



UPPSALA
UNIVERSITET

Serienummer UPTEC W 24011

Examensarbete 30 hp

Juni 2024



Utvärdering av biologiska reningstekniker för kväveavskiljning hos Tierp avloppsreningsverk

Tilda Appelqvist

Civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik



ABSTRACT

Eutrophication is a major environmental problem in oceans and lakes, which manifests itself in toxic algal blooms and reduced biodiversity. As nitrogen is a significant contributor to eutrophication, numerous wastewater treatment plants (WTPs) have requirements for nitrogen removal before discharge into the recipient. Tierp WTP is not currently subject to such regulation, but is expected to be so with forthcoming legislation. Consequently, an expansion of the biological treatment, which presently facilitates only partial nitrogen removal, may become pertinent to achieve complete nitrogen removal.

The objective of this thesis was to propose treatment methods capable of achieving adequate nitrogen removal at Tierp WTP and evaluate the most suitable option for implementation. Furthermore, the current nitrogen and organic material reduction, as well as present nitrification in the biological treatment, were assessed. Mass balances were established based on sampling of these parameters. Suitable nitrogen purification techniques were proposed, considering local requirements and conditions. These techniques were then compared through a multi-criteria analysis, taking into account space occupancy, greenhouse gas emissions, operation and maintenance costs, capital costs and workload.

The mass balances revealed reductions of 31% for total nitrogen, 10% for ammonium nitrogen, 63% for nitrate nitrogen, 7% for nitrite nitrogen, 62% for COD and 67% for BOD₇. The current nitrification was assessed as relatively low, likely attributable to the low temperature of the wastewater, possibly insufficient oxygen supply and unfavourable pH. The treatment methods proposed in the thesis to achieve sufficient nitrogen removal at Tierp WTP are the activated sludge process, membrane bioreactor (MBR), and hybrid process with biofilm carriers and activated sludge (IFAS). According to the multicriteria analysis, IFAS was deemed the most advantageous option for implementation, while MBR was evaluated as the least favourable.

Keywords: biological nitrogen removal, AS, MBR, IFAS, post-denitrification, multi-criteria analysis, mass balance

Teknisk-naturvetenskapliga fakulteten

Uppsala universitet, Utgivningsort Uppsala

Handledare: Mattias Eskilsson Ämnesgranskare: Pernilla Tidåker

Examinator: Sahar Dalameh

REFERAT

Utvärdering av biologiska reningstekniker för kväveavskiljning hos Tierp avloppsreningsverk

Tilda Appelqvist

Övergödning är ett utbrett miljöproblem i hav och sjöar, som yttrar sig i toxiska algbloomningar och en minskad biodiversitet. Eftersom kväve är en betydande källa till övergödning, har flera avloppsreningsverk (ARV) krav på kväveavskiljning innan utsläpp i recipient. Tierp ARV omfattas för närvarande inte av sådana utsläppskrav på kväve, men förväntas bli det i och med kommande lagstiftning. En utbyggnad av det biologiska reningssteget, som idag endast medför viss kväveavskiljning, kan därför bli nödvändigt för att åstadkomma fullständig kväverening.

Syftet med examensarbetet var att föreslå reningstekniker som kan åstadkomma tillräcklig kväveavskiljning vid Tierp ARV och bedöma vilken av dessa som är mest fördelaktig för implementering. Vidare utvärderades nuvarande reduktion av kväve och organiskt material samt rådande nitrifikation i det biologiska reningssteget. Massbalanser upprättades utifrån provtagning på dessa parametrar. Lämpliga kvävereningstekniker föreslogs med hänsyn till lokala krav och förutsättningar. Dessa tekniker jämfördes därefter i en multikriterieanalys med avseende på platsåtgång, växthusgasutsläpp, drift- och underhållskostnader, kapitalkostnader och arbetsinsats.

Massbalanserna uppvisade en reduktion på 31 % för totalkväve, 10 % för ammoniumkväve, 63 % för nitratkväve, 7 % för nitritkväve, 62 % för COD och 67 % för BOD₇. Nuvarande nitrifikation bedömdes vara relativt låg, vilket troligtvis är resultatet av den låga temperaturen på avloppsvattnet, eventuell otillräcklig syretillförsel samt ogynnsamt pH. De reningstekniker som föreslås kunna minska kväveutsläppen från Tierp ARV är aktivslamprocess, membranbioreaktor (MBR) och hybridprocess med biofilmsbärare och aktivslam (IFAS). Utifrån en samlad bedömning av kriterierna i multikriterieanalysen bedömdes IFAS som mest fördelaktig för etablering och MBR som minst gynnsam.

Nyckelord: biologisk kväverening, AS, MBR, IFAS, efterdenitrifikation, multikriterieanalys, massbalans

*Institutionen för energi och teknik, Sveriges lantbruksuniversitet.
Box 7032, Lennart Hjelm's väg 9, SE-750 07 Uppsala*

FÖRORD

Detta examensarbete avslutar fem års studier vid civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik på Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet (SLU). Handledare har varit Mattias Eskilsson på Tierps Energi & Miljö AB. Ämnesgranskare har vid uppstart av arbetet varit Jennifer McConville, forskare vid institutionen för energi och teknik på SLU och därefter Pernilla Tidåker, universitetslektor vid samma institution och universitet.

Ett stort tack till Mattias för handledning i mitt arbete och till all personal som bistått med svar på funderingar kring process och teknik. Ett särskilt tack riktas till processingenjör Henrik Åsander som assisterat vid planering och genomförande av provtagning och upplåtittid och engagemang för att tålmodigt besvara åtskilliga frågor under arbetets gång. Jag är ytterst tacksam för alla som har möjliggjort arbetet genom att bidra med material och sin expertis som konsulter, leverantörer och professorer. Er hjälp har blivit avgörande pusselbitar i arbetet. Tack även till er som delgett tillstånd för publikation av data och bilder.

Jag vill även förmedla ett stort tack till Jennifer och Pernilla, som i olika faser av mitt arbete bidragit med värdefulla insikter och styrriktning på arbetet. Avslutningsvis vill jag tacka min partner Adam och min familj, för er ständiga uppmuntran och ert ovärderliga stöd genom hela utbildningen.

Tilda Appelqvist
Uppsala, 2024

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Utvärdering av biologiska reningstekniker för kväveavskiljning hos Tierp avloppsreningsverk

Tilda Appelqvist

Vid en för hög tillförsel av näringsämnen kväve och fosfor till våra hav och sjöar uppstår övergödning. Det är bland annat ett stort miljöproblem i Östersjön som medför farliga algbloomningar och fiskdöd. Eftersom stora mängder kväve och fosfor hamnar i vårt avloppsvatten genom urin och fekalier, är obehandlat avloppsvatten en betydande källa till övergödning. För att minska utsläppen av dessa näringsämnen behandlas först avloppsvattnet i reningsverk där kväve och fosfor avskiljs, varpå renat vattnet kan släppas ut i havet. I Bottniska viken har Naturvårdsverket bedömt att det främst är för stora utsläpp av fosfor som orsakar övergödning. Därför finns det idag norr om Norrtälje endast krav på avskiljning av fosfor men inte kväve. Ny forskning pekar dock på att även kväve kan bidra till övergödning i de nordligare delarna av Östersjön, vilket innebär att även reningsverk i norra Sverige kan behöva införa kväverening. Ett av de reningsverk som kan behöva byggas ut är Tierp avloppsreningsverk som drivs av bolaget Tierps Energi & Miljö AB (Temab).

För att avskilja kväve från avloppsvatten används i de flesta fall biologiska kvävereningstekniker. Det innebär att mikroorganismer, främst bakterier, utför reningen genom att konsumera kväve i vattnet och omsätta det till ofarlig kvävgas som avgår till luften. Omvandlingen sker genom de två processerna nitrifikation och denitrifikation, av så kallade nitrifierande respektive denitrifierande bakterier. Inkommande avloppsvatten består främst av ammoniumkväve, som initialt omvandlas till nitratkväve av nitrifierande bakterier. Eftersom dessa bakterier andas med syre sker nitrifikationen i en syresatt bassäng. Denitrifikationen hämmas däremot av syre och sker därför i en efterföljande bassäng utan syretillförsel. De denitrifierande bakterierna omvandlar här nitratkväve till kvävgas.

I den här studien har olika biologiska kvävereningstekniker utvärderats, för att se vilken som är mest lämplig att implementera på Tierp avloppsreningsverk. Det finns redan ett biologisk reningssteg på reningsverket, men som endast är utformat för att avskilja organiskt material med hjälp av en syresatt bassäng. Det innebär att nitrifikation kan ske, men för att få fullständig kväverening behöver det biologiska reningssteget kompletteras med en syrefri bassäng för denitrifikation. Eftersom det finns en mängd behandlingstekniker för kväverening att välja mellan, sållades i ett första steg tekniker ut som inte kunde uppfylla grundläggande förutsättningar och krav. Dessa var att kvävereningsteknikerna behöver kunna fungera i det kalla avloppsvattnet som råder på reningsverket, kunna avskilja till den grad att utsläppskraven uppnås och slutligen vara relativt väletablerad i Sverige. Genom att uppfylla dessa krav finns det god potential för att tekniken är lämplig att använda för kväverening även på Tierp avloppsreningsverk.

De tre tekniker som uppfyllde dessa krav var aktivslam (AS), membranreaktor (MBR) och biofilmsbärare i kombination med aktivslam (IFAS). I en AS lever bakterierna fritt i vattnet.

För att kvarhålla en viss bakteriemängd i systemet, finns i slutet av behandlingen en sedimenteringsbassäng. I denna sjunker slammet till botten, varav en del av detta pumpas tillbaka till början av den biologiska reningen. På så sätt finns det alltid tillräckligt med bakterier i systemet som kan rena avloppsvattnet på kväve. En MBR kan liknas vid AS, med skillnaden att slammet inte leds till en sedimenteringsbassäng utan till en membranbassäng. Membranen består av väldigt små öppningar som håller kvar partiklar och slam medan vatten kan passera. En process med IFAS innebär att det finns små plastpartiklar som flyter omkring i bassängen. På dessa kan hela kluster med bakterier växa till och utbreda sig, till en så kallad biofilm.

Dessa tekniker har jämförts och poängsatts utifrån hur mycket plats de tar i anspråk, vilka mängder växthusgaser som genereras från mikrobiologin och produktion av insatsvaror, kostnad för investering och drift samt arbetstid som åtgår för underhåll. Som underlag till bedömningen genomfördes en provtagning av kväve och organiskt material på inkommande och utgående vatten till den biologiska reningen. Utifrån en sammanvägning av alla aspekter i jämförelseanalysen har IFAS erhållit högst poäng och har således bedömts som mest fördelaktig för etablering på Tierp avloppsreningsverk. Det beror på att den har förhållandevis låga kostnader, både för implementering och drift, och även relativt låg klimatpåverkan. Lägst poäng fick MBR. Det beror framförallt på att det åtgår mycket energi för att driva membranen, vilket bidrar till de nästan tre gånger så höga driftkostnaderna. Dessutom är investeringskostnaden för membranen betydligt högre än för de andra teknikerna.

Utifrån provtagningsresultaten gjordes även utvärdering över hur hög avskiljning av kväve och organiskt material som sker i dagsläget. Det kunde konstateras att avskiljningen av organiskt material var omkring 60–70 %, medan avskiljningen av kväve var mellan cirka 10–60 % beroende på kväveform. Eftersom det finns en bassäng som syresätts, borde en viss nitrifikation erhållas. Provtagningen visade dock att denna var väldigt låg, vilket kan bero på ett flertal orsaker. Sannolikt trivs bakterierna inte i de kalla vattnet, som egentligen frodas som bäst i mer tropiska klimat. Det kan också orsakas av att de eventuellt tillhandahålls med för lite syre och att pH i vattnet inte är optimalt.

