration einer Spannweite zwischen 4,0 mg/L und 57,8 mg/L. Aus den Berechnungen ergibt sich ein Median von 26,7 mg/L. Insgesamt kann diesbezüglich von üblichen Zulaufverhältnissen gesprochen werden.

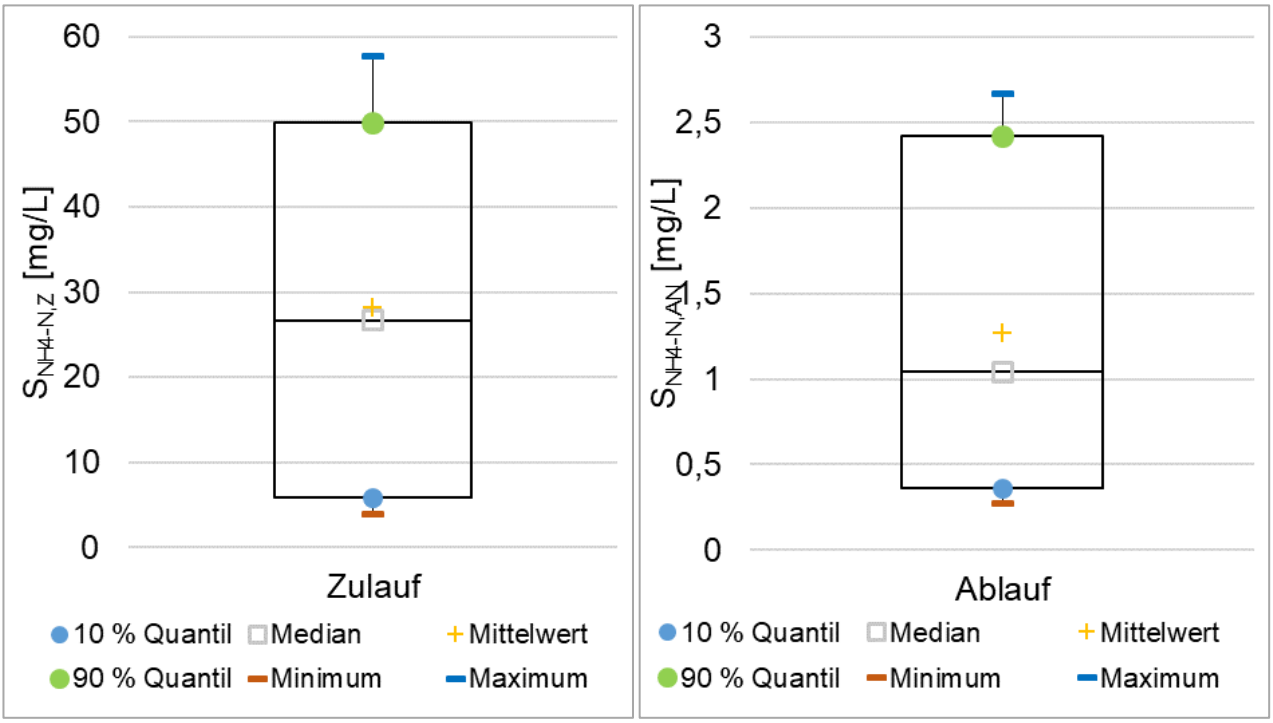

Abbildung 66: Statistische Auswertung der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Zulauf $S_{NH4-N,Z}$ und Ablauf $S_{NH4-N,AN}$ von Kläranlage G (Rheinland-Pfalz EÜVOA Berichtsjahr 2019)

Im Ablauf erreicht die Kläranlage niedrige Ammoniumstickstoff-Konzentrationen von < 3 mg/L, sodass die Überwachungsanforderung von 15 mg/L deutlich unterschritten wird. Dabei betragen die mittlere Ablaufkonzentration ca. 1,4 mg/L und das 90-Perzentil 2,4 mg/L.

Für diese Kläranlage sind in Abbildung 67 die täglichen Ammoniumstickstoff-Frachten im Zulauf und Ablauf sowie die zugehörigen Eliminationsraten dargestellt. Daraus lässt sich ableiten, dass die Kläranlage im Mittel 1,1 kg/d bei einem Maximum von 4,83 kg/d emittiert. Der Wirkungsgrad liegt frachtbezogen im Mittel bei 92,2 %. Die niedrige Eliminationsrate im August stellt einen Ausreißer dar und kann durch eine niedrige Zulaufkonzentration von 4,1 mg/L (vermutlich niederschlagsbedingt) erklärt werden.

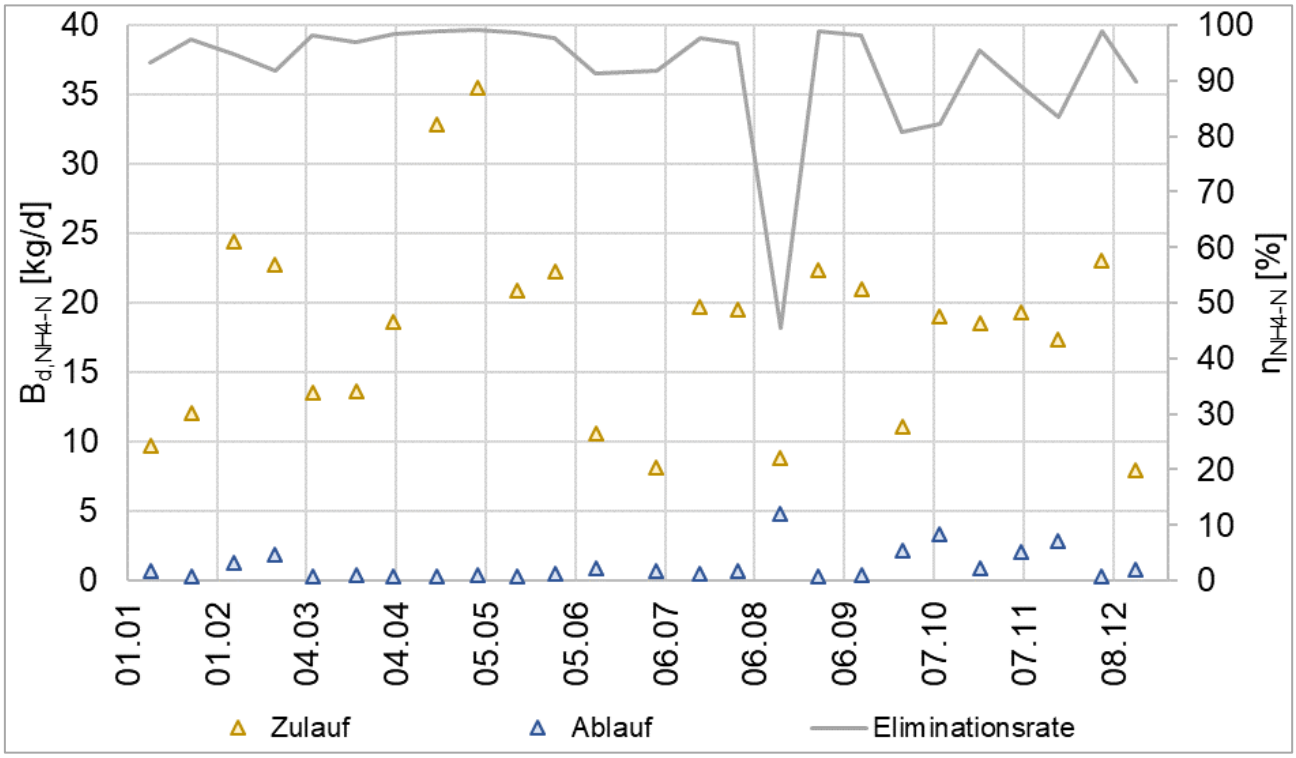

Abbildung 67: Verlauf der Ammoniumstickstoff-Frachten $B_{d,NH4-N}$ im Zulauf und Ablauf von Kläranlage G mit zugehöriger Eliminationsleistung μ_{NH4-N} (Rheinland-Pfalz EÜVOA Berichtsjahr 2019)

Insgesamt zeigt die Auswertung der Kläranlage, dass die Reinigungsleistung der CWSBR-Kläranlage sehr zufriedenstellend ist. Folglich hat sich der Umbau der ATA zum CWSBR-Verfahren, der mit spezifischen Kosten von ca. 500 €/EW (Jahr 2009) verbunden war, als eindeutig positiv erwiesen. Zusätzlich hat der Betreiber der Kläranlage auf den geringen Wartungs- und Betriebsaufwand hingewiesen. Als vorteilhaft am CWSBR-Verfahren hat sich überdies die Möglichkeit der zusätzlichen Denitrifikation gezeigt, wodurch sich die N_{Ges}-Ablaufwerte ebenfalls in starkem Maße verringert haben. Die mittlere N_{Ges}-Konzentration im Ablauf liegt für das ausgewertete Jahr 2019 bei 6,95 mg/L.

7.9 Kläranlage H (GK 2 – ATA)

Die Kläranlage H wurde 1989 gebaut und ist eine reine ATA mit zwei belüfteten Teichen sowie zwei Schönungsteichen, die für 2.500 EW ausgelegt ist. Behördlich ist kein Überwachungswert für Ammoniumstickstoff, sondern ein Überwachungswert für N_{Ges} von 25 mg/L vorgegeben.

Abbildung 68: Fließschema der Kläranlage H

Entsprechend dem Fließbild in Abbildung 68 ist den belüfteten Teichen ein Rechen zur mechanischen Reinigung vorgeschaltet. Beide Teiche werden mit Hilfe von jeweils zwei

Oberflächenbelüftern (sog. „Fuchs“-Belüftern) mit Sauerstoff versorgt und haben jeweils ein Volumen von ca. 1.830 m³. Der erste Schönungsteich ist mit einer Betonsohle ausgekleidet und hat ein Volumen von ca. 920 m³. Der zweite Schönungsteich besitzt eine Sohle aus Lehm und ein Volumen von ca. 340 m³.

Zusätzlich wird Eisen(III)-Chlorid als Fällmittel in den Luftstrom eines Belüfters des Teiches 2 dosiert, um Phosphat zu fällen. Nachdem das Abwasser die zwei Abwasserteiche durchflossen hat, strömt es durch die beiden Schönungsteiche und anschließend ins Gewässer.

Zur Datenanalyse werden die Betriebstagebücher der Jahre 2017 bis 2019 ausgewertet. Demnach liegt der Trockenwetterzufluss bei ca. 10 L/s. Im Durchschnitt fließen 820 m³/d mit einer Wertespanne von 110 m³/d bis 5.460 m³/d ab.

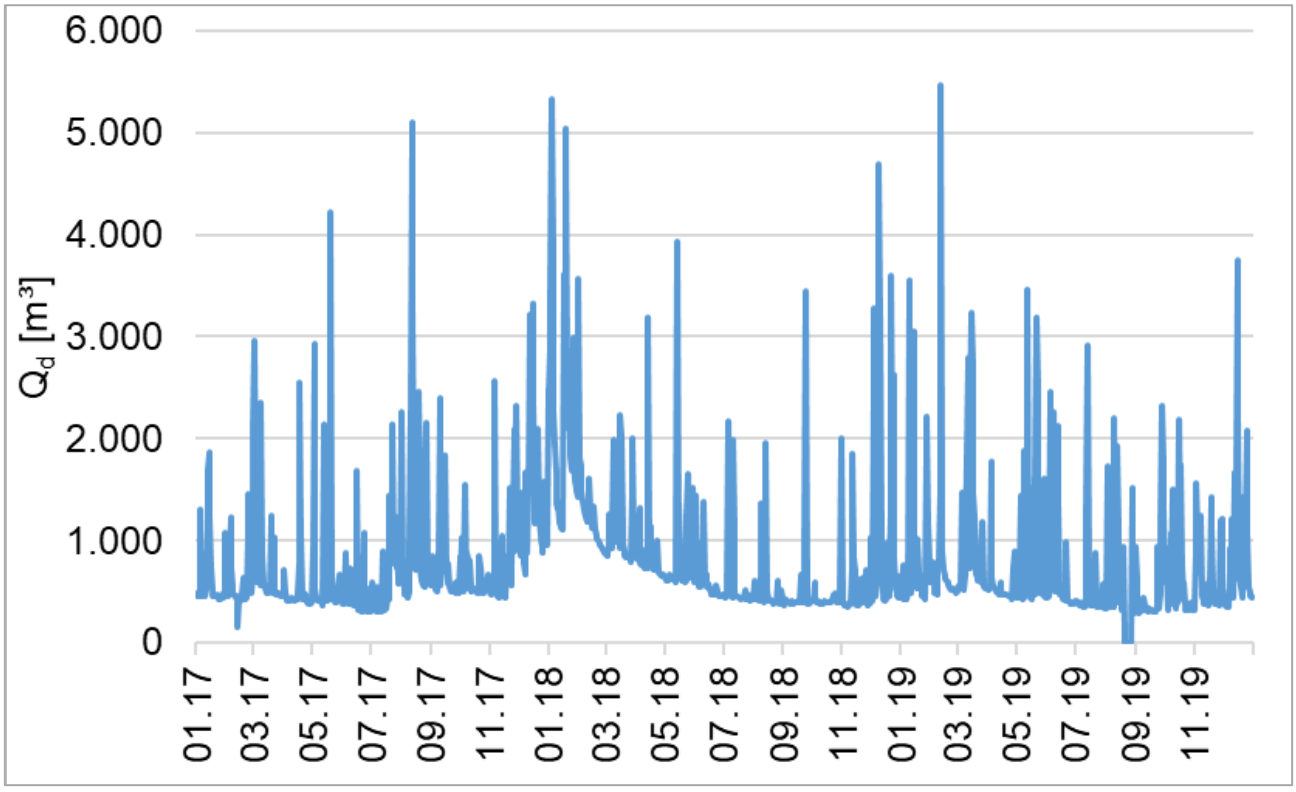

Abbildung 69: Ganglinie der Ablaufmengen von Kläranlage H (EKVO Berichtsjahre 2017 – 2019)

Die Stickstoffparameter werden in der Regel monatlich im Zulauf und Ablauf aufgezeichnet, sodass der Datensatz über den gesamten Zeitraum aus 36 Zulaufwerten und 41 Ablaufwerten besteht. Im Zulauf ist eine für häusliches Abwasser typische Konzentrationsspanne von 2,0 mg/L bis 56,4 mg/L NH_4-N bei einem Mittelwert von 34,6 mg/L NH_4-N erkennbar (vgl. Abbildung 70). Die Wertespanne im Ablauf liegt im Gegensatz dazu zwischen 6,7 mg/L und 38,4 mg/L NH_4-N. Weiterhin weist der Mittelwert mit 18,9 mg/L keine große Abweichung zum Median von 16,9 mg/L NH_4-N auf. Bei dieser Kläranlage liegt das 90-Perzentil bei etwa 33,5 mg/L NH_4-N.

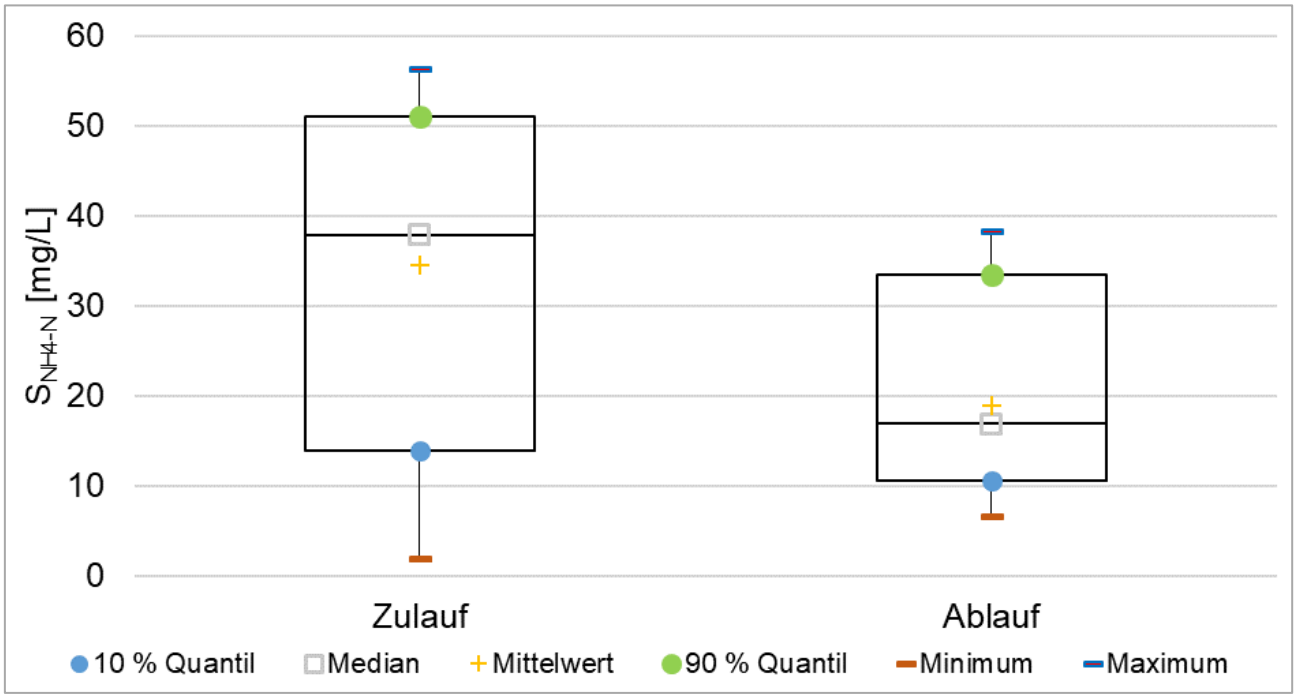

Abbildung 70: Statistische Auswertung der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen S_{NH4-N} im Zulauf und Ablauf von Kläranlage H (EKVO Berichtsjahre 2017 – 2019)

Insgesamt ist der Ablauf der Kläranlage durch starke Schwankungen und vergleichsweise hohe Ammoniumstickstoff-Konzentrationen geprägt. Da in der Vergangenheit bereits bei diversen GK 2-Anlagen über die Mindestanforderungen nach Anhang 1 AbwV hinausgehende, gewässerbezogene Anforderungen zu stellen waren, ist ein langfristig geeignetes Gesamtkonzept mit Umbau zu einer technischen Kläranlage mit z. B. integrierter Sauerstoffmessung und Ammonium-Nitrat-Messung in Betracht zu ziehen. Hierbei kommt aufgrund der Kläranlagengröße ein Umbau zu einem CWSB-Reaktor (nach dem Vorbild der Kläranlage G, Kap. 7.8) oder ein Neubau der Kläranlage in Betracht.

Beim CWSBR-Verfahren kann der Teich 1 mit der vorhandenen Betonsohle genutzt werden, um zukünftig als verfahrenstechnisches Kernelement zu fungieren. Zusätzlich muss ein Schlammspeicher errichtet werden. Gleichzeitig können der zweite Abwasserteich als Regenüberlaufbecken umfunktioniert und die Schönungsteiche außer Betrieb genommen werden. Potenziell wird durch die kommunal geprägte Zulaufsituation abgeschätzt, dass Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Ablauf von 2 mg/L unterschritten werden können. Die Jahresablauffracht für Ammoniumstickstoff betrug 5.093 kg im Jahr 2019. Wird für das gleiche Jahr eine mittlere Ablaufkonzentration von 2 mg/L NH_4-N angesetzt, reduziert sich diese Fracht auf 539 kg/a. Unter Annahme der Ablaufkonzentration der Kläranlage G von 1,3 mg/L besteht das Potenzial einer Frachtreduktion auf 340 kg/a. Für diesen konkreten Standort wurde eine Kostenschätzung für den maschinen- und elektrotechnischen Bedarf eingeholt, die sich auf 250 bis 300 €/EW beläuft. Auf der Basis der spezifischen Sanierungskosten von 500 €/EW der Kläranlage G, bezogen auf das Jahr 2009, kann unter Be-

rücksichtigung des erforderlichen bautechnischen Sanierungsaufwandes für die Kläranlage H von einem inflationsbereinigten (durchschnittlich 1,3 % bezogen auf die vergangenen 10 Jahre) spezifischen Gesamtkostenaufwand von 575 €/EW ausgegangen werden.

Alternativ zum Umbau zur CWSBR-Anlage bietet sich die Möglichkeit an, die Kläranlage komplett neu zu bauen. Dafür sind unterschiedliche Arten von Beckenkonstruktionen möglich. Als Verfahrensvariante wird eine intermittierende Denitrifikation mit Sauerstoffmessung zur Anpassung der Belüftungszyklen empfohlen. Beispielsweise können mit dem Biocos®-Verfahren Konzentrationen deutlich unter 2 mg/L NH_4-N erreicht werden. Anhand der Erfahrungen mit der Kläranlage E, die als ATA zum Biocos®-Verfahren umgebaut wurde, zeigt sich das Potenzial zu stabilen Ablaufkonzentrationen von < 1 mg/L NH_4-N.

7.10 Kläranlage I (GK 2 – ATA mit Festbettreaktor)

Als weiterer Vertreter der ATA wurde die Kläranlage I besucht, die mit einem Festbettreaktor zur verbesserten Ammoniumreinigungsleistung kombiniert ist. Das genaue Baujahr der Kläranlage ist unbekannt. Allerdings kann die Nachrüstung der Kläranlage mit dem Festbettreaktor auf das Jahr 1990 datiert werden. Ausgebaut ist die Kläranlage auf 2.500 EW. Von der örtlichen Wasserbehörde ist ein Überwachungswert für Ammoniumstickstoff von 12 mg/L festgelegt.

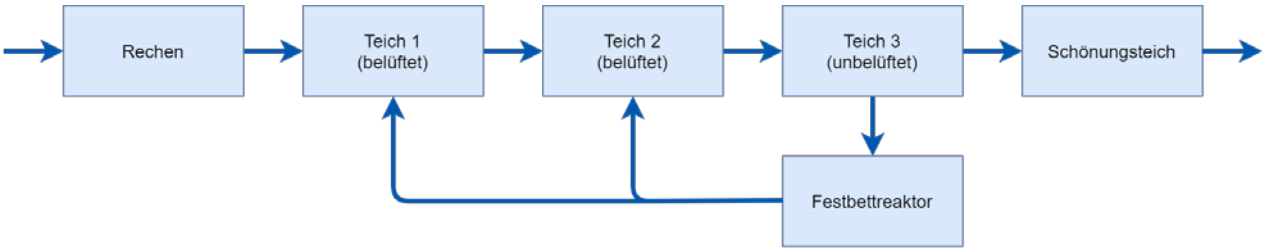

Abbildung 71: Fließschema der Kläranlage I

Gemäß dem Fließbild in Abbildung 71 durchfließt das kommunale Abwasser nach dem Rechen drei Teiche. Davon sind die ersten beiden Teiche belüftet und der dritte Teich ist unbelüftet. Etwa zwei Drittel des Abwasserstromes werden von Teich 3 in den Festbettreaktor geleitet. Der restliche Abwasserstrom fließt direkt in den Schönungsteich. Nach der Behandlung im Festbettreaktor wird der Teilstrom wahlweise in Teich 1 oder Teich 2 zurückgeführt. Zusätzlich ist die Kläranlage mit einer Phosphatfällung mittels Eisen(III)-Chlorid ausgestattet.

Zur Beurteilung des Verfahrenskonzeptes wurden die Betriebsdaten der Jahre 2017 bis 2019 ausgewertet. Die Mengenmessung erfolgt kontinuierlich, wonach sich ein Trockenwetterzufluss von ungefähr 400 m³/d abschätzen lässt. Im Mittel fließen der Kläranlage 703 m³/d bei einer Wertespanne zwischen 400 m³/d und 4.300 m³/d zu. Aus der Abbildung 72 wird ersichtlich, dass die Kläranlage im Jahr 2019 hydraulisch deutlich stärker belastet war als in den Jahren zuvor, in denen das Maximum der Abflussmenge bei 1.400 m³/d lag.

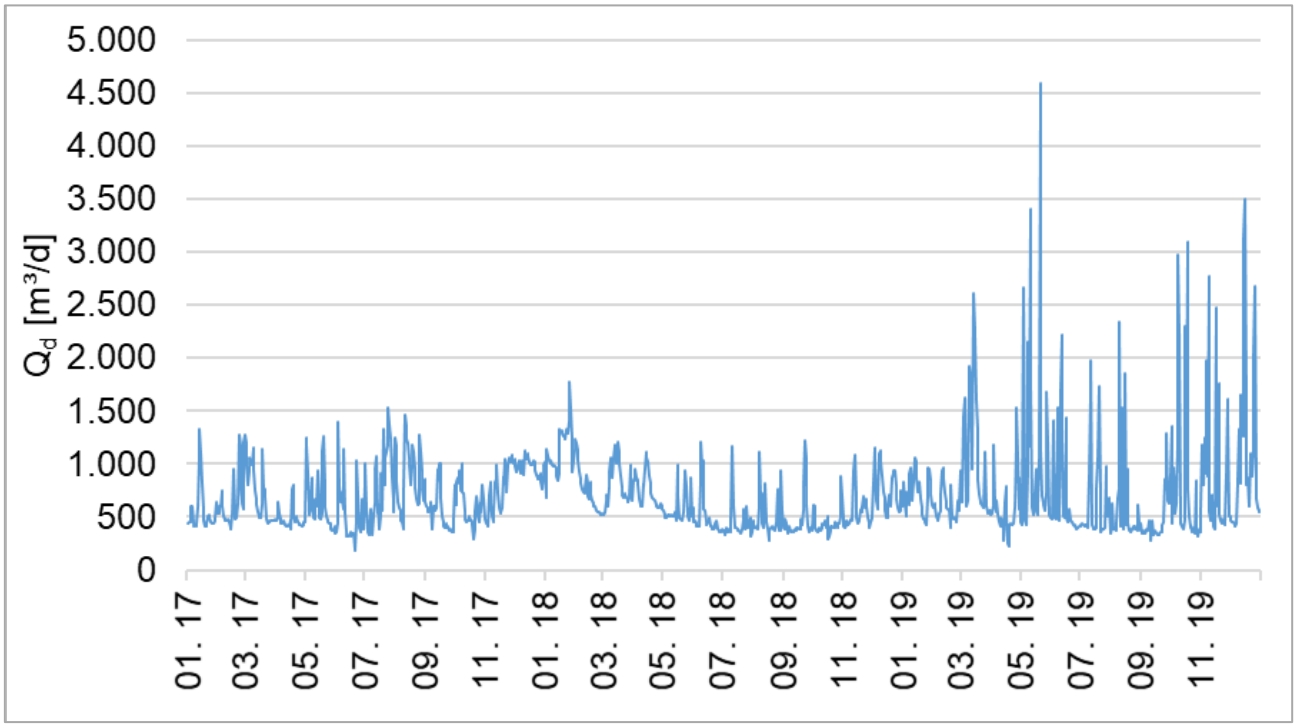

Abbildung 72: Ganglinie der Ablaufmengen von Kläranlage I (EKVO Berichtsjahre 2017 – 2019)

Die stofflichen Daten werden sowohl im Zulauf als auch im Ablauf wöchentlich aufgezeichnet, sodass der Datensatz über den Zeitraum jeweils 133 Werten umfasst. Gleichzeitig wird der Festbettreaktor im Zulauf und Ablauf beprobt, sodass hier eine differenzierte Auswertung möglich ist (vgl.).Abbildung 73

Die Wertespanne im Zulauf liegt in einem weiten Bereich zwischen 0,6 mg/L und 80,1 mg/L NH_4-N. Der Median und Mittelwert weisen mit 42,1 mg/L und 41,4 mg/L NH_4-N nur eine geringe Differenz auf. Die deutlich geringere Zulaufkonzentration des Festbettreaktors von im Mittel 14,1 mg/L NH_4-N zeigt den Verdünnungseffekt beim Durchlauf durch die drei Teiche. Auch mögliche Abbauprozesse in den drei Teichen können zusätzlich eine Ammoniumreduktion bewirken. Im Festbettreaktor wird Ammoniumstickstoff soweit reduziert, dass die Ablaufkonzentration im Mittel bei 8,7 mg/L liegt. Als Messspanne werden Werte zwischen 0,1 mg/L und 22,5 mg/L angegeben.

Die Ammoniumstickstoffwerte im Ablauf der Kläranlage entsprechen mit 0,8 mg/L bis 27,2 mg/L ungefähr dem Wertebereich des Zulaufs vom Festbettreaktor. Hierbei werden eine mittlere Ablaufkonzentration von 14,5 mg/L und ein 90-Perzentil von 20,9 mg/L ermittelt, die vergleichbar mit den Zulaufwerten am Festbettreaktor von 14,1 mg/L und 21,8 mg/L sind. Daraus kann geschlussfolgert werden, dass ein Einfluss des Schönungsteichs bezogen auf einen weiteren Ammoniumabbau nicht feststellbar ist.

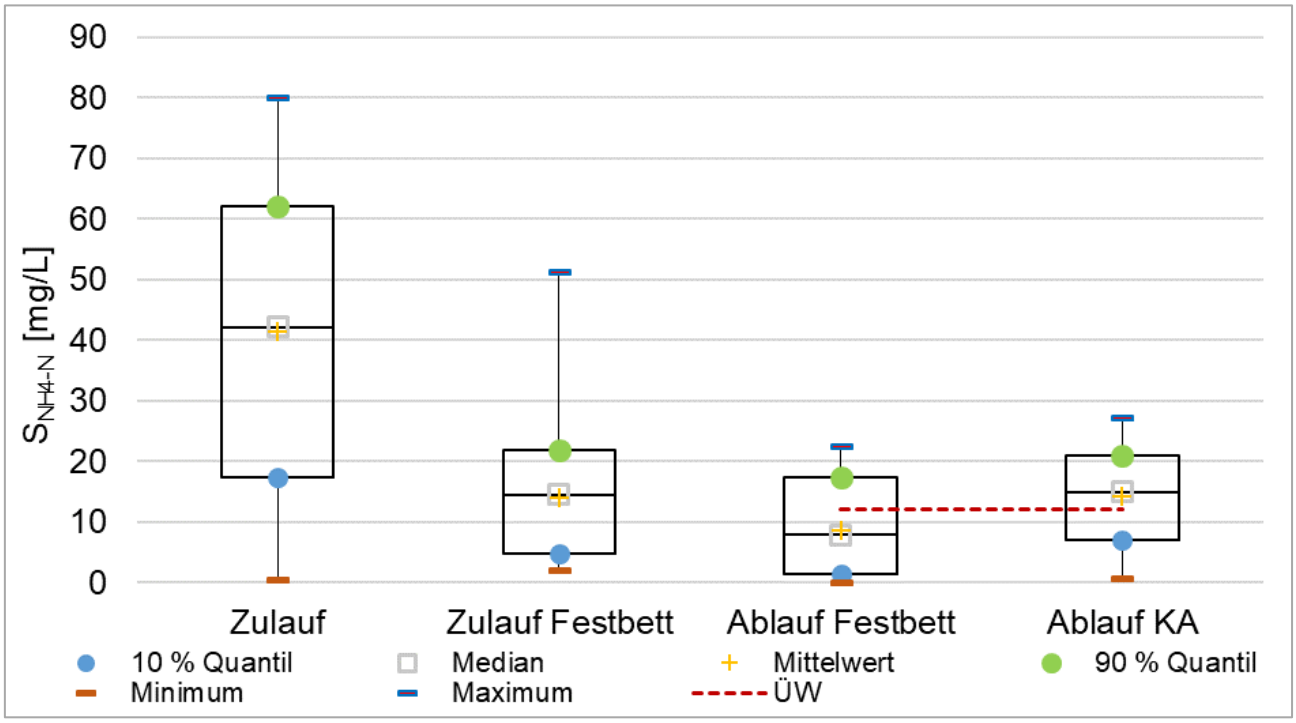

Abbildung 73: Statistische Auswertung der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen S_{NH4-N} im Zulauf und Ablauf von der Kläranlage I sowie dem Festbettreaktor zur Teilstrombehandlung (EKVO Berichtsjahre 2017 – 2019)

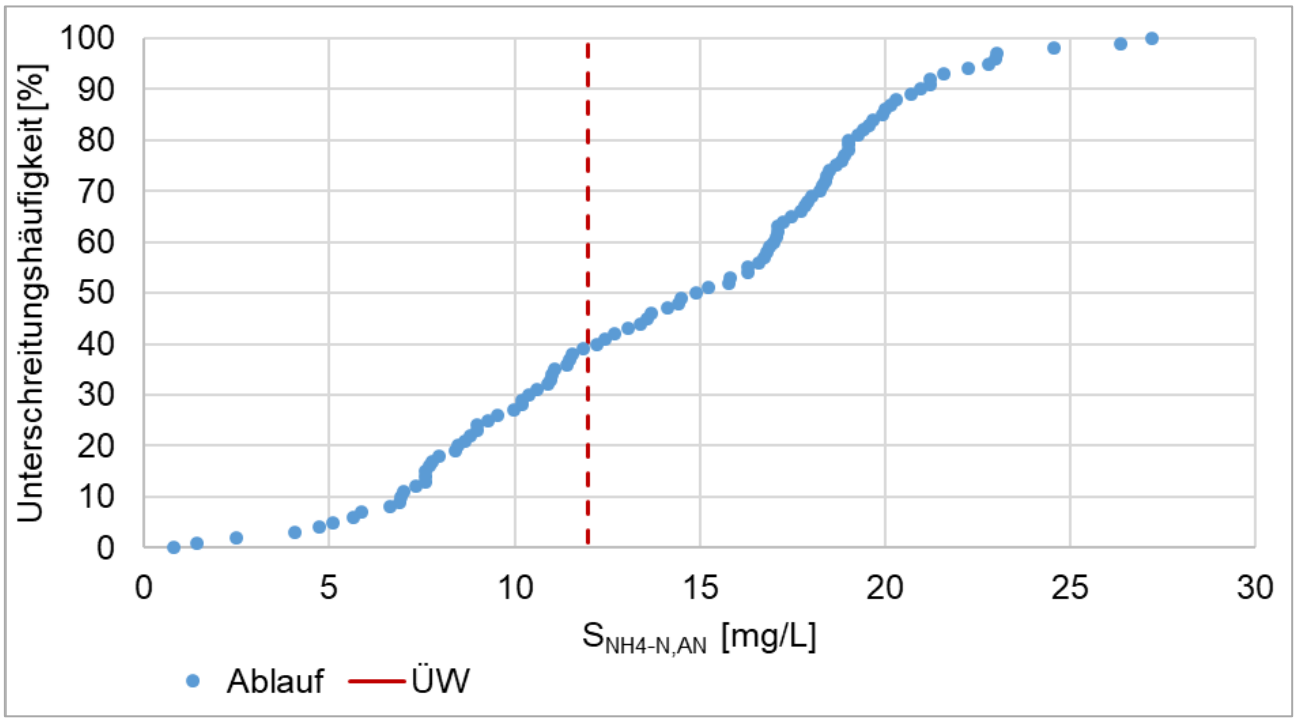

Abbildung 74: Unterschreitungshäufigkeit der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Ablauf von Kläranlage I (EKVO Berichtsjahre 2017 – 2019)

Anhand der Abbildung 74 ist feststellbar, dass 60 % der Ablaufwerte zahlenmäßig über dem Überwachungswert von 12 mg/L NH_4-N liegen. Dabei sind weder beim Gesamtsystem noch bei dem Teilprozess im Festbettreaktor stabile Ablaufwerte erkennbar. Der Verlauf der Unterschreitungshäufigkeitskurve kann ähnlich beurteilt werden wie für Abbildung 62 (Kap. 7.7).

Die schwankenden Konzentrationen im Ablauf sind ebenso bei der Frachtbetrachtung in Abbildung 75 feststellbar. Demnach emittiert die Kläranlage zwischen 0,3 kg/d und 33,4 kg/d bei einer mittleren Ablauffracht von 9,2 kg/d NH_4-N. Das bemessungsrelevante 85-Perzentil im Zulauf beträgt 38,0 kg/d. Bezogen auf die Fracht weist die Kläranlage eine durchschnittliche Reinigungsleistung von 67 % auf.

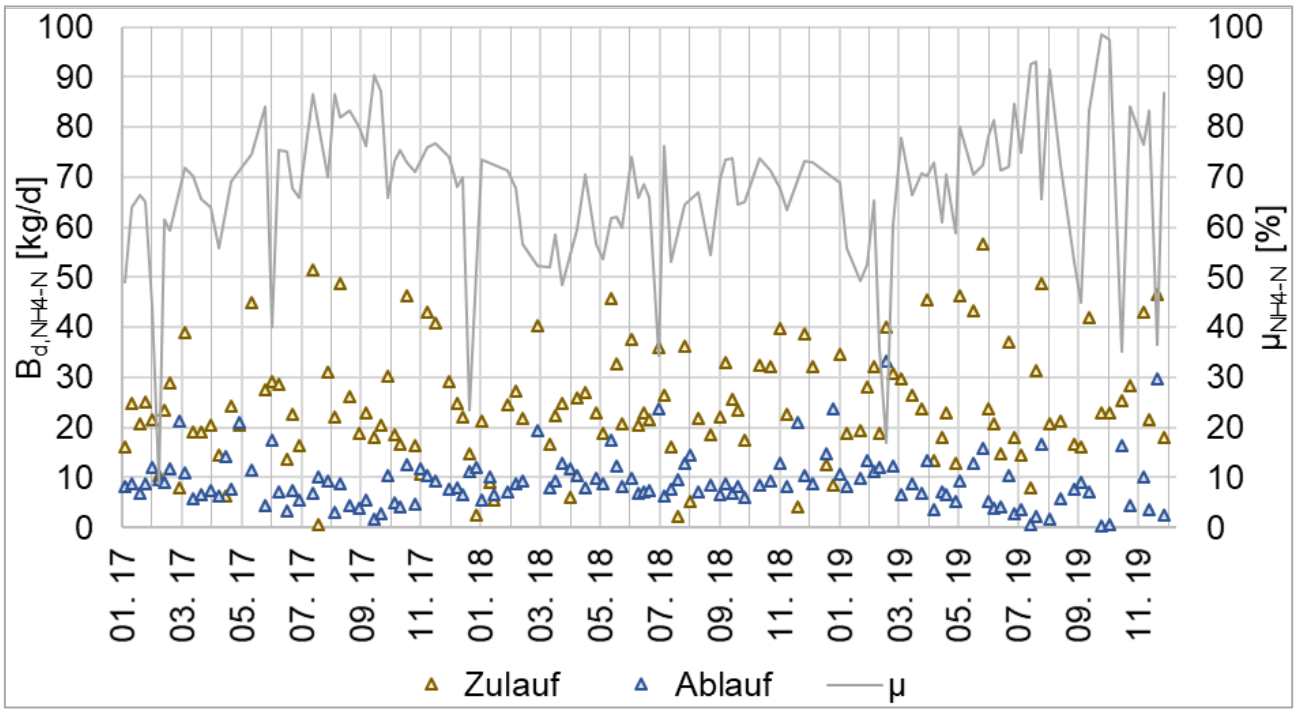

Abbildung 75: Verlauf der Ammoniumstickstoff-Frachten $B_{d,NH4-N}$ im Zulauf und Ablauf von Kläranlage I mit zugehöriger Eliminationsleistung μ_{NH4-N} (EKVO Berichtsjahre 2017 - 2019)

Insgesamt erscheint durch diesen Aufbau der Kläranlage keine stabile Betriebsführung möglich. Obwohl die Behandlung eines Teilstromes zu einer Verbesserung der Ablaufwerte führt, kann die Einhaltung des Überwachungswertes nicht sichergestellt werden. Eine Erweiterung der Kläranlage mit zusätzlichen Festbettelementen ist nur dann sinnvoll, wenn es sich danach um eine Vollstrombehandlung per Festbettreaktor handelt und also entsprechend ausreichendes Volumen geschaffen wird.

Aufgrund der notwendigen Investitionen wird für diese Kläranlage eher ein Konzept empfohlen, dass sich den zukünftig steigenden Anforderungen anpasst. Eine mögliche Maßnahme ist eine Außerbetriebnahme der Kläranlage zur Umleitung des anfallenden Abwassers in eine nahegelegene technische Kläranlage. Diese Variante wurde allerdings nach Aussage der Beteiligten vor einiger Zeit bereits diskutiert und verworfen.

Weitere Möglichkeiten für eine Abwasserteichanlage dieser Ausbaugröße bestehen in der Umrüstung zum CWSBR-Verfahren oder zum Biocos®-Verfahren, um konstant niedrige Ablaufkonzentrationen von konservativ geschätzten 2 mg/L bis 3 mg/L NH_4-N zu erzielen.

7.11 Kläranlage J (GK 2 – Belebungsbecken mit Nitrifikation)

Die Kläranlage J ist für 2.500 EW bemessen und wird mit 2.100 EW belastet. Als Kläranlagenkomponenten dienen ein Rechen mit Sandfang zur mechanischen Reinigung sowie ein Oxidationsgraben mit einem Nachklärbecken als Belebungsstufe. Der Oxidationsgraben weist eine Tiefe von rund 1,10 m auf und wird mittels Walzenbelüfter oberflächenbelüftet. Zusätzlich werden ein ehemaliges Nachklärbecken als Voreindicker des Überschussschlammes und ein vorhandenes Regenklärbecken als Schlammspeicher genutzt. Die Schlammentwässerung wird auf einer nahegelegenen benachbarten Kläranlage durchgeführt. In Abbildung 76 ist das zugehörige Fließschema dargestellt. Der Überwachungswert für Ammoniumstickstoff liegt bei 10 mg/L sowie bei 21 mg/L für N_{Ges}.

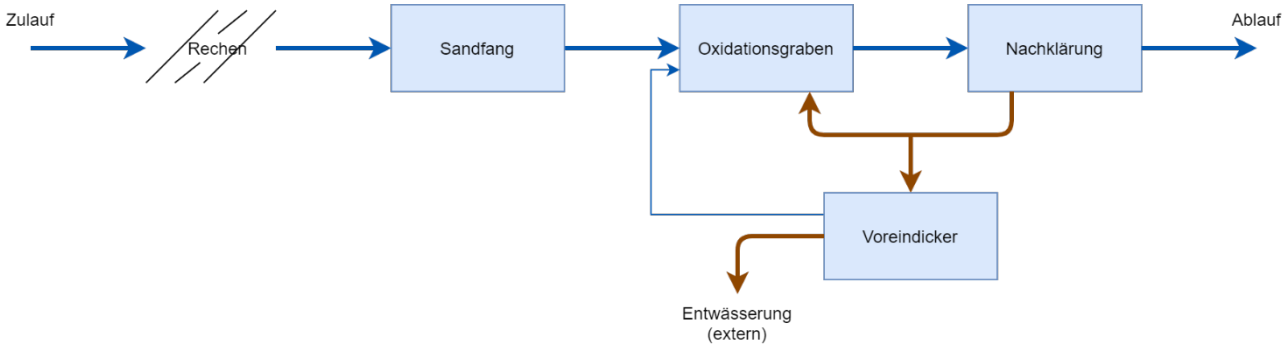

Abbildung 76: Fließschema der Kläranlage J

Die Kläranlage wurde in den 70er Jahren errichtet und seither kaum modernisiert. Lediglich die Elektrotechnik wurde dem Stand der Technik angepasst, sodass alle Bauwerke einen erheblichen Sanierungsbedarf aufweisen. Ein Modernisierungsbedarf besteht auch deshalb, weil die Überwachungswerte oftmals überschritten werden.

Im Oxidationsgraben liegen der TS-Gehalt bei 7 g/L und der Sauerstoffgehalt bei ca. 2,5 mg/L. Durch die geringe Eintauchtiefe der Walzenbelüfter und den hohen TS-Gehalt wird der Sauerstoffeintrag auch bei durchgehend laufenden Belüftereinheiten als nicht ausreichend erachtet. Zusätzlich wird eine mögliche Denitrifikation durch die durchgehend betriebene Belüftung vernachlässigt. Bei der Voreindickung anfallendes Trübwasser wird zeitgesteuert in den Oxidationsgraben zurückgeführt, wodurch eine zusätzliche Rückbelastung entsteht. Aufgrund von Betriebsproblemen lässt sich zudem ein Schlammabtrieb in den Ablauf nicht ausschließen.

Zur Datenauswertung wurden die Betriebstagebücher für die Jahre 2018 und 2019 verwendet. Die tägliche Abflussmenge wird auf Basis einer kontinuierlichen Durchflussmessung erfasst, deren zugehörige Ganglinien in Abbildung 77 dargestellt sind.

Trotz kontinuierlicher Messungen sind die Aufzeichnungen zum Teil lückenhaft, was möglicherweise einen defekten Sensor zur Ursache hatte. Im Mittel liegen der Trockenwetterabfluss bei 600 m³/d und die Mischwassermenge bei etwa 940 m³/d (2019) bis 1.300 m³/d (2018).