ORDLISTA

Aerob	Miljö med tillgång till löst syre.
Anoxisk	Miljö där endast bundet syre finns närvarande, exempelvis i form av nitrat och nitrit.
ARV	Avloppsreningsverk.
AS	Aktivslamprocess (eng. activated sludge).
Autotrof	Organismer som kan fixera CO ₂ som kolkälla till sin cellsyntes.
Bioreaktor	Luftad bassäng i syfte att gynna aerob nedbrytning.
Denitrifikation	Mikrobiell omvandling av nitrat till kvävgas.
Extern kolkälla	Kol som inte finns naturligt i avloppsvattnet, utan tillsätts i syfte att förse heterotrofer med tillräckliga mängder kol.
Givare	Mät delen på ett instrument.
Heterotrof	Organismer som behöver konsumera organiskt material för att förses med kolkälla till sin cellsyntes.
Huvudström	Central ström i avloppsreningsverk.
IFAS	Process med biobärare och aktivslam (eng. integrated fixed-film activated sludge).
Instrument	Givare med tillhörande utrustning.
MBR	Process med membranbioreaktor (eng. membrane bioreaktor).
Membrantåg	Separata kanaler för membrankassetter i MBR-tekniken. Kallas även linjer.
Nitrifikation	Mikrobiell omvandling av ammonium till nitrat.
pe	Personekvivalenter. 1 pe motsvarar 70 g BOD ₇ per dygn.
RAS	Returslam (eng. waste activated sludge). Slam som pumpas tillbaka från slutet av den biologiska reningen till början, i syfte att upprätthålla en viss mängd mikroorganismer i systemet.
SRT	Slamålder (eng. solids retention time). Genomsnittlig uppehållstid för en slampartikel i en bassäng.
WAS	Överskottslam (eng. waste activated sludge). Slam som tas ut från systemet för att reglera slamhalten.

KEMISKA FORMLER

BOD	Biokemisk syreförbrukning (eng. biochemical oxygen demand). Hur mycket syre som åtgår för att biokemiskt oxidera det organiska materialet.
COD	Kemisk syreförbrukning (eng. chemical oxygen demand). Hur mycket syre som åtgår för att kemiskt oxidera det organiska materialet.
CO₂-ekv	Koldioxidekvivalenter. Mått på utsläpp av växthusgaser, med hänsyn tagen till att olika gaser bidrar olika mycket till klimatpåverkan.
NH₄-N	Ammoniumkväve.
NO₂-N	Nitritkväve.
NO₃-N	Nitratkväve.
N_{org}	Organiskt bundet kväve.
N_{tot}	Totalkväve. Innefattar kväveformerna nitrat, nitrit, ammonium och organiskt bundet kväve.
SS	Suspenderad substans. Mått på slamhalten.
TKN	Kjeldahlkväve. Summan av organiskt bundet kväve och ammoniumkväve.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. INLEDNING.....	1
1.1 SYFTE.....	1
1.2 AVGRÄNSNINGAR.....	2
1.3 LÄSANVISNING	2
2. BAKGRUND.....	3
2.1 KVÄVECYKELN.....	3
2.2 EUTROFIERING.....	4
2.3 AVLOPPSVATTEN	4
2.3.1 Kväveföreningar i avloppsvatten.....	4
2.3.2 Organiskt material	5
2.4 BIOLOGISK KVÄVERENING	5
2.4.1 Nitrifikation.....	6
2.4.2 Denitrifikation	6
2.4.3 Växthusgasutsläpp från avloppsvattenverk.....	7
2.4.4 Instrumentering för biologisk rening.....	8
2.5 LAGSTIFTNING KRING KVÄVERENING	8
2.5.1 Avloppsdirektivet	8
2.5.2 Vattendirektivet.....	9
2.5.3 Reviderat avloppsdirektiv	9
3. TIERP AVLOPPSRENINGSVERK	11
3.1 PROCESSÖVERSIKT	11
3.2 NUVARANDE BELASTNINGAR.....	12
3.2.1 Föroreningsbelastning	12
3.2.2 Nedbrytbarhetsindex	13
3.2.3 Flödesbelastning.....	14
3.3 FRAMTIDA BELASTNINGAR	14
3.3.1 Föroreningsbelastningar år 2042	15
3.3.2 Flödesbelastningar år 2042.....	15
4. ÖVERSIKT AV TEKNIKER FÖR KVÄVERENING.....	16
4.1 AKTIVSLAMPROCESS	16
4.1.1 Processlösningar.....	17
4.1.2 Teknisk mognad	19

4.2 MEMBRANBIOREAKTOR	19
4.2.1 Processlösningar	21
4.2.2 Teknisk mognad	21
4.3 BIOBÄRARE OCH AKTIVSLAM.....	21
4.3.1 Processlösningar	22
4.3.2 Teknisk mognad	22
4.4 MEMBRANLUFTAD BIOFILMREAKTOR	23
4.4.1 Processlösningar	23
4.4.2 Teknisk mognad	23
4.5 AEROBT GRANULÄRT SLAM	24
4.5.1 Teknisk mognad	25
4.6 ANAEROB AMMONIUMOXIDATION.....	25
4.6.1 Partiell nitritation och anammox (PNA)	26
4.6.2 Partiell denitrifikation och anammox (PDA)	26
4.6.3 Teknisk mognad	27
4.7 MIKROALGER	28
4.7.1 Processlösningar	28
4.7.2 Teknisk mognad	29
5. METOD OCH MATERIAL.....	30
5.1 PROVTAGNING	30
5.1.1 Genomförande av provtagning.....	30
5.2 MASSBALANS	31
5.3 KRAVSPECIFIKATION	32
5.3.1 Förslag till kvävereningstekniker	32
5.4 MULTIKRITERIEANALYS	34
5.4.1 Poängsättning och viktning	34
5.4.2 Platsåtgång	35
5.4.3 Växthusgasutsläpp.....	36
5.4.4 Drift- och underhållskostnad	38
5.4.5 Kapitalkostnader.....	38
5.4.6 Arbetsinsats	39
5.5 BERÄKNINGAR FÖR KRITERIER I MULTIKRITERIEANALYS.....	39
5.5.1 Platsåtgång	40

5.5.2 Växthusgasutsläpp.....	44
5.5.3 Drift- och underhållskostnad	46
5.5.4 Kapitalkostnad.....	51
5.5.5 Arbetsinsats	55
6. MASSBALANSER OCH AVSKILJNING I NUVARANDE BIORENING	57
6.1 MASSBALANSER.....	57
6.2 REDUKTION.....	57
6.3 NUVARANDE NITRIFIKATION	58
6.4 OSÄKERHETER I INDATA	59
7. UTFALLET AV MULTIKRITERIEANALYSEN.....	60
7.1 PLATSÅTGÅNG.....	60
7.2 VÄXTHUSGASUTSLÄPP	61
7.3 DRIFT- OCH UNDERHÅLLSKOSTNADER.....	62
7.4 KAPITALKOSTNADER.....	64
7.5 ARBETSINSATS.....	65
7.6 VIKTAT RESULTAT.....	66
7.7 KÄNSLIGHETSANALYSER	67
7.7.1 Energiåtgång membranluftning.....	67
7.7.2 Flödesberäkning	68
7.7.3 Kalkylränta	68
7.7.4 Viktat resultat för känslighetsanalyser	69
8. SLUTSATSER.....	70
9. FÖRSLAG TILL FORTSATTA STUDIER.....	71
REFERENSER.....	72
BILAGOR.....	81
BILAGA A.....	81
A.1 Beräkning av föroreningsbelastning.....	81
A.2 Beräkning av flöden	82
A.3 Beräkning av dimensionerande flöden	82
BILAGA B	84
BILAGA C	87
BILAGA D.....	90
BILAGA E	91

1. INLEDNING

Utsläpp av obehandlat avloppsvatten ger upphov till en mängd olika miljöproblem i mottagande akvatiska system. Avloppsvatten innehåller bland annat kväve och fosfor som i för stora utsläppsmängder stimulerar övergödning, syrefattiga bottenar och således en minskad biodiversitet i sjöar och hav. Av de havsbassänger som omger Sverige, är Östersjön särskilt hårt drabbat av övergödningens problematiken (Sveriges miljömål 2023). För att minska belastningen till våra vattendrag finns idag krav på kväve- och fosforrening för avloppsreningsverk (ARV) som har sin recipient i vatten känsliga för eutrofiering.

Norr om Norrtälje finns i dagsläget endast föreskrifter om avskiljning av fosfor men inte kväve, eftersom fosfor har bedömts vara det begränsande ämnet för primärproduktionen i Bottniska viken. Nya studier pekar emellertid på en ökad känslighet för kväve gällande övergödning i den södra delen av Bottniska viken, Bottenhavet (Svenskt Vatten 2024). Det har föranlett signaler från både nationellt håll och på EU-nivå, om att kvävereduktion även kommer att omfatta reningsverk i norra Sverige (ibid.). Det kallare klimatet innebär samtidigt en mer resurskrävande rening och därmed en lägre miljönytta än i södra Sverige.

Avloppsvatten renas i huvudsak med biologiska metoder som fungerar betydligt sämre när kalla vattentemperaturer råder (Bergqvist 2023). För att upprätthålla önskad kväverening behöver därför processbiologin förse med större bassänger, högre syretillförsel och därmed även större driftkostnader och investeringar.

Det kommunala bolaget Tierps Energi & Miljö (Temab) ansvarar för vatten och avlopp i Tierp kommun. Inga av deras reningsverk omfattas i dagsläget av några krav på kvävereduktion, eftersom utgående renat vatten mynnar ut i Bottenhavets avrinningsområde. Till följd av signaler om skärpta reningskrav kommer dock ett införande att eventuellt behöva göras framöver. Följande rapport har skrivits för att belysa och utvärdera möjliga behandlingstekniker för kväverening som är lämpliga att införa på Tierp ARV utifrån lokala förutsättningar.

1.1 SYFTE

Syftet med detta examensarbete var att föreslå behandlingsmetoder som kan minska utsläppet av kväve i utgående avloppsvatten från Tierp ARV och bland dessa bedöma vilken teknik som är mest fördelaktig för etablering med avseende på ett antal tekniska, miljömässiga, ekonomiska och sociala aspekter i en multikriterieanalys.

Vidare hade arbetet i syfte att beräkna massbalanser och reduktion av kväve och organiskt material över dagens biologiska reningssteg utifrån provtagningar, för att utvärdera vilka faktorer som kan ha inverkan på nitrifikationsprocessen i luftningsbassängen samt bättre kunna bedöma behandlingsmetoderna i multikriterieanalysen.

1.2 AVGRÄNSNINGAR

Studien har endast studerat biologiska processer för kväverening, eftersom kemiska och fysiska metoder främst tillämpas för rening av avloppsströmmar med höga kvävekoncentrationer. För den centrala huvudströmmen i kommunala avloppsreningsverk är biologiska metoder mest kostnadseffektiva.

1.3 LÄSANVISNING

För att orientera läsaren genom rapporten ges här en översikt över arbetet. Rapporten är disponerad enligt följande:

- **Kapitel 2–4.** Redovisar bakgrund och begreppsförklaringar. I kapitel 2 återfinns en teoretisk bakgrund över kväve och mikrobiologiska processer för kväverening. Kapitel 3 ger en överblick över reningsprocesserna på Tierp ARV samt nuvarande och framtida belastningar. Kapitel 4 redogör för ett antal biologiska kvävereningstekniker.
- **Kapitel 5.** Beskriver de metoder som tillämpats. Det inkluderar en kravspecifikation för presenterade kvävereningstekniker, multikriterieanalys för bedömning av tekniker som uppfyllt kravspecifikationen, provtagning och massbalans över den biologiska reningen samt beräkningar för kriterierna i multikriterieanalysen.
- **Kapitel 6–7.** Presenterar och diskuterar resultatet samt sätter det i relation till tidigare känd forskning. I kapitel 6 redovisas resultatet för massbalanser och reduktion över det biologiska reningssteget. I kapitel 7 presenteras resultatet för utvärderingen av teknikerna med multikriterieanalysen. Eventuella felkällor diskuteras. Även känslighetsanalys på diverse antaganden redovisas.
- **Kapitel 8.** Framför slutsatser utifrån arbetets syften.
- **Kapitel 9.** Ger förslag på fortsatt arbete.

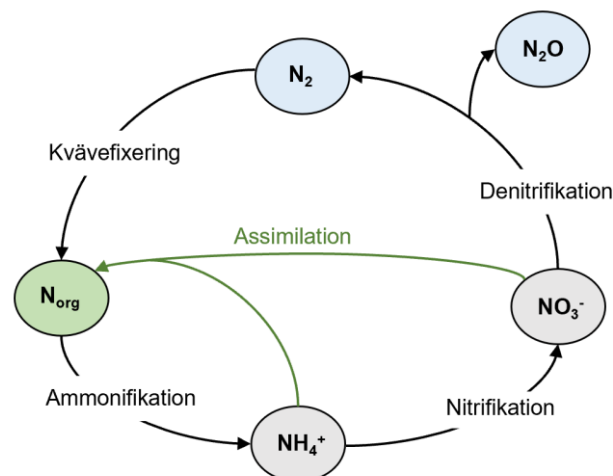
2. BAKGRUND

Omkring hälften av kvävet som når havet härstammar från naturligt läckage från mark och skog, medan resterande hälft härrör från antropogena utsläpp. I Sverige är VA-sektorn den näst största bidragande sektorn till kväveutsläpp i Östersjön och utgör den största punktkällan av kväve till vattendrag (Kvarnström et al. 2021; Naturvårdsverket u.å.). Följande avsnitt kommer att beskriva varför kväverening behövs, principer bakom kväverening i avloppsreningsverk samt omgivande lagstiftning.

2.1 KVÄVECYKELN

Kväve existerar i många former, som omvandlas till och från varandra allt eftersom olika organismer behöver kväve för tillväxt. Omvandlingen sker i ett globalt kretslopp mellan atmosfär och biosfär, kallat kvävet kretslopp eller kvävecykeln (Bernhard 2010; Bolin et al. u.å.). Kvävgas (N_2) är inert (icke-reaktivt) och kan därför inte nyttjas av livet i biosfären eftersom de flesta organismer inte kan bryta den starka trippelbindningen mellan de två atomerna i kvävgasen (Fields 2004).

För att växter och sedermera djur ska kunna tillgodogöra sig kvävet, måste N_2 först fixeras för att bli tillgängligt för organismer. Förmågan att *kvävefixera* N_2 från luften hittas bland särskilda bakterier och arkéer (Bernhard 2010). I marken kan fixerat oorganiskt kväve i form av bland annat ammonium (NH_4^+) och nitrat (NO_3^-) omvandlas till organiska former för att bli kvävekälla till olika föreningar som organismerna behöver, genom så kallad *assimilering*. Omvänt kan det organiska kvävet brytas ner under frigörandet av NH_4^+ i en process kallad *ammonifikation*. Genom *nitrifikation* kan NH_4^+ omvandlas till NO_3^- , för att därefter omvandlas vidare till N_2 alternativt lustgas (N_2O) genom *denitrifikation* (Bolin et al. u.å.; Han et al. 2022). Dessa mest fundamentala omvandlingarna i kvävecykeln illustreras i figur 2-1.



Figur 2-1. Schematisk översikt av kvävecykeln.

2.2 EUTROFIERING

Tillväxten av fytoplankton som alger och cyanobakterier i akvatiska ekosystem begränsas av för låga halter av framförallt kväve och fosfor (Reece et al. 2015). Över tid ackumuleras näringsämnen och primärproduktionen ökar, vilket är en naturligt pågående process som kallas eutrofiering eller övergödning. Till följd av antropogen aktivitet och produktion har emellertid mängden näringsämnen som tillförs hav och vattendrag accelererat (ibid.). I samband med kraftig tillväxt av fytoplankton, så kallade algbloomningar, produceras toxiner som är giftiga för människa och djur (ibid.).

Algbloomningarna förhindrar dessutom solens genomsläpplighet så att tillväxten av bottenlevande växter hämmas (Chislock et al. 2013). Tillskottet av alger leder till en ökad mängd organiskt material som ska brytas ner, vilket förbrukar stora mängder syre på havsbotten (Reece et al. 2015). Det kan leda till syrefria, så kallade döda zoner, som leder till att bottenlevande organismer dör (Chislock et al. 2013). Eutrofiering är ett problem som förekommer i hela Sverige, där Östersjön är särskilt hårt (SMHI 2023a).

2.3 AVLOPPSVATTEN

Avloppsreningsverk har i uppgift att rena avloppsvatten i syfte att skydda folkhälsa och miljö från förorenat vatten, bland annat för att undvika problem med övergödning (Svenskt Vatten 2015). De typer av avloppsvatten som leds till avloppsreningsverk är:

- **Spillvatten:** förbrukat och eventuellt förorenat vatten, huvudsakligen från hushåll, industrier, biltvättar och kommersiell verksamhet. Hushållsspillvatten härrör främst från klosettwater, bad, disk och tvätt (Svenskt Vatten 2015).
- **Tillskottsvatten:** vatten som tränger in i avloppsledningsnätet och inte har sitt ursprung i dricksvattenproduktion, det vill säga är oönskat i ledningsnätet. Det kan vara dagvatten, dränwater eller annat inläckande vatten. I samband med utspädning av tillskottsvatten sjunker temperaturen på avloppsvattnet (Svenskt Vatten 2015; Clementson et al. 2020). Störst temperaturesänkning observeras under snösmältning på våren och vintern, när stora mängder smältwater når avloppsreningsverken. Avloppsvattnet kan då sjunka till temperaturer mellan 5–10 °C under flera månader (Rusten & Ødegaard 2023b). Kallt vatten innehåller höga syrehalter vilket innebär att organiskt material bryts ner redan i ledningsnätet och begränsar därmed tillgången på kolkälla för denitrifikation (ibid.).

2.3.1 Kväveföreningar i avloppsvatten

Det kväve som återfinns i avloppsvatten kommer i huvudsak från människors konsumtion av proteinhaltig föda och utsöndras framförallt med urinet, medan en mindre del är organiskt bundet till fekalier (Svenskt Vatten 2015). Kvävet i avloppsvattnet utgörs till omkring 80 % av oorganiskt kväve, vilket innefattar jonerna ammonium (NH_4^+), nitrat (NO_3^-) och nitrit (NO_2^-). Resterande 20 % av kvävet i avloppsvattnet är organiskt bundet (N_{org}). Majoriteten av inkommande kväve är i form av NH_4^+ , medan NO_3^- och NO_2^- främst uppstår som mellansteg i

biologiska processer (ibid.). För att endast uttrycka kväveinnehållet i molekylerna används begreppen ammoniumkväve ($\text{NH}_4\text{-N}$), nitratkväve ($\text{NO}_3\text{-N}$) och nitritkväve ($\text{NO}_2\text{-N}$). Summan av alla kväveföreningar N_{org} , $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ och $\text{NO}_2\text{-N}$ benämns som totalkväve (N_{tot}), medan summan av endast N_{org} och $\text{NH}_4\text{-N}$ benämns som kjeldahlkväve (TKN) (ibid.).

2.3.2 Organiskt material

Organiskt material har en betydande inverkan på de biologiska processer som sker i avloppsvattenrening, särskilt för kväverening. Det finns ett antal olika parametrar för att indirekt uppskatta mängden organiskt material i avloppsvattnet. Två vanliga parametrar som används frekvent genom rapporten är:

- **Biokemisk syreförbrukning, BOD** (eng. biochemical oxygen demand): anger hur mycket syre som åtgår för att oxidera det organiska materialet biokemiskt (till CO_2 och biomassa). Mätningen av syreförbrukningen sker antingen under fem eller sju dagar, uttryckt som BOD_5 respektive BOD_7 . Kvoten mellan BOD_7 och BOD_5 är typiskt mellan 1,15–1,18 och beror av avloppsvattnets sammansättning. Utifrån BOD kan antalet personekvivalenter (pe) beräknas, där 1 pe motsvarar en föroreningsmängd på 70 g BOD_7 per dag (Balmér 2015).
- **Kemisk syreförbrukning, COD** (eng. chemical oxygen demand): anger hur mycket syre som förbrukas för att oxidera det organiska materialet kemiskt (endast till CO_2) (Bengtsson et al. 2019).

2.4 BIOLOGISK KVÄVERENING

För kväverening i huvudströmmen i avloppsreningsverk används i princip uteslutande biologiska reningstekniker. De är kostnadseffektiva, enkla i drift och effektiva (Zhou et al. 2023). Det finns även kommersiella fysiokemiska tekniker för kväverening, däribland struvitfällning och ammoniakstripping, men dessa är främst lämpliga för högkoncentrerade sidoströmmar såsom rejektivatten. Huvudströmmen har betydligt lägre kvävehalter, för vilken fysiokemiska behandlingstekniker är betydligt mer energi- och kemikalieintensiva och blir därmed ekonomiskt ohållbara i längden (Han et al. 2022).

Biologisk kväverening bygger på metabolismen hos mikroorganismer, främst bakterier men även arkéer och alger (Chen et al. 2020). Mikroorganismer växer till genom nedbrytning av det organiska material och näringsämnen som hittas i avloppsvattnet. Dessa assimileras till mikroorganismernas biomassa eller avgår som gaser. För tillväxt är kväve ett särskilt viktigt näringsämne och omkring 10–30 % av inkommande kväve assimileras i biomassan, även kallat slam (Svenskt Vatten 2015). De grundläggande processerna som används för kväverening är nitrifikation och denitrifikation, vilka introduceras i kommande avsnitt 2.4.1–2.4.2. Dessa används genomgående i rapporten och är viktiga fundament för förståelsen av behandlingsteknikerna.

2.4.1 Nitrifikation

Nitrifikation är oxideringen av NH_4^+ via NO_2^- till NO_3^- under aeroba förhållanden (Stenström et al. 2017). Nitrifikationen kan delas upp i två delsteg som i huvudsak sker bakteriellt. Det första steget är *nitritation*, oxidationen av NH_4^+ till NO_2^- som utförs av ammoniumoxiderande bakterier, AOB. Nästa steg är *nitratation*, där NO_2^- oxideras vidare till NO_3^- av nitritoxiderande bakterier, NOB (ibid.). Processens steg kan förenklat uttryckas enligt följande (Gustavsson et al. 2012):

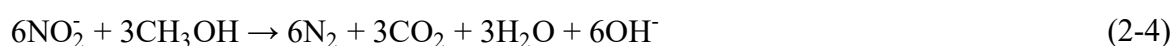
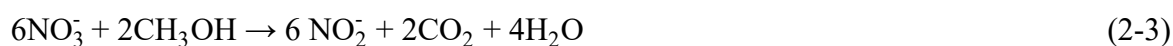


Den första delreaktionen, nitritationen, är mycket långsammare än den efterföljande nitratationen. Därför omvandlas NO_2^- i princip direkt till NO_3^- och väldigt lite NO_2^- observeras således i avloppsreningsverk (Chen et al. 2020). Fördubblingstiden för nitrifierare kan vara upp till flera dygn (Gustavsson et al. 2012). Nitrifikationsbakterierna är primärt autotrofa och livnär sig därför helt på oorganiskt material, som de tillhandahåller genom att fixera CO_2 . Som elektronacceptor används syre, vilket innebär att nitrifierare växer till i aeroba miljöer (Stenström et al. 2017).