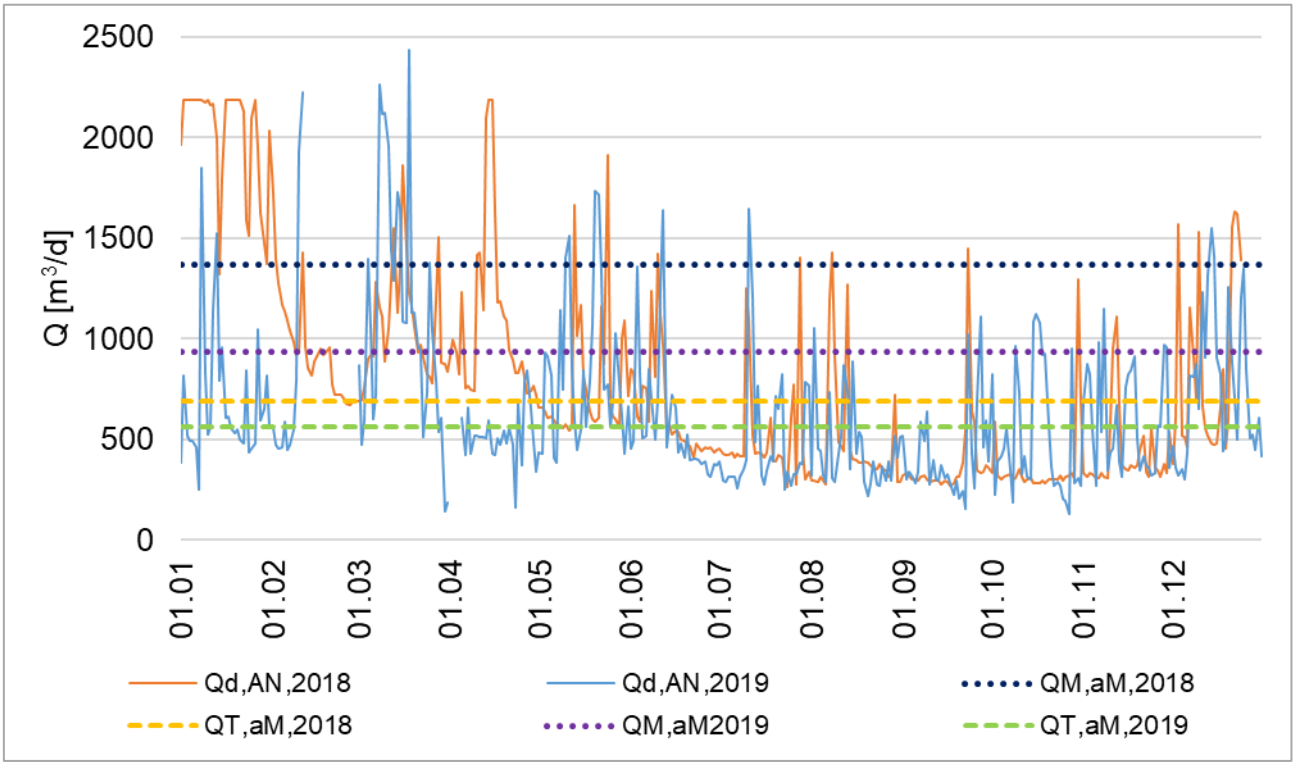

Abbildung 77: Ganglinie der Ablaufmengen von Kläranlage J mit jährlicher Trockenwetter- und Mischwassermenge (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019)

Im Zulauf werden die Stickstoffparameter monatlich aufgezeichnet, sodass jährlich etwa 12 Werte in die Untersuchung einbezogen werden können. Laut der Daten liegt die Spanne der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen der Jahren 2018 und 2019 zwischen 4,1 mg/L und 49,4 mg/L im Zulauf. Die Mittelwerte liegen bei 22,4 mg/L (2018) und 23,9 mg/L (2019).

Aufgrund der wöchentlichen Messung liegen für den Ablauf maximal 52 Ammoniumstickstoffwerte im Jahr vor. Aufgrund der höheren Datendichte ist eine statistische Datenauswertung nach Abbildung 78 mit einer höheren Aussagekraft behaftet. Demnach sind im Jahr 2019 höhere Ablaufkonzentrationen als im Jahr 2018 zu verzeichnen. Im Vergleich liegt das 90-Perzentil bei 29,0 mg/L im Jahr 2019 und bei 21,6 mg/L im Jahr 2018. Der Mittelwert im Jahr 2019 liegt bei 15,5 mg/L und bei 9,6 mg/L im Jahr 2018. In beiden Jahren wird der Überwachungswert von 10 mg/L nicht eingehalten.

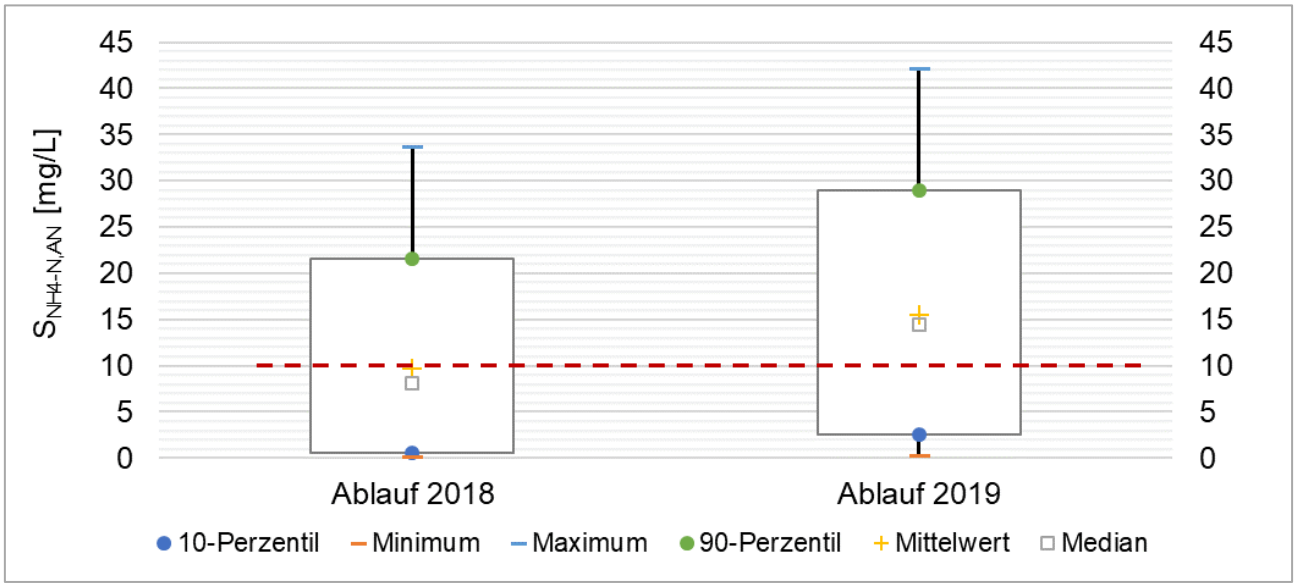

Abbildung 78: Statistische Auswertung der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Ablauf $S_{NH4-N,AN}$ von Kläranlage J im Vergleich zum Überwachungswert (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019)

Für die Jahre 2018 und 2019 lässt sich anhand der Betriebsdaten (elf Werte) eine mittlere BSB_5-Schlammbelastung von 0,09 [kg/kg*d] abschätzen. Eine Nitrifikation ist demnach prinzipiell möglich (< 0,15 [kg/kg*d]), eine simultan-aerobe Schlammstabilisierung, die seinerzeit Grundlage der Bemessung war, hingegen erfahrungsgemäß nicht (< 0,05 [kg/kg*d]). Die BSB_5-Ablaufkonzentrationen sind unauffällig. Vermutet werden kann für die ungenügende Nitrifikationsleistung eine nicht ausreichende Sauerstoffversorgung des Umlaufgrabens.

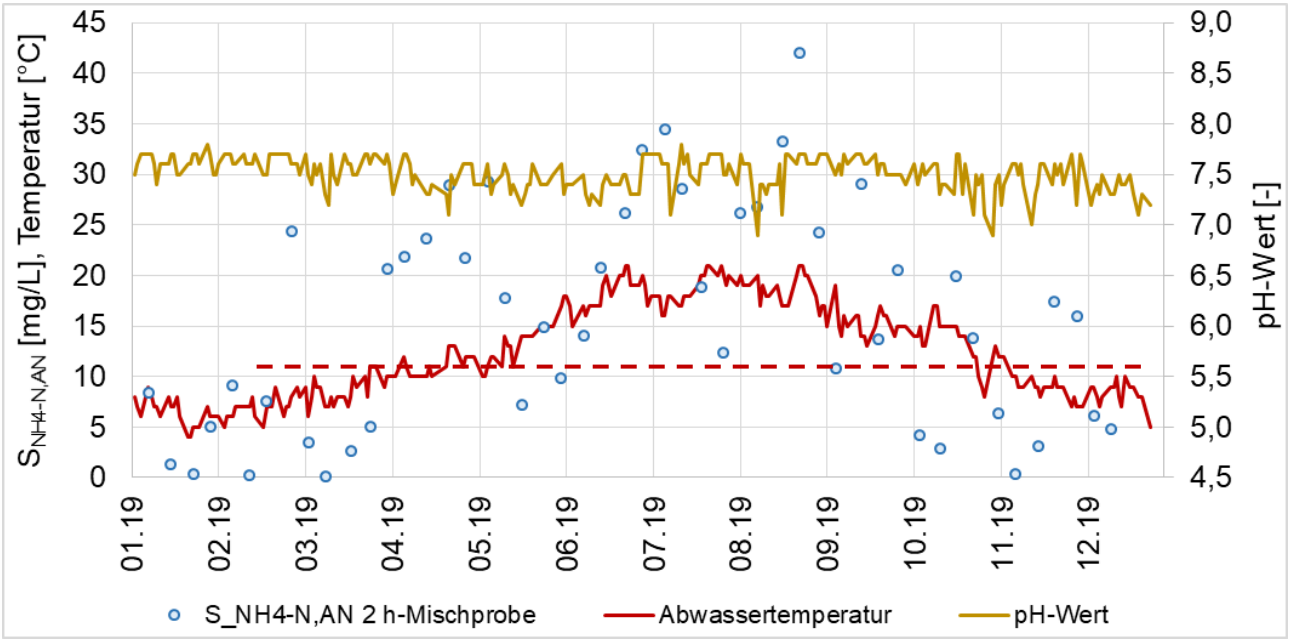

Abbildung 79: Ganglinie Ammoniumstickstoffablaufkonzentration sowie pH-Wert und Temperatur der Kläranlage J (EKVO Berichtsjahr 2019)

Zusätzlich sei für die Kläranlage J einmal exemplarisch auf die Problematik der Ammoniakemissionen aufgrund erhöhter Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentrationen unter bestimmten pH-Wert- und Temperaturrandbedingungen eingegangen. Abbildung 79 zeigt die entsprechenden Parameterverläufe für das Jahr 2019.

Die maximale Abwassertemperatur liegt in den Sommermonaten zeitweise bei 20 °C bei einem gleichzeitigen pH-Wertniveau über 7,5. Die zugehörigen Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentrationen liegen in diesem Zeitbereich zwischen 20 mg/L und 35 mg/L. Es lässt sich gemäß den Erläuterungen im Kontext von Abbildung 4 ableiten, dass unter diesen Bedingungen fischgiftiges Ammoniak in Konzentrationen zwischen 0,4 mg/L und 0,7 mg/L in das Vorflutgewässer emittiert wird.

Insgesamt entspricht die Kläranlage aufgrund fehlender Modernisierung der Verfahrenstechnik nicht mehr dem Stand der Technik. Aufgrund dessen ist die Option eines Neubaus in Betracht zu ziehen, um den langfristig steigenden Anforderungen gerecht zu werden. Dadurch ergäbe sich weiterhin die Möglichkeit, eine ebenfalls sanierungsbedürftige Abwasserteichanlage im Nachbardorf über eine Pumpdruckleitung anzuschließen.

Kurzfristige Sanierungsoptionen bestehen in der Modernisierung der Maschinentechnik, sodass die Oberflächenbelüftung des Oxidationsgrabens sinnvoll eingesetzt werden kann. Weiterhin kann eine Sanierung des bestehenden Schlammsilos hydraulische Probleme lösen, indem hydraulische Pufferkapazitäten geschaffen werden.

Mit geringem technischem Aufwand kann eine verbesserte Steuerung durch Einbindung der bestehenden Messeinheiten in die Regelungstechnik erzielt werden. Eine verbesserte Steuerungs- und Regelungstechnik wird dem baulichen Investitionsbedarf allerdings nur eingeschränkt entgegenwirken.

7.12 Kläranlage K (GK 2 – intermittierende Denitrifikation, keine Stabilisierung)

Die Kläranlage K ist eine Kläranlage für 2.600 EW, die durch eine besondere Belastungssituation geprägt ist. Dabei wird die angegebene Ausbaugröße zeitweise deutlich überschritten. Als ein Grund wird genannt, dass die Kläranlage seit Inbetriebnahme in den 70er Jahren kaum erweitert wurde, aber im Laufe der Zeit neue Einzugsgebiete angeschlossen wurden. Zuletzt wurde eine oberhalb liegende Raststätte ohne betriebseigene Kläranlage erweitert, deren zusätzliche Belastung für die kommunale Kläranlage bei der Planung nicht berücksichtigt wurde. Aufgrund erhöhter Ammoniumstickstoff-Konzentration im Ablauf der Kläranlage wird angenommen, dass die ursprünglich angesetzte Belastung von 300 EW durch die Raststätte in der Hauptferienzeit um ein Vielfaches überschritten wird. Ein vorliegendes Gutachten, das zur Erfassung der Belastungssituation in einem Zeitraum vom 12.08. bis 18.08.2016 sowie 16.10. bis 25.10.2016 durchgeführt wurde, gibt eine tatsächliche Belastung von 4.000 EW in der Ferienzeit an. Behördlich ist kein Überwachungswert für Ammoniumstickstoff, sondern lediglich für N_{Ges} von 40 mg/L festgelegt.

Die Kläranlage ist derart konzipiert, dass nach der mechanischen Reinigung aus Rechen sowie Sand- und Fettfang ein Kombibecken als biologische Stufe betrieben wird. Für die

Belebung stehen 600 m³ zur Verfügung und für die innenliegende Nachklärung sind 200 m³ Volumen verfügbar. Der anfallende Überschussschlamm wird in einem Zwischenspeicher voreingedickt und anschließend landwirtschaftlich entsorgt. Das Fließschema ist in Abbildung 80 dargestellt.

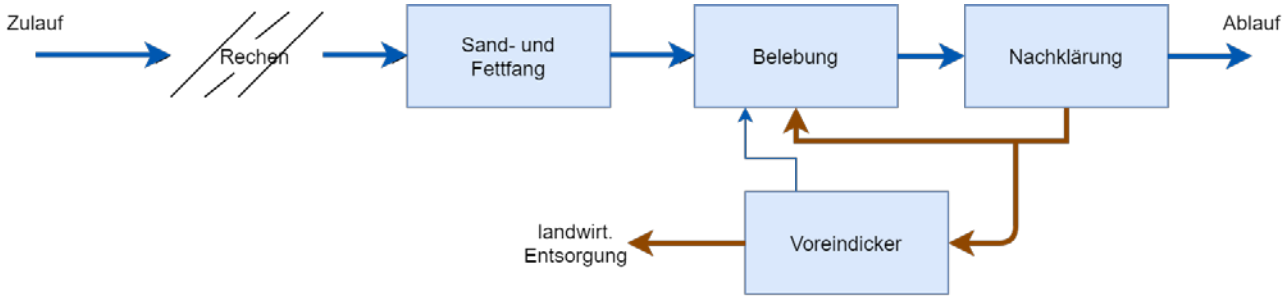

Abbildung 80: Fließschema der Kläranlage K

Der TS-Gehalt liegt im Mittel bei 3,5 g/L. Der Sauerstoffeintrag erfolgt aktuell noch mittels umlaufender Belüfterbrücke. Zukünftig ist ein Umbau zu stationären Belüfterplatten mit neuen Verdichtern geplant, sodass die Brücke zukünftig entfallen wird. Gesteuert wird die Belüftung zeitabhängig unter Berücksichtigung der O_2-Messung. Dabei beträgt die maximale Belüftungsphase 160 Minuten und die unbelüftete Phase maximal 30 Minuten. Alle Parameter werden vom Betriebspersonal täglich überprüft und ggf. angepasst. Das Schlammalter wird mit 10 Tagen angegeben, sodass keine aerobe Stabilisierung erfolgt.

Zur Phosphatfällung wird Aluminiumchlorid mit einer geringen Menge an Eisen(III)-Chlorid simultan in den Zulauf zum Belebungsbecken dosiert.

Als Grundlage zur Datenauswertung dienen die Betriebstagebücher der Jahre 2018 und 2019. Der Datensatz besteht sowohl für die Durchflussmengen als auch die stofflichen Daten im Ablauf (2 h-Mischprobe) aus 55 Werten im Jahr 2018 und 50 Werten im Jahr 2019. Da sich anhand dieser Datendichte keine Ganglinie darstellen lässt, erfolgt die statistische Auswertung anhand der Box-Whisker-Darstellungen in Abbildung 81. Demnach liegt der mittlere Zufluss zur Kläranlage bei 55 m³/d (2018) bzw. 58 m³/d (2019). Eine Differenzierung in Trockenwetter- und Mischwetterzufluss ist anhand der verfügbaren Daten nicht möglich, sodass der mengenmäßige Einfluss durch die Raststätte in der Ferienzeit nicht beurteilt werden kann.

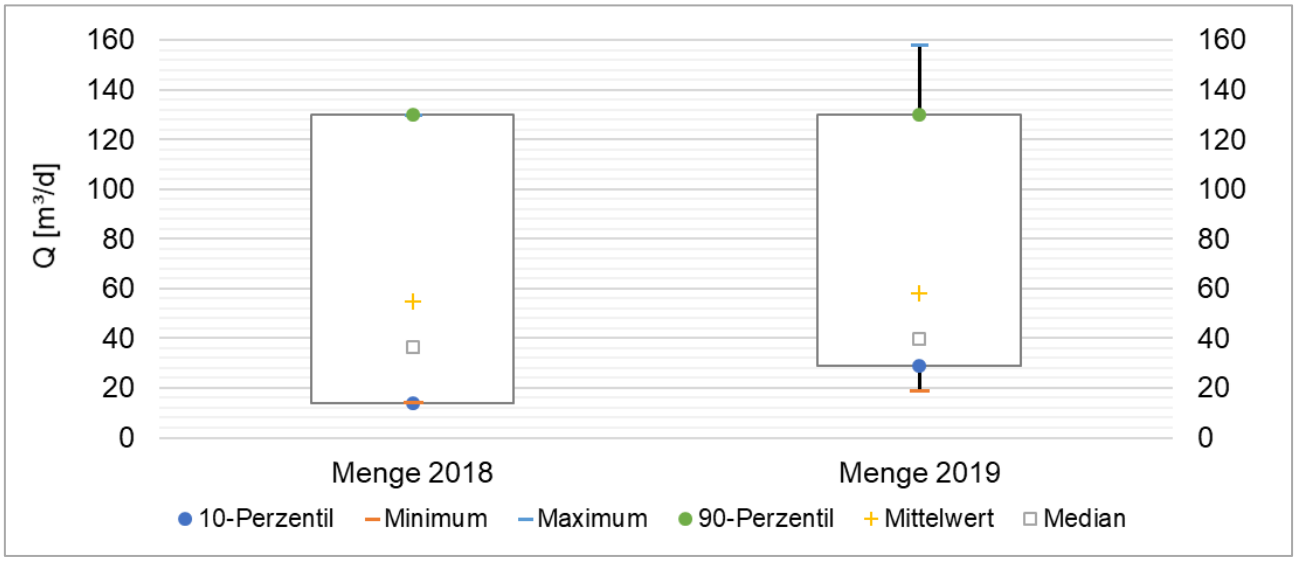

Abbildung 81: Statistische Auswertung der Ablaufmengen von Kläranlage K (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019)

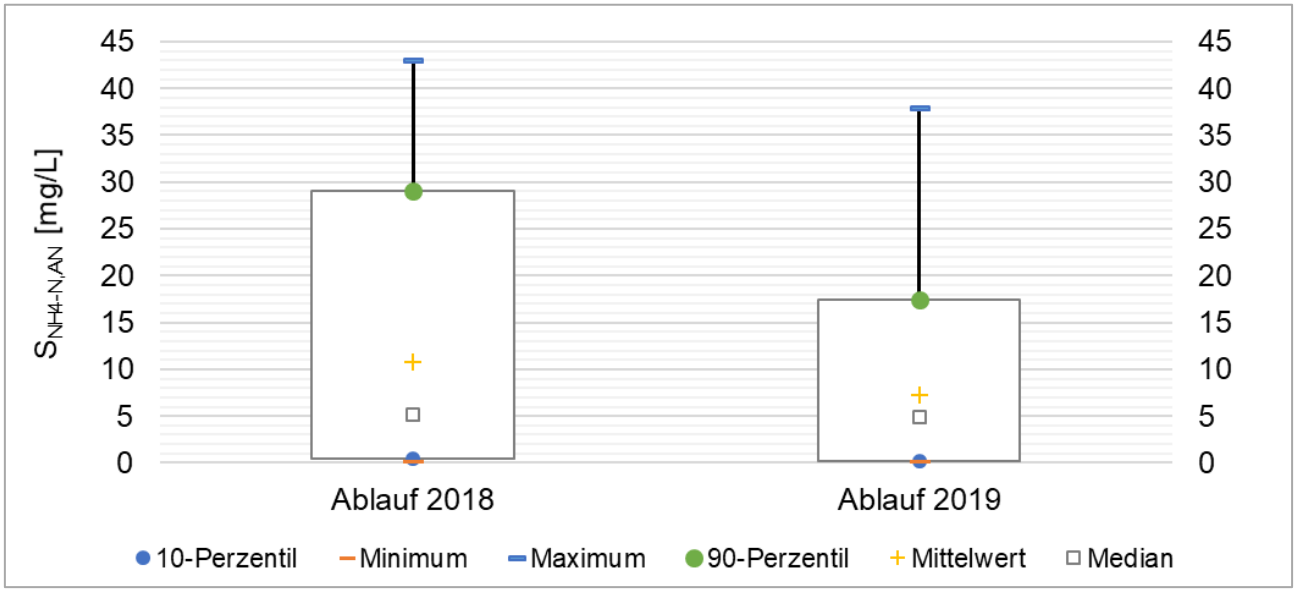

Abbildung 82: Statistische Auswertung der Ammoniumstickstoff-Konzentration im Ablauf von Kläranlage K (EKVO Berichtsjahr 2018 – 2019)

Bei den Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentrationen (siehe Abbildung 82) zeigt sich eine große Wertespanne zwischen 0,1 mg/L und 43 mg/L (2018) sowie zwischen 0,04 mg/L und 38 mg/L (2019). Das 90-Perzentil fällt im Jahr 2019 mit 17,4 mg/L deutlich geringer als im Jahr 2018 mit 29 mg/L aus. Die Mittelwerte liegen bei 10,7 mg/L und 7,2 mg/L. Entsprechend zeigt sich, dass auf der Kläranlage keine stabile Betriebsweise stattfindet. Obwohl potenziell niedrige Konzentrationen möglich sind, funktioniert die Nitrifikation zum Teil nur unzureichend.

Aufgrund von z. T. veralteter Kläranlagentechnik und der Überlastsituation der Kläranlage entstehen betriebliche Probleme, die zukünftige Investitionen unabdingbar machen. Kurzfristig kann die geplante Modernisierung der Belüftungseinrichtung Abhilfe schaffen, um den Sauerstoffeintrag in das Belebungssystem zu optimieren und die Nitrifikation zu stützen. Besonders bei einer schwankenden Zulaufbelastung kann ein geeignetes Regelkonzept mit Integration einer Ammonium-Nitrat-Messung im Zulauf, ggf. in Verbindung mit entsprechender Fernwirktechnik, den hohen Ablaufwerten entgegenwirken.

Mittel- und langfristig werden jedoch weitere Ertüchtigungsmaßnahmen empfohlen, die vor allem auf ein geeignetes Kläranlagenkonzept zur Anpassung an die Belastungssituation abzielen. Dazu ist eine Erweiterung der Kläranlage um ein weiteres Kombibecken eine Möglichkeit zur Schaffung von mehr Beckenvolumen, um Überlastungen abzupuffern und auch künftig die saisonal wachsende Belastung aufnehmen zu können. An dieser Stelle sei anzumerken, dass eine geeignete Dimensionierung der Nachklärung eine verbesserte Anpassung von Überschussschlamm-Abzug und TS-Gehalt im Belebungsbecken zulässt. Entsprechend können sich durch diese Maßnahme zusätzlich indirekt positive Einflüsse auf die Nitrifikation ergeben.

7.13 Kläranlage L (GK 2 – Belebungsbecken mit Biofilmverfahren)

Die Kläranlage L wurde ursprünglich als Scheibentauchkörperanlage gebaut und wurde 2004 mit einer Belebungsstufe erweitert. Die Ausbaugröße beträgt 3.000 EW mit einer tatsächlichen Belastung von 6.500 EW. Behördlich ist ein Überwachungswert von 7 mg/L für Ammoniumstickstoff und von 10 mg/L für N_{Ges} festgelegt.

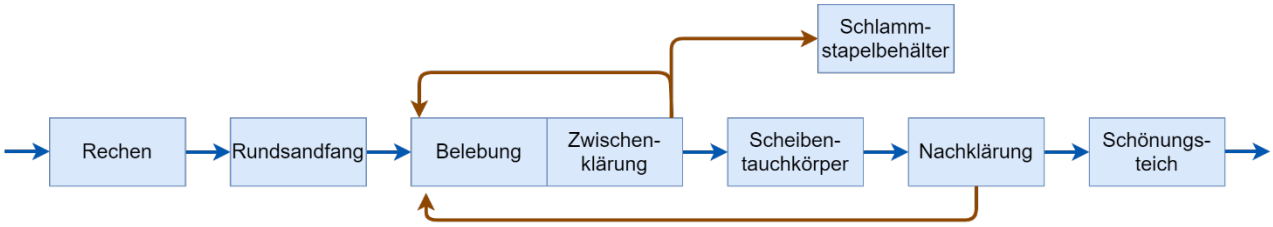

Abbildung 83: Fließschema der Kläranlage L

Der Aufbau der Kläranlage ist in Abbildung 83 dargestellt. Zur mechanischen Reinigung verfügt die Kläranlage über einen Rechen und einen Rundsandfang. Die biologische Reinigung besteht aus einem dauerhaft belüfteten Belebungsbecken und einem nachgeschalteten Scheibentauchkörper. Die Sauerstoffkonzentration im Belebungsbecken wird zwischen 1,5 mg/L und 2,5 mg/L geregelt. Zwischen Belebung und Scheibentauchkörper ist ein Zwischenklärbecken geschaltet. In diesem sind aufsteigende Gasblasen zu erkennen, was auf Denitrifikationsvorgänge hindeutet. Ein Teil des sedimentierten Schlammes wird zurück in die Belebung geleitet, der andere Teil wird als Überschussschlamm abgezogen und in einen Schlammstapelbehälter geführt. Bevor das Abwasser ins Gewässer gelangt, durchfließt dieses das Nachklärbecken und den Schönungsteich. Die Kläranlage verfügt

über eine Rezirkulation aus der Nachklärung in die Belebung. Zur Phosphatfällung wird Eisen(III)-Chlorid in den Zulauf dosiert.

Als Datengrundlage zur Datenauswertung dienen die Betriebstagebücher der Jahre 2017 bis Oktober 2019. Im Mittel fließen 963 m³/d der Kläranlage zu, wobei der minimale Zufluss 197 m³/d beträgt.

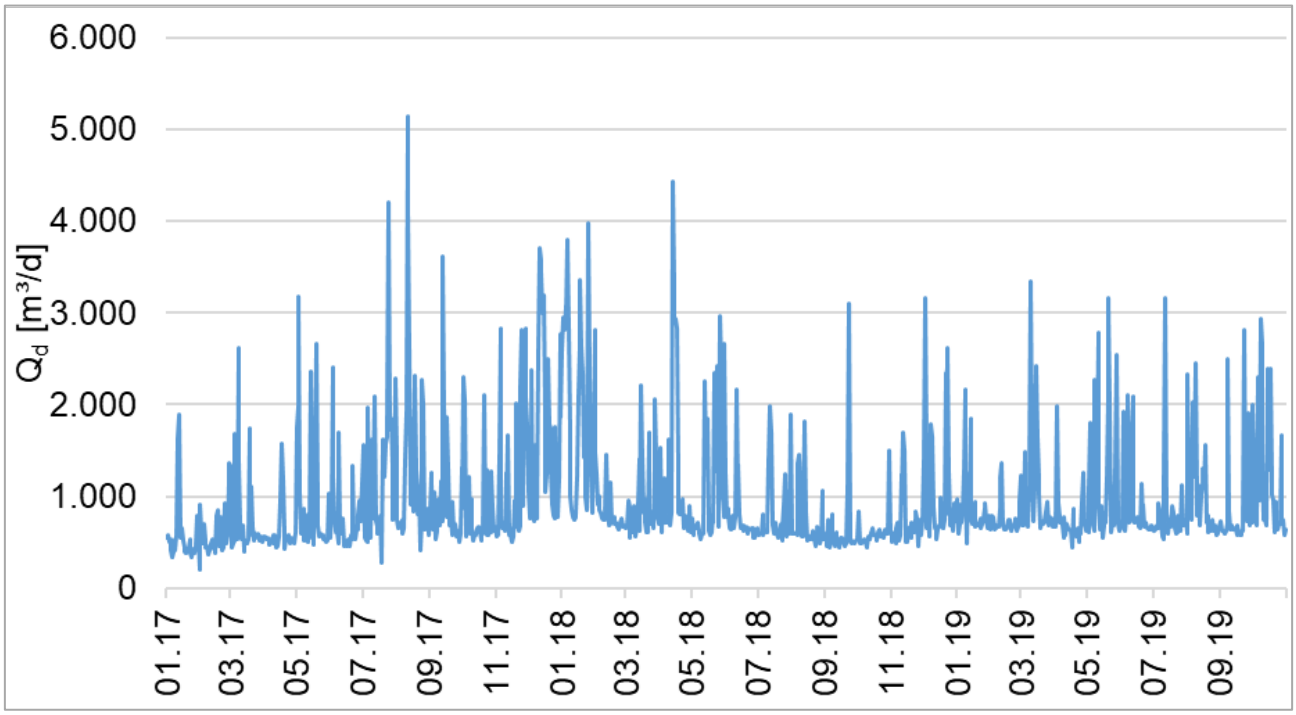

Abbildung 84: Ganglinie der Ablaufmengen von Kläranlage L (EKVO Berichtsjahre 2017 – 10.2019)

Die stofflichen Zu- und Ablaufparameter werden ungefähr wöchentlich aufgezeichnet, sodass über den betrachteten Zeitraum 144 Ammoniumstickstoffwerte zur Verfügung stehen. Die Zulaufkonzentration weist eine große Spanne zwischen 3,7 mg/L und 98,7 mg/L bei einer mittleren Zulaufkonzentration von 50,2 mg/L auf (vgl. Abbildung 85).

Aufgrund von Betriebsproblemen ergaben sich 10 Ausreißer der Ablaufkonzentration zu Beginn des Jahres 2017, die bei der statistischen Datenauswertung nach Abbildung 85 und Abbildung 86 nicht berücksichtigt werden. Demnach wird im Ablauf eine mittlere Konzentration von 2,2 mg/L gemessen und ein 90-Perzentil von 5,2 mg/L ermittelt. Anhand der Unterschreitungshäufigkeit zeigt sich, dass der Ammoniumstickstoff-Überwachungswert von 7 mg/L zu 99 % unterschritten wird.

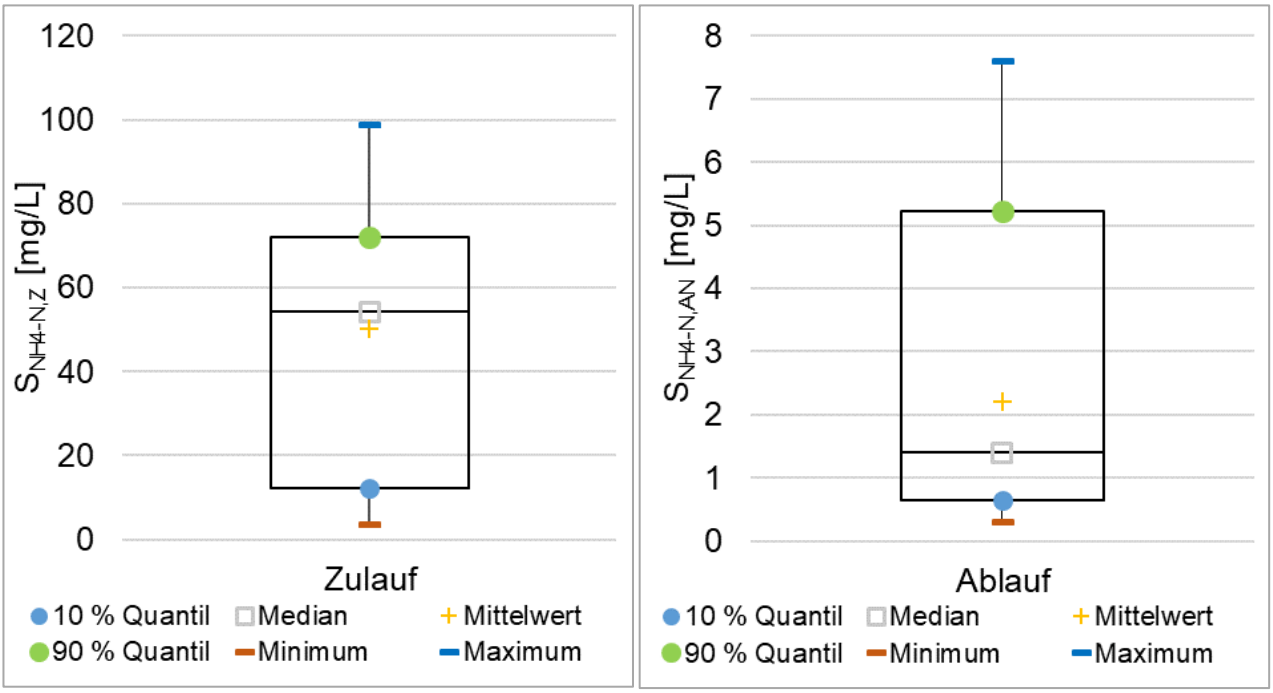

Abbildung 85: Statistische Auswertung der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen S_{NH4-N} im Zulauf und Ablauf von Kläranlage L (EKVO Berichtsjahre 2017 – 10.2019)

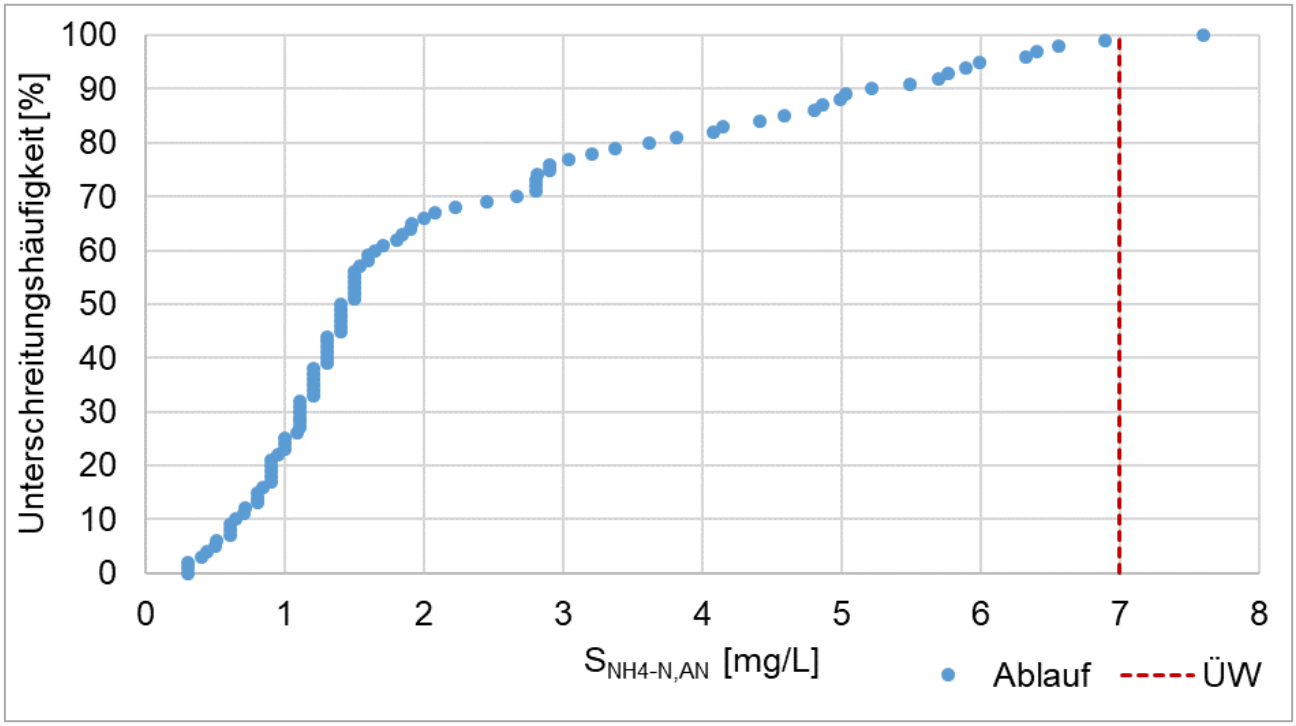

Abbildung 86: Unterschreitungshäufigkeit der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Ablauf $S_{NH4-N,AN}$ von Kläranlage L (EKVO Berichtsjahre 2017 – 10.2019)

Bezogen auf die Frachtbetrachtung aus Abbildung 87 ergeben sich für den Zulauf ein bemessungsrelevantes 85-Perzentil von 58,0 kg/d und ein Mittelwert von 41,3 kg/d. Bis auf

wenige Ausreißer liegt die Ablauffracht unter 6 kg/d, wobei die mittlere Ablauffracht 2,4 kg/d beträgt. Dabei weisen die Ablauffrachten nur geringe Schwankungen auf. Durchschnittlich erreicht die Kläranlange eine Ammoniumeliminationsleistung von 93,1 %.

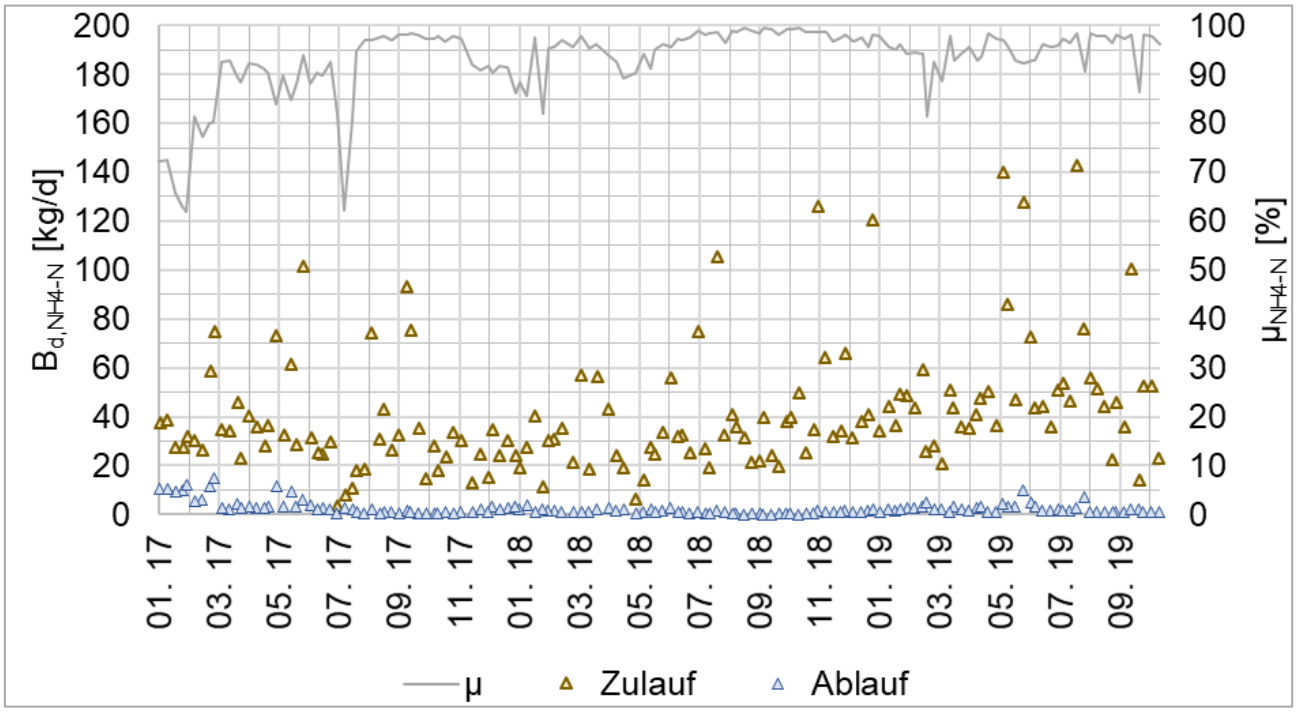

Abbildung 87: Verlauf der Ammoniumstickstoff-Frachten $B_{d,NH4-N}$ im Zulauf und Ablauf von Kläranlage L mit zugehöriger Eliminationsleistung μ_{NH4-N} (EKVO Berichtsjahre 2017 – 10.2019)

Insgesamt zeigt die Datenauswertung, dass die Kombination von Belebung und Tropfkörpern durchaus dazu geeignet ist, sehr gute Reinigungsleistungen zu erzielen. Neben dem Ammoniumstickstoff-Überwachungswert hält die Kläranlage auch sicher den N_{Ges}-Überwachungswert von 10 mg/L ein. Aufgrund der ungenügenden Datendichte konnte nicht bewertet werden, welchen konkreten Einfluss der nachgeschaltete Scheibentauchkörper auf die Gesamtnitrifikationsleistung der Kläranlage hat. Dabei ist anzunehmen, dass vor allem das Belebungsbecken die verfahrenstechnisch relevante Komponente für die Nitrifikationsleistung darstellt. Um die Wirtschaftlichkeit des Betriebs der Walzentauchkörper durch den zusätzlichen Strombedarf zu überprüfen, ist hier ein zusätzliches Gutachten erforderlich.

7.14 Kläranlage M (GK 3 – intermittierend, aerobe Stabilisierung)

Neben typisierten Verfahrenstechniken werden Verfahrensvarianten untersucht, die bisher in Hessen nicht umgesetzt werden, aber im Rahmen von notwendigen Ertüchtigungen auf die Kläranlagentypen adaptiert werden können. Die Kläranlage M in Nordrhein-Westfalen mit einer Ausbaugröße von 9.000 EW ist derart konzipiert, dass die biologische Reinigung in einem Umlaufgraben mit anschließender MBR-Stufe zur Feststoffabtrennung stattfindet. Angeschlossen sind derzeit rund 7.300 EW. Der behördliche festgelegte Überwachungswert für Ammoniumstickstoff ist mit 1,5 mg/L sehr niedrig angesetzt.

Aufgrund der feinporigen Membranmodule im Bereich der Ultrafiltration (Porenweite 0,1 µm) ist die mechanische Vorreinigung mit einem Filtrationsrechen mit 6 mm Stabweite und zwei anschließenden Trommelsieben, die eine Maschenweite von 0,75 mm aufweisen, aufwendiger konzipiert als bei konventionellen Belebungsanlagen mit einer Sedimentationsstufe (Nachklärbecken). Das Belebungsbecken ist als Umlaufgraben mit rund 1.500 m^3 Volumen und einer Tiefe von ca. 2,40 m konstruiert, der intermittierend mittels Mammutwalzenbelüfter mit Sauerstoff versorgt wird. Im Becken wird ein TS-Gehalt von 7 bis 8 g/L bei einem Sauerstoffgehalt zwischen 0,8 bis 1,5 g/L betrieben. Das Schlammalter liegt bei mehr als 30 Tagen. Zur P-Fällung wird Eisen(III)-Chlorid in das Belebungsbecken dosiert.

Die separat angeordnete Filtrationseinheit besteht aus vier Straßen, in denen jeweils zwei Membrankassetten eingehängt sind (vgl. Abbildung 88). Dabei weisen die Filtrationskammern, in denen ein TS-Gehalt von ca. 12 g/L vorliegt, ein Volumen von 320 m^3 auf. Darüber hinaus liegt die Filtrationsoberfläche bei rund 12.000 m^2, also ca. 1,3 m^2/EW.

Abbildung 88: Membraneinheit nach der chemischen Reinigung auf der Kläranlage M

Zur Reinigung werden die Module regelmäßig rückgespült und einmal jährlich einer chemischen Hauptreinigung unterzogen. Gemäß den Angaben des Betreibers sind die Module nach einer Standzeit von über 12 Jahren noch in einem sehr guten Zustand. Entsprechend ist anzumerken, dass die Standzeiten dieser Membranen deutlich die Literaturangaben von acht bis zehn Jahren (Pinnekamp und Friedrich 2006) überschreiten. Ergänzend sei

an dieser Stelle angemerkt, dass sich die Betriebserfahrungen der letzten 20 Jahre auf MBR-Anlagen aktuell dahingehend zusammenfassen lassen, dass sich bei einem bestimmungsgemäßen Betrieb der Filtrationsstufen die Standzeiten der Membranmodule in einem Spektrum von 12 bis 15 Jahren bewegen, in Einzelfällen auch darüber hinaus.

Der Überschussschlamm wird voreingedickt und auf der Hauptkläranlage entwässert. Trübwässer werden in den Umlaufgraben zurückgeführt. Das zugehörige Fließschema der MBR-Anlage ist in Abbildung 89 dargestellt.