Oxidationen och fixeringen av CO_2 genererar väldigt lite energi vilket leder till en långsam tillväxthastighet relativt heterotrofer, som istället nyttjar organiska föreningar som kolkälla. Autotrofer kräver därför en högre slamålder, SRT (eng. solids retention time), det vill säga slammets genomsnittliga uppehållstid i en reaktor (Gustavsson et al. 2012). Det kan åstadkommas genom att minska slamuttaget, för att erhålla en högre slamretention, alternativt dimensionera större bassängvolymer (Chen et al. 2020; Lotti et al. 2015). Nitrifierare är temperaturkänsliga och kräver höga temperaturer, gärna över 30 °C, för att fungera optimalt. De har därför en särskilt långsam tillväxthastighet under vinterhalvåret (Stenström et al. 2017). Även förändringar i pH kan påverka nitrifikationen negativt, med optimalt pH omkring 8.

2.4.2 Denitrifikation

Denitrifikation är reduktionen av NO_3^- via NO_2^- till N_2 under främst anoxiska förhållanden. Kväveomsättningen kan med metanol (CH_3OH) som kolkälla uttryckas enligt följande (Gustavsson et al. 2012):



Ofta brukar ovan steg dock reduceras till den förenklade formen nedan (Westling 2011):



Denitrifikationen sköts vanligtvis av heterotrofer, som till skillnad från autotrofer inte fixerar CO₂ utan behöver förtära organiska ämnen för att förse med kol till sin cellsyntes (Carlsson & Hallin 2003). Tillgången på kolkälla varierar mellan både dygn och veckodag i avloppsvatten. För att undvika kolbrist kan därför en extern kolkälla behöva tillsättas för att reningsgraden av kväve ska bli tillräcklig, mest typiskt i form av metanol (ibid.).

Denitrifierare är fakultativa aerobes, vilket innebär att de vid avsaknad av syre som elektronacceptor istället kan reducera NO₂⁻ och NO₃⁻ (Chen et al. 2020). Eftersom störst energivinst sker när syre är elektronacceptor, föredras syre framför NO₂⁻ och NO₃⁻. Ingen denitrifikation utförs således under aeroba förhållanden (Stenström et al. 2017). Denitrifierare har en fördubblingstid på några timmar och tillväxer alltså snabbare än nitrifierare (Gustavsson et al. 2012). Det finns många arter av denitrifierare och till skillnad från nitrifierare kan samma bakteriegrupp genomföra hela denitrifikationen. Det bidrar till att denitrifierare är mindre känsliga för både temperatur och pH än nitrifierare, eftersom bakteriesamhället kan domineras av olika arter av heterotrofer vid olika betingelser i vattnet (Stenström et al. 2017; Carlsson & Hallin 2003).

2.4.3 Växthusgasutsläpp från avloppsvattenverk

Enligt FN:s klimatpanel IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) utgör avloppsvattenrening en betydande källa för direkta och indirekta växthusgasemissioner (Tumlin et al. 2014). Vid bedömning av emissioner från avloppsreningsverk studeras vanligtvis endast CO₂, N₂O och metan (CH₄), då bidrag från andra växthusgaser är försumbara i relation till dessa (ibid.). Produktionen av CH₄ från avloppsreningsverk är i huvudsak knuten till röt-kammare för slambehandling och därför exkluderas eventuella metanemissioner från vattenlinjen vid utsläppsberäkningar (Tumlin et al. 2014). Den CO₂ som emitteras under själva reningsprocessen är av biogent ursprung (uppstår vid nedbrytning av biologiskt material) och antas därför ha en obetydlig klimatpåverkan (Bartram et al. 2019). Endast CO₂ från indirekta utsläpp vid produktion av insatsvaror inkluderas därför i utsläppsberäkningar (Tumlin et al. 2014).

Bland nämnda växthusgaser är N₂O särskilt potent, med en nästintill 300 gånger så kraftig klimatpåverkan som CO₂ i ett 100-års perspektiv (Yang et al. 2022). Enligt Hadley Centre, ett av Storbritanniens ledande centra för klimatforskning, har växthusgaserna bidragit till att temperaturen från år 1850 fram till år 2022 har ökat med 1,1 °C globalt. Genom att adsorbera infraröd strålning från solen hålls en stor del av värmen kvar i atmosfären, istället för att åka ut i rymden. Dessutom är N₂O den växthusgas som bidrar mest till nedbrytningen av ozonskiktet, som skyddar oss från ultraviolett strålning (ibid.).

Utsläpp av N₂O från avloppsreningsverk härrör i huvudsak från biologiska reningsprocesser för kväveavskiljning. Omfattningen av emissioner skiljer sig kraftigt mellan olika anläggningar trots att samma processer för kväverening används (Arnell 2013). Bakomliggande mekanismer till lustgasemissionerna är ännu inte helt belagda och mätning bör därför enligt Stenström et al. (2017) utföras på den specifika anläggningen.

Processparametrar som kvävebelastning, syretillförsel, pH och temperatur inverkar alla på lustgasproduktionen (Yang et al. 2022; Stenström et al. 2017).

2.4.4 Instrumentering för biologisk rening

I projektet *Instrumentera rätt på avloppsreningsverk (IRPA)* har IVL Svenska Miljöinstitutet tillsammans med elva VA-organisationer sammanställt praktiska erfarenheter kring instrumentering för onlinemätning på avloppsreningsverk (Andersson et al. 2019). Utifrån ett enkätutskick har vanliga givare (mät delen hos instrument) hos det biologiska reningssteget sammanställts. Givare som är centrala för optimering av kväverening är för mätning av temperatur, syre, slamhalt, NH_4^+ och NO_3^- (ibid.). Syftet bakom instrumentering för dessa parametrar hittas i tabell 2-1.

Tabell 2-1. Syfte med instrumentering (Andersson et al. 2019)

Givare	Exempel på syfte med instrumentering
DO	Övervaka och styra hur mycket luft som ska tillföras processen, då det påverkar mikroorganismernas trivsel och sedimenteringsegenskaper hos slammet.
Slamhalt	Övervaka mängden mikroorganismer (slamhalt) och därmed reningskapacitet. Då kan önskad slamhalt och SRT upprätthållas genom att styra uttag av överskottslam.
Temperatur	Ger underlag för att kunna bedöma biologiska reaktionshastigheter.
NH_4^+	Styra luftningen efter nitrifikationen, så att tillräckligt men inte onödigt mycket syre tillsätts.
NO_3^-	Ge information om hur väl nitrifikationen och denitrifikationen fungerar. För att kunna justera dosering av kolkälla, så att tillräckligt mycket kolkälla tillsätts för att uppnå önskad nitratreduktion, utan att överdosera.

2.5 LAGSTIFTNING KRING KVÄVERENING

Reglering av kväverening återfinns i flera direktiv. Nedan följer en redogörelse över nuvarande och kommande lagstiftning relaterad till kväverening.

2.5.1 Avloppsdirektivet

Sedan år 1991 råder EU-direktivet *Rådets direktiv av den 21 maj 1991 om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse* (91/271/EEG), även benämnt som *Avloppsdirektivet*. Syftet är att skydda miljön från eventuell skadlig inverkan till följd av utsläpp av avloppsvatten från tätbebyggelse och vissa industrier. Krav på reduktion av kväve uppstår för tätbebyggelser över 10 000 pe, som släpper ut avloppsvatten i recipienter känsliga för eutrofiering. Den minsta procentuella reduktionen för totalkväve ska vara 70–80 %, vilket är i förhållande till inflödets belastning. Kravet tillämpas inte ifall den sammanlagda belastningen från samtliga reningsverk i en tätbebyggelse kan visa på en reduktion av minst 75 % totalkväve. I Sverige har bestämmelserna i EU införts i den nationella lagstiftningen. Enligt Naturvårdsverkets föreskrifter om rening och kontroll av utsläpp av avloppsvatten från

tätbebyggelse (NFS 2016:6) med ändringar (NFS 2022:6) ställs krav på kväverening för reningsverk som har sin utsläppspunkt i känsliga områden. Det inkluderar kustområdet mellan norska gränsen och Norrtälje samt kustvattnet runt Öland och Gotland. Ingen tillämpning på kväverening gäller idag norr om Norrtälje eftersom Bottniska viken inte har bedömts vara kvävekänslig (Åkerblom 2022).

Riktlinjerna kring kväverening presenteras i tabell 2-2. För större tätbebyggelser är begränsningskravet antingen i form av högsta utsläppskoncentration eller minsta procentuella reduktion. Beroende på lokal kontext kan emellertid strängare krav ställas på enskilda avloppsreningsverk, med stöd av miljöbalken (Åkerblom 2022). Tierp ARV som är beläget norr om Norrtälje har inga krav på kväverening i dagsläget.

Tabell 2-2. Utsläppskrav för totalkväve i avloppsvatten till känsliga recipienter

Storlek tätbebyggelse (pe)	Koncentration (mg/l)*	Lägsta reduktion*,** (%)
10 000–100 000	15	70
>100 000	10	

* Som årsmedelvärde.

** Inkl. naturlig kväveretention (omvandling av kväve till N₂) innan utsläppet når recipienten.

2.5.2 Vattendirektivet

Vid sidan av avloppsdirektivet är *EU:s ramdirektiv för vatten* (2000/60/EG), allmänt kallat *vattendirektivet*, det direktiv som har störst inverkan på utsläppskrav på avloppsvatten. För bedömning av reningskrav för avloppsreningsverk, är aktuell status på vattenförekomst samt beslutade miljö kvalitetsnormer (MKN) viktiga styrmedel. Det innebär att parametrar som inte omfattas av normala utsläppskrav kan komma att gälla, ifall det äventyrar vattenstatus eller MKN (Åkerblom et al. 2022). Enligt vattendirektivet ska alla vattenförekomster uppnå *god* yt- och grundvattenstatus. Enligt databasen VISS (u.å.) har Tämnaren, recipient till Tierp ARV, *otillfredsställande* ekologisk status och *ej god* kemisk status och uppnår således inte kravet på *god* vattenstatus.

2.5.3 Reviderat avloppsdirektiv

Ett förslag till ett reviderat avloppsdirektiv godkändes av Coreper den 1 mars 2024 (Svenskt Vatten 2024). Förslaget introducerar striktare reningskrav på bland annat kväve (tabell 2-3). Det ska observeras att formella politiska beslut kommer att dröja och eftersom avloppsdirektivet är ett minimidirektiv kan mer långtgående krav införas i nationell lagstiftning. Framöver kan även de södra delarna av Bottniska viken komma att bedömas som kvävekänsliga (ibid.). Det skulle innebära att Tierp ARV kan omfattas av reningskrav på kväve.

Tabell 2-3. Förväntade utsläppskrav på totalkväve enligt reviderat avloppsdirektiv

Storlek tätort (pe)	Koncentration (mg/l)*	Lägsta reduktion*,** (%)
10 000–100 000	10	80
>100 000	8	

* Som årsmedelvärde.

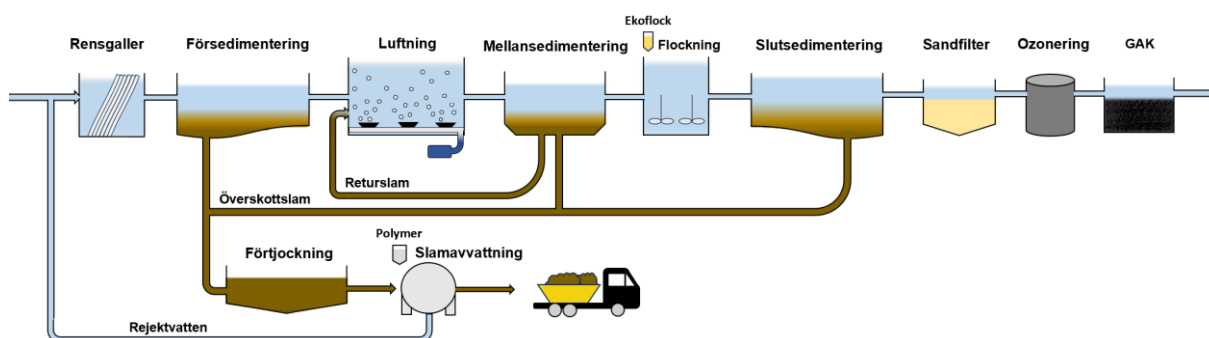
** Kväveretention är ej inkluderat.

3. TIERP AVLOPPSRENINGSVERK

Tierp ARV togs i drift i början av 1970-talet. Det är det största kommunala avloppsreningsverket i Tierps kommun och är dimensionerat för 15 000 pe (Tierps kommun 2023a). I dagsläget uppskattas antalet anslutna till Tierp ARV vara omkring 9 800 hushållspersoner, baserat på antalet boende i tillhörande verksamhetsområde. I avsnitt 3.1–3.2 ges en överblick över reningsstegen och historisk driftdata presenteras. I avsnitt 3.3 presenteras den framtida förväntade belastningen. Uppgifterna är baserade på interna dokument, om inget annat anges. Viss data är föråldrad och har i dessa fall uppdaterats med aktuella uppgifter från personal på Temab.

3.1 PROCESSÖVERSIKT

En schematisk bild över processschemat för Tierp ARV kan ses i figur 3-1. Avloppsvattnet behandlas med mekanisk, biologisk och kemisk rening. Inledningsvis avlägsnas skräp och grövre föroreningar (kallat rens) vid passering av ett rensgaller. Avskilt rens avvattnas i en renstvätt för att sedan gå till förbränning. Efter rensgallret förs vatten vidare till försedimenteringen där sand och partiklar avskiljs genom sedimentering. Det ansamlade slammet (primärslam) pumpas vidare till slambehandlingen.



Figur 3-1. Processchema över den befintliga reningsprocessen hos Tierp ARV.

Vattnet leds därefter vidare till det biologiska reningssteget i form av en aktivslamprocess (AS). Initialt syresätts det där med ett finblåsig luftsystem, vilket möjliggör aerob nedbrytning av mikroorganismer som renar vattnet från organiskt material och till viss del näringsämnen via assimilering (Svenskt Vatten 2015). Därefter sedimenterar slam (bioslam) i två mellansedimenteringsbassänger. En del av slammet returneras till luftningen, i syfte att hålla kvar mikroorganismerna i den biologiska reningen, medan överskottsslam går vidare för slambehandling (Svenskt Vatten 2015).

Från det biologiska steget förs vattnet vidare till det kemiska steget, där fällningskemikalien polyaluminiumklorid (Ekoflock) används för att fälla ut fosfor. I två flockningskammare används omrörare för omblandning av vattnet, som sedan leds vidare till två parallella bassänger för slutsedimentering. Där sedimenterar slammet (kemsam) för att därefter pumpas vidare till slambehandling.

Sedan år 2020 finns kvartär rening som har i syfte att fullständigt avskilja läkemedelsrester. Kvartärreningen inleds med att inkommande vatten från slutsedimenteringen pumpas till ett sandfilter som avskiljer större partiklar och läkemedel som är bundet med partiklarna. Därefter pumpas vattnet vidare till ozonering. Slutsteget består sedan av ett aktivt kolfilter, GAK (granulärt aktivt kol) som adsorberar eventuella läkemedelsrester som finns kvar efter ozonering. Renat avloppsvatten släpps ut i Tämnrån, som ligger cirka 200 m ostsydost om reningsverket. Omkring 30 km från utloppet mynnar Tämnrån ut i Östersjön.

Slambehandlingen inleds med två sedimenteringsförtjockare, som använder sig av gravitationskraften för att låta slammet sedimentera och på så sätt avskilja slammet från vattenfasen (Svenskt Vatten 2015). Slammet avvattnas därefter och polymer (Zetag® 8160) används till avvattningen. Slammet ger en torrhet omkring 18,5 % TS (medelvärde 2021-2023). Vattnet som pressas ut, så kallat rejektvatten, går tillbaka in i huvudströmmen tillsammans med inkommande avloppsvatten. Slammet skickas sedan till jordförbättring.

3.2 NUVARANDE BELASTNINGAR

I detta avsnitt redovisas nuvarande belastningar, i form av ett medelvärde av driftdata över perioden 2021–2023. Flera års data har använts för att förhindra att enskilda händelser ska påverka resultatet.

3.2.1 Föroreningsbelastning

Belastningen av N_{tot} , $\text{NH}_4\text{-N}$, COD och BOD_7 redovisas i tabell 3-1. För att förhindra problematik kring svavelväte som härstammar från uppströms industrivatten har nutriox (nitratlösning) doserats i pumpstationer innan avloppsreningsverket, vilket bidragit till emellanåt höga inkommande kvävehalter. Belastningen av COD och BOD_7 kan vara något missvisande, bland annat till följd av att uppströms avloppsvatten från industri har gett upphov till att en geléaktig massa sporadiskt lossnar i avloppsledningsnätet.

Även interncirkulation av rejektvatten före försedimenteringen, nedströms provtagningspunkt, kan bidra till hög uppmätt inkommande belastning. Provtagningen är därför inte helt representativ och visar möjligtvis högre halter än faktisk belastning. Höga halter antas även till viss del härstamma från tidvis hög internbelastning av slam, som troligtvis beror av flaskhalsar i slambehandlingen.

Tabell 3-1. Medelvärde över belastningar för perioden 2021–2023

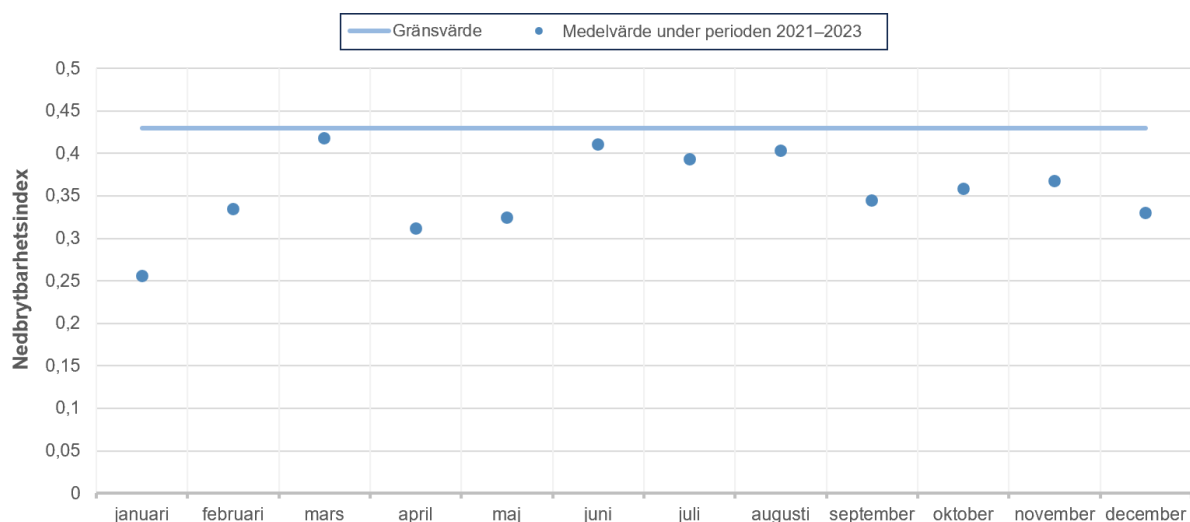
Parameter	In (ton/år)	Ut (ton/år)	In konc. (mg/l)	Ut konc. (mg/l)	Avskiljning (%)
N _{tot}	44	29	24	16	34
NH ₄ -N	32	26	17	14	20
COD	1 184	52	634	28	96
BOD ₇	276	11	146	6	96
SS	706	25	373	14	96
Belastning (pe)*			pH-intervall		
10 813			7,2–8,1		

* Beräknad utifrån en BOD₇-belastning på 70 g BOD₇/pe, dag.

3.2.2 Nedbrytbarhetsindex

Kvoten BOD₇/COD är ett nedbrytbarhetsindex som skildrar hur biologiskt lättnedbrytbar en organisk substans är. Enligt Naturvårdsverkets allmänna råd 89:5 anges kvoten 0,43 som gränsvärde, där ett lägre värde innebär att materialet är svårnedbrytbart och ett högre värde antyder att materialet är lättnedbrytbart. Kvoten skiljer sig mellan olika reningsverk och även säsonger. Nedbrytningsförloppet är visserligen komplext och kvoten är därför endast en indikation på hur lättnedbrytbart materialet är.

I figur 3-2 illustreras beräknade månadsmedelvärden över nedbrytbarhetsindex under perioden 2021–2023. Utifrån figuren kan det konstateras att ingen uppenbar skillnad mellan säsonger kan urskiljas. Samtliga månader genererar ett mer eller mindre svårnedbrytbart organiskt material. Något högre nedbrytbarhetsindex kan dock urskiljas under sommarsäsongen. De högre temperaturen och lägre andel tillskottsvatten medför ett mer lättnedbrytbart organiskt material (se mer avsnitt 2.3). Trots det klassas även det organiska materialet under sommaren som svårnedbrytbart enligt definitionen för nedbrytbarhetsindex, om än med en liten marginal från gränsvärdet.



Figur 3-2. Nedbrytbarhetsindex under perioden 2021–2023.

3.2.3 Flödesbelastning

Medelvärde över inkommande flöde för perioden 2021–2023 samt dimensionerande flöde enligt gällande tillstånd är redovisat i tabell 3-2. Samtliga reningssteg har byggts för att kunna hantera ett maxflöde på $2 \cdot Q_{\text{dim}}$.

Tabell 3-2. Flöden till Tierp ARV över perioden 2021–2023. Notera att flödena har olika enheter

Flöde	Värde	Enhet
Q_{medel}	5 095	m^3/d
Q_{dim}	600	m^3/h
$Q_{\text{dim,max}}$	1 200	m^3/h

3.3 FRAMTIDA BELASTNINGAR

Dimensioneringen av kommunala reningsverk baseras på förväntad framtida situation, vanligtvis med en designhorisont av 10 till 20 år (Carlsson 2012). Det finns planer för utbyggnad av verksamhetsområdet för VA (Tierps kommun 2023b), men eftersom de ännu inte är färdigställda har endast tillkommande föroreningsmängder och flöde som härrör från befolkningsökningen i redan anslutna områden bedömts.