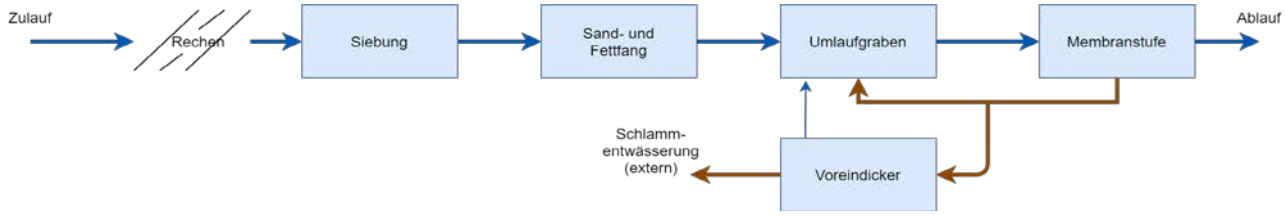

Abbildung 89: Fließschema der Kläranlage M

Zusätzlich wurde zum Zeitpunkt der Besichtigung aktuell eine vierte Reinigungsstufe als Forschungsvorhaben errichtet, die eine Spurenstoffelimination mittels granulierter Aktivkohle erzielt. Als Pufferspeicher für die Beschickung soll künftig das vorhandene Störfall- und Ausgleichsbecken dienen.

Im Zuge der Datenauswertung von den Betriebstagebüchern für die Jahre 2018 und 2019 ergeben sich ein Trockenwetterabfluss von ungefähr 1.600 m³/d und eine mittlere Mischwassermenge von 2.430 m³/d (2019) bzw. 2.590 m³/d. Aufgrund der täglichen Mengenerfassung ergibt sich die Ganglinie aus Abbildung 90.

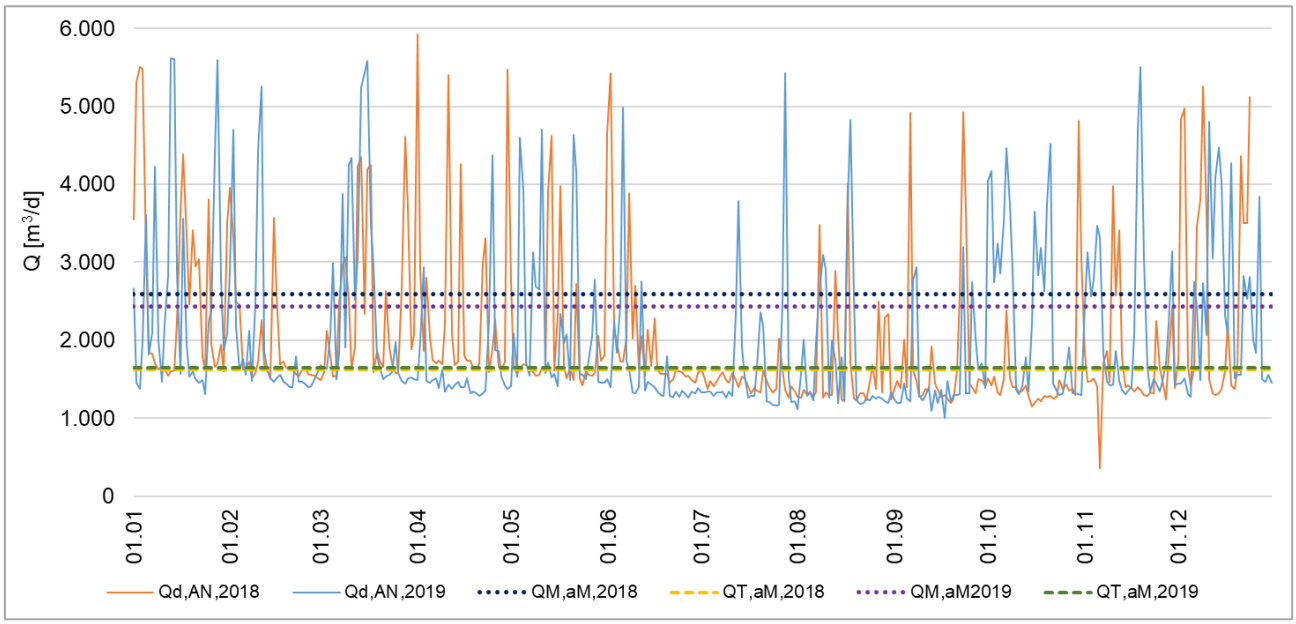

Abbildung 90: Ganglinie der Ablaufmengen von Kläranlage M mit jährlicher Trockenwetter- und Mischwassermenge (Nordrhein-Westfalen SüwVO Abw Berichtsjahre 2018 – 2019)

Die stofflichen Daten werden sowohl im Zulauf und Ablauf wöchentlich erfasst. Aufgrund der gegebenen Datendichte erfolgt die Datenauswertung anhand von Box-Whisker-Darstellungen nach Abbildung 91 und Abbildung 92. Im Zulauf ist ein für das häusliche Abwasser typischer Konzentrationsbereich erkennbar, bei dem der Maximalwert 66,7 mg/L NH_4-N beträgt. Die mittlere Belastung liegt bei 30,4 mg/L (2018) bzw. 32,9 mg/L (2019).

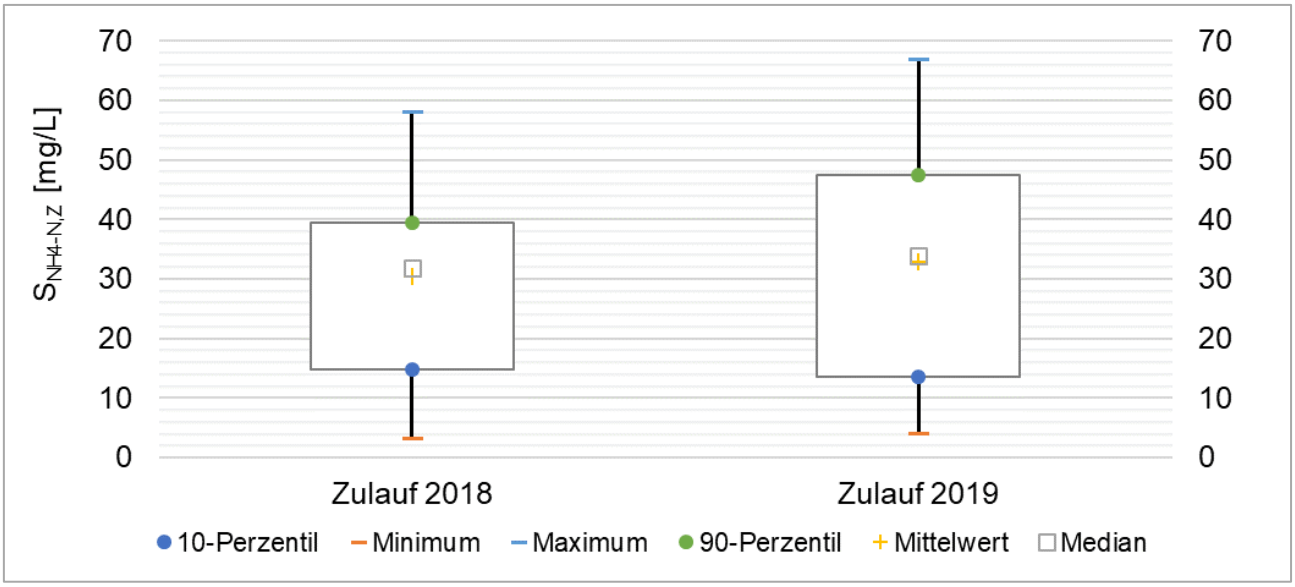

Abbildung 91: Statistische Auswertung der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Zulauf $S_{NH4-N,Z}$ von Kläranlage M (Nordrhein-Westfalen SüwVO Abw Berichtsjahre 2018 – 2019)

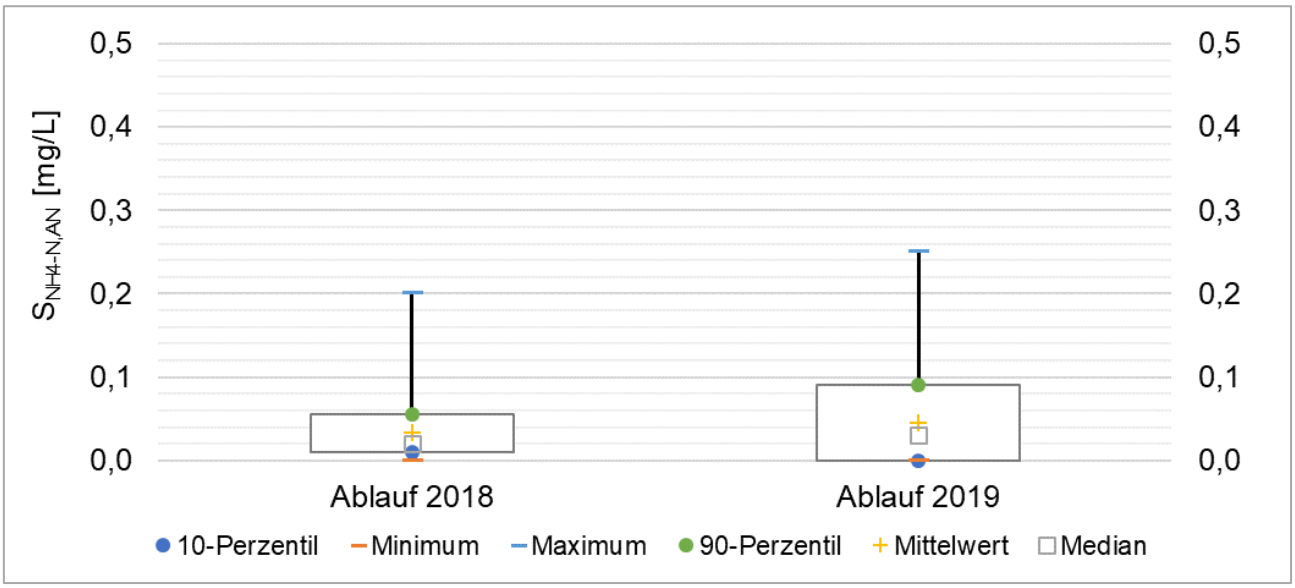

Abbildung 92: Statistische Auswertung der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Ablauf $S_{NH4-N,AN}$ von Kläranlage M (Nordrhein-Westfalen SüwVO Abw Berichtsjahre 2018 – 2019)

Im Ablauf zeichnen sich besonders niedrige Werte von weniger als 0,3 mg/L NH_4-N ab. Dabei liegen die 90-Perzentile bei 0,06 mg/L (2018) und 0,09 mg/L (2019), sodass der Überwachungswert von 1,5 mg/L NH_4-N permanent und deutlich unterschritten wird.

Die niedrigen Ablaufwerte dieser Kläranlage lassen sich auf das hohe Schlammalter, das durch die hohen TS-Gehalte möglich ist, zurückführen. Weiterhin lässt sich vermuten, dass durch die Crossflow-Belüftung in den separat angeordneten Filtrationseinheiten eine zusätzliche Nitrifikationsleistung erzielt wird, woraus sehr geringe Ablaufkonzentrationen resultieren. Darüber hinaus gibt es mittlerweile Hinweise auf zusätzlich positive Reinigungseffekte bei MBR-Anlagen, die sich bspw. auf einer zusätzlichen Biofilmbildung auf den Membranflächen gründen.

Aufgrund der vorliegenden Datengrundlage können die konkreten Ursachen für die hohe Nitrifikationsleistung nicht eruiert werden. Zusätzlich ist bei dieser hohen Umsetzungsrate von Ammonium zu Nitrat ein ausreichendes Denitrifikationsvolumen zu beachten.

7.15 Kläranlage N (GK 4 – intermittierende (alternierende) Denitrifikation, aerobe Stabilisierung)

Die GK 4-Anlage N weist eine Ausbaugröße von 18.000 EW auf und ist mit 15.600 EW leicht unterlastet. Das zulaufende Abwasser kann hauptsächlich als häuslich charakterisiert werden, da der gewerbliche Anteil gering ist. Behördlicherseits werden Überwachungswerte von 2 mg/L für Ammoniumstickstoff und 15 mg/L für N_{Ges} vorgegeben.

In Abbildung 93 ist das zugehörige Fließbild der Kläranlage dargestellt. Im Anschluss an die mechanische Reinigung aus einem Rechen und einem belüftetem Sand- und Fettfang mit integrierten Wärmetauschern erfolgt die biologische Reinigung in zwei Rundbecken mit intermittierender Belüftung und anschließender Nachklärung. Obwohl die Kläranlage verfahrenstechnisch der intermittierenden Denitrifikation zugeordnet wird, erfolgt die Betriebsweise alternierend.

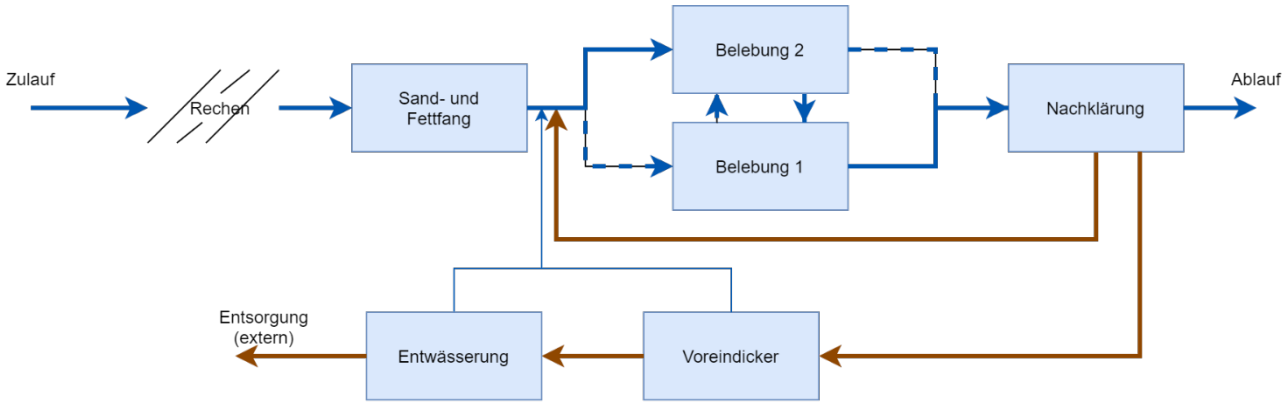

Abbildung 93: Fließschema der Kläranlage N

Als Volumina wurden die Belebungsbecken auf 2.250 m³ und das Nachklärbecken auf 2.016 m³ dimensioniert. Mit einer Tiefe von 2,4 m am Rand und 3,0 m am Königsstuhl ist die Nachklärung vergleichsweise flach konzipiert. Entsprechend hoch ist das Rückführverhältnis, das mit 90 % angegeben ist.

In den Rundbecken wird die Belüftung zeitgesteuert ($t_N \approx 15$ min, $t_{DN} \approx 45$ min) und zusätzlich nach einer Ammonium-Nitrat- und Sauerstoffmessung geregelt. Zum Einsatz kommen aktuell Belüftermatten, die in Zukunft durch weitere Matten zur besseren Blasenverteilung ergänzt werden sollen. Der TS-Gehalt wird im Betriebstagebuch monatlich angegeben und liegt gemäß den Daten zwischen 1,5 g/L und 5,0 g/L. Eine besondere Betriebsweise ist die Umwälzung in den Becken, wonach die Rührwerke in der Belüftungsphase mit höherer Drehzahl als in der Denitrifikation gefahren werden. Auf der Kläranlage wird der Schlamm aerob mit einem Schlammalter von 21,6 d stabilisiert.

Anfallende Prozesswässer aus der Voreindickung und Entwässerung werden nach Bedarf in das Verteilerbauwerk dosiert.

Anhand der Ganglinie für die Abwassermengen aus Abbildung 94 kann ein Trockenwetterabfluss von 3.600 m³/d ermittelt werden. Die mittlere Mischwassermenge lag im Jahr 2019 bei etwa 6.000 m^3/d.

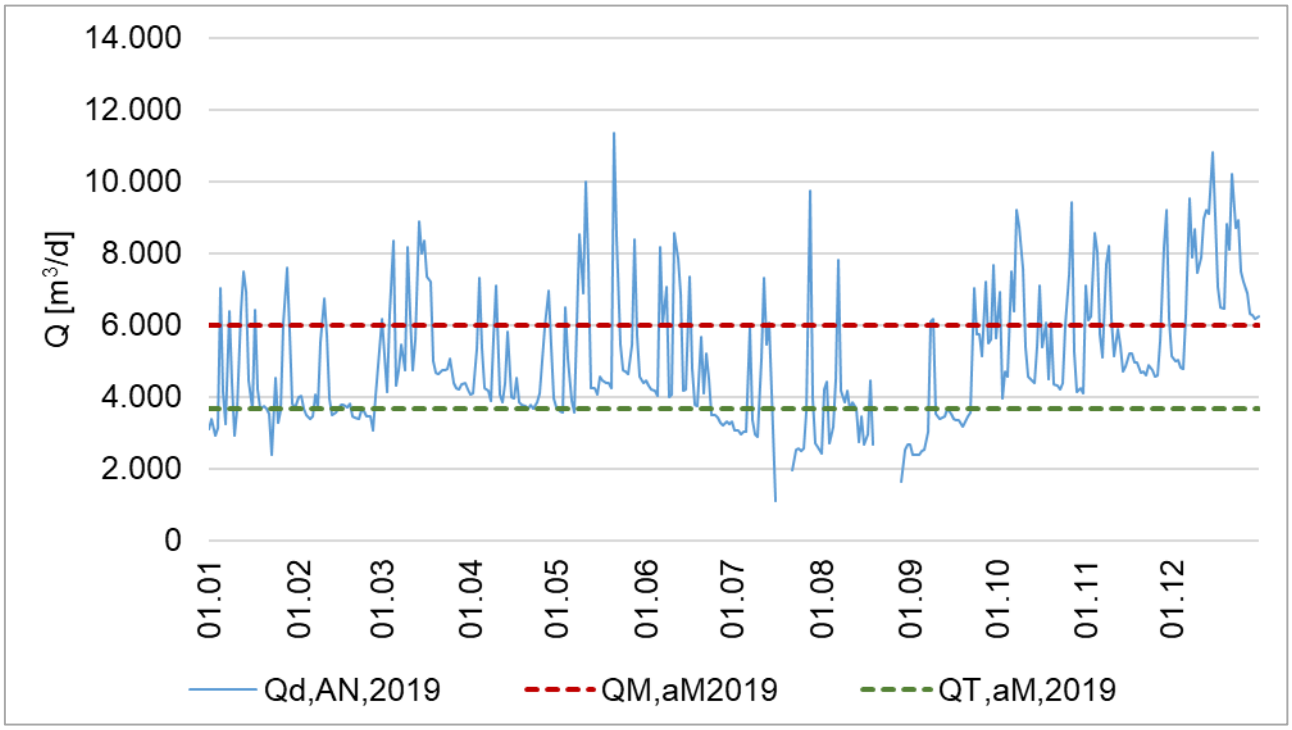

Abbildung 94: Ganglinie der Ablaufmengen von Kläranlage N mit jährlicher Trockenwetter- und Mischwassermenge (EKVO Berichtsjahr 2019)

Die stofflichen Daten werden EKVO-konform wöchentlich im Zulauf als 24 h-Mischprobe und täglich im Ablauf als 2 h- oder 24 h-Mischprobe erfasst. Die Unterschreitungshäufigkeiten der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen sind in Abbildung 95 und Abbildung 96 dargestellt. Mit einer Zulaufkonzentration von 28,5 mg/L im Mittel und maximal 52,5 mg/L liegt eine gewöhnliche Belastungssituation der Kläranlage vor.

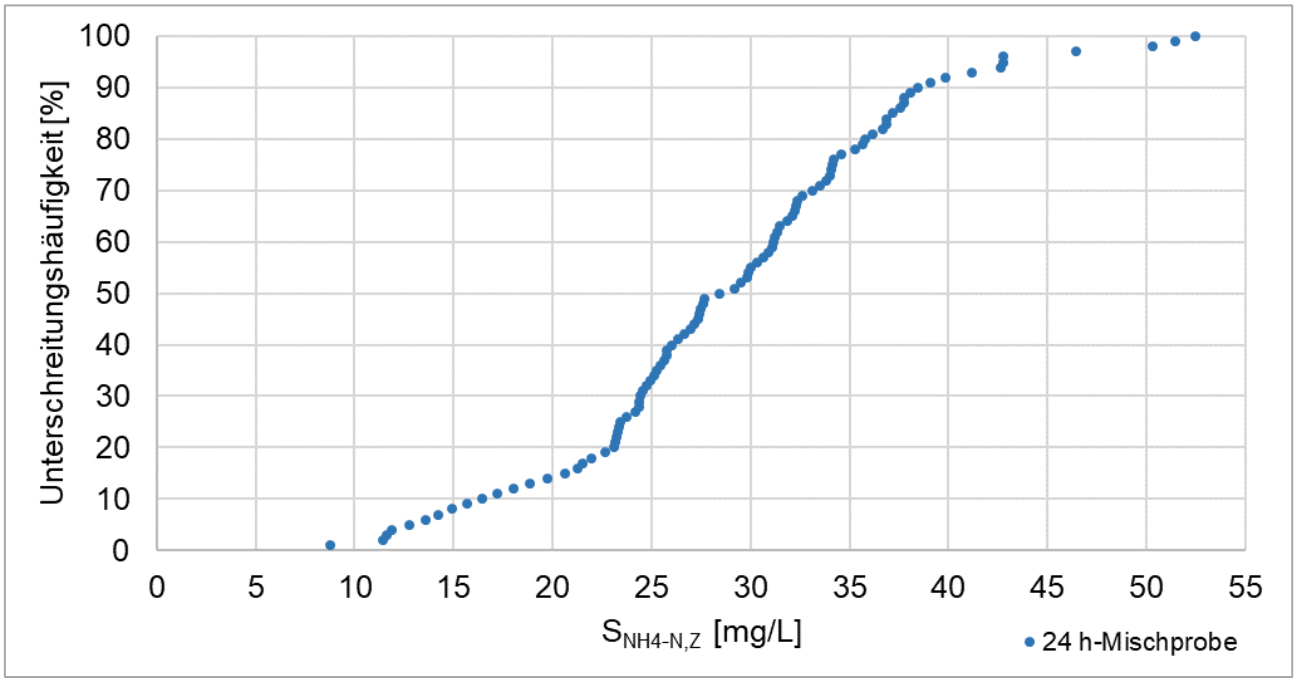

Abbildung 95: Unterschreitungshäufigkeit der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Zulauf $S_{NH4-N,Z}$ von Kläranlage N (EKVO Berichtsjahr 2019)

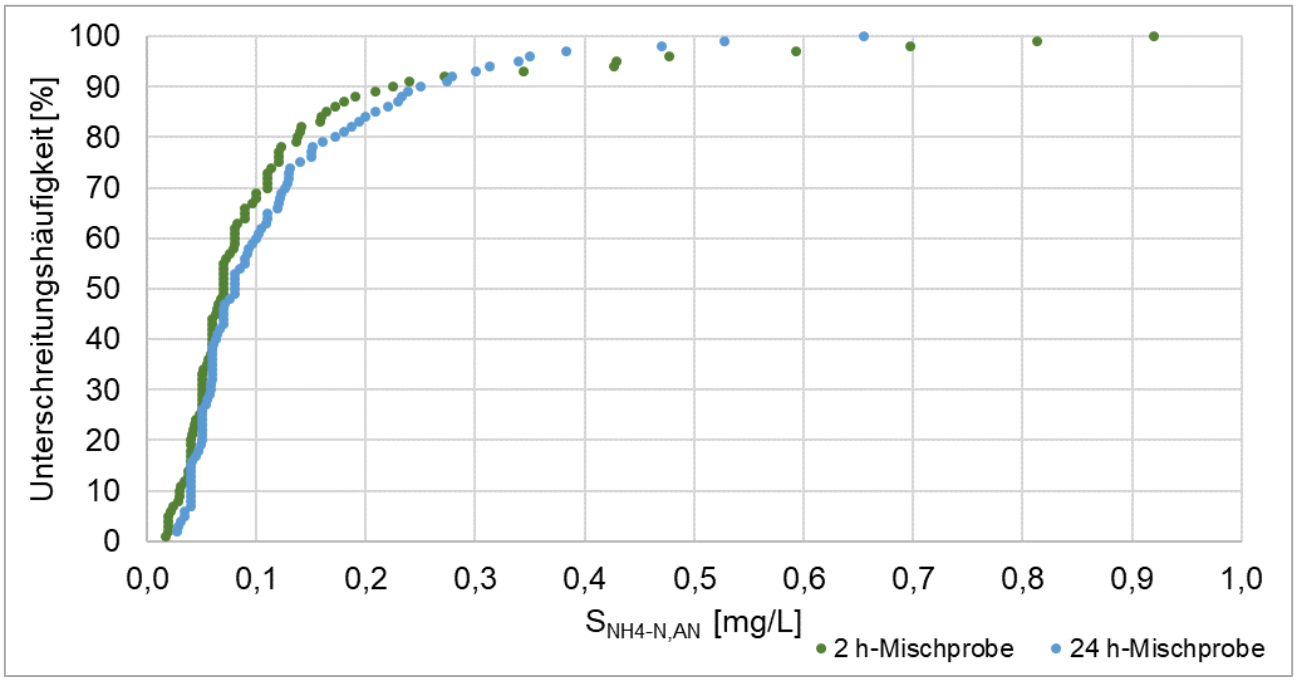

Abbildung 96: Unterschreitungshäufigkeit der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Ablauf $S_{NH4-N,AN}$ von Kläranlage N (EKVO Berichtsjahr 2019)

Im Ablauf liegt die Wertespanne zwischen 0,02 mg/L und 0,92 mg/L NH_4-N (2h-Mischprobe), sodass der geltende Überwachungswert von 2 mg/L deutlich unterschritten wird. Die 90-Perzentile liegen bei 0,22 mg/L (2 h-Mischprobe) und bei 0,27 mg/L (24 h-Mischprobe). Neben Ammoniumstickstoff wurden auch für N_{Ges} niedrige Konzentrationen von

maximal 7,2 mg/L (2 h-Mischprobe) und im Mittel von 1,6 mg/L (2 h-Mischprobe) bzw. 1,7 mg/L (24 h-Mischprobe) gemessen.

Die niedrigen Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Ablauf spiegeln sich in den emittierten Frachten wieder (vgl. Abbildung 97), wonach die Kläranlage im Mittel rund 0,7 kg/d emittiert.

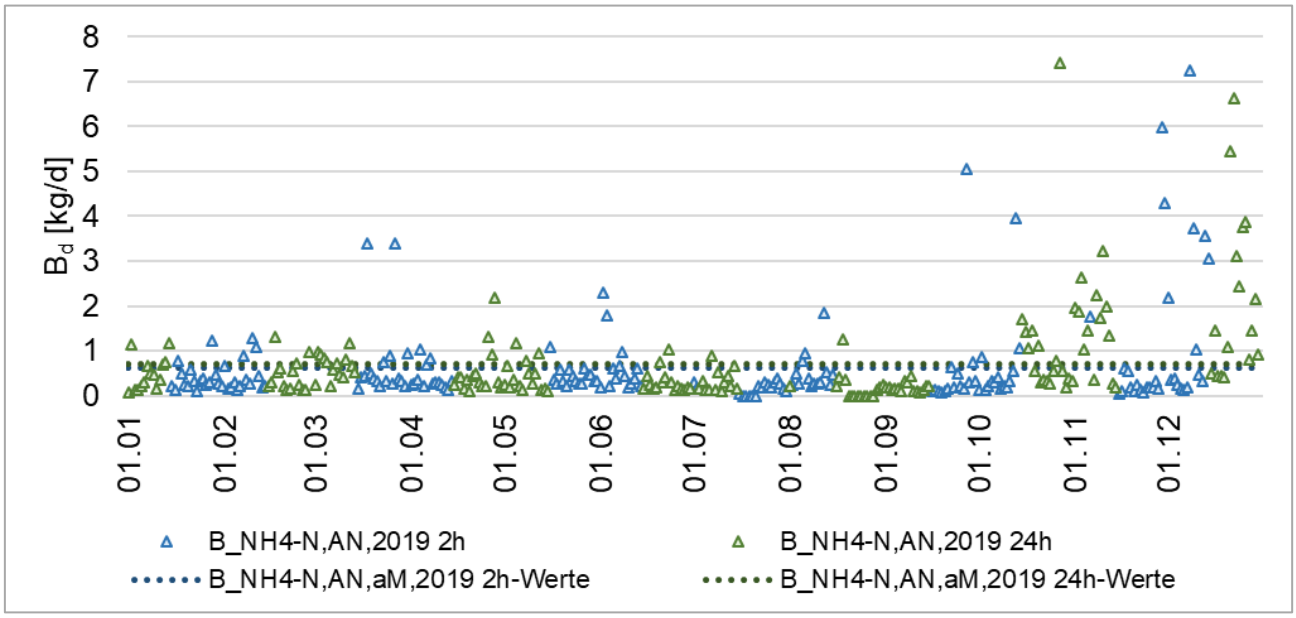

Abbildung 97: Verlauf der Ammoniumstickstoff-Frachten $B_{d,NH4-N}$ im Zulauf und Ablauf von Kläranlage N (EKVO Berichtsjahr 2019)

Insgesamt wirkt sich für die Leistungsfähigkeit der Kläranlage N positiv aus, dass das Betriebspersonal eine ständige Betriebsoptimierung und Modernisierung der Kläranlage mit hohem Engagement forciert, sodass angepasste Regelungsstrategien und neue Maschinen- und Verfahrenstechnik zu sehr guten Eliminationsleistungen führen. Ein zusätzlich vorteilhafter Aspekt wird darin gesehen, dass sich das Betriebspersonal auf keine auffälligen Belastungssituationen einstellen muss und das hohe Schlammalter eine optimale Eliminationsleistung fördert.

7.16 Kläranlage O (GK 4 – intermittierende (simultane) Denitrifikation, aerober Stabilisierung)

Die Kläranlage O mit einer Ausbaugröße von 19.500 EW wurde in den 90er Jahren nach dem aktuell betriebenen Verfahren ausgebaut. Derzeit sind rund 18.000 EW angeschlossen. Obwohl die Kläranlage unter den Verfahren mit intermittierender Denitrifikation gelistet ist, wird auf der Kläranlage zusätzlich eine simultane Denitrifikation betrieben. Für die Kläranlage gilt ein Ammoniumstickstoff-Überwachungswert von 8 mg/L.

Nach dem Zulaufhebewerk befinden sich ein Rechen und ein Sand- und Fettfang ohne Vorklärung zur mechanischen Reinigung. Zur biologischen Reinigung kommen ein Umlaufbecken mit einem Volumen von 3.550 m³ und ein Rundbecken mit 1.150 m³ Volumen

sowie zwei Nachklär-Rundbecken zum Einsatz. Aufgrund der zweistraßigen Betriebsweise wird der Zulaufstrom zur Belebung vor der Beschickung aufgeteilt, sodass das Umlaufbecken mit ca. 70 % und das Rundbecken mit ca. 30 % des Abwasserstroms beaufschlagt werden. Die Schlammbehandlung besteht aus zwei Voreindickern sowie einer Klärschlammvererdungsanlage mit einer Fläche von rund 2,1 ha.

In Abbildung 98 ist das zugehörige Fließschema zu sehen.

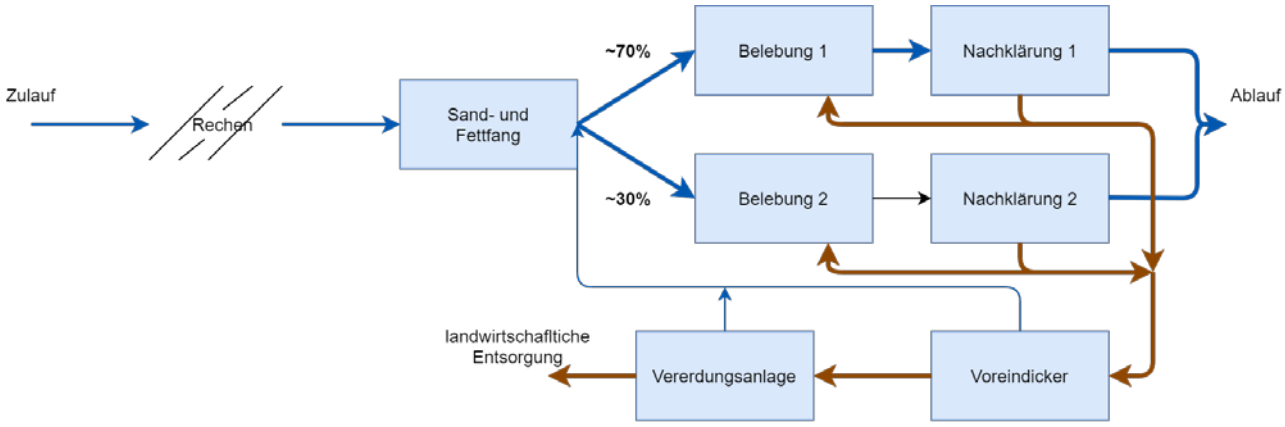

Abbildung 98: Fließschema der Kläranlage O

Die Abwassercharakteristik ist rein kommunal geprägt, sodass keine besonderen Belastungssituationen auftreten. Das Trübwasser der Schlammeindickung und das Sickerwasser der Vererdungsanlage werden kontinuierlich in den Abwasserstrom im Zulauf der Belebung gegeben.

Vor allem zeichnet sich die Belebungsanlage durch ihre besondere Betriebsführung aus, wonach das Umlaufbecken über zwei Belüfterbrücken nach Bedarf intermittierend, meist jedoch kontinuierlich druckbelüftet (simultane Denitrifikation) wird. Das Rundbecken wird intermittierend mit einem Zyklus von 60 Minuten zur Denitrifikation und 80 Minuten zur Nitrifikation betrieben. Nach Angaben des Betreibers führen kürzere Belüftungszyklen zu Problemen bei der Betriebsstabilität.

Die Regelung der Belüftung im Umlaufbecken erfolgt online mittels Ammonium-Nitrat-Messung mit einstellbaren Grenzwerten und Sauerstoffsonde. Zusätzlich werden die Messwerte der nach den Vorgaben der EKVO durchzuführenden Messungen seitens des Betreibers berücksichtigt, sodass die Belüftungsstrategie halbautomatisch erfolgt.

Insgesamt liegt der mittlere TS-Gehalt im Umlaufbecken mit 6,6 g/L (TS_{min} = 4,6 g/L, TS_{max} = 8,2 g/L nach EKVO 2019) vergleichsweise hoch. Entsprechend fällt das Schlammalter höher aus. Im Rundbecken wird ein üblicher TS-Gehalt von 4,9 g/L (TS_{min} = 3,5 g/L, TS_{max} = 6,4 g/L nach EKVO 2019) gefahren.

Zur besseren Schlammentwässerung wird derzeit Kreide mit einer Menge von 20 g/m³ hinzudosiert. Die Phosphatfällung wird mittels 3-Punkt-Fällung im Zulauf des Belebungsbeckens, im Ablauf zur Nachklärung und im Rücklaufschlamm mit Eisen-III-Chlorid durchgeführt.

Als Datengrundlage für die Auswertung werden die Betriebstagebücher für die Jahre 2018 und 2019 verwendet.

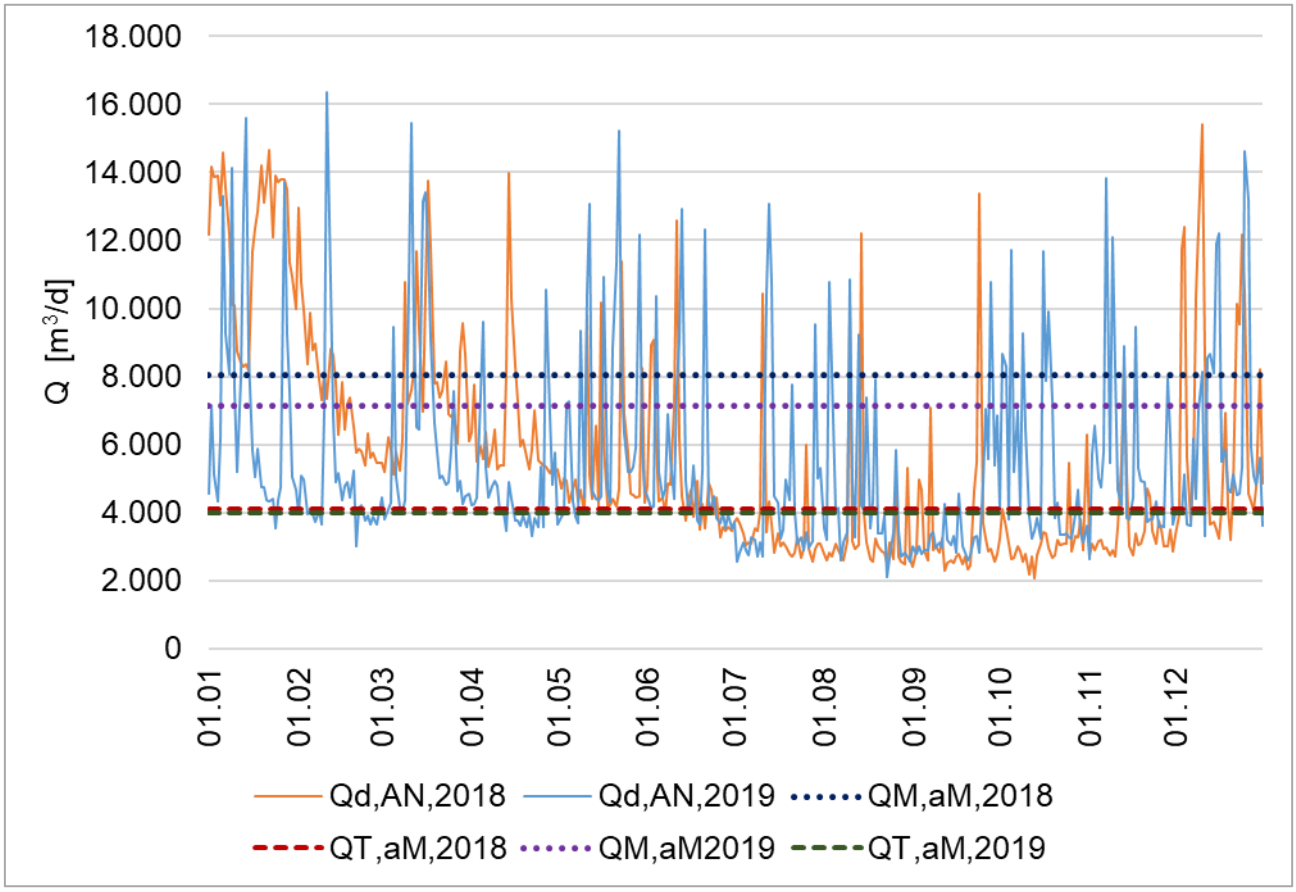

Abbildung 99: Ganglinie der Ablaufmengen von Kläranlage O mit jährlicher Trockenwetter- und Mischwassermenge (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019)

Die tägliche Zulaufmenge wird auf Basis einer kontinuierlichen Durchflussmessung erfasst, deren zugehörige Ganglinien in Abbildung 99 dargestellt sind. Im Mittel liegen der Trockenwetterabfluss bei etwa 4.000 m³/d und die Mischwassermenge in den Untersuchungsjahren bei ca. 7.000 m³/d (2019) oder 8.000 m³/d (2018).

Im Rahmen der EKVO werden die relevanten stofflichen Parameter im Zulauf wöchentlich und im Ablauf täglich aufgezeichnet, sodass jährlich 52 bzw. 365 Werte ausgewertet werden.

Anhand der Unterschreitungshäufigkeit im Zulauf (vgl. Abbildung 100) werden mit Blick auf die Medianwerte die Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Zulauf von 30 mg/L (2018) und 36 mg/L (2019) in einem üblichen Bereich eingestuft. Auch die maximal gemessene Zulaufkonzentration von 54 mg/L weist auf keine ungewöhnlichen Belastungssituationen

hin. Einschränkend ist zu anzumerken, dass Zulaufspitzen aufgrund der Datendichte von 52 EKVO-Werten nicht erfasst werden.

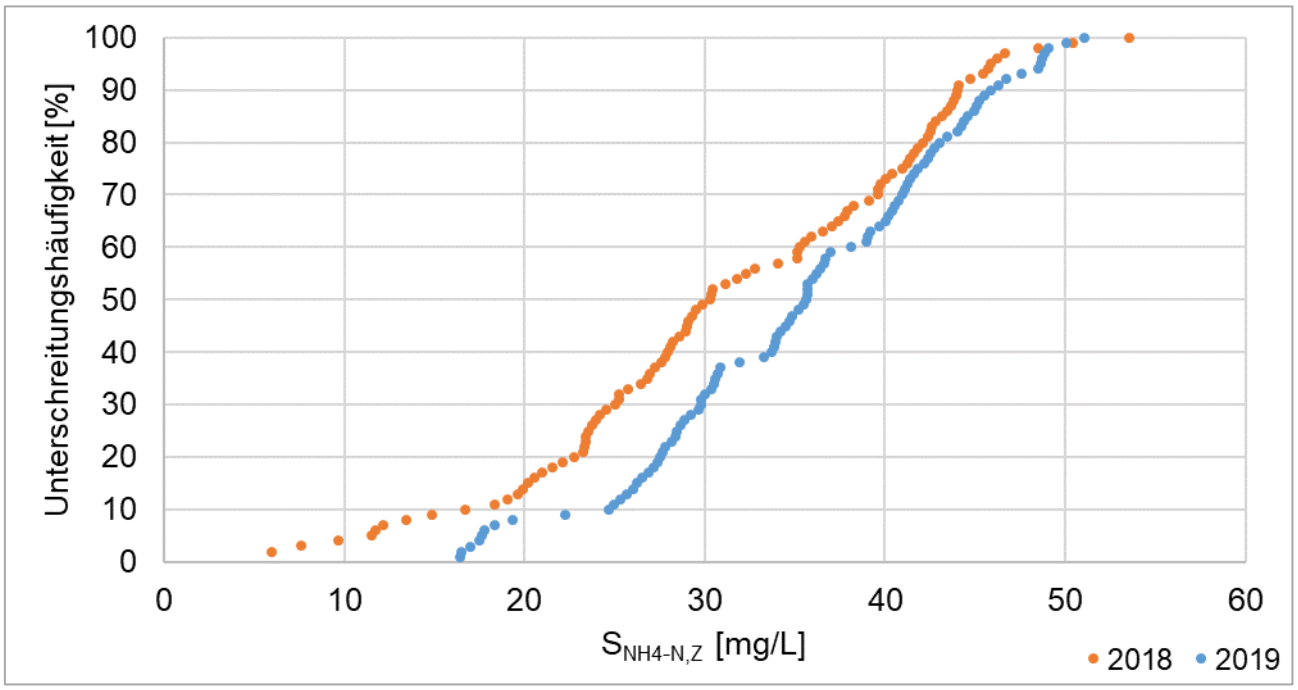

Abbildung 100: Unterschreitungshäufigkeit der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Zulauf $S_{NH4-N,Z}$ von Kläranlage O (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019)

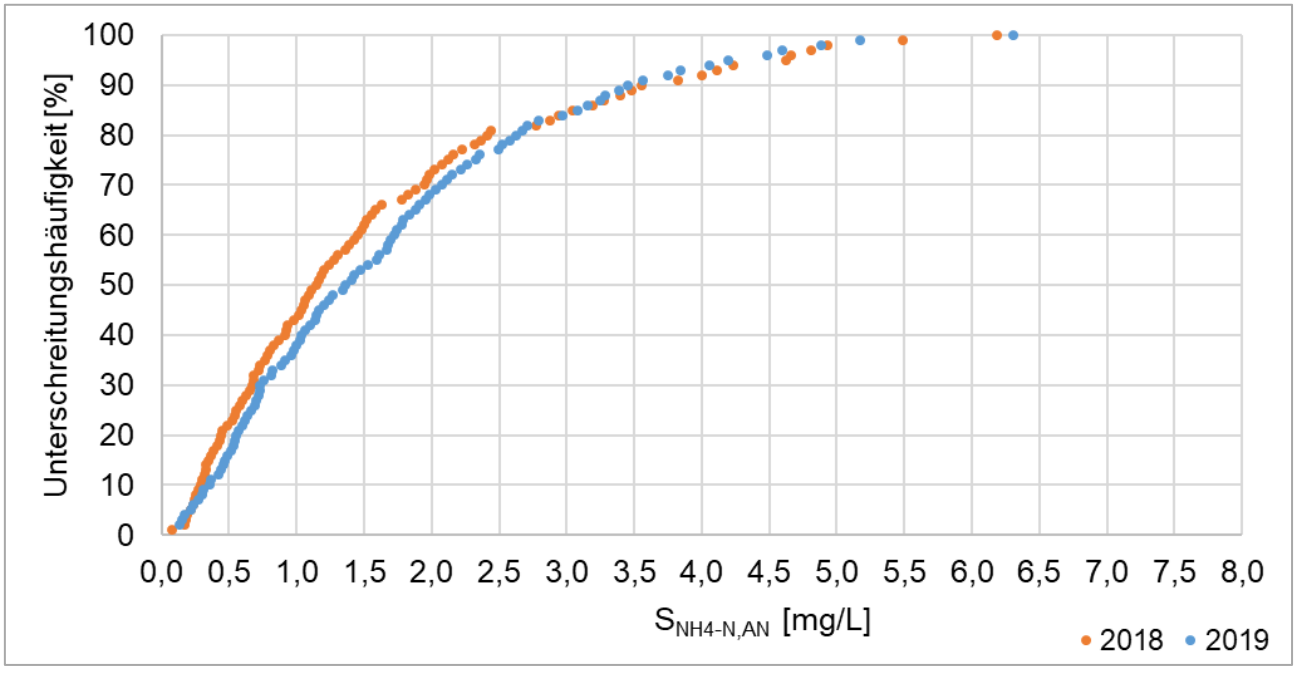

Abbildung 101: Unterschreitungshäufigkeit der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Ablauf $S_{NH4-N,AN}$ von Kläranlage O (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019)

In Abbildung 101 sind die Ablaufkonzentrationen nach Unterschreitungshäufigkeit geordnet. Demnach liegen das 90-Perzentil bei 3,5 mg/L NH_4-N und der Medianwert bei 1,2 mg/L NH_4-N (2018) bzw. 1,4 mg/L NH_4-N (2019). Maximal wurde eine Konzentration von 7,5 mg/L NH_4-N gemessen. Entsprechend wird der Überwachungswert eingehalten. Gemäß Angaben der Betreiber und den vorliegenden Daten könnte die Kläranlage schärfere Überwachungsanforderungen einhalten. Durch einen höheren Energieeinsatz zur Steigerung der Belüftungskapazität und gegebenenfalls kleineren maschinentechnischen Sanierungsmaßnahmen wären geringere Ablaufkonzentrationen problemlos möglich.