En prognos över befolkningstillväxten för Tierps kommun på 12 % mellan åren 2023 och 2042 har tagits fram av Svenska Centralbyrå (SCB) (Tierps kommun 2023a). Motsvarande ökning hos antalet anslutna till Tierp ARV antas, vilket innebär en anslutning av 10 976 hushållspersoner år 2042. Det finns ingen prognos över framtida industribelastning, så för att inbegripa en säkerhetsmarginal antas en mer generös belastningsökning av 20 % från industrier fram till år 2042. Tillväxt av industrier är svårt att förutse och beror på ekonomiska tillstånd som inte alltid är linjärt korrelerade med befolkningsutvecklingen (Hääkinen Skans 2019). En högre industribelastning antas därför som säkerhetsmarginal.

3.3.1 Föroreningsbelastningar år 2042

Den totala belastningen av N_{tot} , $\text{NH}_4\text{-N}$, COD, BOD_7 och SS som förväntas år 2042 redovisas i tabell 3-3. Belastningarna har framräknats utifrån specifika föroreningsmängder från hushåll, förväntad ökning från industrier. Beräkningar återfinns i bilaga A.1.

Tabell 3-3. Medelvärde över belastningar för år 2042

Parameter	Belastning (ton/år)	Belastning konc. (mg/l)	Ökning från år 2021–2023 till år 2042 (%)
N_{tot}	61	27	38
$\text{NH}_4\text{-N}$	44	20	38
COD	1 633	730	38
BOD_7	381	170	38
SS	974	435	38
Belastning (pe)*			
14 919			

* Beräknad utifrån en BOD_7 -belastning på 70 g BOD_7/pe , dag.

3.3.2 Flödesbelastningar år 2042

Flöde för år 2042 har bedömts utifrån prognostiserat framtida flöde från hushåll och industri samt bidrag från tillskottsvatten (Carlsson 2012). Mängden tillskottsvatten antas vara oförändrad fram till år 2042. I och med klimatförändringar förutspås ökad nederbörd och högre grundvattennivåer att öka andelen tillskottsvatten, vilket dock motverkas av det ständigt pågående arbetet av att åtgärda och förnya ledningsnätet (Lundblad & Backö 2012). Det är därför rimligt att anta samma mängd tillskottsvatten i framtiden (Carlsson 2012).

För hydraulisk dimensionering av reningsanläggningar använder man sig av dimensionerande medelflöde, Q_{dim} och dimensionerande maxflöde, Q_{max} . Enligt norska riktlinjer för dimensionering av avloppsreningsverk definieras Q_{dim} som den maximala timvattenföringen som överskrider 50 % av årets dygn och Q_{max} som den största timvattenföringen som ska kunna behandlas i anläggningen (Johannessen et al. 2020). En sammanställning av medelflöde, dimensionerande medelflöde samt dimensionerande maxflöde finns i tabell 3-4. Fullständiga beräkningar för framtagande av flöden redovisas i bilaga A.2–A.3.

Tabell 3-4. Flöden till Tierp ARV år 2042. Notera att flödena har olika enheter

Flöde	Värde	Enhet
Q_{medel}	6 128	m^3/d
Q_{dim}	469	m^3/h
$Q_{\text{dim,max}}$	629	m^3/h

4. ÖVERSIKT AV TEKNIKER FÖR KVÄVERENING

I detta avsnitt redogörs ett antal biologiska tekniker för kväverening, sammanställda i tabell 4-1, som utgör en bakgrund till de föreslagna lösningarna senare i rapporten. Processer för kväverening som är väldokumenterade och som det finns mycket praktisk erfarenhet av listas som *etablerade tekniker*. De reningstekniker som inte är lika välstuderade men med potential för lägre klimatpåverkan, platsåtgång alternativt möjlighet till resursåtervinning, är listade som *unga tekniker*.

Tabell 4-1. Kvävereningstekniker som studeras i följande avsnitt

Etablerade tekniker	Unga tekniker
AS	AGS i kombination med SBR
IFAS	PNA
MBR	PDA
	MABR
	Mikroalger

4.1 AKTIVSLAMPROCESS

Aktivslamprocessen, AS (eng. activated sludge), är den mest använda biologiska metoden för rening av organiska föroreningar i avloppsvatten. I sin mest grundläggande form består AS av en luftningsbassäng följt av en (sekundär) sedimenteringsbassäng. Luftningsbassängen, även kallad bioreaktor, förses med fritt syre för att främja nitrifikation och aerob nedbrytning (Hreiz et al. 2015). Syresättningen hjälper även till med omrörningen, så att slammet kan hållas i suspension. Biomassan har en tendens att klumpa ihop sig i flockar, som med hjälp av extracellulära polymer kan hållas ihop likt ett klister (Carlsson & Hallin 2003).

Den flockulerade biomassan, aktivslammet, kan sedan sedimenteras i den efterföljande sedimenteringsbassängen med gravitationen (Hreiz et al. 2015). Från sedimenteringsbassängen recirkuleras en del av slammet tillbaka till bioreaktorn som så kallat returslam, RAS (eng. return activated sludge), (Carlsson & Hallin 2003). Genom recirkuleringen blir slammets uppehållstid längre än den hydrauliska, vilket möjliggör för mikroorganismer att hållas kvar i reaktorn. Således finns alltid en konstant mängd aktiv slam i processen (Chen et al. 2020).

Eftersom mikroorganismer växer till i bioreaktorn behöver ett uttag av så kallat överskottslam, WAS (eng. waste activated sludge), göras för att reglera slamhalten (Carlsson & Hallin 2003). En högre slamhalt i bioreaktorn leder till en högre reningsgrad, samtidigt som då också större volymer behöver tas i anspråk (Sweco 2013). För fullständig kväveavskiljning behövs även en anoxisk zon för denitrifikation, vilket kan integreras i processen i olika konfigurationer, antingen före eller efter den luftade bassängen (Hreiz et al. 2015).

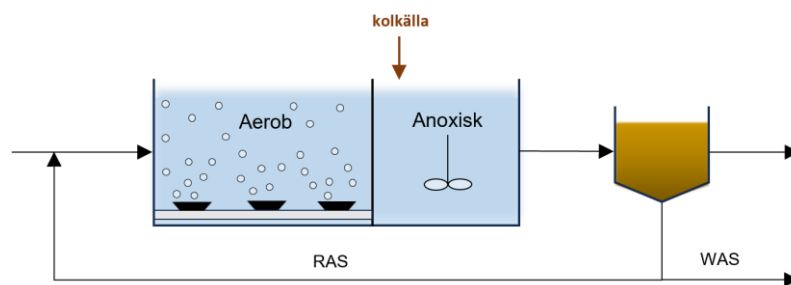
4.1.1 Processlösningar

Aeroba och anoxiska bassänger kan kombineras på olika sätt för att erhålla kväverening. Proceslösningarna brukar delas upp i efterdenitrifikation, fördenitrifikation och kombinerad för- och efterdenitrifikation.

Efterdenitrifikation

I en process med efterdenitrifikation placeras den aeroba reaktorn före den anoxiska, som illustrerat i figur 4-1. Förutom att assimileras till slam, reduceras kväve till N_2 genom att först genomgå nitrifikation i den aeroba reaktorn och därefter denitrifikation i den anoxiska reaktorn (Rusten & Ødegaard 2023b). Processen är enkel att kontrollera och optimera och fullständig kväverening kan uppnås (Carlsson & Hallin 2003).

I den anoxiska reaktorn blandas vattenmassan om med mekanisk omrörning istället för luftning. Från sedimenteringsbassängen recirkuleras returslam till den aeroba reaktorn (Chen et al. 2020). I den aeroba reaktorn bryts en stor del av framförallt lättnedbrytbart organiskt material ner, för att endast lämna kvar partikulärt organiskt material som är svårtillgängligt för mikroorganismer. Det behöver därför tillsättas en extern kolkälla i den anoxiska reaktorn, för att förse med tillräcklig hög denitrifikation (Carlsson & Hallin 2003).

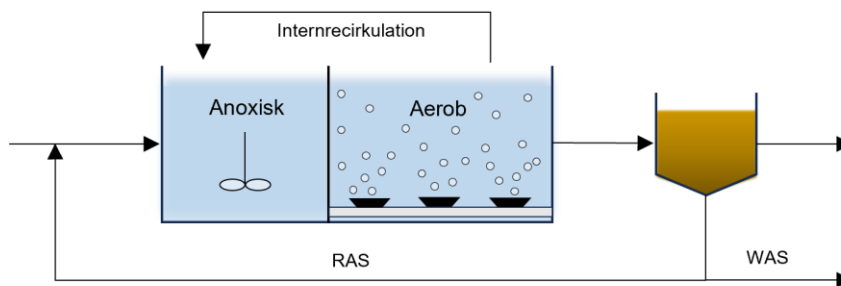


Figur 4-1. Schematisk bild över AS med efterdenitrifikation som processlösning.

Fördenitrifikation

I en konfiguration med fördenitrifikation placeras den anoxiska reaktorn före den aeroba, som åskådliggjort i figur 4-2. Eftersom denitrifikationen sker först, har ingen föregående luftning reducerat det organiska materialet och ingen extern kolkälla behöver därför doseras (Carlsson & Hallin 2003; Sweco 2013). Det förutsätter emellertid att inkommande kvot mellan kol och kväve i avloppsvattnet är tillräckligt hög och att det organiska materialet är någorlunda lättnedbrytbart. Typiskt rekommenderas ett förhållande mellan BOD och N_{tot} över 2–6:1 (Rusten & Ødegaard 2023a; Johannessen et al. 2020).

Eftersom nitrifikationen sker efter denitrifikationen, behöver bildat NO_3^- i bioreaktorn återföras till den anoxiska bassängen för att kunna omvandlas vidare till N_2 . Det sker genom intern recirkulering av NO_3^- till den anoxiska reaktorn (Carlsson & Hallin 2003).



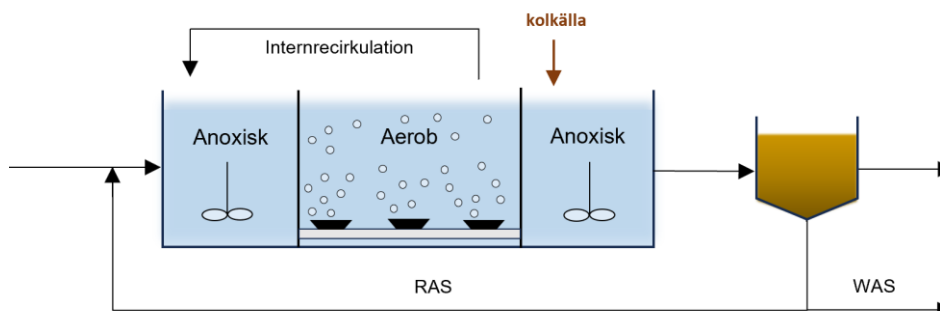
Figur 4-2. Schematisk bild över AS med fördenitrifikation som processlösning.

Graden av kväveavskiljning beror till stor del av hur väl recirkuleringen funkar. Recirkulationen behöver vara tillräckligt hög för att tillgodose denitrifierarna med tillräckliga mängder NO_3^- , samtidigt som då allt mer syre återförs med vattnet vilket hämmar denitrifikationen. Typiskt är avskiljningen av kväve i en fördenitrifikation runt 50–80 %, då fullständig kväverening inte går att uppnå eftersom allt NO_3^- inte recirkuleras (Carlsson & Hallin 2003; Chen et al. 2020).

Processen är vanligtvis svårare att styra och optimera än efterdenitrifikation, då flera faktorer finns att ta hänsyn till såsom recirkuleringen och inkommande kolkhalt (Carlsson & Hallin 2003). Däremot är den mer kostnadseffektiv eftersom man inte behöver dosera kolkälla, samt att det organiska materialet till viss del kan brytas ner av denitrifiering istället för luftning (Svenskt Vatten 2015).

Kombinerad för- och efterdenitrifikation

Eftersom fördenitrifikation är mer kostnadseffektiv än efterdenitrifikation men har begränsad kväveavskiljning, kan kombinerad för- och efterdenitrifikation vara att föredra om långtgående rening krävs (Svenskt Vatten 2015). Processlösningen (figur 4-3) är särskilt lämplig när det är stora variationer i temperaturer över året (Rusten & Ødegaard 2023a). Under sommar och höst genererar de högre temperaturerna och lägre flödena högre halter av lättnedbrytbart organiskt material. Behovet av efterdenitrifikation blir då allt mindre och därmed även behovet av extern kolkälla (ibid.). Kallt avloppsvatten, som uppstår vid höga tillskottsflöden och låga temperaturer under vinter och vår, är mer syrerikt och bryter därför ner organiskt material redan i ledningsnätet i större utsträckning. Fördenitrifikation fungerar dåligt under dessa förhållanden, varav mer kolkälla kan tillsättas i efterdenitrifikationen (ibid.).



Figur 4-3. Schematisk bild över AS med kombinerad för- och efterdenitrifikation som processlösning.

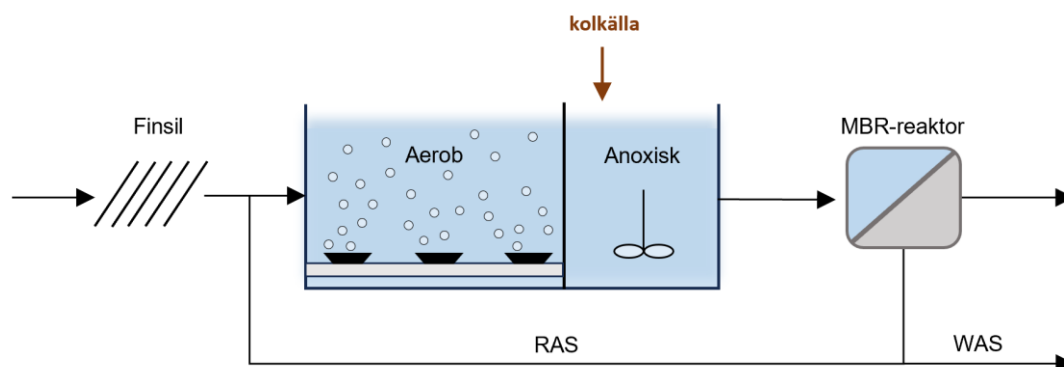
4.1.2 Teknisk mognad

Aktivslamprocessen är en av de vanligaste biologiska reningsteknikerna. Anläggningar återfinns från och med 60-talet i Sverige. Tekniken är således välstuderad både teoretiskt och praktiskt (Kavcic & Friberg 2021). I en studie av Liu & Wang (2017) har AS observerats kunna reducera till halter under 10 mg/l, även vid temperaturer under 10 °C.

4.2 MEMBRANBIOREAKTOR

En process med membranbioreaktor, MBR (eng. membrane bioreactor), är en variant av en aktivslamprocess, där biologisk nedbrytning kombineras med membrantechnik för att separera renat avloppsvatten från partiklar och mikroorganismer (Andersson et al. 2023). I denna rapport betraktas MBR som en integrerad del av en AS-process och inte som ett enskilt processteg. I figur 4-4 redovisas ett processschema över MBR-processen.

Principen bakom MBR-tekniken är att ett membran agerar som barriär för partiklar, bakterier och slam medan vatten kan passera (Johannessen et al. 2020; Bengtsson et al. 2017). Vattnet som filtreras genom membranet, så kallat permeat, är i princip partikelfritt då det suspenderade materialet har separerats av de finporiga membranerna. MBR ersätter därför både sedimenteringsbassäng och efterpolering, vilket ger en kompakt processlösning (Johannessen et al. 2020).



Figur 4-4. Schematisk bild över MBR med efterdenitrifikation som processlösning.

För avloppsvattenrening används i princip uteslutande hålfibermembran eller plattmembran. Hålfibermembran är den mest använda typen och utgör omkring 85 % av installerade membran i MBR-anläggningar. Ett hålfibermembran består av ihåliga trådar (porstorlek typiskt 0,01–0,1 µm) där membranet sitter på ytan och avloppsvattnet filtreras in i trådarna för att sedan pumpas ut från processteget. Filtreringen möjliggörs med hjälp av ett undertryck som skapas av permeatpumpning (Chen 2021; Andersson et al. 2023). Membranen monteras i moduler som sätts samman till en kassett (figur 4-5) som innefattar ram och anslutningar för luft och permeat. Membrankassetterna installeras sedan i separata kanaler, så kallade membrantåg eller linjer, där flera linjer möjliggör en kontinuerlig drift ifall någon linje är tillfälligt nedstängd för rengöring eller eventuella reparationer. Flera linjer skapar en redundans i systemet och gör att anläggningen kan styras mer energieffektivt (Westling & Andersson 2019; Sweco 2013; Andersson et al. 2023). Kassetterna installeras i sin tur i membrantankar genom upphängning (Ullman 2014).



Figur 4-5. Modul och kassett av hålfibermembran ZeeWeed 500D (Veolia u.å.; The MBR Site 2023), modifierad och återgiven med tillstånd från Veolia Water Technologies & Solutions.

För att skydda membranerna från igensättning och fysisk skada, krävs en förbehandling i form av finsilning (≤ 2 mm) (Andersson et al. 2023; Ullman 2014). En vanlig lösning på förbehandling är trumfilter som består av en liggande trumma och inkommande vatten silas genom trumväggen, som utgör själva filtret. Emellanåt backspolas filtret för att förhindra igensättning. Driften kan fortgå under backspolningen (Ljunggren 2006).

Resterande flödet innehållandes det suspenderade materialet som avskiljs kan liknas vid RAS, och återcirkuleras till ett tidigare processteg. För MBR tillämpas ofta ett högt returslamflöde, typiskt omkring tre gånger så stort som inflödet. Allt för hög uppkoncentrering av slam kan skapa höga filtermotstånd hos membranerna (Andersson et al. 2023). Allt eftersom partiklar avsätts på membranerna sätts porerna igen, i form av direkt blockering eller som en beläggning av vidhäftande biomassa över membranytan. Igensättningen blir särskilt påtaglig under vintern, eftersom vid låga temperaturer ökar viskositeten vilket leder till att skjuvkrafter från luftbubblorna vid membranluftningen minskar (Andersson et al. 2023). Det innebär en ackumulerad hastighet av igensättning, så att genomsläppligheten minskar snabbare (Ullman 2017; Andersson et al. 2023).

För att upprätthålla önskat flöde genom membranet, så kallat flux, avlägsnas biomassa med membranluftning och regelbunden kemisk rengöring med kemikalier genom backspolning (Andersson et al. 2023). För avskiljning av biologiska beläggningar på membranerna används vanligtvis natriumhypoklorit (NaOCl). För att avlägsna oorganiska beläggningar som till exempel metaller används en syra, vanligtvis oxalsyra eller citronsyra (Andersson et al. 2023; Westling & Andersson 2019). Det är starka syror, vilket innebär att det är viktigt att hålla koll på pH i processen (Ullman 2017). Dessutom förekommer arbetsmiljörisker med kemikalierna; NaOCl är frätande och kan ge bilda toxiska gaser och oxalsyra frätande och giftigt. Under rengöringen finns även risk för avgång av bland annat klorerade föroreningar som utgör en arbetsmiljörisk (Andersson et al. 2023).

Det finns i huvudsak två typer av membranrengöring (Ullman 2014). Den ena typen är underhållsrengöring, MC (eng. maintenance cleaning), under vilken membranerna verkar i en kemikalietillsats under cirka en timme. Beroende på behov krävs MC mellan 2–7 gånger i veckan och kan utföras helt automatiserat (ibid.). Den andra typen av rengöring är

återhämtningsrengöring, RC (eng. recovery cleaning), som endast behöver genomföras någon enstaka gång per år. Under RC blötläggs membranen i tvättkemikalier under 5–6 timmar. Utöver rengöringen bör även okulär kontroll av membranen genomföras, under vilken modulerna behöver lyftas upp ur MBR-bassängen (Ullman 2014). Enligt Ullman¹ är syftet att kunna iaktta och dokumentera eventuella förändringar såsom bildning av avlagringar och styvhet hos modulerna. Det ger ett bättre bedömningsunderlag för att kunna avgöra om eventuella förändringar i driftsätt behöver ske.

4.2.1 Processlösningar

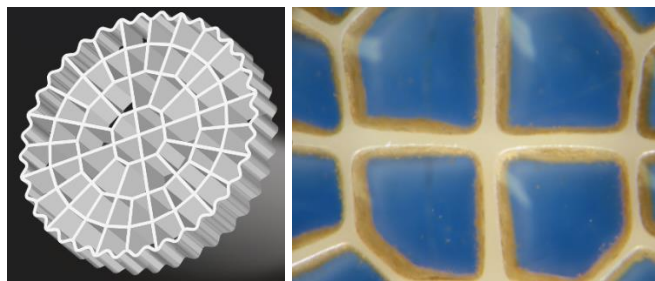
Samma processkonfigurationer gäller som för AS beskrivna i avsnitt 4.1.1.

4.2.2 Teknisk mognad

Enligt Andersson et al. (2023) finns ett flertal MBR-anläggningar i fullskala i Sverige som uppvisar låga utgående halter av N_{tot} (2–7 mg/l). Det har även genomförts en pilotstudie under nio år (2013–2022) på Hammarby Sjöstadswerk i Stockholm, en FoU-anläggning tillhörande IVL Svenska Miljöinstitutet och KTH, inför fullskalig implementering i Henriksdals ARV (Andersson et al. 2023). En första av sju fullskaliga linjer i Henriksdals ARV har varit i drift sedan år 2021. Anläggningen är dimensionerad för att klara temperaturer under 10 °C (ibid.).

4.3 BIOBÄRARE OCH AKTIVSLAM

I MBBR-processer (eng. moving bed biofilm reactor) finns rörligt bärmaterial (bärare) av plast suspenderade i vattnet (figur 4-6) på vilka bakteriekultur kan växa och biofilm utvecklas. Reningstekniken utvecklades i slutet av 80-talet i Norge (Ødegaard et al. 1994). MBBR kan också kombineras med aktivt slam, så att bärare och aktiv slam används i samma reaktorvolym, i en process kallad IFAS (eng. integrated fixed-film activated sludge). En högre biologisk aktivitet kan uppnås än i AS-processer, i och med den högre specifika ytan med biofilm som ökar tillgängligheten till substrat. Fullständig nitrifikation kan således erhållas vid lägre SRT (Veolia 2024, Mannina et al. 2018). En sådan hybridprocess är ett vanligt alternativ vid uppgradering av en aktivslamprocess och är enkel att integrera i befintlig infrastruktur (Veolia 2024).