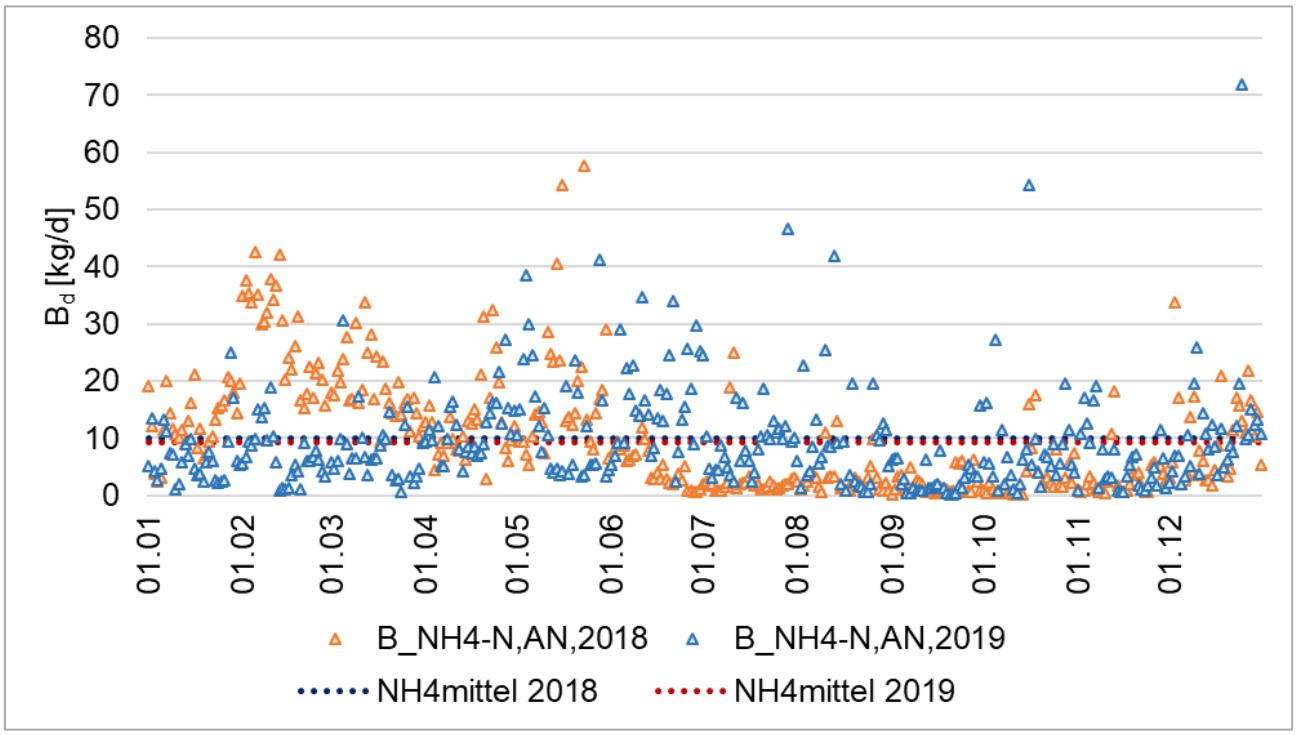

Abbildung 102: Verlauf der Ammoniumstickstoff-Frachten $B_{d,NH4-N}$ im Zulauf und Ablauf von Kläranlage O (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019)

Im Mittel liegen die emittierten Ammoniumstickstoff-Frachten ins Gewässer bei 9,9 kg/d (2018) und 9,3 kg/d (2019). Im Jahr 2018 ist zu erkennen, dass die Emissionen im Sommer ein Minimum erreichen, was auf die Betriebsweise der Kläranlage zurückzuführen ist.

7.17 Kläranlage P (GK 4 – intermittierende (kaskadierte) Denitrifikation, anaerobe Stabilisierung)

Die Kläranlage P mit einer Ausbaugröße von 22.000 EW wird von der Stadt in Eigenleistung geführt, aber seitens eines externen Unternehmens betrieben. Belastet ist die Kläranlage mit 17.000 EW. Die Abwassercharakteristik ist hauptsächlich kommunal mit einem Anteil an Industrieabwässern von ca. 9 % geprägt. Im Normalfall werden jedoch die meisten Rückstände der Industrie in einer Form angeliefert, die der Co-Vergärung zugeführt werden kann. Der Überwachungswert liegt bei 10 mg/L für Ammoniumstickstoff.

Obwohl die Kläranlage unter den intermittierenden Verfahren aufgelistet ist, wird sie nach dem DWA-A 131 verfahrenstechnisch der Kaskadendenitrifikation zugeordnet. In Abbildung 103 ist das Fließbild der Kläranlage dargestellt. Konzeptionell folgt nach einem Rechen, belüfteten Sandfang sowie einer zweistraßigen Vorklärung die biologische Reinigung aus zwei kaskadierenden Belebungsbecken, wobei im Bedarfsfall ca. 30% des Zulaufs über einen Bypass direkt in die zweite Stufe geleitet werden können. Das erste Belebungsbecken ist zweistraßig (DN: 2 x 280 m³, N: 2 x 560 m³) konzipiert, in dem das Abwasser zunächst in eine Denitrifikationszone eintritt und anschließend in der zweiten Zone zur Nitrifikation belüftet wird. Anschließend wird das Abwasser in einem Becken behandelt, das in drei Zonen aufgeteilt ist. Als Phasen laufen dabei Nitrifikation, Denitrifikation und eine erneute Nitrifikation ab. Das Volumen der Denitrifikationszone im zweiten Becken kann zusätzlich variiert werden. Im Anschluss erfolgt die Nachklärung in einem Rechteckbecken inkl. der erforderlichen Schlammführungen zurück in die Belebungsstufe und in die Schlammbehandlungsstufe.

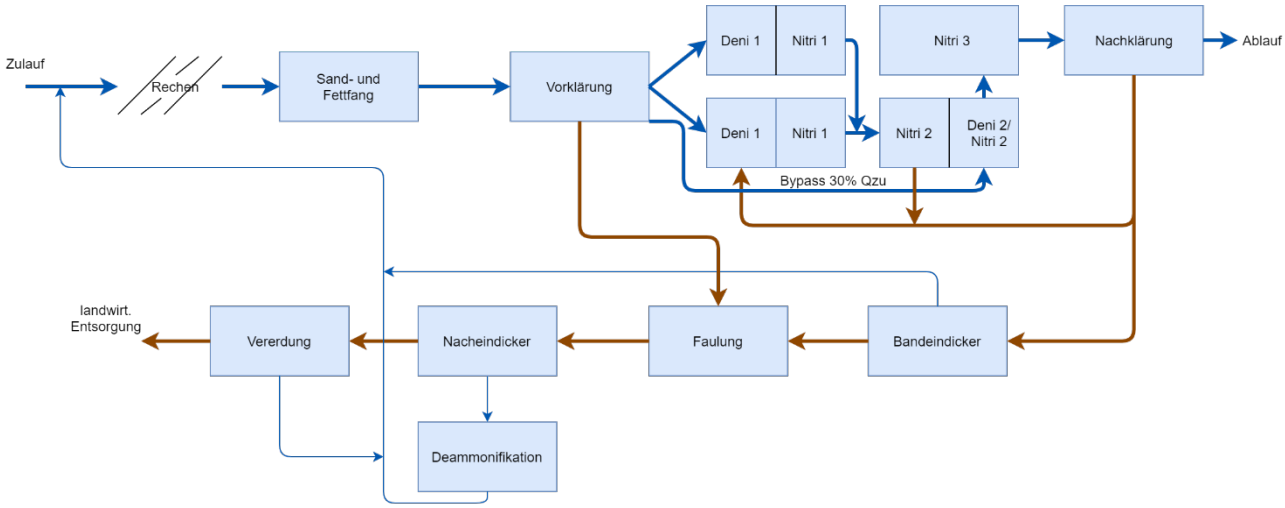

Abbildung 103: Fließbild der Kläranlage P

Zur Steuerung der Belüftungsintensität wird eine Sauerstoffsonde eingesetzt. Die interne Rezirkulation wird mittels Nitrat-Sonde betrieben, wobei der Rezirkulationsstrom gemeinsam mit dem Rücklaufstrom in die Denitrifikationszone des ersten Beckens geführt wird. Insgesamt liegen der TS-Gehalt bei ca. 3 g/L und der eingestellte Sauerstoffgehalt bei 1,5 mg/L bis 2 mg/L.

Die Phosphatfällung erfolgt gesteuert mittels Online-Messung als Zweipunktfällung, wobei am ersten Fällungspunkt im Ablauf des ersten Kaskadenbeckens Eisen(II)Chlorid und am Ablauf des zweiten Kaskadenbeckens nach Bedarf als Nachfällung Natriumaluminat (NaAl) dosiert wird.

Der abgezogene Primärschlamm aus der Vorklärung und eingedickte Überschussschlamm werden gemeinsam in einem Faulbehälter stabilisiert. Anfallendes Trübwasser

aus der Nacheindickung und Sickerwasser aus der Vererdung werden über einen Sammelbehälter einer Teilstrombehandlung zugeführt, die ursprünglich als Deammonifikation konzipiert wurde.

Im Rahmen ausstehender Baumaßnahmen wird die Belüftung erneuert. Hierzu werden die jetzigen Kolbenverdichter durch Schraubenverdichter ersetzt. Im Zuge dessen wird auch das Belüftungssystem erneuert und die Steuerung künftig durch eine Ammonium-Nitrat-Messung ergänzt. Künftig wird das zweite Kaskadenbecken intermittierend nach Bedarf belüftet und auf Umwälzaggregate verzichtet. Die Umwälzung wird durch die resultierende Stoßbelüftung erfolgen. Weiterhin sind die Sanierung des Faulbehälters sowie des Sammelbehälters der Co-Substrate geplant. Laut Betreiber könnte eine künftige Ertüchtigungsmaßnahme bei steigenden Anforderungen die Instandsetzung des alten Nachklärbeckens sein, um höhere TS-Gehalte im Belebungsbecken zu erreichen.

Die Deammonifikation zur Prozesswasserbehandlung wurde im Rahmen eines Forschungsprojektes vor ca. 7 Jahren in Betrieb genommen und ist als Scheibentauchkörper konzipiert. Aufgrund des hohen Betriebsaufwandes und Problemen beim kontinuierlichen Trübwasserabzug wird die Verfahrenstechnik aktuell nur als zusätzliche Nitrifikationsstufe betrieben, deren Leistungsfähigkeit aktuell nicht überprüft ist. Aus diesem Grund lässt sich ein Einfluss dieses Sonderverfahrens zur Teilstrombehandlung auf den Gesamtprozess aktuell nicht bewerten.

Anhand der kontinuierlichen Mengenmessung im Ablauf wird ein Trockenwetterabfluss von etwa 5.300 m³/d ermittelt. Der mittlere Mischwasserabfluss beträgt 8.140 m³/d (2018) bzw. 9.200 m³/d. Als Grundlage für die Datenauswertung dienen die Betriebstagebücher der Jahre 2018 bis 2019.

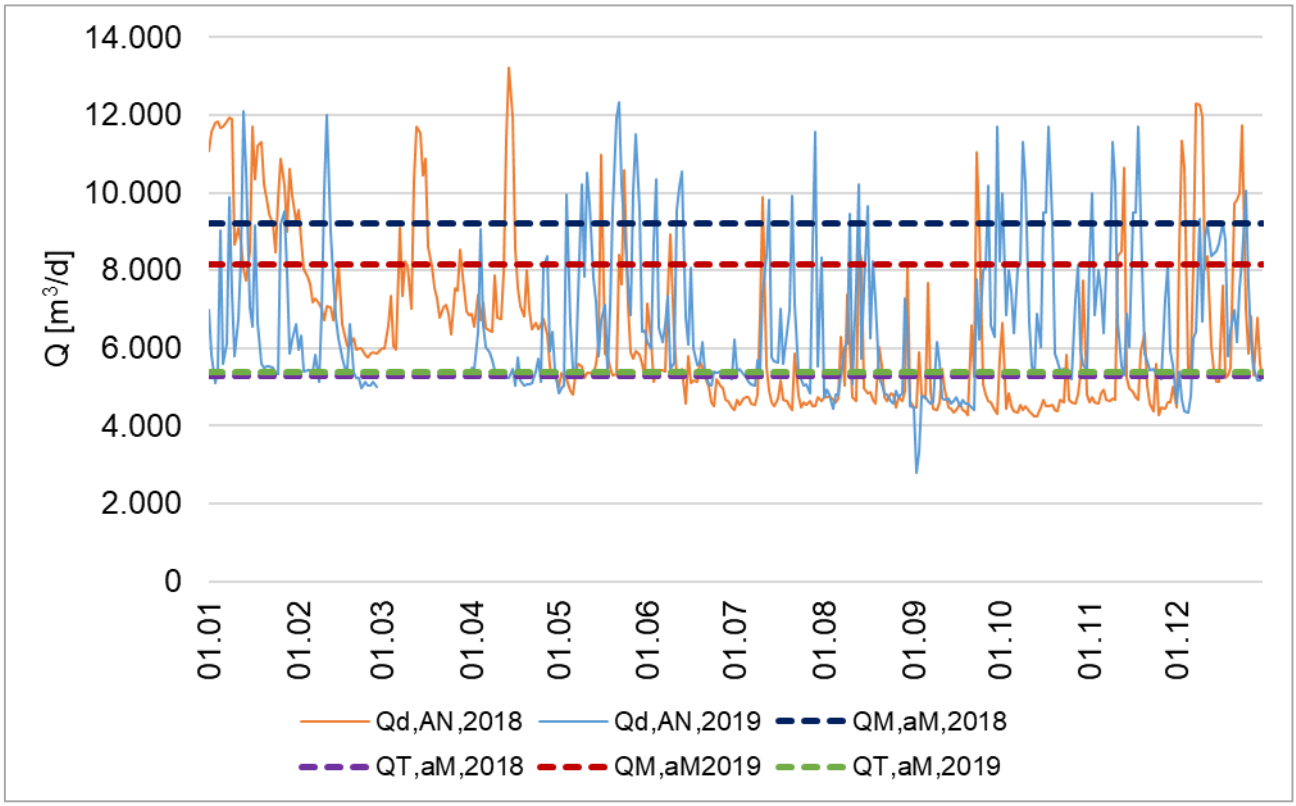

Abbildung 104: Ganglinie der Ablaufmengen von Kläranlage P mit jährlicher Trockenwetter- und Mischwassermenge (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019)

Die stofflichen Zulaufparameter werden wöchentlich aufgezeichnet, sodass jährlich rund 52 Werte zur Verfügung stehen. Dabei wurde der Zulauf für das Jahr 2018 im Wechsel als 2 h- oder 24 h-Mischprobe analysiert, wohingegen die Beprobung im darauffolgenden Jahr ausschließlich als 24 h-Mischprobe erfolgte. Im Ablauf wird die Ammoniumstickstoff-Konzentration gemäß EKVO täglich gemessen, wobei die Messung in beiden Jahren im wöchentlichen Wechsel entweder als 2 h- oder 24-h-Probe erfolgt.

Insgesamt zeigt sich mit Blick auf die Medianwerte eine für kommunales Abwasser übliche Ammoniumstickstoff-Konzentration im Zulauf zwischen 25 mg/L und 30 mg/L (vgl. Abbildung 105), die maximal gemessene Konzentration liegt bei 55 mg/L (2018, 2 h-Probe).

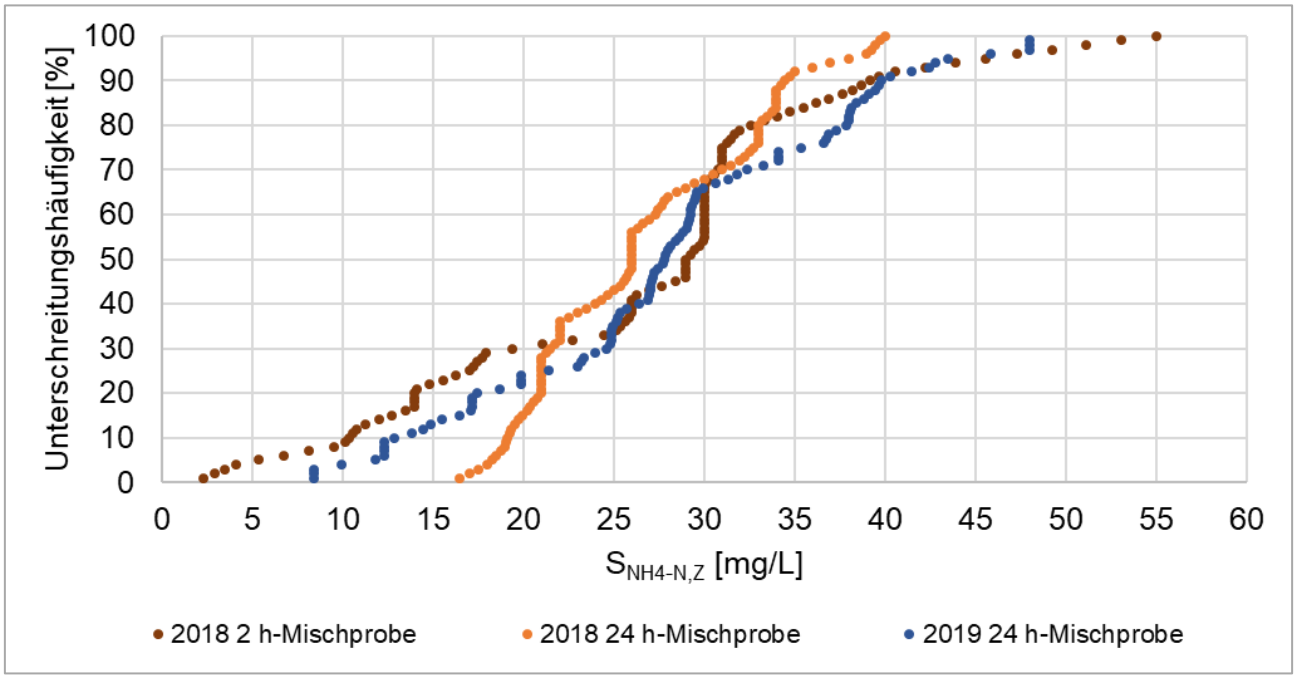

Abbildung 105: Unterschreitungshäufigkeit der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Zulauf $S_{NH4-N,Z}$ von Kläranlage P (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019)

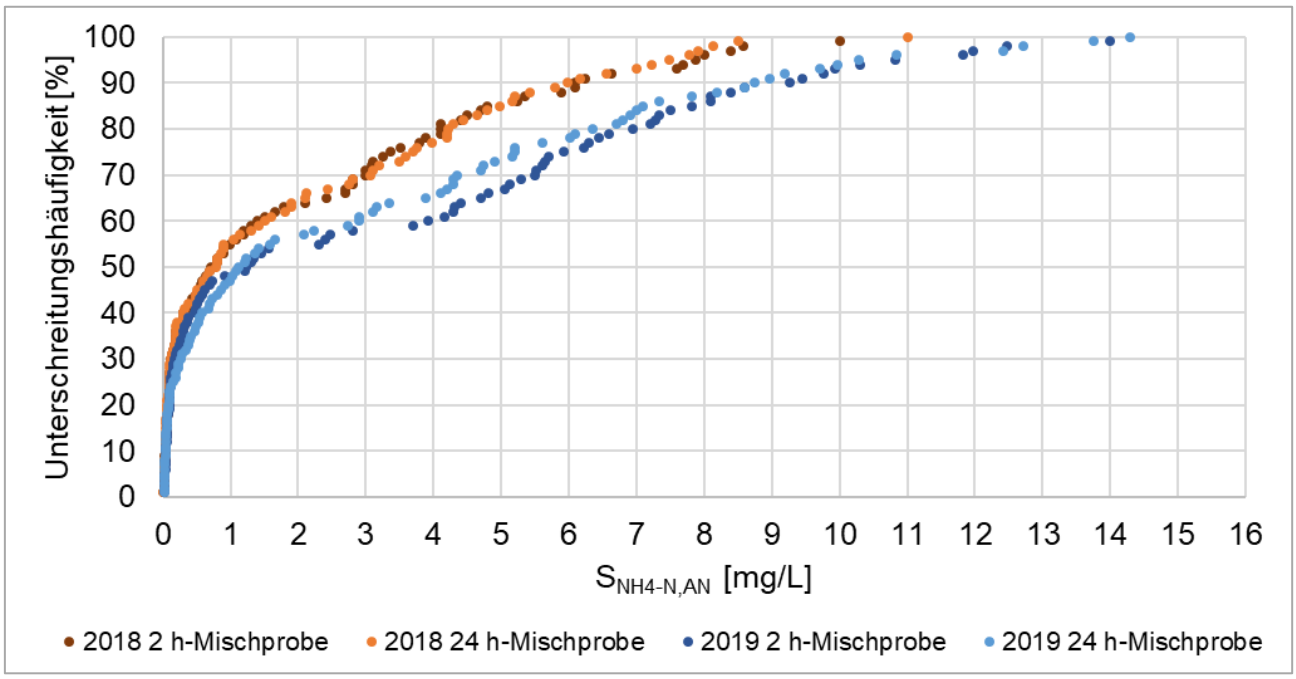

Abbildung 106: Unterschreitungshäufigkeit der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Ablauf $S_{NH4-N,AN}$ von Kläranlage P (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019)

In Abbildung 106 sind die Unterschreitungshäufigkeiten und ergänzend dazu in Abbildung 107 der jährliche Verlauf der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Ablauf dargestellt. Insgesamt wird eine große Wertespanne zwischen 0,01 mg/L und 14,3 mg/L (2019) deutlich. Entsprechend groß sind die Abweichungen zwischen den Medianwerten mit 0,7 mg/L

(2018) bzw. 1,2 mg/L (2019) im Vergleich zu den 90-Perzentilen von 6,1 mg/L (2018) bzw. 8,7 mg/L (2019). Tendenziell sind im Jahr 2018 niedrigere Ablaufwerte als im Jahr 2019 festzustellen. Bei Betrachtung des Jahresverlaufs zeigt sich ein ausgeprägter Unterschied zwischen Sommer- und Winterbetrieb. Der qualitative Unterschied der Jahre 2018 und 2019 ergibt sich insbesondere mit Blick auf die jeweiligen Monate Januar bis Mai. In den Monaten von Juni bis Mitte Oktober werden durchgehend Konzentrationen unter 3 mg/L eingehalten. Im Gegensatz dazu sind in den Wintermonaten höhere Ablaufkonzentrationen als 10 mg/L zu verzeichnen, die im Jahr 2018 knapp 1 % und im Jahr 2019 ca. 7 % der Messwerte ausmachen. Inwieweit diese erhöhten Werte technisch oder betrieblich (temperaturbasiert) begründet sind, kann nicht angegeben werden.

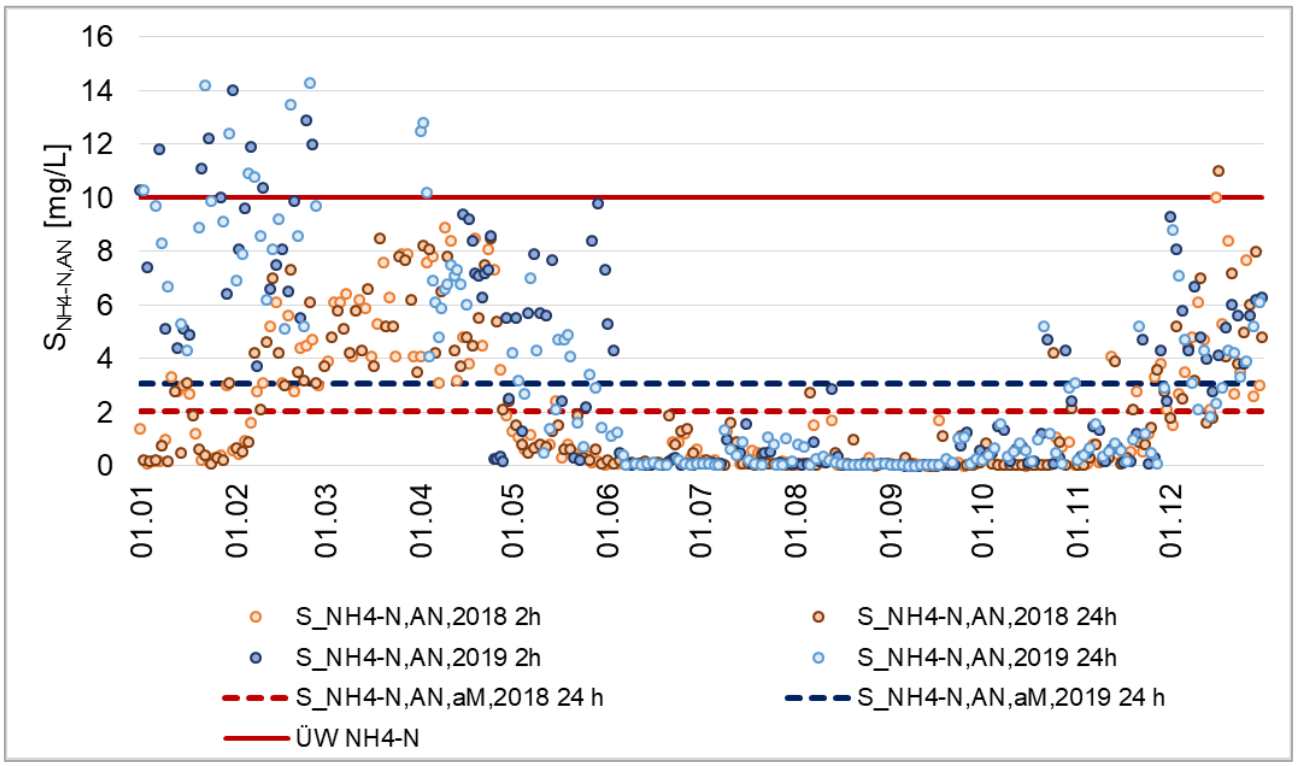

Abbildung 107: Jährlicher Verlauf der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Ablauf $S_{NH4\text{-}N,AN}$ von Kläranlage P (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019)

Dieser Sommer- und Winterbetrieb wirkt sich ebenso auf die Frachten aus. Demnach liegt die maximal ermittelte tägliche Fracht bei 89,4 kg/d, wohingegen die maximale Tagesfracht im Zeitraum zwischen Juni und Mitte Oktober 15 kg/d beträgt. Im Mittel emittierte die Kläranlage 14,9 kg/d im Jahr 2018 und 19,5 kg/d im anschließenden Jahr.

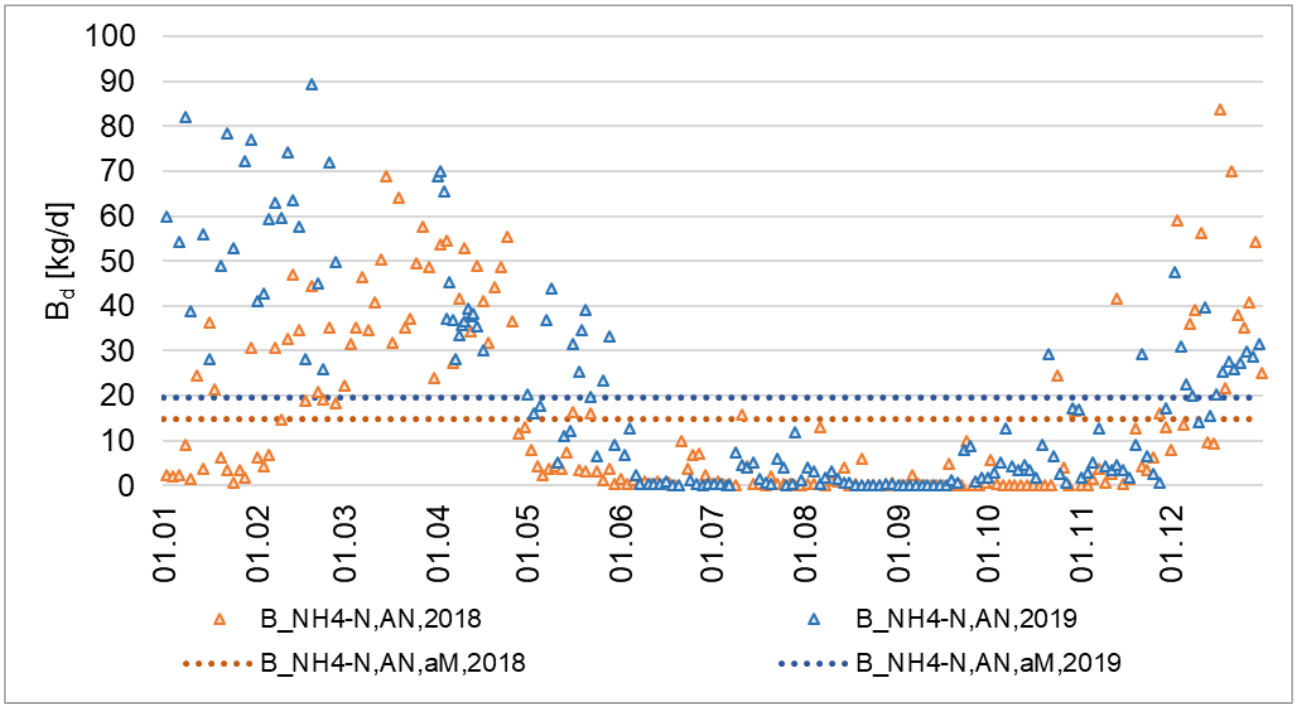

Abbildung 108: Verlauf der Ammoniumstickstoff-Frachten $B_{d,NH4-N}$ im Ablauf von Kläranlage P (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019)

Insgesamt wurde die Kläranlage seit Errichtung im Jahr 1964 und der Erweiterung in den 80er Jahren um ein Nachklärbecken und die Prozesswasserbehandlung ergänzt. Dabei besteht ein hoher Instandhaltungsbedarf bei der Bautechnik, die zum Teil einen kritischen Zustand aufweist. Als kommende Investitionen werden die Erneuerung der Belüftungstechnik mit Umstellung zur intermittierenden Belüftung im zweiten Belebungsbecken sowie die Sanierung der Schlammfaulung konzipiert. Da die Kläranlage, wie aus Abbildung 107 mit Blick auf den Sommerbetrieb und auch teilweise auf den Winterbetrieb ersichtlich, bereits Potenzial im Hinblick auf die Erreichung geringerer Ablaufwerte unter 4 mg/L aufweist, können die Effekte durch die Erneuerungen auf die Nitrifikation aktuell nicht beziffert werden. Mutmaßlich wirkt sich die Erneuerung der Belüftungstechnik vor allem auf die Effizienz des Sauerstoffeintrags aus, sodass ein geringer Energieeinsatz notwendig ist. Eine bestmögliche Nitrifikation ist auch im Winterbetrieb durch Sicherstellung einer optimierten Belüftung zu gewährleisten.

Zusätzlich kann durch eine Erweiterung der Steuerungs- und Regelungstechnik zu einer Kombination aus Ammonium-Nitrat- und Sauerstoffmessung auf Ammoniumbelastungen effektiver reagiert werden. Hier liegt zusätzliches Potenzial zum effizienten Betrieb der Belüftungseinrichtung.

7.18 Kläranlage Q (GK 4 – intermittierende Denitrifikation, anaerobe Stabilisierung)

Die Kläranlage Q dient als Beispiel für eine Kläranlage mit intermittierender Denitrifikation und anaerober Schlammstabilisierung. Ausgebaut ist die Kläranlage für 30.000 EW, wobei die tatsächliche Belastung im Mittel bei ca. 20.000 EW liegt. Stoßartige Belastungssituationen führen dazu, dass die Ausbaugröße zeitweise aber auch ausgereizt wird. Der Überwachungswert liegt bei 3 mg/L für Ammoniumstickstoff und bei 18 mg/L für N_{Ges}.

1961 wurde die Kläranlage errichtet und bis in die 2000er Jahre auf das jetzige Fließschema (vgl. Abbildung 109) ausgebaut.

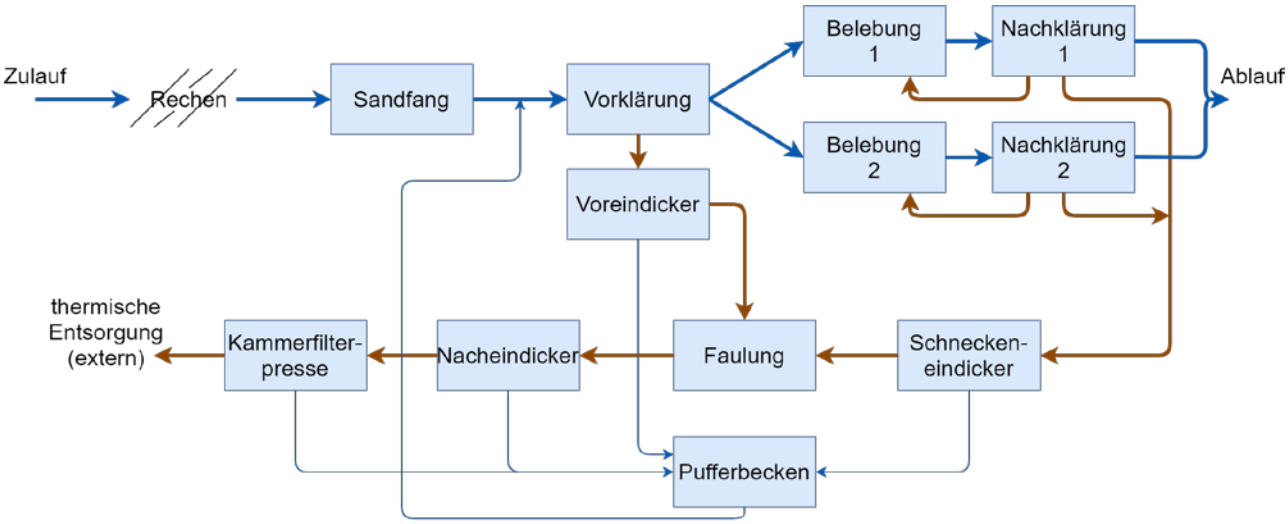

Abbildung 109: Fließschema der Kläranlage Q

Nach der mechanischen Abwasserreinigung aus Rechen, Sandfang sowie der Vorklärung folgen zwei Kombibecken zur biologischen Abwasserbehandlung. Dabei umfassen die Vorklärung ein Volumen von 1.000 m³ und die Belebungsringe jeweils 1.750 m³. Das Volumen der Nachklärung beträgt 2.500 m³ für jedes Kombibecken.

Die Belüftung in den Belebungsbecken erfolgt intermittierend, wobei die Belebungsbecken mit unterschiedlicher MSR-Technik angesteuert werden. Während in Belebungsbecken 1 ein Fuzzy-Regler die Belüftung über eine Ammonium-Nitrat-Sonde regelt, wird in Belebungsbecken 2 eine konventionelle Steuerung über mathematische Regler und einer Ammonium-Nitrat- sowie einer O_2-Sonde geregelt. Die eingestellten O_2-Grenzwerte liegen bei etwa 0,7 mg/L und max. 2 mg/L.

Im Sommer liegt der TS-Gehalt bei 4 g/L bis 5 g/L, im Winter zwischen 5 g/L bis 6 g/L. Das Schlammalter beträgt ca. 20 d.

Als Fällmittel zur Phosphorelimination wird Natriumaluminat mit einer Zudosierung von Eisen-III-Sulfat eingesetzt.

Die Schlammbehandlung des anfallenden Primär- und Überschussschlammes erfolgt über eine Faulung mit Vor- und Nacheindickung sowie eine Kammerfilterpresse zur Entwässerung. Alle Prozesswässer werden in einem Pufferbecken gesammelt und über eine zeit- und ammoniumbasierte Steuerung in den Zulauf der Vorklärung dosiert.

Im Trockenwetterfall fließen der Kläranlage ungefähr 4.000 m³ Abwasser zu (vgl. Abbildung 110). Dabei setzt sich das Abwasser hauptsächlich aus einem kommunalen Anteil und einem kleineren industriellen Anteil zusammen. Laut Angaben des Betriebspersonals führt nicht die angeschlossene Industrie zu den stofflichen Frachtstößen im Zulauf. Vielmehr können Ablagerungen im flachen Kanalsystem, die im Regenwetterfall in die Kläranlage getragen werden, deren Ursache sein. Dabei liegen die Mengen im Regenwetterfall bei etwa 8.000 m³/d (2019) und 9.000 m³/d (2018).

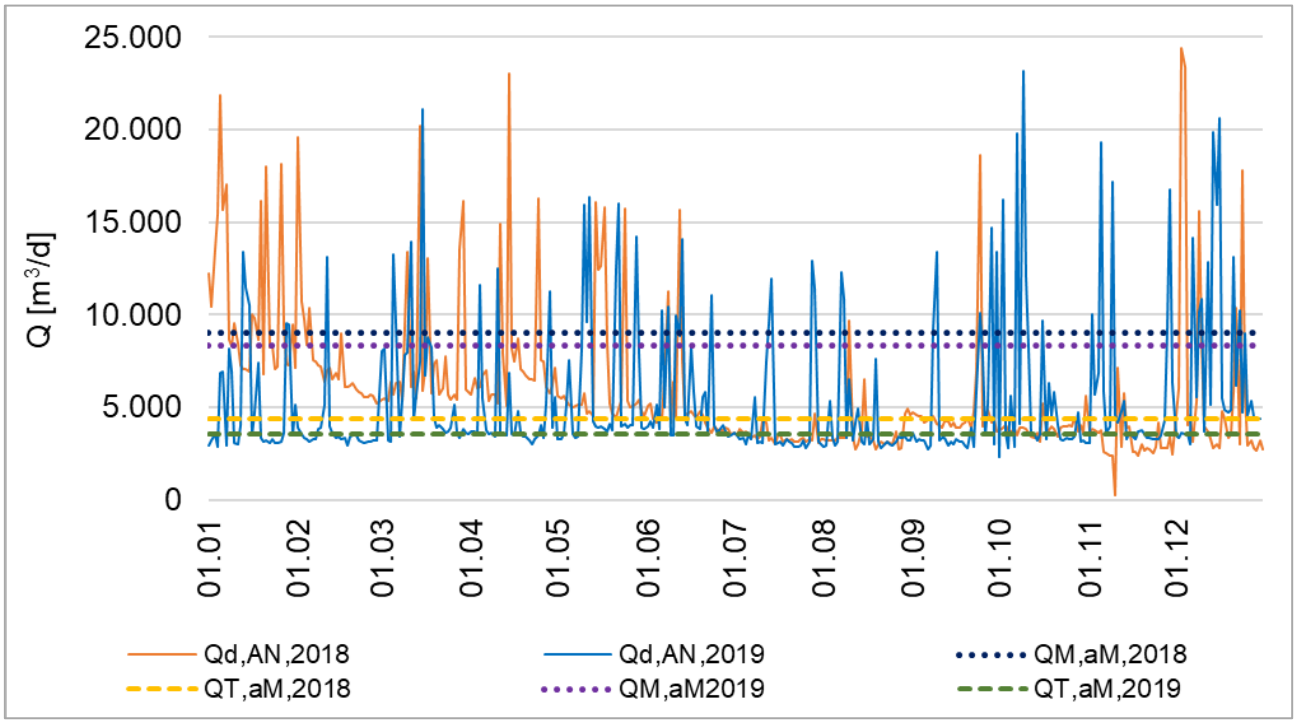

Abbildung 110: Ganglinie der Ablaufmengen von Kläranlage Q mit jährlicher Trockenwetter- und Mischwassermenge (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019)

Allgemein werden die Stickstoffparameter im Zulauf wöchentlich und im Ablauf täglich erfasst. Die Datenbasis für die Auswertung stellen die Betriebstagebücher für die Jahre 2018 und 2019 dar. Dabei zeigt sich für den Zulauf eine große Spanne an Konzentrationswerten zwischen 0,2 mg/L bis 170 mg/L mit einem Median von ungefähr 60 mg/L. Entsprechend wird die Belastungssituation durch Ammoniumstickstoff als hoch eingestuft (vgl. Abbildung 111).

Im Ablauf (Abbildung 112) zeigen sich Differenzen zwischen den Jahren 2018 und 2019, wonach die Medianwerte bei 0,7 mg/L (2018) und 1,3 mg/L (2019) liegen. Für die 90-

Perzentile ergeben sich Werte von 2,3 mg/L und 2,7 mg/L. Von wenigen Anforderungsüberschreitungen im Jahre 2019 abgesehen, zeigen die Unterschreitungshäufigkeiten jedoch das gleiche Wertespektrum bis zu 3 mg/L NH_4-N.

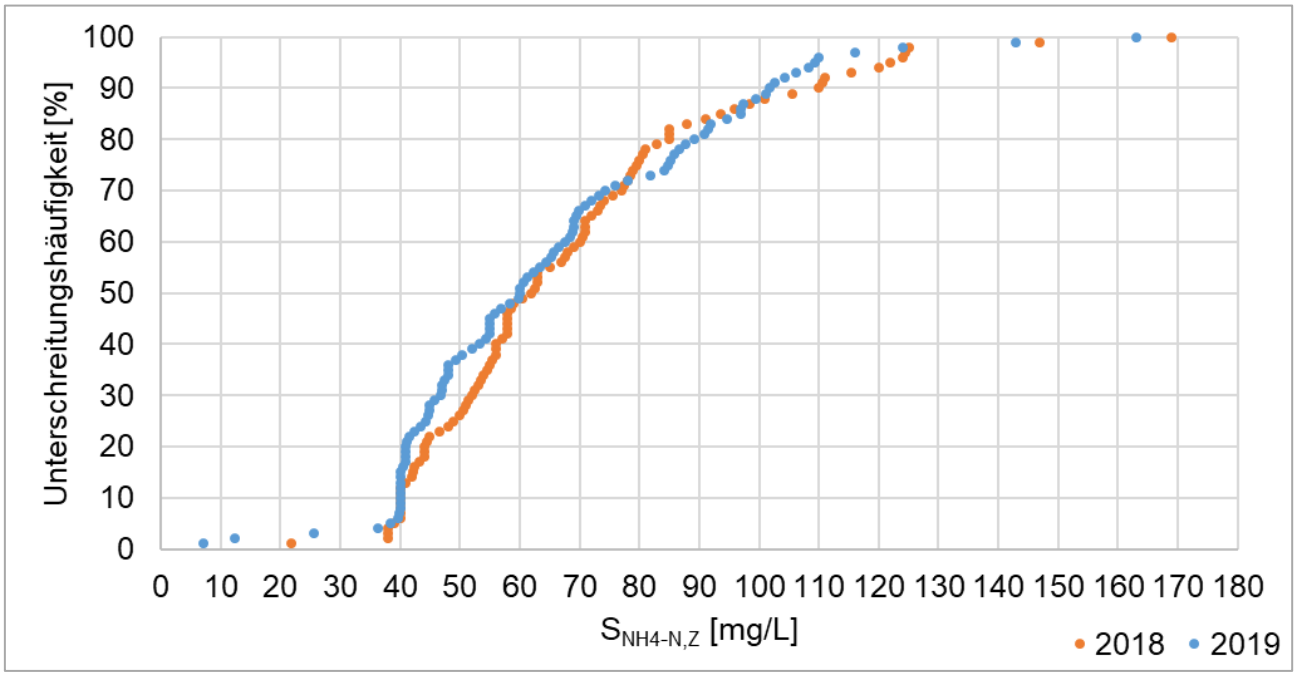

Abbildung 111: Unterschreitungshäufigkeit der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Zulauf $S_{NH4\text{-}N,Z}$ von Kläranlage Q (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019)

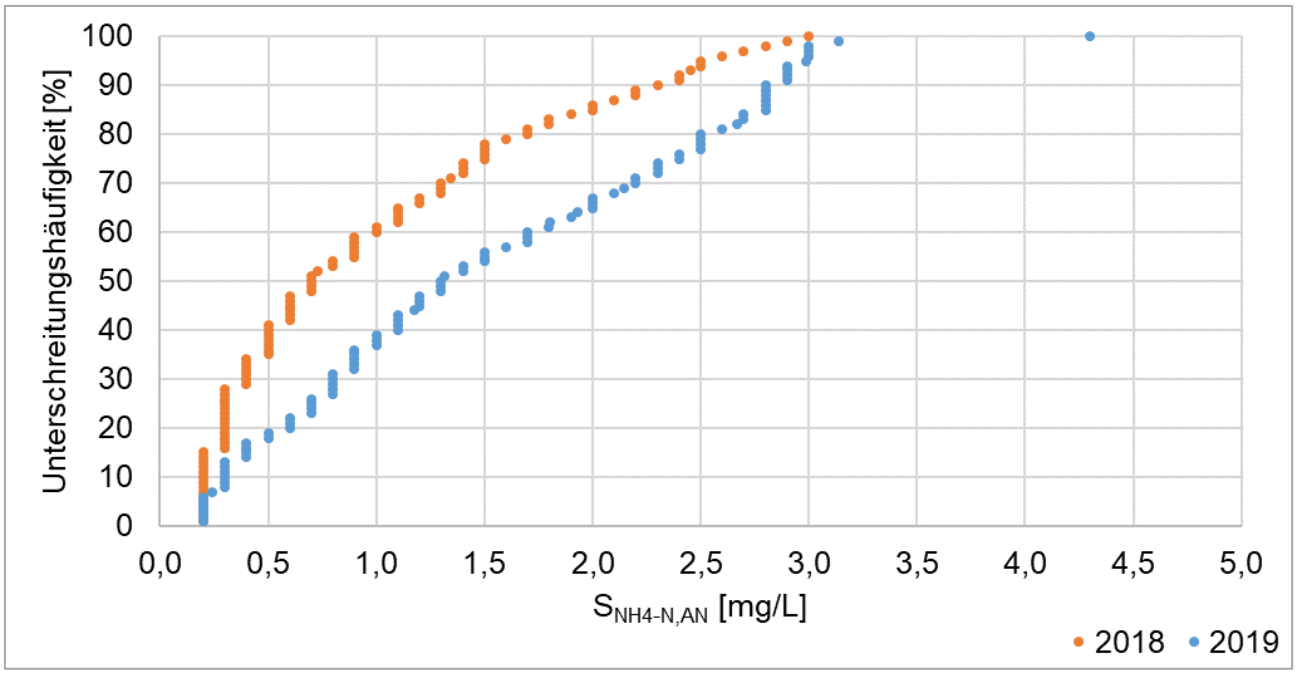

Abbildung 112: Unterschreitungshäufigkeit der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Ablauf $S_{NH4\text{-}N,AN}$ von Kläranlage Q (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019)

Auch bei der Verteilung der Ablaufkonzentrationen im Jahresverlauf in Abbildung 113 zeigt sich, dass die Grenze zum Überwachungswert sowohl im Winter als auch im Sommer ausgereizt wird. Lediglich im Jahr 2018 ist im Sommer ein Werteminimum erkennbar, sodass sich die mittlere Konzentration mit 1,0 mg/L niedriger als im Jahr 2019 mit 1,5 mg/L darstellt. Vier Werte im Winter 2019 ($T_{AN} \approx 10°C$) überschreiten zahlenmäßig den Überwachungswert. Auch die Auswertung der N_{Ges}-Werte zeigt eine höhere Ablaufkonzentration im Jahr 2019 ($C_{NGes,AN,aM}$ = 6,9 mg/L) im Vergleich zum Jahr 2018 ($C_{NGes,AN,aM}$ = 4,5 mg/L), wobei der Überwachungswert von 18 mg/L N_{Ges} durchgehend deutlich unterschritten wird.

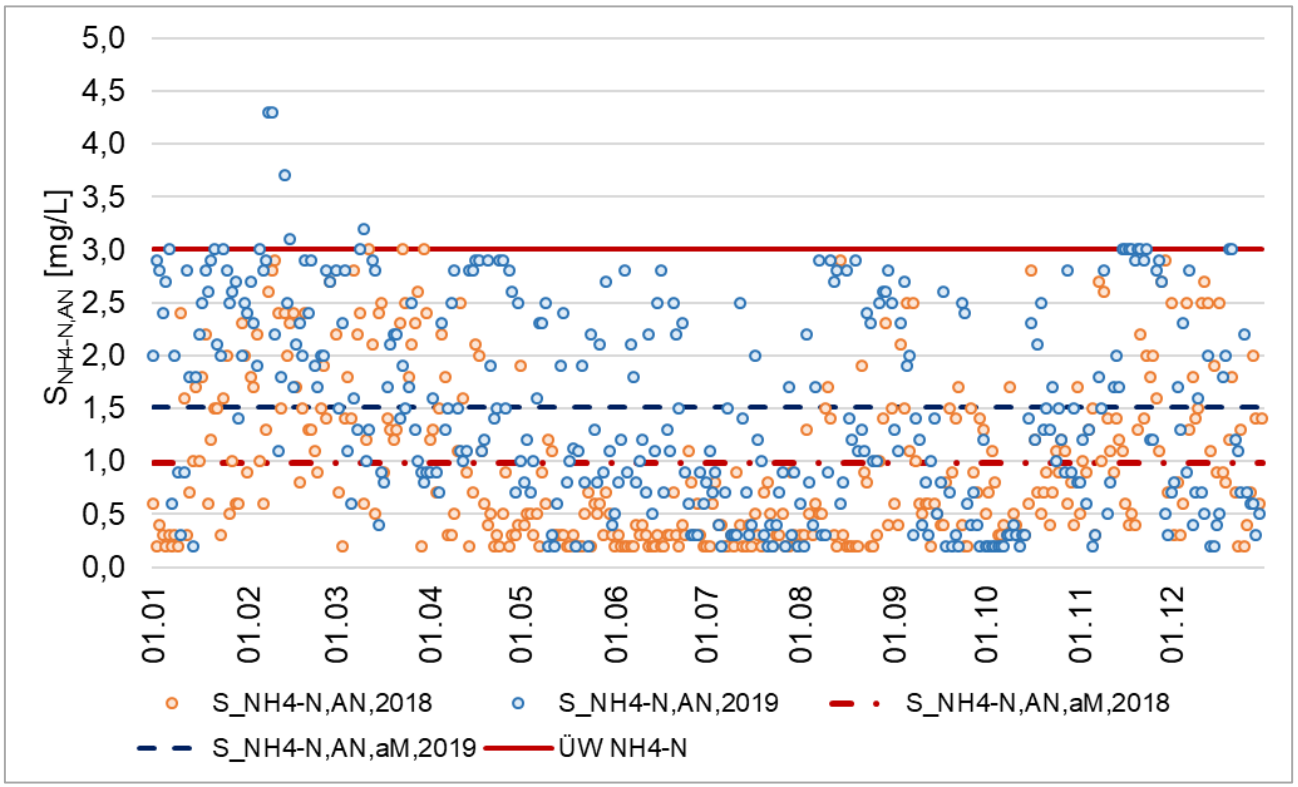

Abbildung 113: Jährlicher Verlauf der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Ablauf $S_{NH4-N,AN}$ von Kläranlage Q (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019)

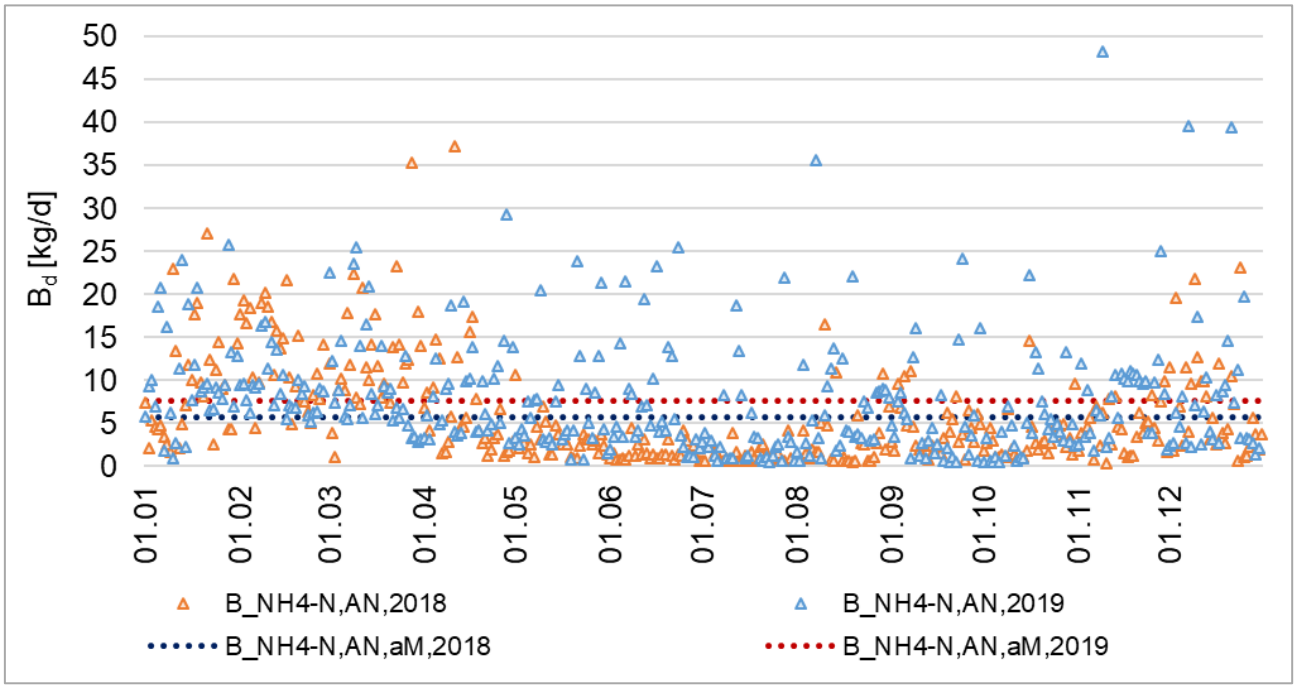

Abbildung 114: Verlauf der Ammoniumstickstoff-Frachten $B_{d,NH4-N}$ im Zulauf und Ablauf von Kläranlage Q (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019)

Den Ablaufkonzentrationen sind die täglichen Ablauffrachten in Abbildung 114 gegenübergestellt. Dabei ist zu erkennen, dass sich tendenziell ein Minimum im Sommer für beide Jahre ausbildet. Im Mittel liegen die emittierten Ammoniumstickstoff-Frachten bei 5 kg/d (2018) bzw. 8 kg/d (2019).

Insgesamt wurde die Kläranlage Q seit Errichtung immer wieder hinsichtlich der Nitrifikationsleistung ertüchtigt, sodass die Einhaltung des Überwachungswertes von 3 mg/L weitestgehend erreicht wird. Gleichzeitig konnte auch beobachtet werden, dass die sich daraus ergebenden erhöhten Anforderungen an die Denitrifikation keine nachteiligen Auswirkungen auf die N_{Ges}-Ablaufkonzentration zeigten.

Durch die Verfahrenstechnik mittels Kombibecken liegen mögliche Ertüchtigungsmaßnahmen hinsichtlich der Nitrifikation in einer Prozesswasserbehandlung, um die zusätzliche Fracht der Schlammbehandlung zu vermindern. Jedoch fällt der mögliche vorteilhafte Effekt einer Prozesswasserbehandlung durch die bereits gesteuerte Zugabe des Prozesswassers in Abhängigkeit von der Ammoniumstickstoff-Zulaufkonzentration möglicherweise geringer ins Gewicht.

Die Regelungstechnik wurde bereits auf die möglichen Steuerungsparameter Ammonium, Nitrat und Sauerstoff ausgereizt. Gegebenenfalls kann hierbei eine Anpassung der Steuergrößen eine weitere Möglichkeit darstellen, um den Sauerstoffeintrag zu erhöhen. Eine Überlastung der Denitrifikation aufgrund dieser Maßnahme ist dabei auszuschließen. Zusätzlich kann diese Anpassung zu einem erhöhten Energiebedarf und damit zu höheren Betriebskosten führen. Aus diesem Grund ist der Einfluss der Kläranlage auf den Zustand

des Gewässers konkret zu untersuchen, da die Kläranlage an einem Gewässer mit weiteren zahlreichen punktuellen Einleitungen liegt. Darüber hinaus wird die umgebende Fläche des Vorfluters landwirtschaftlich genutzt, sodass Emissionen durch diffuse Einleitungen das Gewässer belasten.

7.19 Kläranlage R (GK 4 – vorgeschaltete Denitrifikation, anaerobe Stabilisierung)

Neben Belebungsbecken mit intermittierender Denitrifikation werden Kläranlagen berücksichtigt, die verfahrenstechnisch mit einer vorgeschalten Denitrifikation ausgestattet sind. Stellvertretend wird die GK 4-Anlage R mit einer Ausbaugröße von 50.000 EW untersucht. Belastet ist die Anlage mit ca. 26.000 E aus Haushalten und etwa 20.000 EGW aus Industrie, die vor allem aus einer Großbäckerei, aus der Kosmetikproduktion sowie durch eine Tiefkühlfabrik entstehen. Der Zeitpunkt der Einleitungen dieser primär CSB-belasteten Abwässer ist mit den Betreibern der Kläranlage abgestimmt, sodass die Frachtstöße an die Belastung der Kläranlage angepasst sind. Behördlich sind ein Überwachungswert von 2 mg/L für Ammoniumstickstoff und von 18,5 mg/L für N_{Ges} festgelegt.

Die Kläranlage besteht aus einem neu errichteten Rechengebäude sowie Sand- und Fettfang mit anschließender Vorklärung zur mechanischen Reinigung. Weiterhin sind zwei vorgeschaltete Denitrifikationsbecken, zwei belüftungsvariable Zwischenbecken (Vario-Becken) und vier Nitrifikationsbecken Teil der biologischen Reinigung. Die vorgeschaltete Denitrifikation wird zweistraßig mit einem Volumen von je 1.254 m^3 als Umlaufbecken betrieben. Darüber hinaus zeichnen sich die Vario-Becken mit Volumina von jeweils 604 m^3 sowie durch eine variable Belüftungseinrichtung aus, sodass das Denitrifikations- bzw. Nitrifikationsvolumen nach Bedarf per manueller Umschaltung angepasst werden kann. Die Nitrifikation in den vier Becken mit jeweils 1.480 m^3 wird kontinuierlich betrieben und über eine Sauerstoffmessung gesteuert. Der TS-Gehalt im Belebungsbecken liegt im Mittel bei 3,2 g/L. Im Anschluss erfolgt die Nachklärung in zwei parallelen Rundbecken mit einem jeweiligen Volumen von 2.250 m^3. Auf der Kläranlage wird ein Schlammalter von ca. 10 d betrieben.

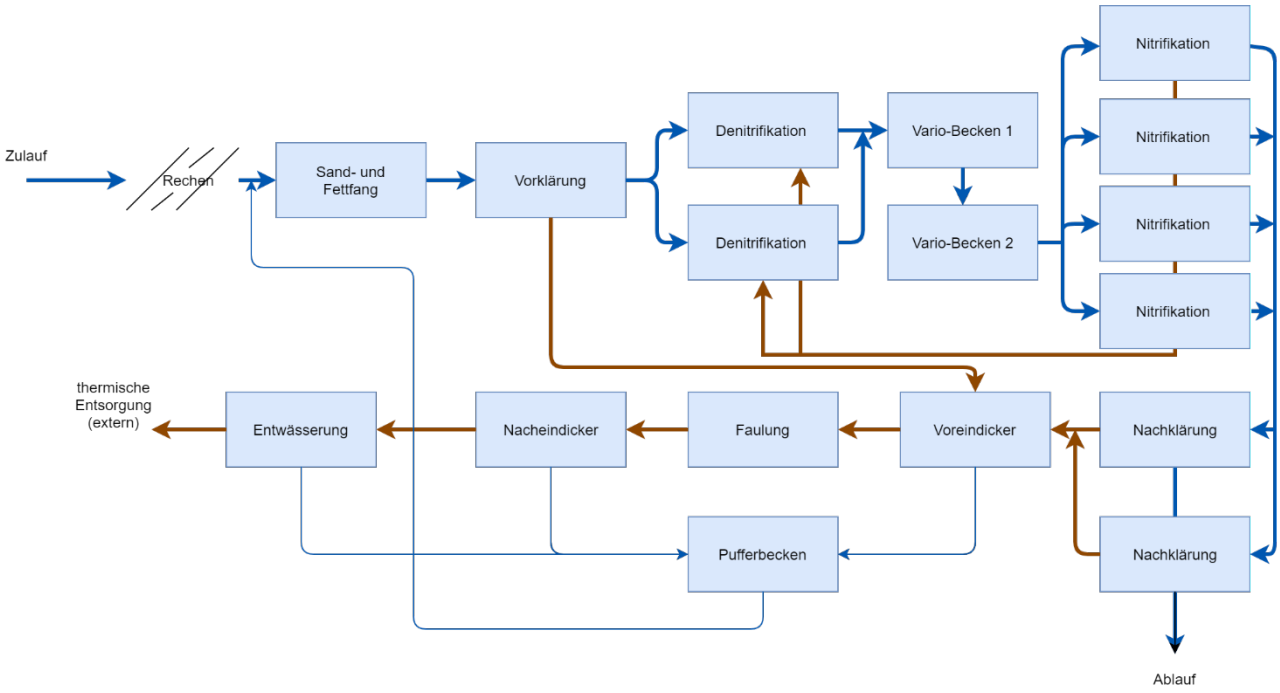

Abbildung 115: Fließschema der Kläranlage R

Zur Behandlung des anfallenden Primär- und Überschussschlammes wird nach der Voreindickung eine Faulung betrieben. Im Anschluss an die Stabilisierung wird der Schlamm, der durch seine schlechte Entwässerbarkeit gekennzeichnet ist, mittels Bucherpresse entwässert. Das Prozesswasser wird über ein Speicherbecken nach Bedarf in den Zulauf zum Sandfang dosiert. In Abbildung 115 ist das zugehörige Fließbild dargestellt.

Um dieses Kläranlagenkonzept zu bewerten, werden die Betriebstagebücher des Jahres 2019 sowie auszugsweise des Jahres 2018 ausgewertet. Aus den Angaben der kontinuierlichen Mengenmessung wird ein Trockenwetterabfluss von etwa 5.000 m³/d ermittelt. Die mittlere Mischwassermenge beträgt etwa 8.000 m³/d (2019) bzw. 8.500 m³/d (2018).

Die stofflichen Ablaufparameter sind in den Betriebstagebüchern wöchentlich angegeben, sodass hier der Datensatz aus 52 Ammoniumstickstoffwerten im Jahr 2019 und 36 Werten im Jahr 2018 besteht. Im Hinblick auf die Stickstoffparameter im Zulauf liegen nur monatliche Aufzeichnungen von N_{Ges} vor. In Abbildung 117 sind diese im Zulauf und im Ablauf für das Jahr 2019 gegenübergestellt. Die Wertespanne im Zulauf liegt hier zwischen 19,0 mg/L und 100 mg/L bei einem Mittelwert von 62,9 mg/L N_{Ges}. Der Median von 65,5 mg/L N_{Ges} weist nur eine geringe Differenz zum Mittelwert auf. Mögliche Stickstoffspitzen im Zulauf lassen sich auf Basis der Datenlage nicht erfassen, sodass hier kein Einfluss der Indirekteinleiter auszumachen ist.

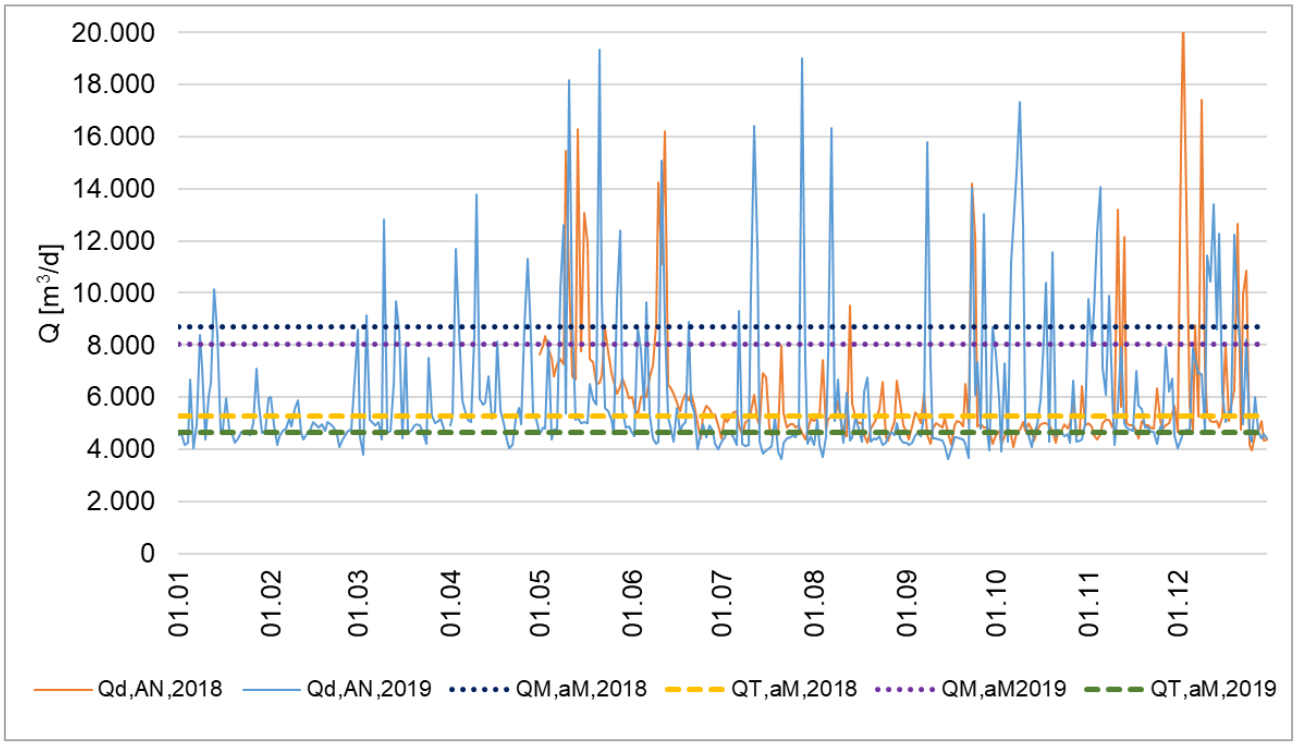

Abbildung 116: Ganglinie der Ablaufmengen von Kläranlage R mit jährlicher Trockenwetter- und Mischwassermenge (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019)

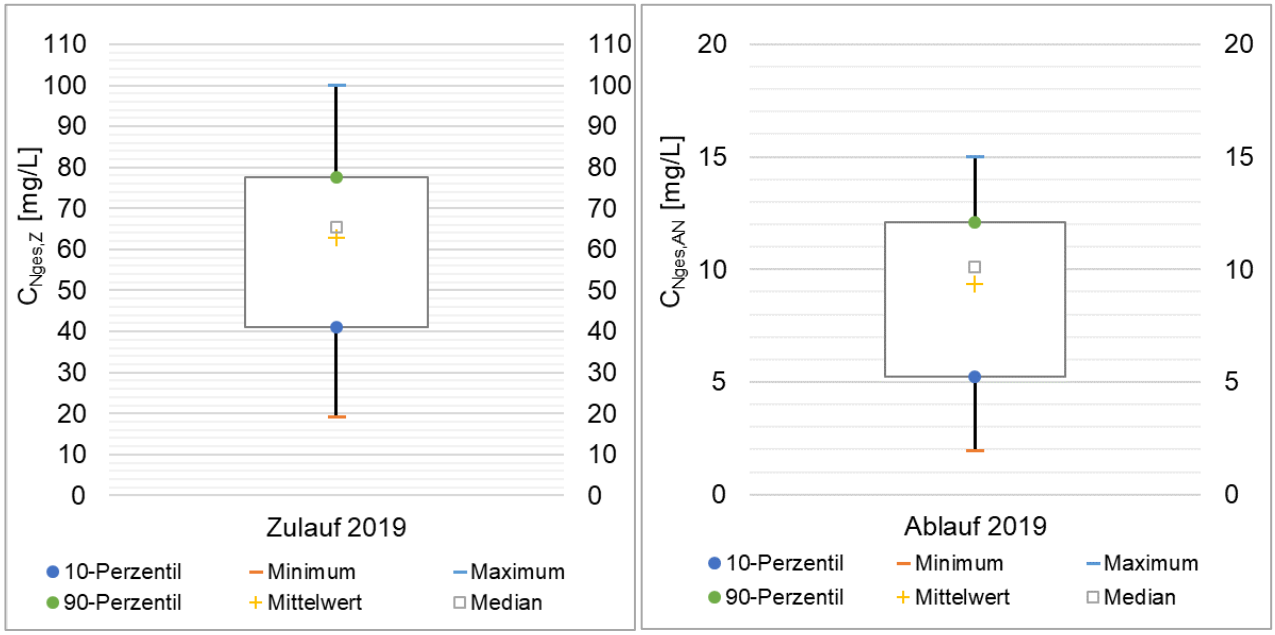

Abbildung 117: Statistische Auswertung der N_{Ges}-Konzentrationen $C_{NGes,Z}$ im Zulauf und Ablauf von Kläranlage R (EKVO Berichtsjahr 2019)

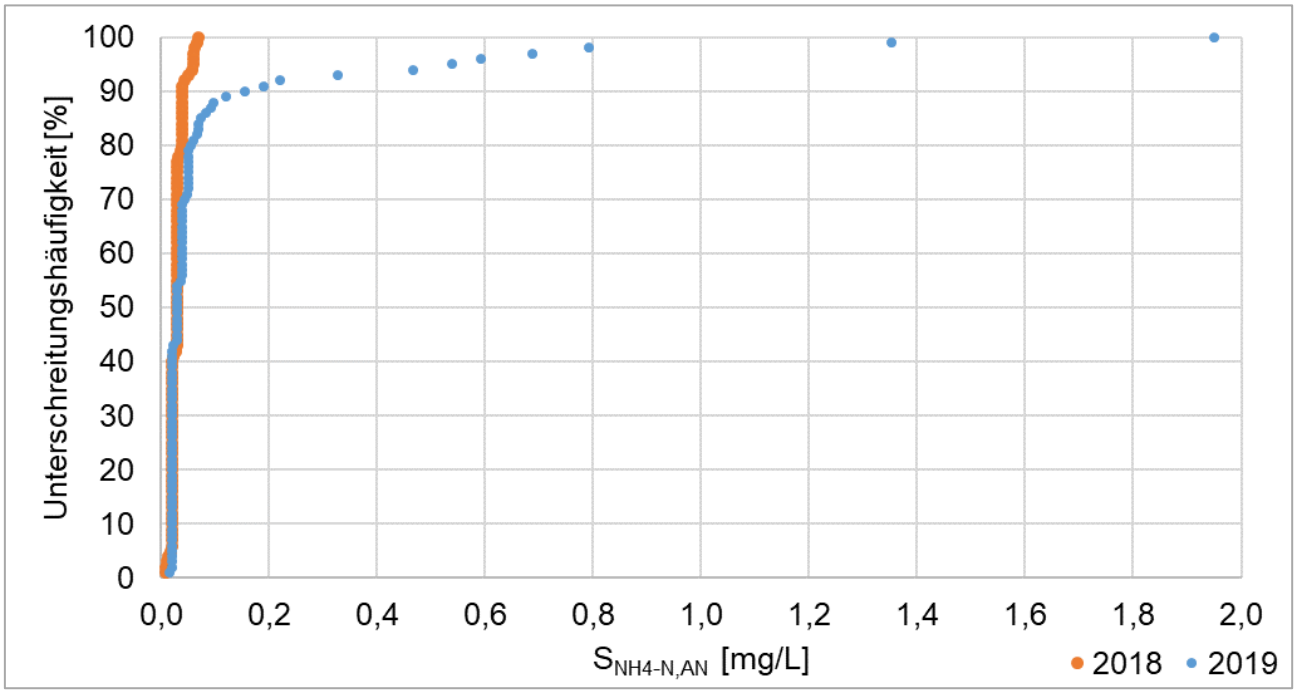

Abbildung 118: Unterschreitungshäufigkeit der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Ablauf $S_{NH4\text{-}N,AN}$ von Kläranlage R (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019)

Im Ablauf wird der N_{Ges}-Überwachungswert von 18,5 mg/L durchgehend eingehalten. Dabei umfassen die Werte eine Spanne zwischen 2 mg/L und 15,0 mg/L. Der Mittelwert und das 90-Perzentil betragen 9,4 mg/L und 12,1 mg/L. Aus der ergänzenden Darstellung der Unterschreitungshäufigkeiten in Abbildung 118 lässt sich ableiten, dass der Anteil von Ammoniumstickstoff an N_{Ges} im Ablauf sehr gering ist. Aus der Darstellung werden sehr geringe 90-Perzentile der Ammoniumstickstoff-Konzentration von 0,04 mg/L (2018) und 0,16 mg/L (2019) deutlich. Zwei Ausreißerwerte betragen 1,35 mg/L und 1,95 mg/L NH_4-N. Folglich wird der niedrige Überwachungswert für Ammoniumstickstoff von 2 mg/L problemlos unterschritten. Einschränkend ist anzumerken, dass mögliche höhere Ammoniumstickstoff-Konzentrationen in den Wintermonaten des Jahres 2018 nicht angegeben sind und das 90-Perzentil des Jahres mit einer höheren Ungenauigkeit behaftet ist. Insgesamt zeichnet sich die Kläranlage durch sehr gute Ammoniumstickstoff-Ablaufwerte aus.

Ein Vorteil bietet sich vor allem in der Schaffung des zusätzlichen und anpassbaren Volumens durch die Vario-Becken. Trotz Nitratmessung im Ablauf der Denitrifikation und Regelung der Belüftung anhand einer Ammonium-Nitrat-Messung in den Nitrifikationsbecken erfolgt die Anpassung der Vario-Becken nicht automatisiert, da die Betriebsführung aufgrund der guten Reinigungsleistung hierfür keine Veranlassung sieht.

Durch die Übereinkunft mit den großen Indirekteinleitern scheinen sich auf Basis der vorhandenen Werte keine übermäßigen Konzentrations- und Frachtspitzen im Zulauf zu ergeben. Auch die Rückführung des Trübwassers wirkt sich durch die bedarfsgerechte Zugabe nicht negativ auf die Ablaufkonzentration aus.

Eine zusätzliche Optimierung der Kläranlage im Hinblick auf die Nitrifikation scheint aufgrund der Ablaufsituation und der bereits hohen Anforderungen nicht zielführend zu sein.

Abseits der Ammoniumthematik sei an dieser Stelle auf eine erfolgreiche Ertüchtigungsvariante im Bereich der Nachklärung aufmerksam gemacht. Der Betreiber hat aufgrund eines in der Vergangenheit anhaltenden Algenwachstums den Bereich der Überlaufrinnen abgedeckt, um den Lichteinfall zu minimieren. Den Erfolg zeigt Abbildung 119.

Abbildung 119: Nachklärung mit abgedeckten Ablaufrinnen

7.20 Kläranlage S (GK 4 – vorgeschaltete Denitrifikation, anaerobe Stabilisierung)

Die Kläranlage S ist derzeit auf 56.600 EW ausgelegt und wird mit 60.000 EW belastet.

Auf dem Betriebsgelände befinden sich u. a. das Zulaufhebewerk und die mechanische Vorreinigung, bestehend aus Rechenanlage und belüftetem Sand- und Fettfang sowie einem Vorklärbecken. Aufgrund früherer Ausbaustufen ist die mechanische Vorreinigung auf eine Belastung von 110.000 EW ausgelegt. Weiterhin besteht die biologische Reinigung aus drei in Reihe geschalteter vorgeschalteter Denitrifikationsbecken (Auslegung auf 56.600 EW), einer vierstraßigen Nitrifikationseinheit (Auslegung auf 80.000 EW) sowie vier daran angeschlossenen rechteckigen Nachklärbecken. Der Überwachungswert für Ammoniumstickstoff liegt bei 10 mg/L, und für N_{Ges} bei 11,2 mg/L.

Die Schlammbehandlung findet über einen Voreindicker sowie eine anaerobe Schlammstabilisierung statt. Das Schlammwasser sowie das Trübwasser werden über eine separate Prozesswasserbehandlung nach dem SBR-Verfahren behandelt und anschließend dem ersten Denitrifikationsbecken, das gleichzeitig als Misch- und Ausgleichsbecken verwendet wird, zugeleitet. Nach Durchfließen aller drei Denitrifikationsbecken werden die vier Straßen der Nitrifikation mittels eines Hebewerkes beschickt. Durch die Anhebung kann der Rezirkulationsstrom im freien Gefälle zurück in das erste Denitrifikationsbecken

fließen. Der Rücklaufschlamm aus dem Nachklärbecken kann entweder per Hebewerk in das Nitrifikationsbecken zurückgefördert werden oder mit der Rezirkulation in die Denitrifikation zurückfließen. Diese Systematik führt laut Betreiber jedoch bei extrem lang anhaltendem Regen zu hydraulischen Problemen, worauf betrieblich mit einer Verringerung der Rücklaufschlammmenge reagiert wird. Trotzdem ist in solchen Situationen ein Schlammabtrieb nicht vollständig auszuschließen. Das zugehörige Fließschema ist in Abbildung 120 dargestellt.

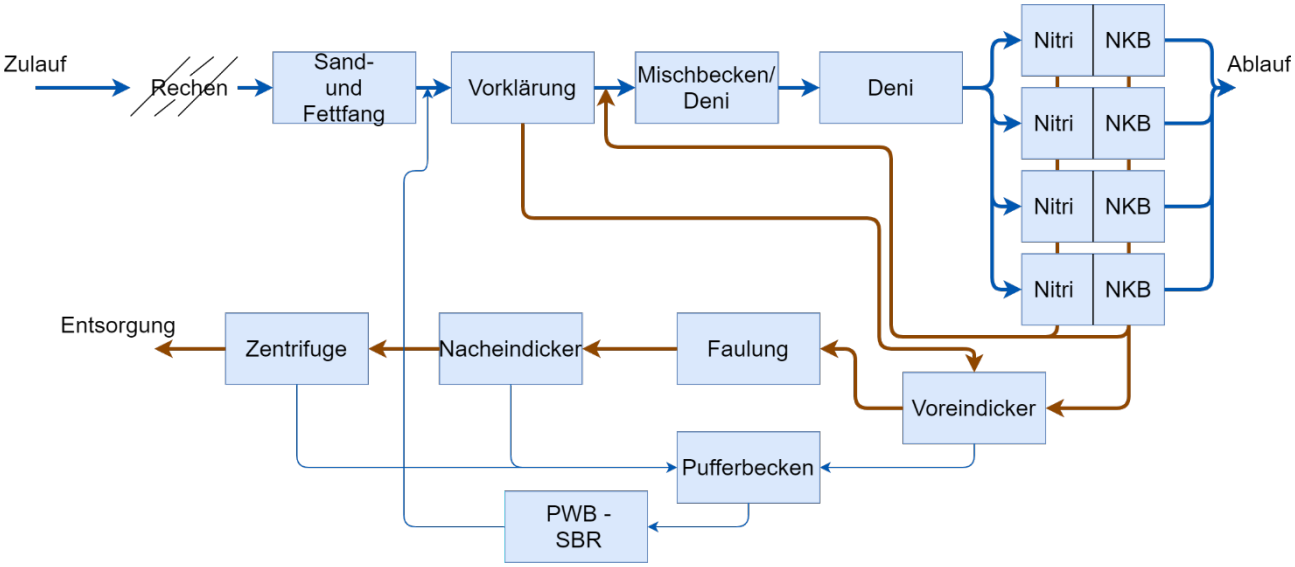

Abbildung 120: Fließschema der Kläranlage S

Die Belüftung erfolgt mittels Kreiselbelüftern (vgl. Abbildung 121) und wird über eine Regelung mittels Ammonium-Nitrat-Messung gesteuert. Aufgrund der geringen Tiefe der Nitrifikationsbecken von 3,40 m erscheint das Umrüsten zur Druckbelüftung nicht ausreichend effizient (vgl. Abschnitt 3.4.1.1).

Neben dem hauptsächlich kommunalen Abwasser leiten einige Betriebe wie Gastronomie und Metzgereien in die Kläranlage ein. Zusätzlich wird Deponiesickerwasser mitbehandelt, welches jedoch nach Aussage des Betriebspersonals zu keinen Betriebsproblemen führt. Da die Kläranlage in der Vergangenheit oftmals mit erhöhten Ammoniumfrachtstößen belastet war, deren Quelle nicht identifiziert werden konnte, wurde 2004 eine Prozesswasserbehandlung nach dem SBR-Verfahren (BABE-Prozess) errichtet. Diese bereitet das Schlamm- und Trübwasser auf (Zykluslänge: 6 h) und leitet dieses dem Misch- und Ausgleichsbecken zu. Aufgrund der Energieeffizienz wird die Prozesswasserbehandlung in den Wintermonaten außer Betrieb genommen.

Die Phosphatfällung erfolgt als Vorfällung mit Eisen(II)-Chlorid und als Simultanfällung mittels Eisen-II-Sulfat. Der hohe Fällmitteleinsatz auf der Kläranlage führt zu erheblichen rötlichen Ablagerungen an Bauwerken und Maschinentechnik (vgl. Abbildung 121).

Abbildung 121: Kreiselbelüfter der Kläranlage S

Gemäß vorliegendem Betriebstagebuch liegt der TS-Gehalt im Belebungsbecken bei 3,8 g/L.

Zur Datenauswertung werden die Betriebstagebücher für die Jahre 2018 und 2019 herangezogen. Die tägliche Abflussmenge wird auf Basis einer kontinuierlichen Durchflussmessung erfasst, deren zugehörige Ganglinien in Abbildung 122 dargestellt sind. Im Mittel liegen der Trockenwetterabfluss bei etwa 9.000 m³/d und die Mischwassermenge in den Untersuchungsjahren bei ca. 18.000 m³/d (2019) und 22.000 m³/d (2018).

Die stofflichen Zulaufparameter werden wöchentlich im Wechsel als 2 h- oder 24 h-Mischprobe aufgezeichnet, sodass jährlich rund 52 Werte zur Verfügung stehen. Im Ablauf wird die Ammoniumstickstoff-Konzentration gemäß EKVO täglich gemessen, wobei die Messung im wöchentlichen Wechsel entweder als 2 h- oder 24-h-Probe erfolgt. Zusätzlich stehen für die Stickstoffparameter die täglichen Werte der Online-Messung zur Verfügung.

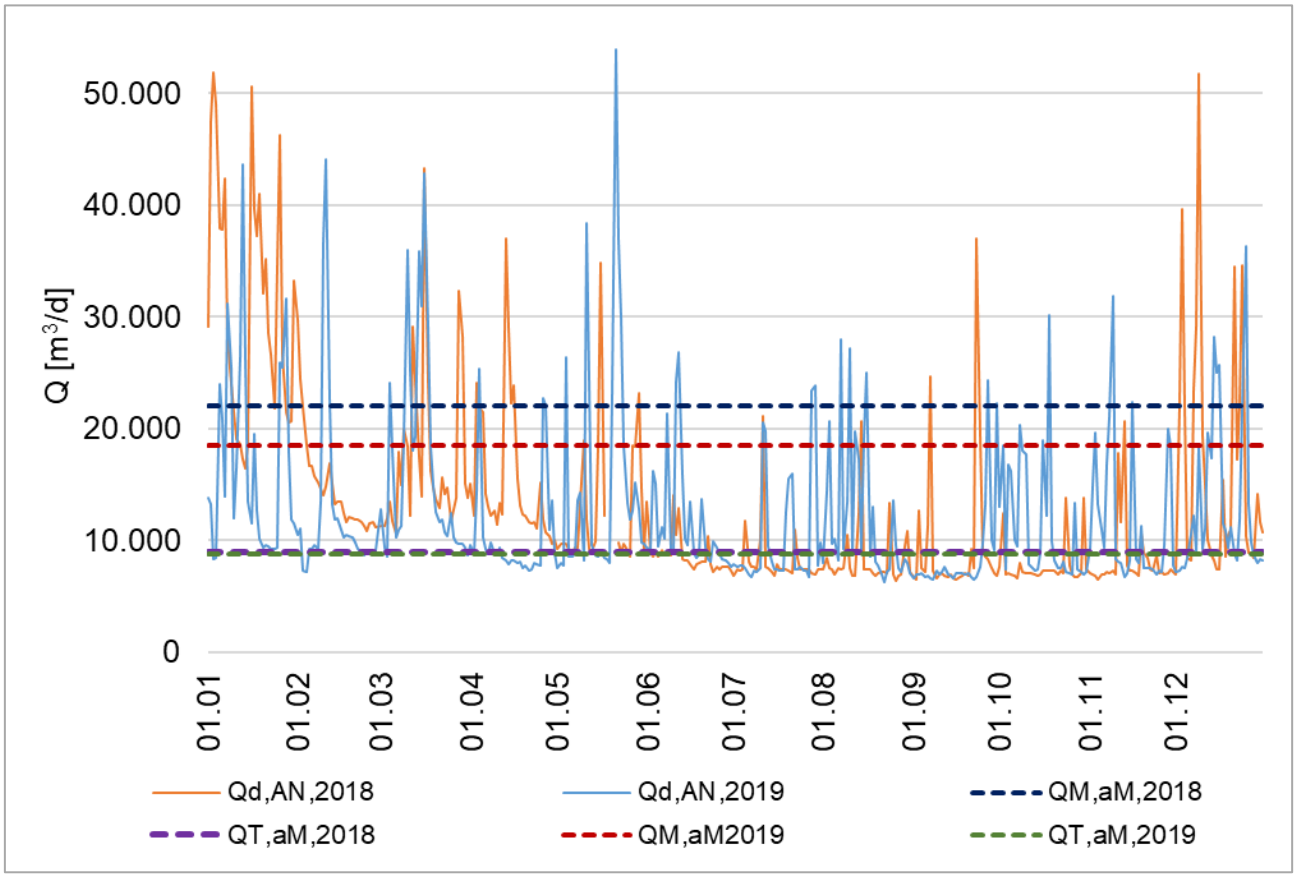

Abbildung 122: Ganglinie der Ablaufmengen von Kläranlage S mit jährlicher Trockenwetter- und Mischwassermenge (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019)

Anhand der Unterschreitungshäufigkeit im Zulauf (vgl. Abbildung 123) zeigt sich mit Blick auf die Medianwerte eine Ammoniumstickstoff-Konzentration im Zulauf zwischen 23 mg/L (2018) und 30,5 mg/L (2019), die für kommunales Abwasser eher unterdurchschnittlich sind. Zusätzlich weist auch die maximal gemessene Zulaufkonzentration von 41,9 mg/L (2018, 2 h-Mischprobe) auf diese Bewertung hin. Dabei ist anzumerken, dass stündliche Zulaufspitzen durch Einleitungen von Betrieben aufgrund der Datendichte von 52 EKVO-Werten im Jahr möglicherweise nicht erfasst werden.

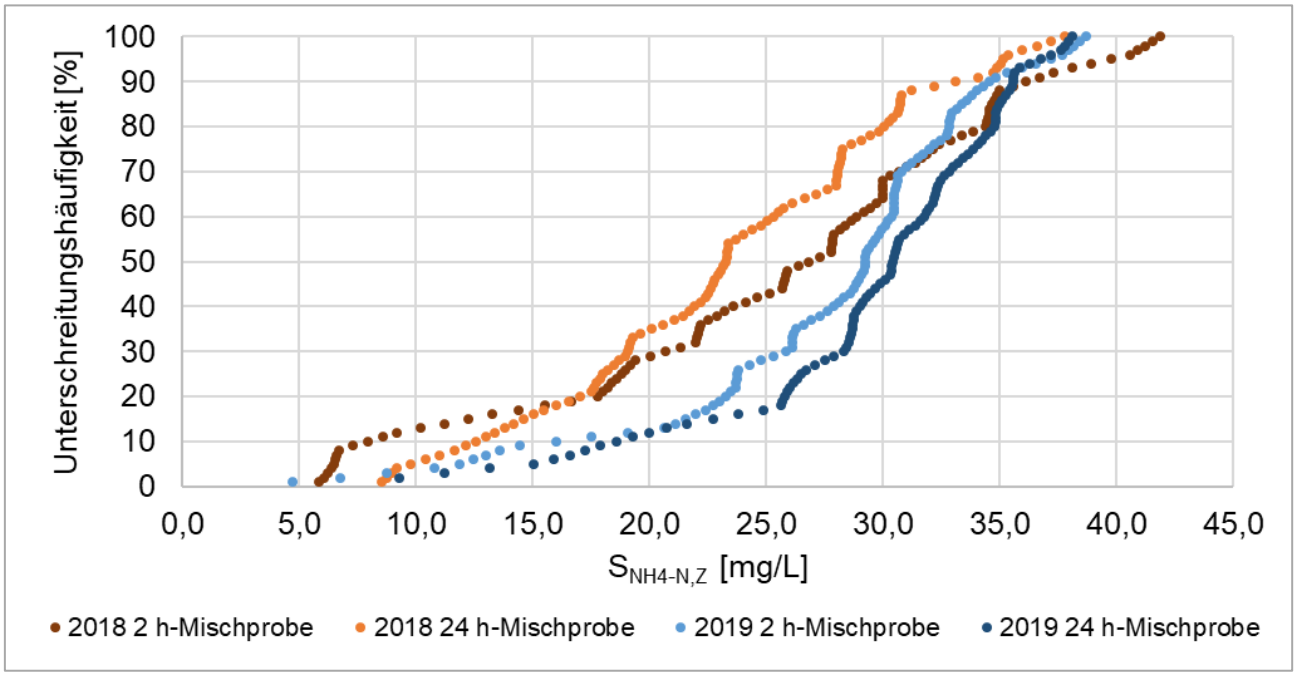

Abbildung 123: Unterschreitungshäufigkeit der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Zulauf $S_{NH4-N,Z}$ von Kläranlage S (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019)

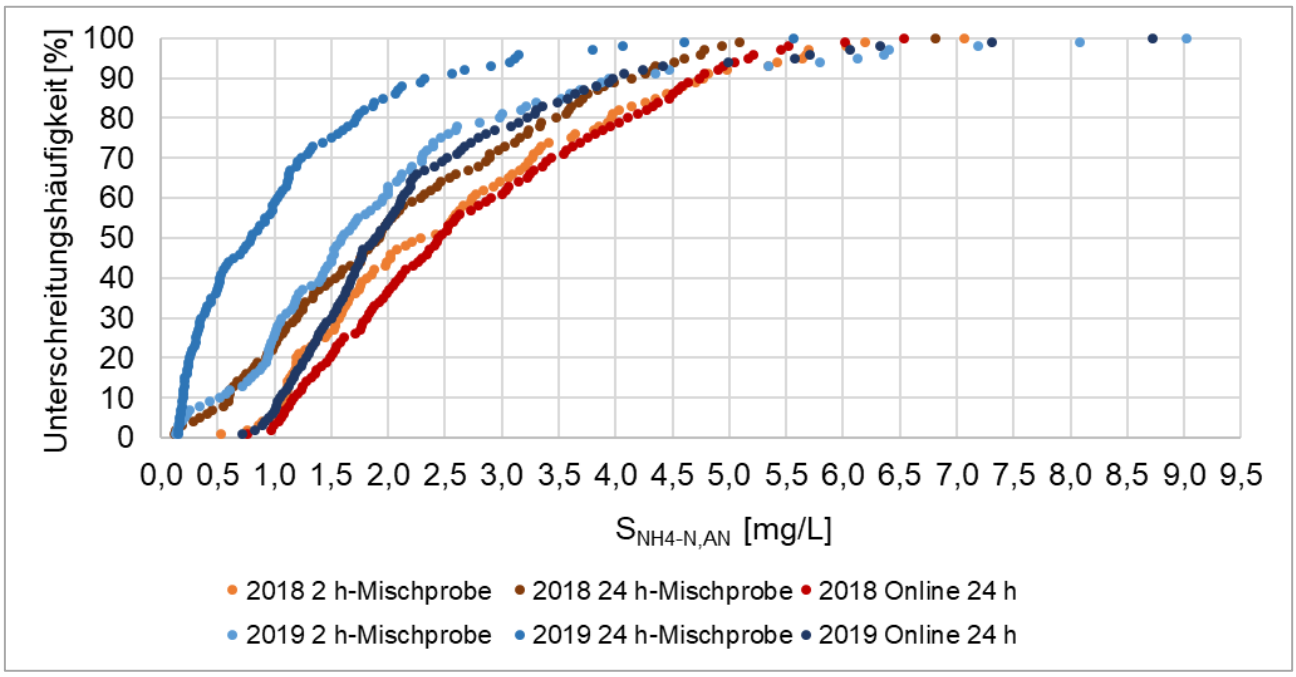

Abbildung 124: Unterschreitungshäufigkeit der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Ablauf $S_{NH4-N,AN}$ von Kläranlage S (EKVO Berichtsjahre 2018 – 2019)

Nach Abbildung 124 liegen das maximale 90-Perzentil im Ablauf bei 4,7 mg/L (2018, 2h) und der Median zwischen 0,8 mg/L (2019, 24 h-Mischprobe) und 2,4 mg/L (2018, online 24 h). Der Ammoniumstickstoff-Überwachungswert von 10 mg/L wird durchgehend eingehalten. Bei Auswertung der Daten werden eine teils deutliche Differenz zwischen den

Messwerten der Onlinetechnik und den Laborwerten festgestellt. Zur Verdeutlichung der Abweichung sind in Abbildung 125 exemplarisch die 24-Stundenwerte der Labormessung den Onlinemesswerten in den Monaten von Januar bis Februar 2019 gegenübergestellt. Dabei zeigt sich, dass die Schwankungen der Ablaufkonzentrationen von beiden Messvarianten erfasst werden, aber die Onlinemessung mit wenigen Ausnahmen höhere Konzentrationen misst. Die Ursache für die Abweichung ist zum aktuellen Stand nicht nachvollziehbar.

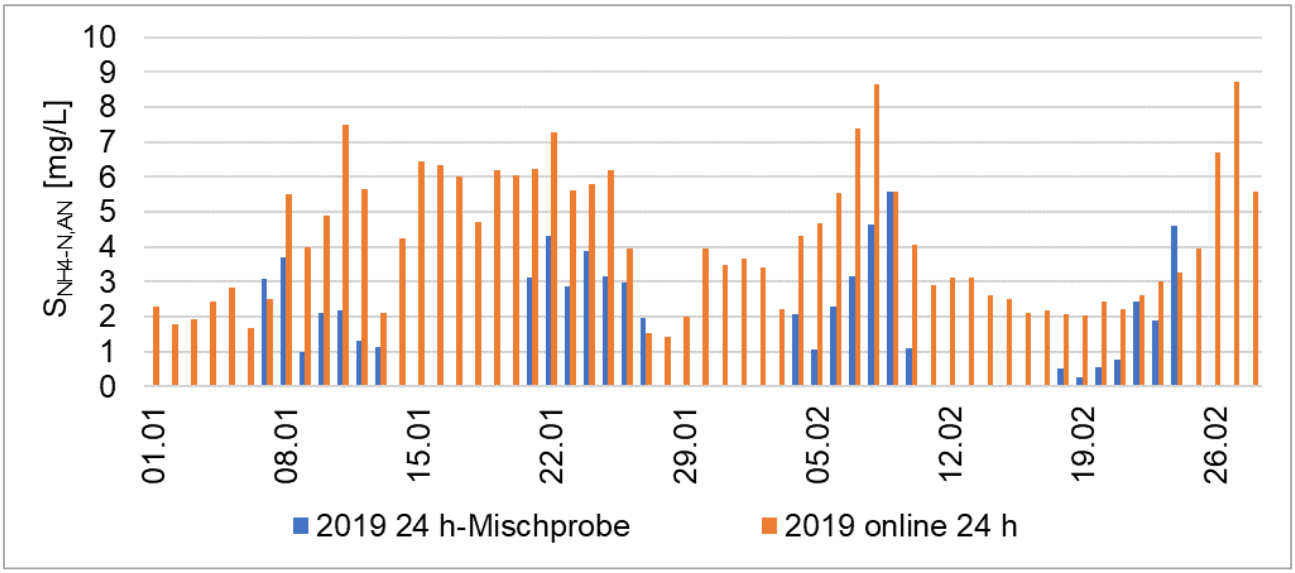

Abbildung 125: Gegenüberstellung der 24 h-Mischprobe (Laborwerte) und 24 h-Onlinemessung von Kläranlage S (Januar 2019 – Februar 2019)

In Abbildung 126 sind die Ablauffrachten anhand der Onlinemessungen dargestellt. Im Mittel liegen die täglichen Frachten bei etwa 32 kg/d (2018) und 25,5 kg/d (2019). Bei Betrachtung der Ganglinie prägt sich ein deutliches Minimum der Frachten in den Sommermonaten aus.

Aufgrund der diversen Einflussgrößen auf die Nitrifikation lässt sich keine eindeutige Ursache für die Frachtreduktion ausmachen, sondern vielmehr auf die Summe von möglichen Maßnahmen zurückführen. Dabei wird die Leistungsfähigkeit der Nitrifikanten im Sommer durch höhere Temperaturen oder eine veränderte Betriebsweise (z. B. erhöhter Sauerstoffeintrag) beeinflusst. Auch ist bei dieser Kläranlage ein Einfluss der Prozesswasserbehandlung im Sommer unbedingt in Betracht zu ziehen.

Die Nitrifikationskapazität erscheint ausreichend, um die geforderten Überwachungswerte einzuhalten. Mit entsprechend geringem regelungstechnischem Aufwand und erhöhtem Energieeinsatz sind schärfere Überwachungswerte von weniger als 5 mg/L NH_4-N bei dieser Kläranlage möglich. Dazu wäre auch ein ganzjähriger Betrieb der Prozesswasserbehandlung eine mögliche Maßnahme.

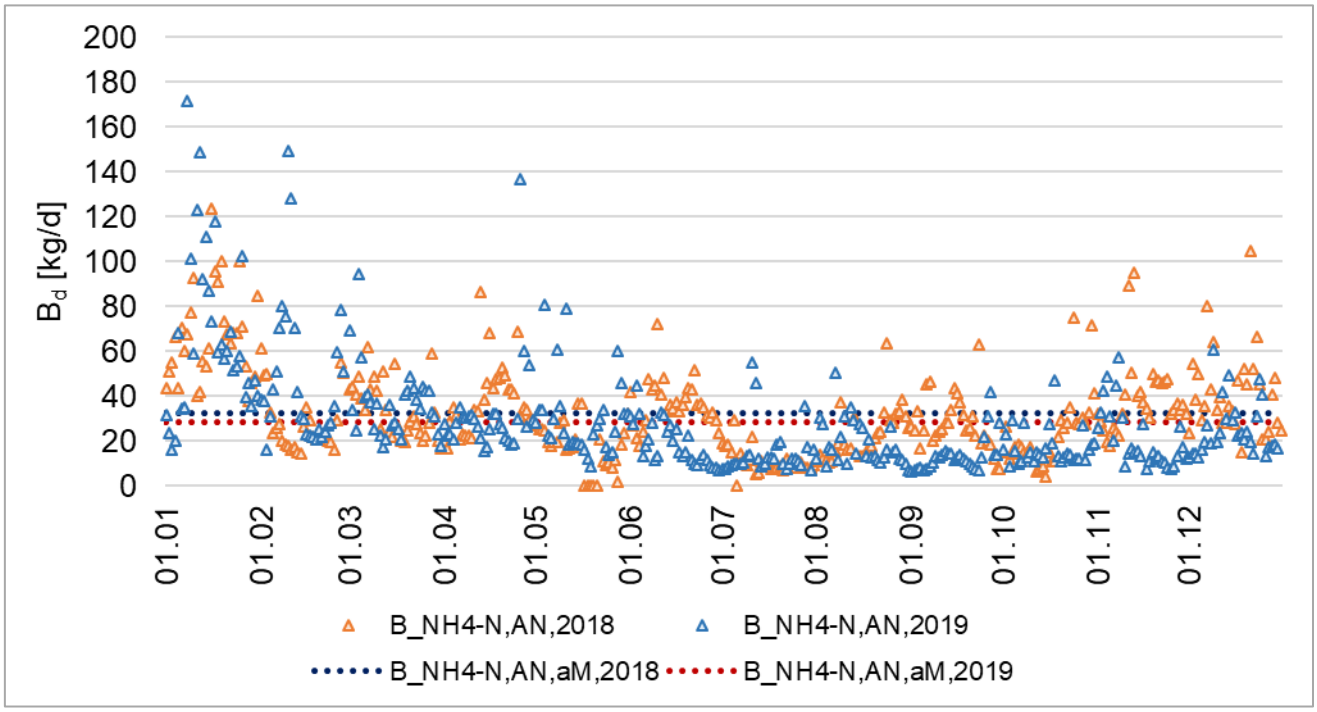

Abbildung 126: Verlauf der Ammoniumstickstoff-Frachten $B_{d,NH4-N}$ im Zulauf und Ablauf von Kläranlage S (anhand der Onlinemessungen 2018 – 2019)

Weiterhin ist der Einfluss des Fällmittelverbrauchs auf die Pufferkapazität und damit auf die Eliminationsleistung der Nitrifikation nicht geklärt. Die gemessenen pH-Werte im Ablauf zwischen 6,3 und 8,2 (2018, pH_{aM} = 7,2) sowie 6,6 bis 8,9 (2019, pH_{aM} = 7,2) liegen eher im unteren Bereich. Um deutlichere Aussagen treffen zu können, sind die Bestimmung des K_p-Wertes sowie konkrete Messungen der Säurekapazität in der Belebung notwendig.

Zusätzlich sei für die Kläranlage S (analog zur Kläranlage J) auf die Problematik der Ammoniakemissionen aufgrund erhöhter Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentrationen unter bestimmten pH-Wert- und Temperaturrandbedingungen eingegangen. Hintergrund dessen ist der Umstand, dass bei dieser Kläranlage der höchste gemessene pH-Wert (pH = 8,2) der besichtigten Kläranlagen recherchiert wurde. Abbildung 127 zeigt die entsprechenden Parameterverläufe für das Jahr 2018.

Die maximale Abwassertemperatur liegt in den Sommermonaten zeitweise bei über 20 °C, allerdings bei einem gleichzeitig niedrigen pH-Wertniveau von 7. Kritisch erscheint hier insbesondere die erste Jahreshälfte mit einem von 7 auf 8 ansteigenden pH-Wert. Die Abwassertemperaturen erhöhen sich ab März von etwa 6 °C auf 18 °C. Speziell in den Monaten April und Mai lässt sich gemäß den Erläuterungen im Kontext von Abbildung 4 ableiten, dass bei korrespondierenden Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentrationen zwischen 3 mg/L und 5 mg/L fischgiftiges Ammoniak in Konzentrationen zwischen 0,1 mg/L und 0,15 mg/L in das Vorflutgewässer emittiert wird. Gleichzeitig wird aber deutlich, dass sich

der Kläranlagenbetreiber dieser Entwicklung bewusst war und im Juni Maßnahmen ergriffen hat, um das pH-Wertniveau auf kontinuierlich 7 abzusenken und die Entwicklung von Ammoniak dadurch sehr weitgehend einzuschränken bzw. zu verhindern.

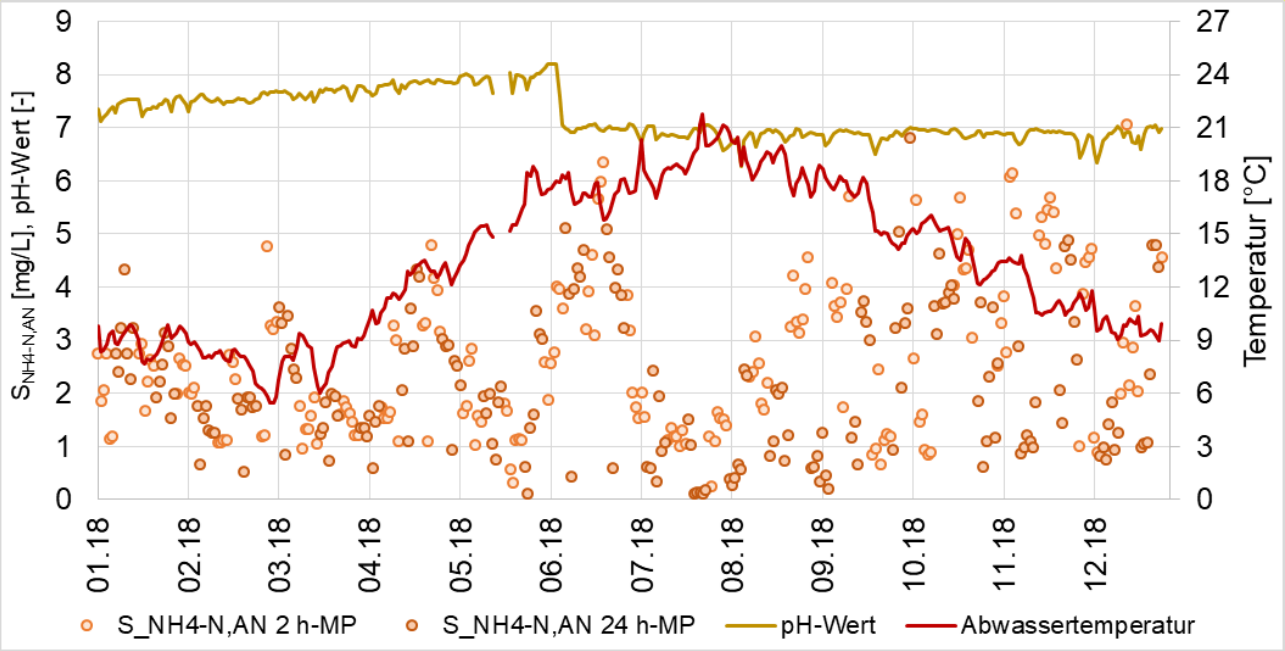

Abbildung 127: Ganglinie Ammoniumstickstoffablaufkonzentration sowie pH-Wert und Temperatur der Kläranlage S (EKVO Berichtsjahr 2018)

8 Evaluierung typenspezifischer Ertüchtigungsmaßnahmen zur Erhöhung der Nitrifikationsleistungsfähigkeit

8.1 Übersicht

Auf Grundlage der Literaturrecherche in Kapitel 3 und der Auswertung besichtigter Kläranlagen in Kapitel 7 werden im Folgenden allgemeine Ertüchtigungs- und Optimierungsmaßnahmen für die Kläranlagentypen aus Abschnitt 6.2 abgeleitet, welche grundsätzlich auf die Verbesserung der Ablaufwerte durch Erhöhung der Nitrifikationsleistung abzielen.

Im Folgenden werden Maßnahmen genannt, die sich auf

- betriebliche und verfahrenstechnische Maßnahmen sowie
- bauliche Maßnahmen

beziehen.

Die Bewertung der in Abschnitt 3.5 beschriebenen konzeptionellen Maßnahmen beruhen stark auf lokalen Gegebenheiten, von denen wiederum die ökologische und ökonomische Betrachtung abhängt. Besonders der Zusammenschluss von Kläranlagen hängt u. a. von der Distanz zur nächsten Kläranlage, den Geländeeigenschaften, den vorhandenen Kapazitäten der aufnehmenden Kläranlage, der Bewertung der Gewässerverträglichkeit des zusätzlich belasteten Gewässers durch die erhöhte Einleitung, die Bewertung der verbliebenen Wasserführung des bisherigen Einleitgewässers usw. ab. Dabei kann ein möglicher Zusammenschluss von Kläranlagen besonders bei mehreren GK 1- oder GK 2-Anlagen, die auch nicht zwingend in einem Zuständigkeitsbereich liegen müssen, eine sinnvolle Maßnahme darstellen. Aufgrund der spezifischen Randbedingungen solcher konzeptionellen Maßnahmen wird im Folgenden nicht darauf eingegangen, sondern v. a. betriebliche und verfahrenstechnische sowie bauliche Maßnahmen vertieft.

8.2 Abwasserteichanlagen (ATA)

8.2.1 Allgemeiner Überblick

Anhand der Typisierung aus Abschnitt 6.2 und der Besichtigung von Kläranlage H wird ersichtlich, dass reine ATA üblicherweise keine dauerhaften Ammoniumstickstoff-Konzentrationen unter 10 mg/L einhalten können. Da eine Nitrifikation auf solchen ATA verfahrenstechnisch nicht umsetzbar ist, weisen die Kläranlagen eine große Spanne von Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentrationen auf. Beispielsweise liegt diese auf der Kläranlage H zwischen 6,7 mg/L und 38,4 mg/L NH_4-N bei einem Mittelwert von 18,9 mg/L NH_4-N (90-Perzentil bei 33,5 mg/L).

Aufgrund der ausbleibenden bzw. kaum stattfindenden Nitrifikation sind betriebliche Maßnahmen wie vermehrte Messungen zur Umsetzung einer verbesserten Steuerung oder verfahrenstechnische Anpassungen nicht zielführend im Hinblick auf eine betriebsstabile, hinreichend geringe Ammoniumstickstoff-Konzentration oder -fracht im Ablauf. Aus diesem

Grund werden in diesem Zusammenhang nur bauliche oder konzeptionelle Maßnahmen empfohlen. Diese Empfehlungen differieren in Abhängigkeit von der Größenklasse.

8.2.2 Kläranlagen der Größenklasse GK 1 – ATA

Aufgrund der geringen Ausbaugröße von weniger als 1.000 EW ist eine Erweiterung der Kläranlage mit einer nachgeschalteten Nitrifikationsstufe wie einem Bodenfilter oder Biofilmverfahren realisierbar. Die Auswertungen der Kläranlage B und Kläranlage D ergeben, dass sowohl durch Walzentauchkörper als auch Scheibentauchkörper niedrige Konzentrationen möglich sind. Dabei liegt das 90-Perzentil der ersten Kläranlage bei 3,7 mg/L NH_4-N und das der zweiten Kläranlage sogar bei 0,7 mg/L NH_4-N. Verfahrenstechnisch liegt nach dem Ausbau der Schwerpunkt auf dem Tauchkörper, sodass die Teiche eher als vorgeschaltete mechanische Reinigungsstufe fungieren. Dabei unterscheiden sich die Kläranlagen insofern, als Kläranlage B über einen belüfteten und Kläranlage D über einen unbelüfteten Teich verfügt. Konzipiert sind beide Kläranlagen als Kaskaden für einen Kohlenstoffabbau und die anschließende Nitrifikation. Wegen der ausreichenden Dimensionierung stehen die Nitrifikanten in den Nitrifikationskaskaden nicht in Konkurrenz zu den schneller wachsenden, heterotrophen Mikroorganismen, sodass hier stabile Ablaufkonzentrationen möglich sind.

Vorteilhaft bei der Verfahrenstechnik ist der geringe Technisierungsgrad, sodass Kontrollen und Wartung mit einem geringen Aufwand verbunden sind. Gleichzeitig kann der bereits vorhandene Teich weiter genutzt werden. Nachteilhaft ist, dass die Steuerungsmöglichkeiten bei starken Zulaufschwankungen oder ungewöhnlichen Belastungssituationen beschränkt und die Verfahrensstufen auf Kohlenstoffabbau und Nitrifikation begrenzt sind.

Die Eignung von Tropfkörpern zu Erweiterung von ATA kann an dieser Stelle nicht bewertet werden und stellt eine unübliche Verfahrenskombination dar.

Neben der Erweiterung durch Tauchkörper bietet sich in dieser Größenklasse 1 die Erweiterungsmöglichkeit eines nachgeschalteten bepflanzten Bodenfilters an. Die Kläranlage A mit alternierender Beschickung und Lavasand als Filtersubstrat hat hier gezeigt, dass die Pflanzenkläranlagen sehr gute Ablaufwerte von weniger als 3 mg/L NH_4-N erreichen können. Hierbei werden ein Mittelwert von 0,25 mg/L NH_4-N und ein 90-Perzentil von 0,53 mg/L NH_4-N ermittelt. Im Vergleich dazu ist im 25. DWA Leistungsvergleich (2013) angegeben, dass Pflanzenkläranlagen durchschnittlich eine Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentration von 8 mg/L erreichen. Hierbei scheinen vor allem das Substrat und die Beschickung einen Einfluss auf die Leistungsfähigkeit zu haben. Bei hoher Belastung sollte ein entsprechend feines Filtermaterial gewählt werden. Die Vorteile des Verfahrens liegen in den vergleichsweise geringen Betriebskosten sowie einem geringen Wartungsaufwand. Zusätzlich verfügen Pflanzenkläranlagen über ein Denitrifikationsvermögen, das eine N_{Ges}-Elimination von knapp 60 % bewirken kann (DWA 2013). Zusätzlich wird der naturnahe Charakter der Kläranlage beibehalten. Zur Einhaltung wasserrechtlicher Anforderungen an den Parameter Gesamtphosphor ist eine separate Kläranlagenstufe (z. B. Sorptionsstufe oder Nachfällung) vorzusehen.

Um einen höheren Standard bei der Abwasserbehandlung zu setzen, stellt sich bei GK 1 der Umbau zu einer Belebungsanlage als eine sinnvolle Möglichkeit dar. Besonders kompakte Kläranlagen wie das SBR-Verfahren oder die Biocos®-Variante mit einem vergleichsweise geringen Personalaufwand eignen sich hier. Nach Umsetzung können Konzentrationen unter 2 mg/L NH_4-N eingehalten werden. Beispielsweise liegen die mittlere Konzentration der Kläranlage E bei 0,5 mg/L NH_4-N und das 90-Perzentil bei 0,8 mg/L NH_4-N. Die niedrigen Werte werden auch durch DWA (2013) bestätigt.

8.2.3 Kläranlagen der Größenklasse GK 2 – ATA

Aufgrund der hohen Ammoniumstickstoff-Emissionen sowie unter Annahme perspektivisch eher steigender Reinigungsanforderungen stellen sich für ATA der GK 2 in erster Linie konzeptionelle Ertüchtigungen zu einer technischen Kläranlage als langfristiges Konzept dar. Dabei wird der Fokus nicht nur auf die Nitrifikationsleistung gelegt, sondern ein höherer technischer Standard durch die Integration einer Denitrifikation gesetzt. Trotz möglicher wirtschaftlicher Vorteile bei einer Erweiterung mit einem Biofilmverfahren, mit der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen < 3 mg/L realisierbar sind, wird hier ein zukunftssicherer Umbau oder Neubau empfohlen.

Auf Grundlage der Besichtigung von Kläranlage G wird der Umbau zu einer CWSBR-Anlage als ein Konzept gesehen, das eine ähnliche Leistungsfähigkeit wie andere SBR-Verfahren (vgl. z. B. Kläranlage E) erzielt. Durch einen erreichten Mittelwert von ca. 1,4 mg/L und ein 90-Perzentil von 2,4 mg/L können Ammoniumstickstoff-Konzentrationen von 3 mg/L betriebsstabil eingehalten werden. Als einziges Messgerät kommt hier eine Sauerstoffsonde zum Einsatz. Das Aufkommen von Belastungsspitzen kann durch die Vorlage abgepuffert werden und die Zykluszeiten können flexibel an die Anforderungen der Kläranlage angepasst werden, sodass die Reinigungsleistung optimiert werden kann. Ein Vorteil gegenüber Erweiterungsmaßnahmen durch Biofilmverfahren ist die gezielte Umsetzung der Denitrifikation.

Anhand der Kläranlage H wurde die Machbarkeit dieser Maßnahme geprüft. Aufgrund der eingebauten Betonsohle in den dortigen ersten Teich bietet sich die Möglichkeit, die Hydrosegel zu integrieren und das notwendige Reaktorvolumen zu schaffen. Als Online-Überwachung wird im Reaktorbecken eine Sauerstoff- und Temperaturmessung installiert. Zusätzlich ist ein Schlammspeicher zu errichten. Die Gesamtkosten der Baumaßnahme können auf ca. 500 €/EW (Bezugsjahr: 2009) abgeschätzt werden.

Grundsätzlich ist die Umsetzung dieses Verfahrens dann in Betracht zu ziehen, wenn die Bausubstanz der ATA einer Sanierung bedarf und der Bestand mitgenutzt werden kann. Andernfalls erscheint ein Neubau wirtschaftlich vorteilhaft.

8.3 Abwasserteichanlagen (ATA) mit Biofilmverfahren

8.3.1 Allgemeiner Überblick

Bei den Untersuchungen der Kombinationsanlagen hat sich ein differenziertes Bild im Hinblick auf deren Leistungsfähigkeit gezeigt. Im Gegensatz zu den Kläranlagen B und D, die sich durch niedrige Konzentrationen unter 4 mg/L NH_4-N auszeichnen, ist der Betrieb der Kläranlagen F und I bei einer Wertespanne bis zu 30 mg/L NH_4-N deutlich instabiler. Beide 90-Perzentile liegen bei letzteren Kläranlagen auf einem Niveau von 20 mg/L NH_4-N.

Verfahrenstechnisch sind Kläranlage D und Kläranlage F vergleichbar. Der Walzentauchkörper der Kläranlage F besteht nur aus einer Kaskade, wohingegen der Walzentauchkörper der Kläranlage D aus mehreren Kaskaden konstruiert ist. Die unzureichende Bemessung ist wahrscheinlich eine der Ursachen für die schlechtere Reinigungsleistung der Kläranlage F. Eine Verschlammung der Walzen konnte hier nicht festgestellt werden.

Die ATA mit interner Behandlung eines Teilstroms im Festbett (Kläranlage I) stellt ein gesondertes Konzept dar. Aufgrund der instabilen Betriebsweise und des hohen Energiebedarfs wird nicht empfohlen, die Verfahrenskombination auf anderen ATA zu übertragen. Aufgrund des Sonderverfahrens kann ein Erweiterungskonzept nur über ein zusätzliches Gutachten bewertet werden. Hierbei wird davon ausgegangen, dass bei einer größeren Dimensionierung des Reaktors eine Steigerung der Leistungsfähigkeit möglich ist. Die potenzielle Leistungsfähigkeit des nachgeschalteten Festbettreaktors kann aufgrund des unüblichen Einsatzes nicht geprüft werden.

Aus den Besichtigungen wurde ersichtlich, dass die Empfehlungen zur Ertüchtigung von Kombi-ATA stark von der Nachrüstbarkeit der Kläranlage abhängen. Da die Überleitung zu anderen Kläranlagen stark von den örtlichen Randbedingungen abhängt, wird dieser Aspekt im Rahmen der folgenden Empfehlungen nicht thematisiert, jedoch als sinnvolle Möglichkeit nach einer wirtschaftlichen Prüfung erachtet.

8.3.2 Kläranlagen der Größenklasse GK 1 – ATA mit Biofilmverfahren

In der GK 1 ist das Biofilmverfahren in Kombination mit einem vorgeschalteten Teich ein geeignetes Verfahrenskonzept, um sichere Ammoniumstickstoffwerte Kläranlage($S_{NH4,AN}$ < 4 mg/L; siehe Kläranlagen B und D) einzuhalten. Sofern sich die Biofilmstufe substanziell in einem guten Zustand befindet, aber nicht ausreichend bemessen wurde, ist eine Erweiterung der Kläranlage zu mehreren Kaskaden mit Kohlenstoffabbau und Nitrifikation im Vergleich zum Neubau des Biofilmreaktors wirtschaftlich zu prüfen. Durch die Kaskadierung des Reaktors rückt verfahrenstechnisch das Biofilmverfahren stärker in den Fokus, sodass der Teich als vorgeschaltete Reinigungseinheit zu betrachten ist.

Vor einer Erweiterung der Tauchkörper sind zwei Aspekte betrieblich zu prüfen. Zunächst ist eine potenzielle Verschlammung der Tauchkörper zu verhindern, die grundsätzlich eine Nitrifikation auch bei ausreichender Bemessung hemmt. Dazu kann eine Rückführung von einem Teil des gereinigten Abwassers zielführend sein (DWA 2017b).

Darüber hinaus ist eine Erhöhung der Rotationsgeschwindigkeit in Betracht zu ziehen, um eine verbesserte Nitrifikationsleistung zu erzielen. Zusätzlich wird eine Belüftung des vorgeschalteten Teiches als sinnvoll erachtet, um anaerobe Verhältnisse durch angefaultes Abwasser zu vermeiden.

Allgemein sind Betriebsanpassungen bei Tauchkörperanlagen nur eingeschränkt möglich. Gleichzeitig stellt der geringe Technisierungsgrad einen der Vorteile des Verfahrens dar, der einen geringen Personalaufwand impliziert. Ein höherer Verfahrensstandard mit Integration einer Denitrifikation kann nur durch einen Neubau zu einer Belebtschlammanlage ermöglicht werden. Dazu werden vor allem das SBR-Verfahren mit einer verfahrensbedingt erhöhten betrieblichen Flexibilität oder die Biocos®-Variante (Durchlaufvariante des SBR-Verfahrens) mit einem vergleichsweise geringen Betriebsaufwand als geeignet erachtet.

8.3.3 Kläranlagen der Größenklasse GK 2 – ATA mit Biofilmverfahren

Die Besichtigung der Kläranlage F hat beispielhaft gezeigt, dass sich Kombi-ATA, die zahlreich auf nicht mehr aktuellen Planungsgrundlagen basieren, in einem substanziell schlechten Zustand befinden können, wovon durch das vermehrte Aufkommen dieser Kläranlagenart in den 90er Jahren einige Standorte betroffen sind. Soweit ein Neubau in Erwägung gezogen wird, ist zu prüfen, ob eine Erweiterung der Biofilmverfahren zu mehreren Kaskaden bzw. größerem Reaktionsvolumen mit einem aktuellen Planungsansatz eine stabile Betriebsweise herbeiführt und wirtschaftlich umsetzbar ist. Hierbei kann nicht abgeschätzt werden, ob die realisierten Ablaufkonzentrationen der Kläranlagen B und D bei einer vergleichbaren Zulaufsituation auch für Kläranlagen der GK 2 mit vertretbarem Aufwand erreichbar sind.

Obwohl die Kläranlagen B und D der GK 1 die Machbarkeit niedriger Ablaufwerte zeigen, wird für diese Art der GK 2-Kläranlagen ein zukunftsorientiertes Konzept empfohlen, welches den Anforderungen nach dem MP 2021-2027 gerecht wird. Durch den Umbau zu einer Belebtschlammanlage werden deutlich niedrigere Ablaufkonzentrationen von weniger als 2 mg/L NH_4-N bei einer häuslich geprägten Zulaufsituation möglich. Hierbei ist der deutlich höhere Kostenaufwand durch die anfallenden Bau- und Betriebskosten zu berücksichtigen.

Je nach Beschaffenheit des Abwasserteichs kann bei GK 2-Kläranlagen in Betracht gezogen werden, die Nitrifikationsstufe außer Betrieb zu nehmen und das CWSBR-Verfahren mit stabilen Ablaufwerten unter 3 mg/L NH_4-N umzusetzen.

8.4 Biofilmverfahren

8.4.1 Kläranlagen der Größenklasse GK 1

Sowohl die Typisierung der GK 1-Kläranlagen als auch die Untersuchung der Kläranlage C zeigen insgesamt, dass diese Art der Kläranlage bereits niedrige Ablaufkonzentrationen einhalten kann. Beispielsweise liegen alle Messungen der Kläranlage C unter 3,5 mg/L

NH_4-N bei einem Mittelwert von 0,53 mg/L NH_4-N und einem 90-Perzentil von 0,8 mg/L NH_4-N. Aus der Typisierung der GK 1-Kläranlagen (vgl. Abbildung 37) zeichnet sich ab, dass Konzentrationen von 8 mg/L NH_4-N i. d. R. eingehalten werden können.

In Hessen sind Rotationstauchkörper die verbreitetste Variante unter den Biofilmverfahren. Aus der Besichtigung von Kläranlage C und den Kenntnissen über die Kläranlagen B, D und F wird abgeleitet, dass die Ursachen für geringere Ablaufkonzentrationen vor allem durch eine unzureichende Nitrifikationszone entstehen. Außer der Erhöhung der Rotationsgeschwindigkeit lassen sich Betriebsanpassungen nur sehr eingeschränkt vornehmen, sodass vor allem bauliche Maßnahmen in Form eines Neubaus oder einer Erweiterung mit zusätzlichen Kaskaden in Frage kommen.

Tropfkörper kommen mit insgesamt vier Kläranlagen in Hessen eher selten zum Einsatz, sodass sie im Zuge von Besichtigungen nicht berücksichtigt wurden. Aus diesem Grund können für diese Kläranlagen keine konkreten Empfehlungen ausgesprochen werden bzw. Maßnahmen für andere Kläranlagen abgeleitet werden. Nach DWA (2013) liegen realistische Ablaufkonzentrationen unter 4 mg/L NH_4-N bei einem ausreichenden Füllmaterialvolumen.

8.4.2 Kläranlagen der Größenklasse GK 2

Als Biofilmverfahren kommen in der GK 2 zwei Kläranlagen vor, die Sonderverfahren darstellen. Bei den Besichtigungen hat sich herausgestellt, dass die Kläranlage L mit einem Belebtschlammbecken ergänzt und die vorhandenen Walzentauchkörper trotz der hohen Laufzeit weitergenutzt wurden. Die zweite Kläranlage ist nach dem Tropfkörperverfahren konzipiert und wurde bei den Besichtigungen nicht berücksichtigt. Aus diesem Grund lassen sich durch diese Kläranlagen betriebliche Empfehlungen bzw. Adaptionen auf andere Kläranlagen nicht ableiten. Konkrete Maßnahmen für diese beiden Sonderfälle müssen in einem Einzelfallgutachten spezifiziert werden.

8.5 Sequencing Batch Reactor (SBR)

Anhand der Typisierung der SBR-Anlagen von GK 1 und GK 2 (vgl. Abbildung 37 und Abbildung 38, SBR) sowie der Besichtigung von Kläranlagenvarianten wie dem CWSBR zur Ertüchtigung von ATA (vgl. Abschnitt 7.8) und dem Biocos®-Verfahren zeigt sich ein hohes Potential dieser Kläranlagen im Hinblick auf niedrige Ammoniumstickstoff-Konzentrationen von < 3 mg/L bzw. < 1 mg/L bei einer hohen Betriebssicherheit. Aufgrund der geringen Anzahl von maximal 14 konventionellen SBR-Anlagen in Hessen wurden bei diesem Kläranlagentyp keine weiteren Besuche durchgeführt. Nach dem 25. Leistungsvergleich der DWA (2013) liegt auch das Potenzial dieser Kläranlagen bei annähernd 1 mg/L NH_4-N. Diejenigen SBR-Anlagen aus der Typisierung, die von diesem Wert abweichen, sind an keinen behördlichen NH_4-N-Überwachungswert gebunden. Aus diesem Grund wird erwartet, dass die potentiellen Ablaufkonzentrationen durch eine betriebliche Anpassung der

Zyklen und Belüftung bei einem geeigneten Steuerungs- und Regelkonzept bereits erreicht werden können. Diese Einschätzung gilt sowohl für die GK 1- als auch die GK 2-SBR-Anlagen.

Bezogen auf das Potenzial der Kläranlagen werden SBR-Verfahren grundsätzlich als geeignete Alternative zum klassischen Belebungsverfahren erachtet.

8.6 Belebungsbecken ohne Nitrifikation

Bei den vier hessischen Belebungsanlagen ohne Nitrifikation wurden keine Besuche durchgeführt, sodass auf deren Basis keine konkreten Empfehlungen ausgesprochen werden können. Grundsätzlich ist eine Nitrifikation auf Kläranlagen nur bei einem ausreichend verfügbaren Volumen umsetzbar, was bei Belebungsanlagen, die lediglich auf Kohlenstoffelimination bemessen wurden, nicht gegeben ist. Folglich werden für diese Kläranlagen konzeptionelle Maßnahmen hinsichtlich denkbarer Nachrüstungsvarianten empfohlen. Eine genaue Bewertung kann nur durch zusätzliche individuelle Begehungen erfolgen.

In Abhängigkeit von der Nutzbarkeit der vorhandenen Bausubstanz kann das Erneuerungskonzept bzw. Erweiterungskonzept stark variieren, sodass hier keine allgemeingültige Empfehlung für eine bestimmte Bauart ausgesprochen wird. Für ein langfristiges Konzept ist neben der Erweiterung einer Nitrifikation auch eine Denitrifikation und ggf. eine aerobe Schlammstabilisierung in der Planung zu berücksichtigen. Sowohl die Typisierung (vgl. Abbildung 37 bis Abbildung 40, SBR, BB mit intDN) als auch der 25. Leistungsvergleich der DWA (2013) zeigen, dass durch den Umbau zu einem SBR oder zu einer intermittierenden Denitrifikation Ammoniumstickstoff-Konzentrationen unter 2 mg/L möglich sind.

8.7 Belebungsbecken mit Nitrifikation ohne Denitrifikation

Nach der Typisierung lassen sich 17 Kläranlagen (9 aus GK1 und 8 aus GK 2) der Kategorie Belebungsbecken mit Nitrifikation ohne Denitrifikation zuordnen. Davon unterschreiten 5 Kläranlagen bereits kontinuierlich Ablaufkonzentrationen von 2 mg/L, sodass für diese Kläranlagen kein oder allenfalls ein geringes Potenzial zur Verbesserung vorhanden ist.

Eine GK 1- und vier GK 2-Kläranlagen weisen hohe Ablaufkonzentrationen auf, sodass bei diesen Kläranlagen ein substanziell schlechter Zustand und ein grundlegender Modernisierungsbedarf zu erwarten sind. Betriebliche Maßnahmen können dem nur eingeschränkt entgegenwirken, sodass an dieser Stelle ein Neubau bzw. Umbau empfohlen wird. Ebenso wie für Belebungsbecken ohne Nitrifikation wird für diese Kläranlagen ein zukunftsfähiges Konzept mit Denitrifikation (z. B. SBR, Biocos® oder Belebungsbecken mit intermittierender Denitrifikation) empfohlen, das dauerhaft Ammoniumstickstoff-Konzentrationen unter 2 mg/L realisiert.

Bei acht Kläranlagen werden folgende Maßnahmen empfohlen, die von örtlichen Gegebenheiten abhängen und anlagenspezifisch zu bewerten sind:

- ➲ Erhöhung der Belüftungsintensität (vgl. Abschnitt 3.4.1.1),

- ➲ Optimierung des Belüftungssystems (vgl. Abschnitt 3.4.1.1) bei ungenügendem Sauerstoffeintrag,
- ➲ Bedarfsgerechte Steuerung/Regelung der Belüftungsintensität, ggf. inkl. Ammoniummessung (vgl. Abschnitt 3.4.1.2),
- ➲ Erhöhung des Reaktionsvolumens durch Beckenneubau bei Überlastung (vgl. Abschnitt 3.4.2.1).

Grundsätzlich wird davon ausgegangen, dass für diese Kläranlagen nach den angegebenen betrieblichen Anpassungen mit ggf. einer Erhöhung des Reaktionsvolumens Ablaufkonzentrationen unter 2 mg/L NH_4-N realisierbar sind.

8.8 Belebungsbecken mit Denitrifikation

8.8.1 Allgemeiner Überblick

Insgesamt zeichnen sich Belebungsbecken mit Denitrifikation als eine geeignete Verfahrenstechnik mit einem hohen Potenzial der Nitrifikationsleistungsfähigkeit aus. Dabei erreichen die Mehrheit der Kläranlagen in allen Größenklassen bereits niedrige Ammoniumstickstoff-Konzentrationen < 5 mg/L (vgl. Abbildung 37 bis Abbildung 40). Laut dem 25. Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen sind Ablaufkonzentrationen < 2 mg/L NH_4-N für GK 1-Anlagen und < 1 mg/L NH_4-N für GK 2- bis GK 5-Anlagen machbar (DWA 2013).

Im Rahmen der Besichtigungen und Gespräche mit den zuständigen Behörden wurde eine hohe Diversität an Bauweisen der Belebungsbecken bzw. Betriebsweisen festgestellt (z. B. Oxidationsgraben, Kombi-Becken; intermittierende, alternierende, vorgeschaltete, kaskadierte, simultane Denitrifikation), deren Einfluss auf die Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentration aufgrund der vielen Einflussgrößen innerhalb der Kläranlagen nicht feststellbar ist.

Vielmehr sind bei allen Varianten grundsätzlich geringe Ablaufkonzentrationen zu erwarten. Anhand der Unterschreitungshäufigkeiten für die Ammoniumstickstoff-Konzentrationen der GK 4-Anlagen in Abbildung 128 kann festgestellt werden, dass alle Medianwerte unter 1,5 mg/L liegen. Mit Ausnahme von Kläranlage S unterschreiten die 90-Perzentile eine Konzentration von 4 mg/L NH_4-N. Die höheren Ablaufkonzentrationen der Kläranlage P sind vor allem auf einen Sommer-Winter-Betrieb zurückzuführen. Auffällig sind die besonders niedrigen Ablaufwerte der Kläranlagen N und R, die aus einem Überwachungswert von 2 mg/L NH_4-N resultieren.

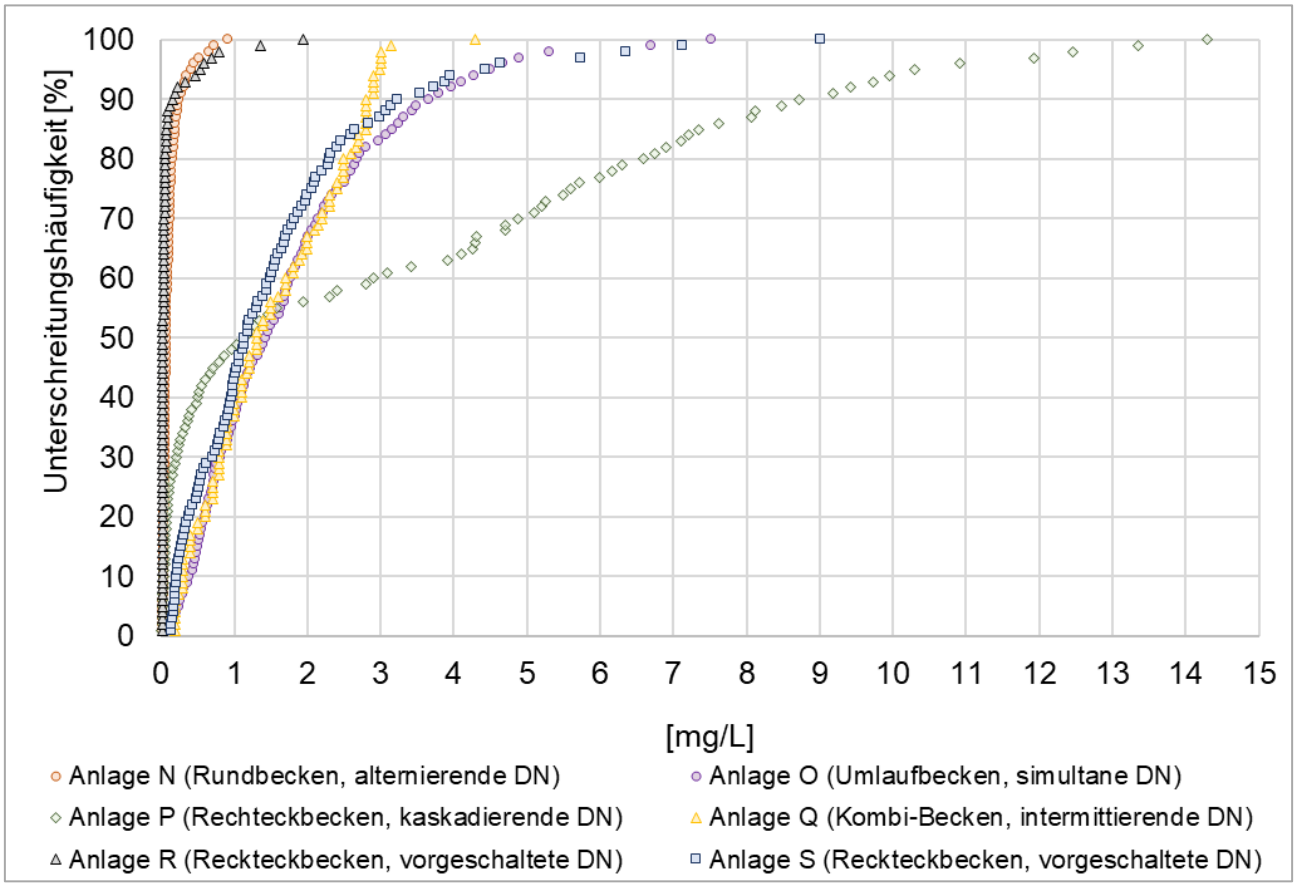

Abbildung 128: Vergleich der besichtigten GK 4-Anlagen in Bezug auf die Unterschreitungshäufigkeiten der Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Ablauf (EKVO, 2h- und 24h-MP)

Mit Ausnahme der Kläranlage R hat sich bei der Mehrheit der besichtigten GK 4-Anlagen ein hoher Automatisierungsgrad mit verschiedenen Regelkonzepten aus Kombination von Sauerstoff- sowie Ammonium-Nitrat-Sonde gezeigt. Hierbei fällt auf, dass Kläranlage R trotz des geringsten Automatisierungsgrades die niedrigsten Ablaufkonzentrationen aufweist. Hierbei zeigt sich durch eine Automatisierung weniger eine Verbesserung der Ammoniumstickstoff-Konzentration, sondern vielmehr das Potenzial einer bedarfsgerechten Belüftung mit einhergehender Optimierung des Energiebedarfs. Dabei ist zu ergänzen, dass die Optimierung des Energiebedarfs durch Einsparung von Belüftungsenergie der Optimierung der Nitrifikationsleistung entgegenstehen kann.

Weiterhin verfügt Kläranlage R über eine variable Belüftungszone (vgl. Abschnitt 3.4.1.4). Aufgrund der geringen Datendichte kann kein direkter Einfluss dieser Betriebsstrategie auf die Nitrifikationsleistung ermittelt werden, sodass hier keine Aussage zur Wirksamkeit möglich ist. Die Umsetzung dieser Option ist vor allem auf Kläranlagen mit vorgeschalter Denitrifikation und ausreichendem Beckenvolumen in Betracht zu ziehen.

Ein weiterer Aspekt ist die Art der Schlammstabilisierung, deren Einfluss auf die Ablaufkonzentration nicht feststellbar ist. Hierbei betreiben die Kläranlagen N und O eine aerobe

Schlammstabilisierung und die Kläranlagen P, Q, R und S eine anaerobe Schlammstabilisierung, von denen lediglich Kläranlage S eine gezielte Prozesswasserbehandlung betreibt. Aufgrund der vorliegenden Datenlage lässt sich ein Einfluss der Prozesswasserbehandlung innerhalb der Kläranlage nicht quantifizieren. Vielmehr gelten die Besichtigungen der Kläranlagen Q und R als Indiz dafür, dass eine zeit- bzw. konzentrationsbasierte Zugabe eine ausreichende Maßnahme zum Umgang mit Prozesswasser darstellt.

Insgesamt lässt sich ableiten, dass die Betriebsstrategien anlagenspezifisch sind und zum Teil eher von den gestellten Anforderungen als von den verfahrenstechnischen Randbedingungen abhängen. Eine pauschale Empfehlung geeigneter betrieblicher Maßnahmen lässt sich aus diesem Grund nicht entwickeln. Diese sind für den Einzelfall zu prüfen. Grundsätzlich weist eine Anpassung der Belüftungsstrategie das Potenzial dauerhaft niedriger Ablaufkonzentrationen < 2 mg/L NH_4-N auf.

Gleichzeitig hat sich durch die Besichtigungen gezeigt, dass Kläranlagen mit Überschreitung des Überwachungswertes vor allem ein substanzielles Problem und einen grundlegenden Modernisierungsbedarf aufweisen (vgl. Kläranlage J). Darüber hinaus bewirken schwankende Zulaufsituationen bei unzureichender Pufferkapazität der Beckenvolumina erhöhte Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentrationen (vgl. Kläranlage K). Aufgrund geringerer Volumina können vor allem Betreiber von GK 1- und GK 2-Anlagen mit dieser Problematik konfrontiert sein.

8.8.2 Kläranlagen der Größenklasse GK 1

Die 17 GK 1-Anlagen werden ausschließlich intermittierend betrieben und können zum aktuellen Stand problemlos Ammoniumstickstoff-Konzentrationen unter 5 mg/L einhalten. Die Mittelwerte liegen bei der Mehrzahl der Kläranlagen (11 von 17) bereits unter 2 mg/L. Entsprechend fällt das Potenzial einer weiteren Frachtreduktion nur marginal aus. Weitere Reduktionen durch betriebliche Maßnahmen lassen sich in erster Linie durch Einzelfallbetrachtungen eruieren. Hierbei können die Anpassung der Belüftungszyklen oder Optimierung des Sauerstoffeintrags mit einer Automatisierung durch Ammonium-Nitrat-Sonden (vgl. Abschnitt 3.4.1) mögliche Optionen darstellen. Geringe Beckenvolumina stellen ggf. einen limitierenden Faktor hinsichtlich der betrieblichen Anpassungsstrategien dar, die ungünstigen Zulaufbedingungen nur bedingt entgegenwirken können.

Vier Kläranlagen zeichnen sich im Zuge der StAbwU durch deutliche Überschreitungen des Überwachungswertes aus. Hier wird von substanzbedingten Ursachen ausgegangen, die durch betriebliche bzw. verfahrenstechnische Maßnahmen (vgl. Abschnitt 3.4.1) nur eingeschränkt beeinflusst werden können. Entsprechend werden für diese Kläranlagen bauliche Maßnahmen zur Modernisierung empfohlen. Sofern eine Sanierung der vorhandenen Bausubstanz möglich ist und mittlere Ablaufkonzentrationen unter 2 mg/L NH_4-N realisiert werden können, wird die Weiternutzung des Belebungsbeckens empfohlen. Gleichzeitig ist zu überprüfen, ob ein Neubau (z. B. Biocos®) eine wirtschaftliche bzw. zukunftsfähigere Alternative darstellt. Besonders SBR-Varianten verfügen über ein hohes Potenzial niedriger Ammoniumstickstoff-Ablaufwerte von ca. 2 mg/L.

8.8.3 Kläranlagen der Größenklasse GK 2

Im Zuge der Besichtigungen wurden mit Kläranlage J und Kläranlage K zwei GK 2-Anlagen gewählt, die durch erhöhte Ammoniumstickstoff-Ablaufwerte geprägt sind. Erstere Kläranlage befindet sich in einem substanziell schlechten Zustand und bedarf zwingend einer Modernisierung, um mindestens den vorgegebenen Überwachungswert einhalten zu können. Aktuell konnten ein 90-Perzentil von 29,0 mg/L NH_4-N und ein Mittelwert von 9,6 mg/L NH_4-N für das Jahr ermittelt werden. Als Folge dessen können kurzfristige Maßnahmen zur Erneuerung der Maschinentechnik wie Oberflächenbelüfter keine stabile Betriebsweise erwirken und führen zu ineffizienten Kosten. Betriebliche Anpassungen sind auf der Kläranlage nur eingeschränkt möglich. Folglich kann für solche Kläranlage ein höherer Verfahrensstandard mit geringen Ammoniumstickstoff-Konzentrationen nur durch einen Neubau der Belebtschlammanlage ermöglicht werden. Dazu werden Verfahren mit intermittierender Denitrifikation oder das kompakte SBR-Verfahren mit höherer betrieblicher Flexibilität für das Betriebspersonal oder die Biocos®-Variante mit einem vergleichsweise geringen Betriebsaufwand empfohlen.

Die zweite Kläranlage zeichnet sich durch eine zeitlich eingegrenzte stoffliche Überlastung von mehr als 50 % aus, die auf Indirekteinleiter zurückzuführen sind und sich durch mangelnde Pufferkapazitäten der Beckenvolumina negativ im Ablauf auswirkt. Entsprechend resultiert daraus eine große Wertespanne zwischen 0,04 mg/L NH_4-N und 38 mg/L NH_4-N (2019) bei einem 90-Perzentil von 17,4 mg/L NH_4-N (2019) und einem Mittelwert von 7,2 mg/L NH_4-N.

Sofern keine Regelungen mit den einleitenden Betrieben möglich sind (vgl. Abschnitt 3.5.1), können für Kläranlagen mit kritischen Zulaufbedingungen drei Maßnahmen zielführend sein, deren Auswirkungen auf die Nitrifikationsleistung aktuell nicht quantifizierbar sind:

- Prüfung der Belüftungstechnik,
- Kontinuierliche Messung der Ammoniumstickstoff-Zulaufkonzentration (ggf. Automatisierung der Belüftung),
- Erhöhung des Reaktionsvolumens.

Sofern eine Intensivierung der Belüftung keine Verbesserung der Ablaufkonzentrationen bewirkt, ist der Zustand der Belüftungstechnik zu überprüfen. Bei einem unzureichenden Sauerstoffeintrag führt die Erneuerung bzw. Erweiterung der Belüftungssysteme zu einer verbesserten Versorgung der nitrifizierenden Mikroorganismen. Bei einer steuerbaren Belüftung ist in besonderen Fällen zusätzlich eine kontinuierliche Zulaufmessung mittels Ammoniumsonde in Betracht zu ziehen, die hohe Ammoniumstickstoff-Konzentrationen im Zulauf erfasst und so eine Anpassung der Belüftungszyklen und -intensität an die Zulaufsituation ermöglicht. Diese betriebliche Maßnahme erfordert einen entsprechenden Personalbedarf. Als bauliche Maßnahme besteht die Möglichkeit, das Fassungsvolumen durch ein zusätzliches Belebungsbecken mit alternierender Beschickung zu erhöhen und so eine

Pufferwirkung sowie höheres Schlammalter zu erzielen. Gleichzeitig ist dieser Ansatz eine kostenintensive Variante.

Allgemein wird erwartet, dass nach betrieblichen Anpassungen (v. a. Belüftungsstrategie) Ammoniumstickstoff-Konzentrationen unter 2 mg/L möglich sind. Ergänzend zur üblichen Sauerstoffmessung kann die Implementierung einer Ammonium-Nitrat-Sonde eine optimierte Belüftungsstrategie ermöglichen. Dabei sind die betrieblichen Anpassungen anlagenspezifisch und bedürfen Einzelfallbetrachtungen.

8.8.4 Kläranlagen der Größenklasse GK 3

Die 31 GK 3-Anlagen, die verfahrenstechnisch als intermittierend oder vorgeschaltete Denitrifikation betrieben werden, halten durchgehend die Überwachungswerte ein. 14 von diesen 31 Kläranlagen unterschreiten Ammoniumstickstoff-Konzentrationen von 2 mg/L, sodass bei diesen Kläranlagen das Nitrifikationspotenzial ausgeschöpft ist. Für diese Kläranlagen werden folglich keine weiteren Maßnahmen empfohlen.

Durch spezifische Anpassung der Belüftungsstrategie (vgl. Abschnitt 3.4.1.1) wird bei den 16 Kläranlagen mit höheren Ammoniumstickstoff-Konzentrationen erwartet, dass ein vergleichbarer Konzentrationsbereich bei 2 mg/L möglich ist. Die Implementierung einer Ammonium-Nitrat-Sonde kann zusätzlichen Betriebskosten durch eine Intensivierung der Belüftung entgegenwirken, indem auf diese Weise eine optimierte Belüftungsstrategie realisiert wird. Eine Umstellung von vorgeschalteter Denitrifikation auf intermittierende Denitrifikation führt zu keiner Verbesserung der Nitrifikationsleistung, wohl aber zu einer Verbesserung der Stickstoffelimination (DWA 2018a).

Bei Kläranlagen, deren Reaktionsvolumen zu einer Limitierung der Nitrifikationsleistung führt, besteht neben dem Beckenneubau die Möglichkeit des Umbaus zu einer MBR-Anlage. Diese Maßnahme ist dann in Betracht zu ziehen, wenn auf der Kläranlage unzureichend Ausbaufläche zur Verfügung steht bzw. verschärfte Überwachungsanforderungen gestellt werden. Anhand der Besichtigung von Kläranlage M lassen sich sehr niedrige Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentrationen < 0,3 mg/L problemlos realisieren. Dabei wurden von dem Kläranlagenbetreiber mögliche Nachteile einer erhöhten Wartungsintensität oder erhöhter Betriebskosten nicht bestätigt.

8.8.5 Kläranlagen der Größenklasse GK 4

Aufgrund der hohen Ammoniumstickstoff-Fracht von ca. 360 Mg/a liegt ein primärer Handlungsbedarf bei den Anlagen der GK 4 vor (vgl. Abbildung 40, unten). Gleichzeitig unterschreiten knapp die Hälfte der Kläranlagen bereits Konzentrationen von 2 mg/L NH_4-N (vgl. Abbildung 40, oben), sodass an dieser Stelle das Senkungspotenzial der Ammoniumstickstoff-Konzentration schon sehr weitgehend ausgeschöpft ist.

Bezogen auf Kläranlagen, die aktuell Konzentrationen von 2 mg/L NH_4-N überschreiten, bestehen die

- ➲ Steigerung der Belüftungsintensität (bzw. Anpassung der Belüftungszyklen) oder

- Optimierung des Belüftungssystems (Umbau, Ausbau)

als allgemeine Optionen zur Verbesserung der Nitrifikationsleistung (vgl. Abschnitt 3.4.1.1). Die betrieblichen bzw. verfahrenstechnischen Anpassungen der Belüftung sind anlagenspezifisch und können nur für den Einzelfall konkretisiert werden. Hierbei sind v. a. die Erfahrungen des Betriebspersonals zu berücksichtigen. Grundsätzlich wird erwartet, dass mittels dieser Maßnahmen weitgehend Konzentrationen unter 2 mg/L NH_4-N machbar sind und die betroffenen Kläranlagen i. d. R. ausreichend dimensioniert sind.

Bei Kläranlagen, deren Nitrifikationsleistung limitiert scheint, sind folgende Maßnahmen zusätzlich zu überprüfen:

- Betriebsmitteloptimierung (ggf. Kalkdosierung, vgl. Abschnitt 3.4.1.3),
- Optimierte Prozesswasserzugabe (zulaufabhängige Dosierung, ggf. Prozesswasserbehandlung, vgl. Abschnitt 3.4.2.2),
- Erhöhung des Automatisierungsgrades (bedarfsgerechte Belüftung, ggf. mit Zulaufmessung, vgl. Abschnitt 3.4.1.2),
- Erhöhung des Reaktionsvolumens (Beckenneubau, ggf. MBR-Anlage, nachgeschaltete Nitrifikationsstufe, vgl. Abschnitt 3.4.2.1).

Ein Einfluss der Betriebsmitteloptimierung sowie einer angepassten Prozesswasserzugabe auf die Nitrifikationsleistung kann aufgrund der diversen Einflussgrößen innerhalb der Kläranlage nicht allgemein quantifiziert werden.

Weiterhin ist eine Erhöhung des Automatisierungsgrades dann sinnvoll, wenn sich Zulaufspitzen oder -schwankungen durch z. B. Indirekteinleiter im Ablauf auswirken und eine bedarfsgerechte Belüftung zu einer optimierten Ausnutzung des Reaktionsvolumens führt. Ein weiterer Vorteil einer bedarfsgerechten Belüftung ist zudem die Energieeffizienz. An dieser Stelle ist zu vermerken, dass erhöhte Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentrationen nach Regenereignissen auf hydraulische Probleme hinweisen, denen eher durch große Beckenvolumina als durch eine verbesserte MSR-Technik entgegensteuert werden kann.

Auf Basis der Besichtigungen kann die Möglichkeit einer nachgeschalteten Nitrifikationsstufe (vgl. Abschnitt 3.4.2.2) aus betrieblicher Sicht nicht bewertet werden. Laut der Erhebung von DWA (2014) lassen sich Ablaufkonzentrationen unter 2 mg/L erreichen, wobei tendenziell mit einem höheren Energieaufwand als bei konventionellen Belebungsanlagen zu rechnen ist (vgl. Abschnitt 8.8.6). Als Beispiel in Hessen wird ein nachgeschalteter Biofilter zur Restnitrifikation (Biopur®-Verfahren) auf einer GK 5-Anlage großtechnisch umgesetzt. Nach Rücksprache mit der überwachenden Behörde ist das Verfahren ausreichend leistungsfähig, um die Ablaufwerte signifikant zu verbessern. Aufgrund des hohen Energiebedarfs und der ausreichenden Leistungsfähigkeit der Belebungsstufe, wird der Biofilter mit einem Teilstrom beaufschlagt. Folglich wird bestätigt, dass das Verfahren nur für Kläranlagen mit unzureichender Nitrifikation bei einer geringen Platzverfügbarkeit sinnvoll ist.

Neben dem geringen Platzbedarf liegen die Vorteile von MBR-Anlagen bei den sehr guten Ablaufwerten, v. a. hinsichtlich des Feststoffrückhalts und dem künftig aktueller werdenden

Thema der Spurenstoff- und Mikroschadstoffentfernung. Die besuchte Kläranlage M, die nach dem MBR-Verfahren mit extern angeordneten MBR-Modulen arbeitet, zeichnet sich durch die beschriebenen Vorteile aus. Erreicht werden bei der Kläranlage besonders niedrige Ammoniumstickstoff-Konzentrationen unter 0,3 mg/L bei einem Überwachungswert von 1,5 mg/L. Der hohe Kostenaufwand des Verfahrens ist v. a. bei verschärften Einleitbedingungen, die ein hohes Maß an Reinigungsleistung erfordern, in Erwägung zu ziehen.

8.8.6 Kläranlagen der Größenklasse GK 5

Die zwei GK 5-Anlagen mit Ablaufkonzentrationen unter 1 mg/L bei einer Nitrifikationsleistung von über 99 % weisen kein Verbesserungspotenzial auf, sodass sich hierfür keine weiteren Maßnahmen als zielführend darstellen lassen.

Bezogen auf die anderen beiden Kläranlagen mit 90-Perzentilen von 3,1 mg/L NH_4-N und einer Leistungsfähigkeit von 94 % besteht aktuell ein Potenzial zur Frachtreduktion. In Abhängigkeit vom Aufbau dieser Kläranlagen können die Verfahrenskonzepte stark voneinander abweichen, sodass für diese Kläranlagen individuelle Maßnahmen zu erarbeiten sind. Da die Kläranlagen die Überwachungswerte problemlos unterschreiten, ist davon auszugehen, dass bereits eine Anpassung der Belüftungsintensität über die MSR-Technik vergleichbare Ablaufkonzentrationen < 1 mg/L NH_4-N bewirken kann. Weitere allgemeine Maßnahmen lassen sich von den Empfehlungen für die GK 4-Anlagen in Abschnitt 8.8.5 adaptieren.

8.9 Einstufung der Kosteneffizienz der vorgeschlagenen Maßnahmen

Grundsätzlich gilt, dass die Kosteneffizienz und Wirtschaftlichkeit der Maßnahmen von den standortbedingten Randbedingungen der Kläranlagen und dem Reinigungsziel abhängen, sodass konkrete dynamische Kostenvergleichsrechnungen anlagenspezifisch von qualifizierten Ingenieurbüros nach den KVR-Leitlinien bzw. dem Merkblatt DWA-M 816 (2020) durchzuführen sind. Die im Folgenden angegebenen statischen Kosten sind Richtwerte aus der Literatur oder von Beispielprojekten abgeleitet, die in der Praxis stark variieren können. Da zu den Betriebskosten nur selten quantifizierte Informationen vorliegen, werden vor allem Investitionskosten berücksichtigt. Für die angegebenen Kosten wurde eine inflationsbedingte Bereinigung mit einer historischen Inflationsrate bis zum Jahr 2021 durchgeführt.

Bei Investitionen ist des Weiteren zu berücksichtigen, dass kleinere Kommunen mit einer geringeren Ausbaugröße (v. a. GK 1 und GK 2) durch höhere spezifische Kosten belastet werden als größere Kläranlagen (v. a. GK 4 und GK 5). Auch sollten im Zuge der Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen zukunftsfähige Maßnahmen, die perspektivisch strengere Ablaufkonzentrationen ermöglichen und daher einen stufenweisen Ertüchtigungsbedarf vermeiden, besonders berücksichtigt werden.

8.9.1 Baumaßnahmen für (kombinierte) Abwasserteichanlagen

Für ATA werden in diesem Abschnitt statische Kosten für die bauliche Erweiterung mit Biofilmverfahren, bepflanzten Bodenfiltern sowie für den Umbau zu einem Teich-SBR oder CWSBR verglichen. Die Kosten für einen möglichen Neubau, der sowohl ATA, Biofilmverfahren als auch substanziell schlechte Verfahrenskomponenten betreffen kann, sind in Abschnitt 8.9.3 aufgezeigt.

Da für GK 2 ein höherer verfahrenstechnischer Standard mit Denitrifikation empfohlen wird, sind Ertüchtigungsmaßnahmen mittels Scheibentauchkörper v. a. eine Option für kleinere Kläranlagen der GK 1. Mögliche Investitionskosten werden anhand des Umbaus der hessischen Kläranlage Ober-Seibertenrod zu einer kombinierten ATA mit Scheibentauchkörper aus Graulich (2020) abgeschätzt. Dabei beliefen sich die Investitionskosten für den Scheibentauchkörper auf 365.000 € bei einer Ausbaugröße von 300 EW, woraus spezifische Kosten von 1.220 €/EW abgeleitet werden. Zuzüglich ist beim Umbau einer ATA in technische Kläranlagen ein finanzieller Mehraufwand für die Mischwasserbehandlung zu berücksichtigen, da technische Kläranlagen i. d. R. einen geringeren maximalen Mischwasserzuflusses behandeln.

Mit 310 EW umfasst die Kläranlage A mit bepflanzten Bodenfiltern eine ähnliche Ausbaugröße, deren Baukosten sich auf 420.000 € beliefen. Entsprechend liegen die spezifischen Kosten bei etwa 1.700 €/EW.

Laut Herstellerangaben ist der Umbau zu einer CWSBR-Anlage erst bei einer Ausbaugröße > ca. 2.000 EW wirtschaftlich und beläuft sich auf ungefähr 150 €/EW. Am Beispiel der Kläranlage G wurden für das Bauprojekt Umbaukosten von 1,2 Mio. € inkl. Peripherie ermittelt, woraus sich inflationsbereinigte spezifische Kosten von 575 €/EW ableiten lassen. In Abhängigkeit der Standortbedingungen ist folglich eine Kostenspanne zwischen 150 €/EW und 575 €/EW zu veranschlagen.

Als Alternative zum CWSBR-Verfahren können für Teich-SBR-Anlagen laut Theilen et al. (2015) Umbaukosten von 130 €/EW bis 220 €/EW, die aus real umgesetzten Projekten ermittelt wurden, veranschlagt werden.

8.9.2 Maßnahmen für Belebungsbecken

8.9.2.1 Betriebliche und Verfahrenstechnische Maßnahmen

Betriebliche Maßnahmen mit einem hohen Einfluss auf die Ablaufkonzentrationen stellen vor allem eine Optimierung des Belüftungssystems sowie eine angepasste MSR-Technik dar. Beide Maßnahmen können sinnvoll ergänzt werden und so neben einer Ammoniumstickstoff-Frachtreduktion auch Energieeinsparungen respektive geringere Betriebskosten bewirken.

Mit einer Erhöhung der Belüftungsintensität zur Erhöhung der Nitrifikationsleistung geht gleichzeitig ein höherer kostenverursachender Energiebedarf einher. Pauschale Kosten

können hier nicht angesetzt werden, sodass die Betriebskostensteigerung an dieser Stelle nicht allgemeingültig quantifiziert werden kann.

Für eine Erneuerung eines Belüftungssystems können anhand der Kläranlage P, deren Gebläse und Belüfter in einem Becken von 1.680 m³ für 330.000 € demnächst ertüchtigt werden sollen, spezifische Kosten von etwa 200 €/m³, bezogen auf das belüftete Volumen, beziffert werden. Einwohnerspezifische Angaben sind aufgrund der Ertüchtigung von Teilbereichen nicht aussagekräftig. Den Investitionskosten sind Einsparungen durch energieeffizientere Gebläse sowie durch einen verbesserten Sauerstoffübergang entgegenzustellen.

Der Anpassung der Belüftungssysteme steht eine Ausweitung der MSR-Technik nicht gegenüber, sondern wird vielmehr als sinnvolle Kombination erachtet. Eine Erneuerung der Belüftungssysteme mit einer zusätzlichen Steuerung mittels Ammonium-Nitrat-Sonde kann durch die bedarfsgerechte Anpassung zur Senkung des Energiebedarfs führen. Besonders in den Kläranlagen der GK 1 bis GK 3 werden Ammonium-Nitrat-Sonden nicht umfänglich eingesetzt, sodass diese Maßnahme in Kombination mit einem angepassten Belüftungskonzeptes ein hohes Potenzial zur Reduktion von Ammoniumstickstoffspitzen im Ablauf und zur Energieoptimierung aufweist. Ammonium-Nitrat-Sonden zeigen einen geringen Wartungsaufwand bei Anschaffungskosten von mehreren 100 € bis 1.000 €. Als kostenintensiv ist vor allem die Implementierung in den Regelkreis zu bewerten. Wiese (2013) nennt Kosten zwischen 30.000 € bis 200.000 € für kleinere Kläranlage ab 1.000 EW. Folglich ist mit maximalen inflationsbereinigten Kosten zwischen 35 €/EW und 220 €/EW zu rechnen.

8.9.2.2 Bauliche Maßnahmen

Sofern betriebliche Maßnahmen nicht ausreichend sind, werden bauliche Maßnahmen erforderlich. Im Folgenden werden mögliche Kosten für die Erhöhung des Reaktionsvolumens, einer nachgeschalten Nitrifikationsstufe als Alternative zur Erhöhung des Reaktionsvolumens, einer Prozesswasserbehandlung sowie einer MBR-Anlage quantifiziert.

Außer der MBR-Anlage dienen die Baumaßnahmen der Reduktion einer Teilfracht, sodass einwohnerspezifische Angaben zu den Investitionskosten nicht recherchierbar sind und eine Vergleichbarkeit nicht zulassen.

Nach Biebersdorf und Kaub (2014) können für den Ausbau einer Kläranlage zwecks zusätzlicher Reaktionsvolumina Kosten von 540 €/m³ (inkl. technischer Ausrüstung, exkl. Planungskosten) angesetzt werden. Die absoluten Kosten hängen dabei von der Überlastung der Kläranlage und dem gesetzten Reinigungsziel ab.

Die Kosten einer nachgeschalteten Nitrifikationsstufe (z. B. Biofilter) werden nicht volumenspezifisch, sondern in Bezug auf die umgesetzte Stickstofffracht ($N_{Ges,eli}$) angegeben. Laut Schlief und Wiedner (2013) belaufen sich diese auf 9,4 €/kg $N_{Ges,eli}$ bis 11,6 €/kg $N_{Ges,eli}$. Da der Energieverbrauch im Vergleich zum konventionellen Verfahren

höher liegt, wird dieses Verfahren nur bei unzureichender Platzverfügbarkeit in Erwägung gezogen.

Sofern eine Prozesswasserbehandlung in Betracht gezogen wird, können nach Schlief und Wiedner (2013) spezifische Kosten von ca. 3,3 €/kg $N_{Ges,eli}$ angesetzt werden.

8.9.3 Neubau bzw. Umbau

Kosten für den Neubau einer Belebungsanlage variieren stark in Abhängigkeit der Ausbaugröße. Sie betreffen größenbedingt ohnehin v. a. Anlagen der GK 1 oder GK 2. Im Bereich der GK 2 ist gemäß Horstmeyer et al. (2014) mit Kosten zwischen 500 €/EW und 950 €/EW zu rechnen. Für GK 1-Anlagen fallen die Kosten üblicherweise höher aus.

Die SBR-Variante liegt nach Sander (2003) in einem Bereich zwischen 260 bis 520 €/EW (inflationsbereinigt). Laut Wiese (2013) liegen die Kosten für kleinere Kläranlagen bei etwa 1.300 €/EW.

Am Beispiel einer hessischen Biocos®-Kläranlage mit 4.500 EW, deren Gesamtbaukosten bei 2,9 Mio. € (2006) lag, ergeben sich spezifische inflationsbereinigte Kosten von knapp 800 €/EW. Damit liegen die Kosten im Bereich der konventionellen Belebungsbecken.

9 Zusammenfassung

9.1 Allgemeine Analyse hessischer Kläranlagen und Typisierung

Im Zuge des Vorhabens zur Reduktion der Ammoniumstickstoffeinträge aus hessischen Kläranlagen wurden in einer ersten Bearbeitungsphase die hessischen Kläranlagen systematisch ausgewertet. Im Rahmen dieses Vorhabens wurden 348 Kläranlagen betrachtet, die in einen OWK einleiten, der sich nicht in einem guten ökologischen Zustand befindet und in dem der Orientierungswert für Ammoniumstickstoff (≤ 0,1 mg/L) überschritten ist (siehe auch Kap. 5.1).

Insgesamt emittierten diese 348 Kläranlagen rund 700 Mg Ammoniumstickstoff im Jahr 2018, wovon die Anlagen der GK 2 und GK 4 knapp 80 % ausmachen. Gleichzeitig sind an die GK 4-Anlagen, die mit 106 Kläranlagen ungefähr 30 % aller betrachteten Kläranlagen umfassen, drei Viertel der Einwohnerwerte angeschlossen. Entsprechend resultiert die hohe Emissionsfracht dieser Größenklasse v. a. aus der hohen Anzahl an Kläranlagen bei gleichzeitig großen Anschlusswerten.

Bezogen auf die mittleren Ablaufkonzentrationen zeigen sich mit einer Wertespanne bis zu 35 mg/L bei den GK 1- und GK 2-Anlagen tendenziell höhere Ablaufkonzentrationen als bei den Anlagen der GK 3, GK 4 und GK 5, die im Mittel bereits bei 3 mg/L NH_4-N liegen. Die genannten Abweichungen lassen sich überwiegend auf Abwasserteichanlagen zurückführen, die im Mittel eine Nitrifikationsleistung zwischen 32 % bis 58 % erreichen. Im Vergleich hierzu liegen die Wirkungsgrade technischer Kläranlagen zwischen 88 % und 96 % in Abhängigkeit von der Größenklasse. Ein weiterer Grund dürfte darin liegen, dass an Kläranlagen der GK 1 und GK 2 keine (emissionsbezogenen) Mindestanforderungen an NH_4-N nach Anhang 1 AbwV gestellt werden. Folglich liegt auch ein zukünftiger Handlungsbedarf bei den ATA, zumal auch gewässerbezogen bereits vielerorts verschärfte Anforderungen an GK 1- und GK 2-Anlagen gestellt werden.

Sowohl im Hinblick auf die Leistungsfähigkeit der Kläranlagen als auch bei der weitergehenden Empfehlung von Maßnahmen liegt der Fokus auf der Differenzierung nach Verfahrenstechnik. Grundsätzlich wird hier zwischen ATA (mit oder ohne Biofilmverfahren), Biofilmverfahren (Rotationstauchkörper, Tropfkörper) und Belebtschlammverfahren (SBR, Belebungsbecken) unterschieden. Charakteristisch für die GK 1 und GK 2, die durch alle Verfahrensvarianten repräsentiert werden, ist die hohe Diversität an Verfahrenstechniken. Im Gegensatz dazu werden in GK 3, GK 4 und GK 5 vor allem Belebungsbecken mit intermittierender oder vorgeschalteter Denitrifikation betrieben. Insgesamt werden ungefähr zwei Drittel aller betroffener Kläranlagen (228 von 348) als Belebungsbecken und ein Viertel als ATA (84 von 348) betrieben.

Nach Auswertung der mittleren Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentrationen wird die Relevanz der ATA zusätzlich bestätigt. Der Medianwert liegt bei 13 mg/L (GK 1) bzw. 22 mg/L NH_4-N (GK 2) für reine ATA ohne nachgeschaltete Verfahrensstufe. Eine Leistungssteige-

rung durch die Kombination von ATA mit Biofilmverfahren zeigt sich anhand der niedrigeren Werte von 4 mg/L (GK 1) und 7,5 mg/L (GK 2). Im Leistungsvergleich erreichen die Kläranlagen nach Biofilmverfahren und Belebtschlammverfahren Medianwerte unter 2 mg/L NH_4-N. Besonders gute Ablaufkonzentrationen werden dabei durch SBR-Anlagen mit Konzentrationen < 1 mg/L erreicht.

Zur anschließenden Typisierung werden die Größenklasse und die Verfahrenstechnik als wesentliche Kriterien zur Einstufung der Kläranlagen verwendet. Zusätzlich werden in diesem Vorhaben für GK 4 drei weitere Klassen GK 4a (< 20.000 EW), GK 4b (< 50.000 EW) und GK 4c (bis 100.000 EW) definiert.

Daraus ergeben sich folgende 28 Kläranlagentypen:

- Größenklasse 1: 7 Typen
- Größenklasse 2: 7 Typen
- Größenklasse 3: 5 Typen
- Größenklasse 4: 9 Typen

Da GK 5 lediglich vier Kläranlagen umfasst, wurde hierfür keine zusätzliche Typisierung vorgenommen. Darüber hinaus ist zu berücksichtigen, dass 9 der 28 Typen Sonder- bzw. Einzelfälle darstellen und im Zuge der Besichtigungen nicht berücksichtigt werden.

Um eine Eingruppierung der Kläranlagen hinsichtlich „primärem und sekundärem Handlungsbedarf“ innerhalb der Klassen vornehmen zu können, wurden überdies die Ablaufkonzentrationen größenklassenspezifisch und in Relation zum Überwachungswert beurteilt. Diese auf dem Handlungsbedarf basierende Einstufung fungierte ausschließlich bei der Planung der Ortsbesichtigungen als Leistungsvergleich, um gezielt Maßnahmen und Betriebsweisen zu recherchieren und zu evaluieren.

9.2 Auswertung ausgewählter Kläranlagen in Bezug auf die Nitrifikation

Die Auswahl der besichtigten Kläranlagen orientiert sich vorwiegend an der Typisierung, um möglichst repräsentative Empfehlungen aussprechen zu können. Als zusätzliche Auswahlkriterien wurden der Fremdwasseranteil, die Belastung und die Art der Schlammstabilisierung (aerob/anaerob) berücksichtigt. Außerdem wurden gezielte Lösungsansätze (bspw. bepflanzte Bodenfilter, CWSBR-Verfahren, Biocos®-Verfahren, MBR-Anlage) für bestimmte Verfahrenstechniken untersucht. Im Detail wurden die Daten von 19 Kläranlagen ausgewertet sowie die zugehörigen Erfahrungen und Erkenntnisse der Kläranlagenbetreiber einbezogen.

- Kläranlage A wurde als „Best-Case“-Anlage berücksichtigt und ist eine Pflanzenkläranlage aus einer Kombination von Abwasserteich mit zwei bepflanzten Bodenfiltern. Bei korrekter Beschickungsweise (i. d. R. alternierend) und dem Einsatz von Lavasand als Filtersubstrat sind betriebsstabile Ablaufkonzentrationen unter 3

mg/L einzuhalten. Diese Variante stellt eine Ertüchtigungsmaßnahme für Abwasserteichanlagen der GK 1 dar.

- Kläranlage B wurde als „Best-Case“-Anlage berücksichtigt und wird als Abwasserteichanlage mit Scheibentauchkörpern betrieben. Diese Kläranlage zeichnet sich dadurch aus, dass der verfahrenstechnische Schwerpunkt auf den Scheibentauchkörpern liegt. Durch die in Reihe geschalteten Scheibentauchkörper mit jeweils drei Kaskaden werden sowohl ein Kohlenstoffabbau als auch eine Nitrifikation realisiert. Darüber hinaus wird der vorgeschaltete Teich belüftet. Ebenso wie beim Bodenfilter lassen sich durch diese Kombination betriebsstabile Ablaufkonzentrationen unter 2 mg/L erreichen.
- Kläranlage C wurde als „Best-Case“-Anlage berücksichtigt, fällt unter die Kategorie der reinen Biofilmverfahren und ist als Scheibentauchkörper konstruiert. Ebenso wie bei der vorangegangenen Kläranlage finden ein Kohlenstoffabbau und eine Nitrifikation über mehrere Kaskaden statt. Auch bei dieser Kläranlage werden Ablaufkonzentrationen unter 3 mg/L betriebsstabil erreicht.
- Als Beispiel für eine Abwasserteichanlage mit Walzentauchkörpern dient Kläranlage D. Ebenso wie in den vorangegangenen Beispielen ist der Tauchkörper mit mehreren Kaskaden sowohl zum Kohlenstoffabbau als auch zur Nitrifikation konstruiert. Der vorgeschaltete Teich wird im Gegensatz zur Kläranlage B nicht belüftet. Möglicherweise zeigt sich dadurch ein Einfluss auf die Ablaufkonzentration, die hier unter 6 mg/L liegt.
- In Hessen werden bei einem anstehenden Umbau vermehrt Biocos®-Anlagen (Belebtschlammverfahren) konzipiert, deren Leistungsfähigkeit anhand der Kläranlage E („Best-Case“-Anlage) untersucht wird. Diese Verfahrenstechnik zeichnet sich durch eine Kombination aus Durchlaufbetrieb und zyklischem Betrieb aus. Nach den Erfahrungen der Betreiber liegen die Vorteile der Kläranlagen vor allem in der zuverlässigen und wartungsarmen Betriebsweise. Anhand der Datenerfassung sind Ablaufkonzentrationen < 2 mg/L realisierbar.
- Kläranlage F ist eine Abwasserteichanlage mit nachgeschaltetem Walzentauchkörper, die sich in einem substanziell schlechten Zustand befindet. Obwohl der Walzentauchkörper mit zwei Kaskaden ausschließlich für eine Nitrifikation dimensioniert wurde, werden im Ablauf schwankende Ammoniumstickstoff-Konzentrationen um einen Mittelwert von 11,3 mg/L herum festgestellt. Insgesamt scheint der Walzentauchkörper unterdimensioniert zu sein, sodass sich keine ausreichende Nitrifikationszone ausbildet. Ein Rückbau dieser Kläranlage inkl. Überleitung zu einer benachbarten Kläranlage ist aufgrund des veralteten Zustands bereits geplant.
- Zur Bewertung der Ertüchtigung von Abwasserteichanlagen mittels CWSBR wurde die Kläranlage G („Best-Case“-Anlage) untersucht. Die Verfahrenstechnik ist so konzipiert, dass die Zyklen nach dem klassischen SBR-Verfahren im Durchlaufbetrieb in den Teich integriert werden. Diese Maßnahme wird bei ATA mit mehr als

2.000 EW umgesetzt und realisiert laut der Datenauswertung Ablaufkonzentrationen unter 3 mg/L. Gemäß den Kläranlagenbetreibern liegen Vorteile im geringen Wartungs- und Betriebsaufwand.

- Kläranlage H ist eine reine Abwasserteichanlage aus zwei belüfteten Teichen. Da in Teichen keine gezielte Nitrifikation umsetzbar ist, belaufen sich die mittleren Konzentrationen auf 18,9 mg/L. Anhand dieser Kläranlage wurden die Frachtreduktion bei einem Umbau zu einer technischen Kläranlage (z. B. CWSBR, Biocos) untersucht. Zu erwarten ist eine Frachtreduktion von mindestens 90 %.
- Kläranlage I ist eine Abwasserteichanlage mit einem zwischengeschalteten Festbettreaktor. Diese Kläranlage ist dadurch charakterisiert, dass nur ein kleiner Teilstrom im Festbettreaktor behandelt wird, der anschließend in die Teichstufe zurückgeführt wird. Obwohl eine Verbesserung der Ablaufwerte feststellbar ist, werden lediglich mittlere Ablaufkonzentrationen von 14,5 mg/L erreicht. Dieses Konzept wird aufgrund der geringen Wirkungsweise und hohen Energieintensität nicht für andere Kläranlagen empfohlen. Zusätzlich ist für diese Kläranlage ein zukunftsfähiges Konzept in Erwägung zu ziehen, da 60 % der Messwerte den Überwachungswert überschreiten.
- Im Bereich der Belebungsbecken mit Nitrifikation stellt die Kläranlage J ein Beispiel mit vergleichsweise schlechten Ammoniumstickstoff-Ablaufwerten von 15,5 mg/L im Mittel dar. Mehr als 50 % der gemessenen Werte liegen über dem Überwachungswert. Bei dieser Kläranlage mit Oxidationsgraben zeigt sich in erster Linie ein veralteter Zustand von Bau- und Verfahrenstechnik mit einem hohen Modernisierungsbedarf, sodass betriebliche Strategien nur eingeschränkt wirksam sind.
- Eine besondere Randbedingung der Kläranlage K, deren Belebungsbecken mit intermittierender Denitrifikation betrieben wird, ist die zeitweise Überlastung der Kläranlage von mehr als 50 % durch eine nahegelegene Raststätte. Obwohl der Median der Ablaufkonzentration von 5 mg/L zeigt, dass niedrige Ammoniumstickstoffgehalte auf der Kläranlage grundsätzlich möglich sind, wird trotz Bemühungen der Betreiber keine stabile Betriebsweise der Nitrifikation erreicht. Geplant ist eine Modernisierung der Belüftungsanlage. Aufgrund der ungewöhnlichen Belastungssituation kann eine Ammoniumsonde im Zulauf oder Belebungsbecken eine geeignete Belüftungsstrategie unterstützen. Die Wirksamkeit dieser Maßnahmen lässt sich vorab nicht quantifizieren.
- Bei Kläranlagen mit besonders hohen Einleitanforderungen oder geringer Platzverfügbarkeit können MBR-Anlagen zum Einsatz kommen, deren Nitrifikationsleistung anhand der Kläranlage M („Best-Case“-Anlage) untersucht wurde. Die Belebungseinheit ist als Oxidationsgraben mit Oberflächenbelüftung und separat angeordneter Filtrationseinheit konzipiert. Über die Datenerfassung wurden besonders geringe Ammoniumstickstoff-Konzentrationen von < 0,3 mg/L bei vergleichsweise hohen Membranstandzeiten von > 12 Jahren festgestellt.

- Kläranlage N ist verfahrenstechnisch als Belebungsbecken mit intermittierender bzw. alternierender Denitrifikation mit aerober Schlammstabilisierung umgesetzt. Unter anderem werden durchgehend Ammoniumstickstoff-Konzentrationen < 1 mg/L deswegen erreicht, weil das Betriebspersonal eine ständige Modernisierung und Betriebsoptimierung forciert. Ein ausreichendes Reaktionsvolumen ist dabei die Voraussetzung für eine uneingeschränkte Nitrifikationsleistung.
- Kläranlage O besteht aus zwei Belebungsbecken, die zum einen mit einer intermittierenden und zum anderen einer simultanen Denitrifikation betrieben werden. Die Belüftungsstrategie ist so gewählt, dass eine Einhaltung der Überwachungswerte bei einer maximal gemessenen Konzentration von 6,5 mg/L jederzeit gewährleistet ist. Laut Aussagen des Betreibers sind durch einen höheren Energieeinsatz und kleinere Sanierungsmaßnahmen Maximalkonzentrationen unter 4 mg/L problemlos realisierbar. Die mittlere Ablaufkonzentration liegt heute bereits unter 1,5 mg/L.
- Kläranlage P funktioniert nach dem Prinzip der Kaskadendenitrifikation mit anaerober Schlammstabilisierung. Trotz des teilweise hohen Investitionsaufwandes für Bau- und Verfahrenstechnik erreicht die Kläranlage mittlere Konzentrationen unter 1,5 mg/L. Die im Vergleich dazu hohen 90-Perzentilwerte von maximal 8,7 mg/L lassen sich eindeutig auf qualitativ unterschiedliche Betriebsweisen im Sommer und im Winter zurückführen. Neben der Erneuerung des Belüftungssystems ist zukünftig die Integration einer Ammonium-Nitrat-Sonde im Belebungsbecken zur bedarfsgerechten Steuerung der Belüftung geplant.
- Auf Kläranlage Q mit intermittierender Denitrifikation und anaerober Schlammstabilisierung wird der Überwachungswert bei Konzentrationen < 3 mg/L bei einem Mittelwert unter 1,5 mg/L sicher eingehalten. Die geringen Ablaufkonzentrationen werden durch forcierte Modernisierungen und die Automatisierung der Belüftung realisiert. Weiteres Senkungspotenzial der Ammoniumstickstoff-Konzentration besteht lediglich in der Erhöhung der Belüftungsintensität bei einem höheren Energieaufwand.
- Kläranlage R ist ein Beispiel für ein Belebungsbecken mit vorgeschalteter Denitrifikation und anaerober Schlammstabilisierung. Trotz des geringen Automatisierungsgrades zeichnet sich die Kläranlage durch extrem niedrige Ammoniumstickstoff-Konzentrationen bei einem 90-Perzentil von 0,16 mg/L aus. Einen Vorteil bieten hier wahrscheinlich die verhältnismäßig großen Beckenvolumina mit einer variablen Belüftungszone.
- Auch Kläranlage S ist verfahrenstechnisch den Belebungsbecken mit vorgeschalteter Denitrifikation mit anaerober Schlammstabilisierung zuzuordnen. Eine limitierte betriebliche Anpassung der Belüftungssysteme begrenzt das Optimierungspotenzial der Nitrifikation. Trotzdem werden Konzentrationen von < 5 mg/L (90-Perzentil) erreicht. Auf der Kläranlage wird zusätzlich eine SBR-basierte Prozesswasserbehandlung betrieben, deren Wirksamkeit aufgrund fehlender Daten nicht bewertet

werden kann. Weiterhin zeigt die Kläranlage S den maximalen pH-Wert aller besichtigten Kläranlagen in einer Größenordnung von 8,2 mit korrespondierenden Ammoniakstickstoff-Konzentrationen zwischen 0,1 mg/L und 0,15 mg/L.

9.3 Typenspezifische Empfehlung von Ertüchtigungsmaßnahmen zur Erhöhung der Nitrifikationsleistungsfähigkeit

Auf Basis der Literaturrecherche sowie der Auswertung von 19 Kläranlagen mittels Betriebsdaten, Befragungen und Ortsbesichtigungen wurden Ertüchtigungsmaßnahmen und ihre Wirksamkeit evaluiert. In der Tabelle 12 bis Tabelle 15 werden diese Maßnahmen für die 28 ermittelten Kläranlagentypen nach Größenklasse zusammengefasst. Die Empfehlungen hängen dabei von dem aktuellen Kläranlagenzustand ab, der sich auf den Zustand der Bausubtanz (sanierungsbedürftig oder nicht sanierungsbedürftig) bezieht, weswegen diese Randbedingungen ebenfalls aufgeführt sind.

Bei der Bewertung der Kosten dieser aufgelisteten Maßnahmen ließ sich auf Basis der verfügbaren Werte keine belastbare Vergleichbarkeit herstellen, sodass die spezifischen Kosten in den Tabellen nicht aufgeführt werden.

Tabelle 12: Maßnahmenempfehlungen für die Kläranlagentypen der GK 1 einschließlich potenziell erreichbarer Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentrationen

Nr.	Verfahrensklasse	Kläranlagenzustand	Maßnahme	$S_{NH4\text{-}N,pot}$ [mg/L]
1	ATA	ohne Einfluss	Ausbau mit bepflanzten Bodenfiltern	≤ 3
		ohne Einfluss	Ausbau mit Tauchkörpern	≤ 3
		ohne Einfluss	Neubau zu einer Belebungsanlage mit Denitrifikation	≤ 2
2	ATA mit Biofilmverfahren	unterdimensioniert, sanierungsbedürftig	Ausbau mit zusätzlichen Kaskaden	≤ 3
		unterdimensioniert, nicht sanierungsbedürftig	Neubau der Tauchkörper mit Kohlenstoff- und Nitrifikationskaskaden	≤ 3
		unterdimensioniert, nicht sanierungsbedürftig	Neubau zu einer Belebungsanlage mit Denitrifikation	≤ 2
3	Biofilmverfahren	unterdimensioniert, sanierungsbedürftig	Ausbau mit zusätzlichen Kaskaden	≤ 3

		unterdimensioniert, nicht sanierungsbedürftig	Neubau der Tauchkörper mit Kohlenstoff- und Nitrifikationskaskaden	≤ 3
		unterdimensioniert, nicht sanierungsbedürftig	Neubau zu einer Belebungsanlage mit Denitrifikation	≤ 2
4	SBR	sanierungsbedürftig	Optimierung der Belüftung	≤ 1
5	BB ohne N	unterdimensioniert, sanierungsbedürftig	Erhöhung des Reaktionsvolumens	≤ 2
		unterdimensioniert, nicht sanierungsbedürftig	Neubau zu einer Belebungsanlage mit Denitrifikation	≤ 2
6	BB mit N, ohne DN	nicht sanierungsbedürftig	Neubau zu einer Belebungsanlage mit Denitrifikation	≤ 2
		sanierungsbedürftig	Optimierung der Belüftung	≤ 2
7	BB mit intermittierender DN	nicht sanierungsbedürftig	Neubau zu einer Belebungsanlage mit Denitrifikation	≤ 2
		sanierungsbedürftig	Optimierung der Belüftung	≤ 2
		sanierungsbedürftig, starke Zulaufschwankungen	Integration einer Ammoniumsonde im Zulauf	≤ 2
		unterdimensioniert, sanierungsbedürftig	Erhöhung des Reaktionsvolumens	≤ 2

Tabelle 13: Maßnahmenempfehlungen für die Kläranlagentypen der GK 2 einschließlich potenziell erreichbarer Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentrationen

Nr.	**Verfahrensklasse**	**Kläranlagenzustand**	**Maßnahme**	**$S_{NH4\text{-}N,pot}$ [mg/L]**
8	ATA	sanierungsbedürftig	Umbau zu einer CWSBR-Anlage	≤ 3
		ohne Einfluss	Neubau zu einer Belebungsanlage mit Denitrifikation	≤ 2
9	ATA mit Biofilmverfahren	unterdimensioniert, sanierungsbedürftig	Ausbau mit zusätzlichen Kaskaden	< 3

Nr.	Verfahrens-klasse	Kläranlagenzustand	Maßnahme	$S_{NH4\text{-}N,pot}$ [mg/L]
		unterdimensioniert, nicht sanierungsbedürftig	Neubau zu einer Belebungsanlage mit Denitrifikation	≤ 2
10	Biofilmverfahren	Sonderfall	Einzelfallbetrachtung	k.A.
11	SBR	sanierungsbedürftig	Anpassung der Belüftung	≤ 1
12	BB ohne N	unterdimensioniert, sanierungsbedürftig	Erhöhung des Reaktionsvolumens*	≤ 2
		unterdimensioniert, nicht sanierungsbedürftig	Neubau zu einer Belebungsanlage mit Denitrifikation	≤ 2
13	BB mit N, ohne DN	nicht sanierungsbedürftig	Neubau zu einer Belebungsanlage mit Denitrifikation	≤ 2
		sanierungsbedürftig	Optimierung der Belüftung	≤ 2
		unterdimensioniert, sanierungsbedürftig	Erhöhung des Reaktionsvolumens*	≤ 2
14	BB mit intermittierender DN	nicht sanierungsbedürftig	Neubau zu einer Belebungsanlage mit Denitrifikation	≤ 2
		sanierungsbedürftig	Optimierung der Belüftung	≤ 2
		sanierungsbedürftig, starke Zulaufschwankungen	Integration einer Ammoniumsonde im Zulauf	≤ 2
		unterdimensioniert, sanierungsbedürftig	Erhöhung des Reaktionsvolumens*	≤ 2

* auf Kläranlagen mit geringer Platzverfügbarkeit stellen eine nachgeschaltete Nitrifikationsstufe oder das MBR-Verfahren ggf. eine Alternative dar

Tabelle 14: Maßnahmenempfehlungen für die Kläranlagentypen der GK 3 einschließlich potenziell erreichbarer Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentrationen

Nr.	Verfahrensklasse	Kläranlagenzustand	Maßnahme	$S_{NH4\text{-}N,pot}$ [mg/L]
15	ATA mit Biofilmverfahren	Sonderfall	Einzelfallbetrachtung	k.A.
16	Biofilmverfahren	Sonderfall	Einzelfallbetrachtung	k.A.
17	SBR	Sonderfall	Einzelfallbetrachtung	≤ 1
18	BB mit intermittierender DN	unterdimensioniert, sanierungsbedürftig	Erhöhung des Reaktionsvolumens*	≤ 2
		sanierungsbedürftig	Optimierung der Belüftung	≤ 2
19	BB mit vorgeschalteter DN	unterdimensioniert, sanierungsbedürftig	Erhöhung des Reaktionsvolumens*	≤ 2
		sanierungsbedürftig	Optimierung der Belüftung	≤ 2
* auf Kläranlagen mit geringer Platzverfügbarkeit stellen eine nachgeschaltete Nitrifikationsstufe oder das MBR-Verfahren ggf. eine Alternative dar				

Tabelle 15: Maßnahmenempfehlungen für die Kläranlagentypen der GK 4 einschließlich potenziell erreichbarer Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentrationen

Nr.	Verfahrensklasse	Kläranlagenzustand	Maßnahme	$S_{NH4\text{-}N,pot}$ [mg/L]
20	BB mit intermittierender DN	sanierungsbedürftig	Optimierung der Belüftung	≤ 2
		sanierungsbedürftig, limitierte Nitrifikation	anlagenspezifische Betriebsoptimierung**	k.A.
		sanierungsbedürftig, unterdimensioniert	Erhöhung der Reaktionsvolumens*	≤ 2
21	BB mit vorgeschalteter DN	sanierungsbedürftig	Optimierung der Belüftung	≤ 2
		sanierungsbedürftig, limitierte Nitrifikation	anlagenspezifische Betriebsoptimierung**	k.A.
		sanierungsbedürftig, unterdimensioniert	Erhöhung der Reaktionsvolumens*	≤ 2
22	Tropfkörper	Sonderfall	Einzelfallbetrachtung	k.A.

Nr.	Verfahrens-klasse	Kläranlagenzustand	Maßnahme	$S_{NH4\text{-}N,pot}$ [mg/L]
23	BB mit nach-geschalteter DN	Sonderfall	Einzelfallbetrachtung	k.A.
24	BB mit inter-mittierender DN	sanierungsbedürftig	Optimierung der Belüftung	≤ 2
		sanierungsbedürftig, limitierte Nitrifikation	anlagenspezifische Be-triebsoptimierung**	k.A.
		sanierungsbedürftig, unterdimensioniert	Erhöhung der Reaktionsvolu-mens*	≤ 2
25	BB mit vor-geschalteter DN	sanierungsbedürftig	Optimierung der Belüftung	≤ 2
		sanierungsbedürftig, limitierte Nitrifikation	anlagenspezifische Be-triebsoptimierung**	k.A.
		sanierungsbedürftig, unterdimensioniert	Erhöhung der Reaktionsvolu-mens*	≤ 2
26	SBR	Sonderfall	Einzelfallbetrachtung	≤ 1
27	BB mit nach-geschalteter DN	sanierungsbedürftig	Optimierung der Belüftung	≤ 2
		sanierungsbedürftig, limitierte Nitrifikation	anlagenspezifische Be-triebsoptimierung**	k.A.
		sanierungsbedürftig, unterdimensioniert	Erhöhung der Reaktionsvolu-mens*	≤ 2
28	BB mit inter-mittierender DN	sanierungsbedürftig	Optimierung der Belüftung	≤ 2
		sanierungsbedürftig, limitierte Nitrifikation	anlagenspezifische Be-triebsoptimierung**	k.A.
		sanierungsbedürftig, unterdimensioniert	Erhöhung der Reaktionsvolu-mens*	≤ 2

* auf Kläranlagen mit geringer Platzverfügbarkeit stellen eine nachgeschaltete Nitrifikationsstufe oder MBR-Anlage ggf. eine Alternative dar

**impliziert Betriebsmitteldosierung, Prozesswasserzugabe, Ausweitung der MSR-Technik (Einfluss ist nicht quantifizierbar)

Insgesamt lassen sich durch eine Nachrüstung von ATA mit einem Biofilmverfahren bei einer ausreichenden Dimensionierung der Kaskaden Ammoniumstickstoff-Konzentrationen unter 3 mg/L realisieren. Gleiche Ablaufkonzentration lassen sich durch eine Nachrüstung

mit einem nachgeschalteten bepflanzten Bodenfilter (für GK 1-Anlagen) oder beim Umbau zu einer CWSBR-Anlage (für GK 2-Anlagen) erreichen.

Für Biofilmverfahren mit erhöhten Ammoniumstickstoff-Konzentrationen ist eine Nachrüstung mit zusätzlichen Kaskaden zur Nitrifikation zielführend, um Ammoniumstickstoff-Konzentrationen unter 3 mg/L einzuhalten.

In Belebtschlammanlagen mit einer ausreichend dimensionierten Nitrifikationszone sind Ammoniumstickstoff-Konzentrationen von weniger als 2 mg/L erreichbar. Um diese Konzentrationen zu erreichen, ist eine Optimierung der Belüftung notwendig. Diese beinhaltet entweder eine Anpassung der Belüftungsintensität bzw. Belüftungszyklen oder eine Nachrüstung des Belüftungssystems mit neuen Belüfterelementen und Gebläsen.

Grundsätzlich wird für Belebtschlammanlagen die Implementierung einer Ammonium-Nitrat-Sonde empfohlen, um auf Ammoniumspitzen reagieren zu können und Konzentrationen unter 2 mg/L betriebsstabil einhalten zu können. Dieses Potenzial liegt vor allem in den Kläranlagen der GK 1 bis GK 3, in der der Einsatz eines weitergehenden MSR-Konzeptes noch unüblich ist.

10 Empfehlung für das weitere Vorgehen

Insgesamt konnten auf Basis der vorliegenden Informationen allgemeine Maßnahmen in Bezug auf die Erhöhung der Nitrifikationsleistung ausgearbeitet werden. Diese Maßnahmen bedingen vor allem entweder einen verfahrenstechnisch orientierten Umbau, einen Neubau der Kläranlagen oder eine Optimierung des Belüftungssystems.

Auf Basis der potenziellen Ablaufkonzentrationen besteht die Möglichkeit, konkrete größenklassenspezifische Anforderungen an die Ammoniumstickstoff-Ablaufkonzentrationen der betroffenen Kläranlagen zu definieren. Anhand dieser Anforderung kann im Weiteren eine potenzielle Reduktion der Ammoniumstickstoff-Emissionen in die hessischen Gewässer ermittelt werden, welche über ein konkretes Maßnahmenprogramm schrittweise umgesetzt werden kann.

Bei der Umsetzung wird empfohlen, die Wirksamkeit der Maßnahmen mit Blick auf den Einfluss im Gewässer vertieft zu untersuchen. Im Gewässerverlauf wird Ammonium umgesetzt, sodass sich die emittierten Frachten im Vergleich zu Phosphor nicht kumulieren. Als Folge daraus lässt sich der Einfluss von Kläranlageneinleitungen oberhalb der Ammoniummessstelle im betreffenden OWK, der auf Basis der vorliegenden Daten nicht hinreichend geklärt werden konnte, nicht sachgerecht einschätzen. Folglich ist die geografische Lage der Einleitstelle zur Gewässermessstelle noch detaillierter zu betrachten und zu bewerten bzw. in Form von immissionsseitigen Einzelfallbetrachtungen unter Berücksichtigung ungünstiger Randbedingungen (pH-Wert, Temperatur) zu untersuchen.

Im Hinblick auf die evaluierten Maßnahmen konnte die allgemeine Wirksamkeit betrieblicher Anpassungen wie bspw. eine Betriebsmitteloptimierung, eine Prozesswasserbehandlung oder die Integration einer angepassten MSR-Technik aufgrund der Datenlage nicht quantifiziert werden. Das lässt sich zum einen auf die limitierte Aussagekraft der vorhandenen Daten und zum anderen auf die spezifischen Randbedingungen und Einflussgrößen der Nitrifikation zurückführen.

Hinzu kommt der Sachverhalt, dass es für jede einzelne zukünftig zu ertüchtigende Kläranlage eine konkrete Einzelfallbetrachtung im Rahmen einer ingenieurtechnischen Konzeptplanung und vor dem Hintergrund der gewünschten Zielerreichung der WRRL erfordert, in der die lokalen Randbedingungen der Kläranlagen berücksichtigt und die in dieser Studie recherchierten und erläuterten Maßnahmen gemäß ihrer Eignung und Wirksamkeit geprüft werden.

Neben den grundsätzlichen verfahrenstechnischen Fragestellungen ist bei der Auswahl der angemessenen Maßnahmen auch die Kosteneffizienz, die in diesem Bericht nur stellenweise evaluiert werden konnte, zu berücksichtigen, da die dargestellten verfahrenstechnischen Handlungsoptionen natürlicherweise mit entsprechenden Investitionen für Neubau-, Umbau-, Ertüchtigungs- und Optimierungsmaßnahmen zur Erreichung aktueller und zukünftig angepasster Anforderungen einhergehen.

Sofern die aus der Vergangenheit in Hessen vorliegenden Erfahrungen hinsichtlich der Umsetzung des Maßnahmenprogramms „Phosphor“ und dem damit verbundenen Finanzierungskonzept für Maßnahmen im Bereich der Einleitungen aus öffentlichen Abwasseranlagen bei den beteiligten Behörden und Kommunen als vorwiegend positiv erachtet werden, liegt die Empfehlung nahe, im Kontext dieses untersuchten Vorhabens in ähnlicher Weise vorzugehen.

Im Zuge möglicher zukünftiger Erfolgskontrollen wird eine Anpassung der Datenerfassung im Fachinformationssystem Hessische Abwasseranlagen (FIS HAA) v. a. bezogen auf eine detailliertere und permanent aktualisierte Beschreibung der lokal eingesetzten Verfahrenstechnik, bspw. analog zur Kläranlagenbeschreibung im Rahmen der DWA-Nachbarschaftsliteratur (DWA 2018), empfohlen.

Kassel, 02. Mai 2024

_____	_____
Prof. Dr.-Ing. T. Morck	Dr.-Ing. W. Schier
	_____
	V. Liese, M.Sc.

11 Literaturverzeichnis

Alex, Jens; Ahnert, Markus; Dürrenmatt, David J.; Langergraber, Günter; Hobus, Inka; Schmuck, Sebastian; Spering, Volker (2015): Vorrausetzungen für eine dynamische Simulation als Bestandteil einer Kläranlagenbemessung nach DWA-A 131. In: *Korrespondenz Abwasser* 62 (5), S. 436–446.

Alex, Jens; Tschepetzki, Ralf (2001): Prädiktive Steuerung und Regelung der N-Elimination. In: VDE/VDI-Gesellschaft (Hg.): Mess- und Regelungstechnik in abwassertechnischen Anlagen: Konzepte, Erfahrungen, Trends ; Tagung Wuppertal, 20. und 21. November 2001. Fachtagung Mess- und Regelungstechnik in Abwassertechnischen Anlagen and VDI/VDE-Gesellschaft Mess- und Automatisierungstechnik and Fachtagung "Mess- und Regelungstechnik in Abwassertechnischen Anlagen". Düsseldorf: VDI-Verl. (VDI-Berichte, 1619), S. 111–130.

ATV-DVWK-A 281 (2001): Arbeitsblatt DVWK-A 281. Bemessung von Tropfkörpern und Rotationstauchkörpern. September 2001. Hennef: ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (ATV-DVWK-A 281).

Barjenbruch, Matthias; Stählke, Holger (2001): Frachtregelung bei Restnitrifikationsstufen. In: *Korrespondenz Abwasser* (6).

Barjenbruch, Matthias; Teschner, K. (2006): Untersuchungen an Abwasserteichanlagen im Land Sachsen-Anhalt (2006): Institut für Bauingenieurwesen, TU Berlin.

Bauhaus-Universität Weimar (2009): Abwasserableitung. Bemessungsgrundlagen, Regenwasserbewirtschaftung, Fremdwasser, Netzsanierung, Grundstücksentwässerung. 2. unveränd. Aufl. Weimar: Univ.-Verl.

Bauhaus-Universität Weimar (2017): Abwasserbehandlung. Gewässerbelastung, Bemessungsgrundlagen, Mechanische Verfahren, Biologische Verfahren, Reststoffe aus der Abwasserbehandlung, Weitergehende Abwasserreinigung. 4. überarbeitete Auflage. Weimar: Universitätsverlag. Online verfügbar unter http://elib.suub.uni-bremen.de/pe/intern/2018/1032720042.pdf.

Baumann, Peter; Krauth, Karlheinz; Maier, Werner; Roth, Manfred; Maurer, Peter (2017): Funktionsstörungen auf Kläranlagen: Praxisleitfaden für systematische Ursachensuche und Behebung von Funktionsstörungen. Oktober 2017. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall (Handbuch für den Betrieb von Kläranlagen, 3).

Bever, Jürgen (2002): Weitergehende Abwasserreinigung. 4. Aufl. München.

Biebersdorf, Norbert; Kaub, Mauriz (2014): Kläranlage Höxter - Optimierung der biologischen Stufe. Bochum.

Blank, Andreas (2009): Einfluss der Abwassertemperatur auf Bemessung, Auslegung und Reinigungsleistung von Scheibentauchkörpern. Schriftenreihe SWW. Online verfügbar unter http://digbib.ubka.uni-karlsruhe.de/volltexte/1000017471.

Blank, Andreas (2010): Einfluss der Abwassertemperatur auf Bemessung, Auslegung und Reinigungsleistung von Scheibentauchkörpern. Zugl.: Karlsruhe, Univ., Diss., 2009. Karlsruhe: Verl. Siedlungswasserwirtschaft (Schriftenreihe SWW / Institut für Wasser und Gewässerentwicklung (IWG), Bereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütewirtschaft, Universität Karlsruhe (TH), 135).

Bounds, Jerry; Ye, Jianchang; Kulick, Frank M.; Boltz, Joshua P. (2010): Nitrifying Trickling Filter Provides Reliable, Low-Energy and Cost- Effective Tertiary Municipal Wastewater Treatment of a Lagoon Effluent. In: *proc water environ fed* 2010 (13), S. 3750–3764. DOI: 10.2175/193864710798181917.

BUKEA (2001): Stickstoff in Oberflächengewässern. Nitrat, Nitrit, Ammonium, Ammoniak. Hg. v. Behörde für Umwelt, Klima, Energie und Agrarwirtschaft. Behörde für Umwelt, Klima, Energie und Agrarwirtschaft. Hamburg.

Chapanova, Gergana (2008): Einfluss von Temperatur und hohem Salzgehalt auf die Abwasserbehandlung mit dem getauchten Festbett-Biofilmverfahren. Online verfügbar unter http://digital.bibliothek.uni-halle.de/urn/urn:nbn:de:gbv:3:4-54.

Dederichs, Axel; Koeckritz, Tim; Brinke-Seiferth, Stephan; Sekoulov, Ivan (2003): SBR-Technologie für Teichkläranlagen. Das CWSBR-Verfahren. In: *KA : Korrespondenz Abwasser, Abfall ;* (5).

Dorias, Bernd (1996): Stickstoffelimination mit Tropfkörpern. Zugl.: Stuttgart, Univ., Diss. München: Oldenbourg (Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, 138).

DWA (2004): Rückbelastung aus der Schlammbehandlung: Verfahren zur Schlammwasserbehandlung.

DWA (2007): Leitfaden zur Erkennung und Behebung von Betriebsproblemen bei Tropfkörpern, Rotationstauchkörpern und getauchten Festbetten. Unter Mitarbeit von DWA-Arbeitsgruppe KA 6.3 „Tropf- und Tauchkörper“. Juni 2007. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e. V.

DWA (2013): 25. Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen – Reinigungsverfahren auf dem Prüfstand. In: *KA : Korrespondenz Abwasser, Abfall;* (10), S. 889–896. Online verfügbar unter https://www.tib.eu/de/suchen/id/olc%3A1929378637.

DWA (2014): Betriebserfahrungen mit Biofiltern zur Abwasserreinigung - Reinigungsleistung und Energieverbrauch: Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe KA-6.3 "Biofilmverfahren". In: *Korrespondenz Abwasser* 61 (9), S. 769–778.

DWA (2017a): Arbeitsblatt DWA-A 262. Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Kläranlagen mit bepflanzten und unbepflanzten Filtern zur Reinigung häuslichen und

kommunalen Abwassers. November 2017. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e. V.

DWA (2017b): Bemessung von Kläranlagen in warmen und kalten Klimazonen. DWA-Themen T4/2016. Korrigierte Fassung. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall.

DWA (2018a): 31. Leistungsnachweis kommunaler Kläranlagen: Verfahren der Stickstoffelimination im Vergleich. Hennef.

DWA (2018b): Nachbarschaften im DWA-Landesverband Hessen/Rheinland-Pfalz/Saarland. Fortbildung Betriebspersonal 2018/19. Oktober 2018. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall.

DWA-A 131 (2016): Arbeitsblatt DWA-A 131. Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. 2016. Aufl. Hennef: DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V (DWA-Regelwerk, Arbeitsblatt DWA-A 131).

DWA-A 201 (2005): Arbeitsblatt DWA-A 201. Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Abwasserteichanlagen. August 2005. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (Arbeitsblatt DWA-A 201).

DWA-A 203 (2019): Arbeitsblatt DWA-A 203. Abwasserfiltration durch Raumfilter nach biologischer Reinigung. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall (DWA-A 203).

DWA-M 114 (2020): Merkblatt DWA-M 114. Abwasserwärmenutzung. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall (DWA-M 114).

DWA-M 182 (2012): Merkblatt DWA-M 182. Fremdwasser in Entwässerungssystemen außerhalb von Gebäuden. April 2012. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall (DWA-Regelwerk, M 182).

DWA-M 210 (2009): Merkblatt DWA-M 210. Belebungsanlagen mit Aufstaubetrieb (SBR). Juli 2009. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA-Regelwerk, Merkblatt DWA-M 210).

DWA-M 229.1 (2017): Merkblatt DWA-M 229,1. Systeme zur Belüftung und Durchmischung von Belebungsanlagen. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall (DWA-M 229,1).

DWA-M 349 (2019): Merkblatt DWA-M 349. Biologische Stickstoffelimination von Schlammwässern der anaeroben Schlammstabilisierung. Hennef (DWA-M 349).

DWA-M 517 (2017): Merkblatt DWA-M 517. Gewässermonitoring - Strategien und Methoden zur Erfassung der physikalisch-chemischen Beschaffenheit von Fließgewässern. April 2017. Hennef: DWA (Merkblatt DWA-M 517).

DWA-M 816 (2020): Merkblatt DWA-M 816. Projektbewertung betrieblicher Ersatz- und Erneuerungsinvestitionen auf Basis der dynamischen Kostenvergleichsrechnung - eine

praktische Arbeitshilfe. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall (DWA-M 816).

EVS (2021): Infomaterial zur Abwasserreinigung. Kläranlagenbroschüren zum Download. Hg. v. Entsorgungsverband Saar. Saarbrücken. Online verfügbar unter https://www.evs.de/evs/oeffentlichkeitsarbeit/infomaterial/abwasser, zuletzt aktualisiert am 22.01.2021.

Förstner, Ulrich; Köster, Stephan (2018): Umweltschutztechnik. 9. Auflage. Berlin: Springer Vieweg.

Fuhrmann, Tim (2014): Anwendung und Potenziale von Abwasserteichsystemen im internationalen Kontext. Witten: IEEM - Institut für Umwelttechnik und Management an der Universität Witten/Herdecke gGmbH (Umwelttechnik und Umweltmanagement, Bd. 32). Online verfügbar unter http://tuprints.ulb.tu-darmstadt.de/3802/.

G.A.A (2017): Constant Waterlevel Sequencing-Batch-Reactor zur Erweiterung bestehender Teichkläranlagen.

Graulich, Dieter (2020): Prima Werte beim Abwasser. In: *Gießener Allgemeine*, 2020 (29.05.2020). Online verfügbar unter https://www.giessener-allgemeine.de/vogelsberg-kreis/ueber-zwei-mio-euro-klaeranlagen-11940851.html, zuletzt geprüft am 19.01.2021.

Gujer, Willi (2007): Siedlungswasserwirtschaft. 3. überarbeitete Auflage. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag.

Hasselbach, Ralf (2013): Leistungsfähigkeit von Pflanzenkläranlagen im Mischsystem mit Lavasand als Filtersubstrat. Als Ms. gedr. Kaiserslautern: Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft Technische Universität Kaiserslautern (Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Kaiserslautern, 35).

Hasselbach, Ralf; Vollerthun, Tina (2010): Membrananlage mit belüftetem Teich. Erfahrungen nach drei Betriebsjahren. In: *wwt wasserwirtschaft wassertechnik* (5), S. 19–22.

Hegemann, Werner; Teschner, Katharina (2008): Verbesserung der Ablaufqualität von Abwassserteichanlagen durch den Einsatz von Membranverfahren. Abschlussbericht, BMBF Verbundprojekt. Hg. v. Technische Universität Berlin, Institut für Technischen Umweltschutz. Berlin.

HMUELV (2012): Hinweispapier 2.0. zur Ermittlung des Konzentrationswertes nach § 2a Abs. 2 Satz 2 HAbwAG im Zusammenhang mit der Ermäßigung des Abgabesatzes nach § 9 Abs. 5 AbwAG. Hg. v. Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Wiesbaden.

HMUKLV (2015): Maßnahmenprogramm 2015-2021 zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Hessen; https://flussgebiete.hessen.de/information/massnahmenprogramm-2015-2021

HMUKLV (2021a): Maßnahmenprogramm 2021-2027 zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Hessen; https://flussgebiete.hessen.de/information/massnahmenprogramm-2021-2027

HMUKLV (2021b): Bewirtschaftungsplan 2021-2027 zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Hessen; https://flussgebiete.hessen.de/information/bewirtschaftungsplan-2021-2027

Horstmeyer, Nils; Rapp-Fiegle, Stephanie; Helmreich, Brigitte; Drewes, Jörg E. (2014): Kosten der Abwasserbehandlung. München: DIV Dt. Industrieverl. (Edition GWF Wasser, Abwasser).

Ingerle, Kurt (1999): Biocos-Kläranlagen: Beschreibung und Bemessung. In: *Korrespondenz Abwasser* (8).

Kronos ecochem (2012): Das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht in der biologischen Abwasserreinigung. Leverkusen. Online verfügbar unter https://kronosecochem.com/wp-content/uploads/TI_3_05_DE_Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht.pdf.

LfU (2015): Ertüchtigung und Sanierung von Abwasserteichanlagen im ländlichen Raum. Dezember 2015: Bayrisches Landesamt für Umwelt (Merkblatt Nr. 4.4/23).

Liechti, Pail (2010): Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer. Chemisch-physikalische Erhebungen, Nährstoffe. Hg. v. Bundesamt für Umwelt BAFU.

Londong, J.; Sauer, S. (2001): MSR-Konzepte für Klärnalagen - eine Einführung. In: VDE/VDI-Gesellschaft (Hg.): Mess- und Regelungstechnik in abwassertechnischen Anlagen: Konzepte, Erfahrungen, Trends ; Tagung Wuppertal, 20. und 21. November 2001. Fachtagung Mess- und Regelungstechnik in Abwassertechnischen Anlagen and VDI/VDE-Gesellschaft Mess- und Automatisierungstechnik and Fachtagung "Mess- und Regelungstechnik in Abwassertechnischen Anlagen". Düsseldorf: VDI-Verl. (VDI-Berichte, 1619), S. 1–12.

LUBW (2007): Fremdwasser in kommunalen Kläranlagen. Erkennen, bewerten und vermeiden. Langfassung. Hg. v. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg. Karlsruhe.

Nowak, Jens; Heise, Bodo (Hg.) (2007): Naturnahe Abwasserbehandlung in Pflanzenkläranlagen und Teichkläranlagen. Kommentar zum DWA-A 262/201. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. Oktober 2007. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA-Kommentar zum DWA-Regelwerk).

Nowak, O. (2000): Upgrading of wastewater treatment plants equipped with rotating biological contactors to nitrification and P removal. In: *Water Science and Technology* 41 (1), S. 145–153. DOI: 10.2166/wst.2000.0023.

Pinnekamp, Johannes (2011): Energieeinsparung bei Membranbelebungsanlagen - Phase I. Aachen.

Pinnekamp, Johannes; Bolle, Friedrich-Wilhelm; Gredigk-Hoffmann, Sylvia; Loderhose, Maximilian; Miethig, Stefan; Ooms, Kristoffer et al. (2018): Energie in Abwasseranlagen - Handbuch NRW. 2. Aufl.

Pinnekamp, Johannes; Friedrich, Harald (2006): Membrantechnik für die Abwasserreinigung. 2. Aufl. Aachen: FiW Verlag (Siedlungswasser- und Siedlungsabfallwirtschaft Nordrhein-Westfalen, 1).

Sander, Thomas (2003): Ökonomie der Abwasserbeseitigung: Wirtschaftlicher Betrieb von kommunalen Abwasseranlagen. Berlin: Springer (Engineering online library).

Scheurer, Marco; Sacher, Frank; Brauch, Heinz-Jürgen (2014): Studie zur Bedeutung von Nitrifikations- und Ureaseinhibitoren für die Roh- und Trinkwasserbeschaffenheit in Deutschland. Hg. v. DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e. V. Bonn.

Schier, Wernfried (2003): Ein exemplarischer Ansatz zur Einbindung neuer Bemessungswege und neuer Reinigungstechnologien bei der Ertüchtigung von Kläranlagen: Zugl.: Kassel, Univ., Diss, 2002. Kassel: Kassel Univ. Press (Wasser - Abwasser - Abfall, Bd. 22).

Schlief, Jeanette; Wiedner, Claudia (2013): NITROLIMIT - Stickstofflimitation in Binnengewässern: Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoffeinträge urbaner Bereiche. Bad Saarow (NITROLIMIT - Stickstofflimitation in Binnengewässern) (2).

Schmid-Schmieder, Volker; Hasselbach, Ralf (2006): Membrananlage mit belüftetem Teich. In: *wwt wasserwirtschaft wassertechnik* (6), S. 19–21.

Schönherr, Falk (2009): Halbtechnische Untersuchungen zum Einfluss des pH-Wertes auf die Nitrifikation beim Belebungsverfahren in Abhängigkeit des Kohlensäuresystems. Online verfügbar unter http://www.unibw.de/unibib/medienserver/node?id=86274.

Schönherr, Falk; Wecker, Andreas; Günthert, Wolfgang; Weber, Norbert (2007): Verbesserung der Nitrifikation durch Stützung der Säurekapazität. In: *gwf* 148 (9), S. 637–644.

Schweighofer, Peter (1996): Wechselwirkung zwischen Abwassereinleitungen aus Gewerbe und Industrie mit Planung und Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen. In: Einfluss von Indirekteinleitern auf Planung und Betrieb von Abwasseranlagen. Hg. v. Helmut Kroiß (Wiener Mitteilungen, Band 129, S. 125-157).

Seeger, Michael (2020): Entwicklung und Validierung eines CSB-basierten und temperatursensitiven Bemessungsansatzes für Tropfkörper : Untersuchungen an technischen und halbtechnischen Tropfkörpern in warmen Klimazonen. Unter Mitarbeit von Universität Stuttgart.

Stenquist, Richard J.; Parker, Denny S.; Dosh, Thomas J. (1974): Carbon Oxidation-Nitrification in Synthetic Media Trickling Filters. In: *Journal (Water Pollution Control Federation)* 46 (10), S. 2327–2339. Online verfügbar unter http://www.jstor.org/stable/25038269.

Sterger, Olaf; Franklin, Lindow (2020): Berücksichtigung von Problemstoffen. Hg. v. Ingeniergesellschaft Sieker mbH. Online verfügbar unter https://www.sieker.de/fachinformationen/abwasserbehandlung/klaeranlagensimulation/article/beruecksichtigung-von-problemstoffen-193.html, zuletzt geprüft am 09.11.2020.

Stevens, A.; Geißler, D.; Dünnbier, U.; Reemtsma, T. (2012): Identifizierung und Quantifizeriung des Nitrifikationsinhibitors Thioharnstoff in kommunalen Kläranlagen. Jahrestagung der wasserchemischen Gesellschaft. 14.-16. Mai 2020. Neu-Ulm.

Theilen, Ulf; Jahnen, Peter; Heß, Martin (2015): Strategien zur Anpassung der Abwasserinfrastruktur bei rückläufigen Bevölkerungszahlen im ländlichen Raum im Rahmen des Modellvorhabens der Raumordnung (MORO) im Vogelsbergkreis. Unter Mitarbeit von Ulf Theilen, Peter Jahnen und Martin Heß. Online verfügbar unter https://rp-giessen.hessen.de/umwelt-natur/boden-gew%c3%a4sser/kommunales-abwasser/abwasserentsorgung-vor-dem-hintergrund-des.

Vestner, Richard J. (Hg.) (2003): Leistung und CSB-Bemessung der vorgeschalteten Denitrifikation unter erhöhter Sauerstofflimitierung für Tropfkörper-Anlagen. München: Oldenbourg Industrieverlag GmbH (Mitteilungen / Institut für Wasserwesen (IFW), 86).

Voutsa, Dimitra; Hartmann, Paul; Schaffner, Christian; Giger, Walter (2006): Benzotriazoles, alkylphenols and bisphenol A in municipal wastewaters and in the Glatt River, Switzerland. In: *Environmental science and pollution research international* 13 (5), S. 333–341. DOI: 10.1065/espr2006.01.295.

Weber, Norbert (2001): Einsatz von Kalk auf biologischen Kläranlagen. In: *wwt* (5), S. 23–25.

Wett, Bernhard (1999): Simulationsanalyse einer Biocos-Anlage: "Zyklische Nachklärung" oder "Durchströmter SBR-Reaktor". In: *Korrespondenz Abwasser* (7).

Wiese, Jürgen (2013): Leifaden zur Modernisierung von Abwasserinfrastruktur im ländlichen Raum im Zuge des demografischen Wandels. Online verfügbar unter https://www.hef-rof.de/images/demographie/2013-Leitfaden-Demografischer-Wandel.pdf, zuletzt geprüft am 29.10.2020.

Xia, Xinghui; Zhang, Sibo; Li, Siling; Zhang, Liwei; Wang, Gongqin; Zhang, Ling et al. (2018): The cycle of nitrogen in river systems: sources, transformation, and flux. In: *Environmental science. Processes & impacts* 20 (6), S. 863–891. DOI: 10.1039/c8em00042e.

ZWT (2020): BIOCOS-System: Zuverlässige Technik für die wirtschaftliche Abwasserreinigung.

12 Anhang

Organigramme zur Typisierung der betroffenen Kläranlage

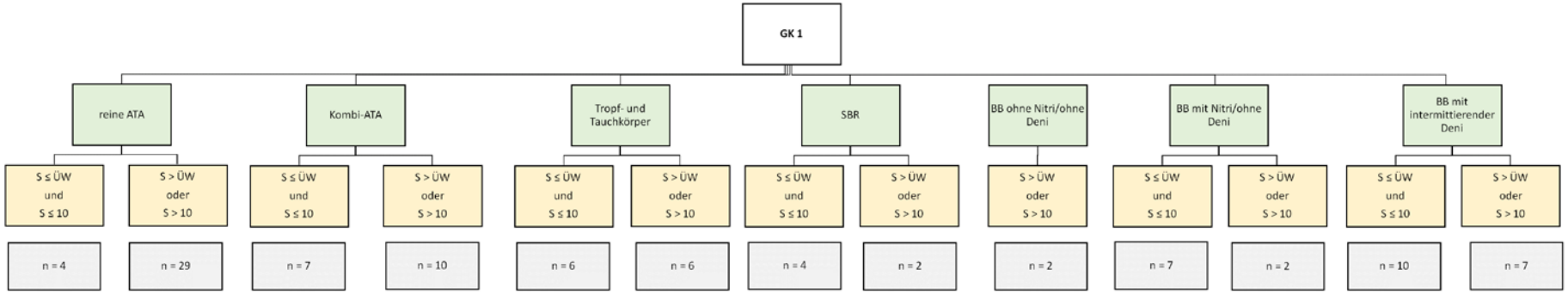

Abbildung 129: Organigramm zur Typisierung der GK 1-Anlagen

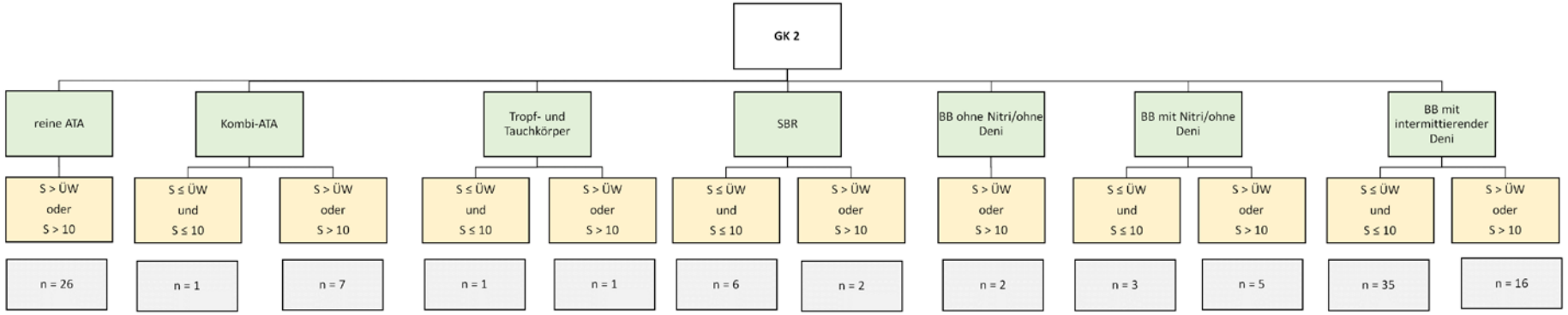

Abbildung 130: Organigramm zur Typisierung der GK 2-Anlagen

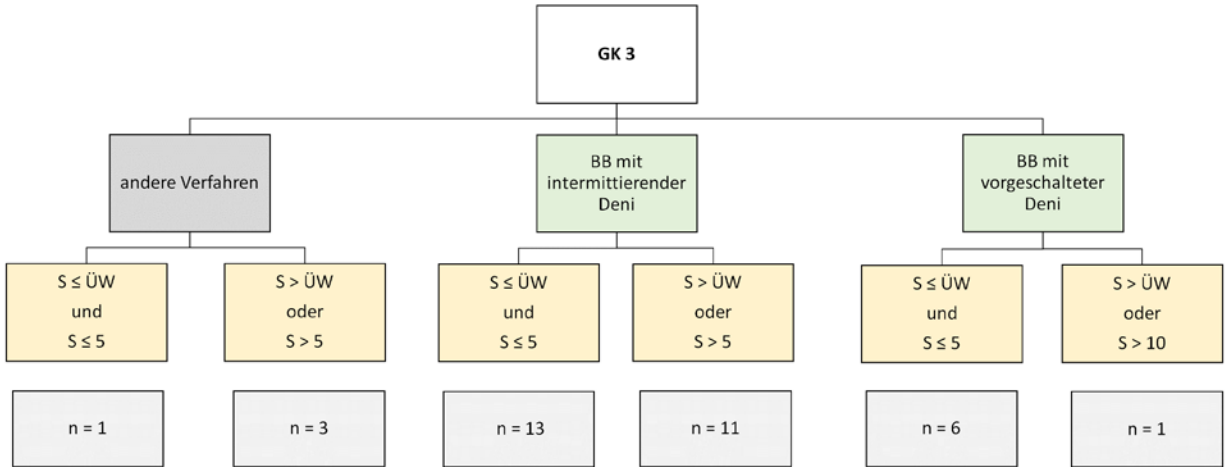

Abbildung 131: Organigramm zur Typisierung der GK 3-Anlagen

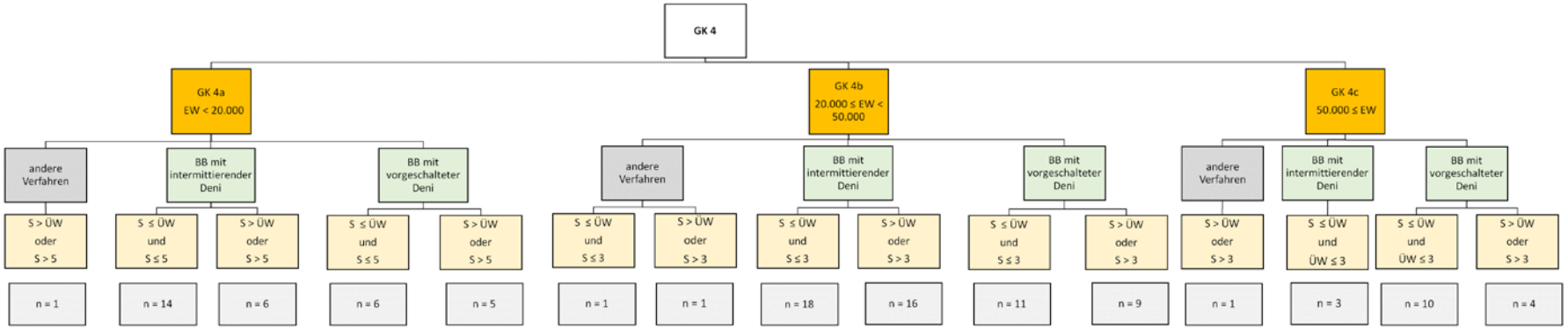

Abbildung 132: Organigramm zur Typisierung der GK 4-Anlagen