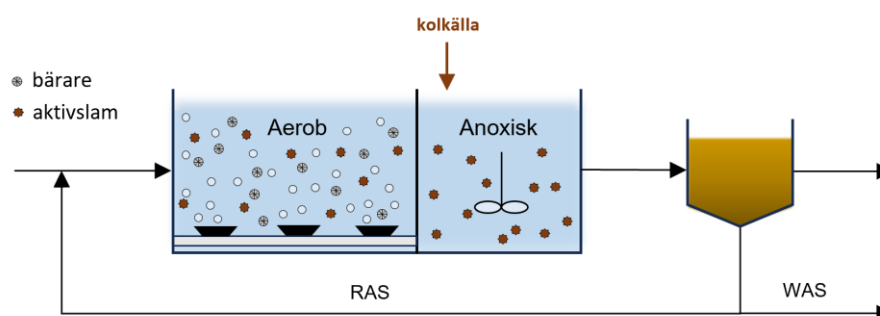


Figur 4-6. Plastbärare i IFAS-processer, given av Lind, återgiven med tillstånd från AnoxKaldnes - Veolia Water Technologies & Solutions.

¹ Regine Ullman, VD på Regine Ullman VA-processer AB. Digitalt möte. 2024-03-22.

Genom omrörning av bärarna kan de komma i kontakt med allt substrat i det inkommande avloppsvattnet (Ødegaard 2006). Bärarna kvarhålls med hjälp av silar som finns monterade vid utloppet till reaktorn (Bengtsson et al. 2019).

Fyllnadsgraden av bärare är reglerbar och kan anpassas efter förändrade behov (Ødegaard 2006). För IFAS-system bör fyllnadsgraden inte överskrida 60 % (Mannina et al. 2018). I och med bärarna blir det en lång uppehållstid för biomassan i systemet. Den stora mängden mikroorganismer gör miljön lämplig för långsamväxande bakterier, kalla vatten och vid plötsliga chocker av industriellt avloppsvatten (Christensson & Piculell 2018; Svenskt Vatten 2015). Jämfört med konventionella MBBR-anläggningar, brukar IFAS-konfigurationer endast nyttja bärare i de aeroba reaktorer, eftersom det är nitrifierarna som är särskilt långsamväxande (Mannina et al. 2018). För illustration se figur 4-7.



Figur 4-7. Schematisk bild över IFAS med efterdenitrifikation som processlösning.

4.3.1 Processlösningar

Samma processlösningar som finns för AS gäller även för IFAS. Kombinerad för- och efterdenitrifikation är den mest använda processlösningen för MBBR-anläggning (Rusten & Ødegaard 2023a).

4.3.2 Teknisk mognad

Lustig (2012) har uppskattat att omkring ett 50-tal anläggningar med MBBR-teknik finns på kommunala avloppsreningsverk i Sverige (år 2012), varav fem av dessa var i form av hybridlösningen IFAS. Det förekommer ett flertal pilotstudier i norra Sverige, däribland Sundsvall, för att undersöka teknikens potential i kalla svenska vatten (Rusten & Ødegaard 2023a). Forskning på processen i kalla vatten har även förekommit i bland annat USA, Kanada och norra Italien med goda resultat (ibid.). Det finns ett flertal norska MBBR-anläggningar som har varit i drift i över 20 år och uppvisat hög kväveavskiljning (>80 % reduktion) (Ødegaard 2006). En studie av Johnson et al. (2007) har visat att IFAS kan rena kväve till ner på 4 mg/l. Pilotförsök har visat på att kväverening är möjligt ner till 1–3 °C (Rusten & Ødegaard 2023a).

4.4 MEMBRANLUFTAD BIOFILMREAKTOR

Membranluftad biofilmreaktor, MABR (eng. membrane-aerated biofilm reactor), är en teknik som består av ett hydrofobt gaspermeabelt membran, på vilket en biofilm kan tillväxa och förses med syre inifrån membranet (Rahimi et al. 2020). Syret diffunderar ut genom biofilmen, samtidigt som substrat från avloppsvattnet diffunderar in i biofilmen. Den biologiska aktiviteten blir som högst i mitten av biofilmen, där det finns tillräckligt med både syre och substrat. Det leder till en hög stabilitet mot tillfälligt höga stötblastningar och toxiska ämnen (He et al. 2021).

Biofilmen i MABR tillåter många mikrobiella nischer, varpå många bakterier som kan oxidera eller reducera olika kväveformer kan verka och därmed öka sannolikheten för kväverening i en enda reaktor (Li et al. 2023). Eftersom både nitrifikation och denitrifikation kan ske simultant i samma reaktor, tar MABR endast en begränsad yta i anspråk (Ravishankar et al. 2022; Plaza et al. 2018).

Typiskt tillförs syre till bioreaktorer genom blåsmaskiner, vilka skapar bubblor som överför syret från maskin till reaktor (Bengtsson et al. 2019). Syreöverföringseffektiviteten, OTE (eng. oxygen transfer efficiency), det vill säga hur stor del av det ingående syret som absorberas från luftbubblor till vatten, är relativt låg. I en MABR luftas däremot biofilmen inifrån utan att bubblor skapas, vilket innebär en teoretisk OTE på 100 % och innebär potential för stora energibesparingar (Bengtsson et al. 2019; Li et al. 2023).

4.4.1 Processlösningar

MABR kan antingen opereras i en renodlad MABR-reaktor som endast biofilmprocess eller tillsammans med en aktivslamprocess (MABR/AS). Hybridlösningen (MABR/AS) har i syfte att intensifiera aktivslamprocessen. Vanligtvis placeras MABR-enheten i den anoxiska tanken så att simultan nitrifikation och denitrifikation kan äga rum (He et al. 2021).

4.4.2 Teknisk mognad

Upp till över 80 % kväveavskiljning har observerats hos MABR-anläggningar (Li et al. 2023). Det har även påvisats en hög biologisk aktivitet vid temperaturer under 10 °C (Németh et al. 2023). Endast nyligen har MABR-tekniken kommersialiserats, vilket innebär att rapporterad prestanda i huvudsak härstammar från laboratorieförsök. Tekniken har undersökts på pilotskala men är relativt obeprovd i fullskala, så trots att goda resultat har uppnåtts saknas resultat från långsiktig drift (He et al. 2021).

I labbskala har man dessutom använt mikroporösa membran, vilka har hög OTE och främjar biologiska reaktionshastigheter. I fullskala vill man dock gärna undvika mikroporöst material då effektiviteten försvagas på lång sikt till följd av igensättning. I kommersiella MABR-enheter används oftast täta (icke-porösa) membran, vilka är mer robusta med mindre risk för igensättning men sämre prestanda (He et al. 2021; Plaza et al. 2018). I Norden har MABR-tekniken undersökts i pilotskala men finns ännu inte i fullskalig implementering. Ett pilotprojekt med MABR har utförts på Ekeby ARV i Eskilstuna och pilotförsök pågår även i

Danmark (Plaza et al. 2018). Kunskap om fullskaleanläggningar som passar i en svensk kontext finns alltså inte ännu.

4.5 AEROBT GRANULÄRT SLAM

Aerobt granulärt slam, AGS, är en relativt ung teknik, som nyligen börjat implementeras i större skala. AGS kan bland annat användas för rening av kväve, fosfor, organiskt material och vissa hormonämnen (Wilén et al. 2022). Tekniken är energisnål, kompakt och minskar mängden teknikkomponenter jämfört med konventionella kvävereningstekniker (Bengtsson et al. 2017). Reningsprocessen utgörs av granuler, vilka bildas spontant av och består av mikroorganismer. Till skillnad från traditionella flockar i aktivslam, är aeroba granuler större, kompaktare och mer sfäriska. Resultatet blir en snabbare sedimentering och hög slamhalt som möjliggör en kompakt reningsprocess (Bengtsson et al. 2019).

I fullskala realiserar i dagsläget AGS i sekventiella satsvisa reaktorer, SBR (eng. sequential batch reactor) (de Blois et al. 2022). SBR drivs i cykler som genomgår olika faser som oftast inkluderar: fyllning, anoxisk/anaerob fas, syresättning, sedimentering och slutligen tömning. Alla processer sker i en och samma bassäng vilket minskar energibehovet som annars uppstår vid exempelvis recirkulationsflöden (de Blois et al. 2022). Kombinationen med SBR är energieffektivt och resulterar i framgångsrik bildning av granuler (granulering) (Bengtsson et al. 2019). En nackdel med SBR är att konfigurationen har problem med att hantera höga flödestoppar, vilket ofta är fallet hos svenska ARV till följd av ofta betydande mängder tillskottsvatten (de Blois et al. 2022; Bengtsson et al. 2017).

Granuleringen gynnas av höga koncentrationer i inkommande vatten, för att ämnen ska kunna diffundera in till de inre skikten av granulerna (Bengtsson et al. 2017). I kommunala avloppsvatten är det låga koncentrationer av föroreningar. Trots det så har granulering observerats i avloppsvatten med lägre COD-halter på 95–200 mg/l, men då i form av mindre granuler (Ni et al. 2009). SBR gynnar granuleringen i och med att avloppsvattnet hålls kvar och behandlas färdigt, vilket innebär att mikroorganismerna utsätts för höga koncentrationer av bland annat kväve (Bengtsson et al. 2017).

AGS i kombination med SBR sker inte i olika reaktorer utan i olika delar av granulerna. Detta är möjligt till följd av granulernas storlek (vanligtvis mellan 0,2–3 mm), som ger upphov till en koncentrationsgradient av syre. Det skapas därmed olika mikromiljöer som gynnar olika typer av mikroorganismer i olika delar (Bengtsson et al. 2017). AGS-system har större förmåga än till exempel AS att hantera förändringar i pH samt toxiska ämnen, vilket kan förklaras av granulernas större storlek som gör att mikroorganismer närmare kärnan skyddas mot förändrade betingelser ute i vätskan. På så sätt kan de i större omfattning upprätthålla sin aktivitet samt har en större chans att akklimatisera sig till nya förhållanden och även toxiska ämnen (Bengtsson et al. 2017; Duque et al. 2011).

4.5.1 Teknisk mognad

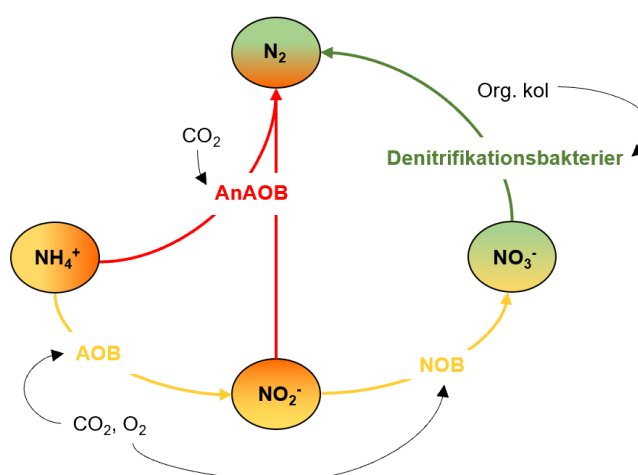
Enligt Bengtsson et al. (2017) finns det god potential att använda AGS-processen för rening i svenska ARV. Goda reningsresultat har rapporterats från flera AGS-implementeringar, som visat sig vara kompakta och energieffektiva. Vid optimala syrekoncentrationer har en reningsgrad på uppemot 90–95 % observerats i laborationsförsök (ibid.). Omkring ett tjugotal anläggningar finns idag implementerade på reningsverk världen över. På Österröds ARV i Strömstad finns Nordens första AGS-anläggning implementerad som driftsattes år 2018. Från driften de första 3,5 åren uppnådde man utlovad prestanda på N_{tot} under 10 mg/l i utgående vatten, även vid temperaturer under 10 °C (de Blois et al. 2022).

4.6 ANAEROB AMMONIUMOXIDATION

Anaerob ammoniumoxidation, anammox, är en genväg i kvävecykeln genom oxidation av NH_4^+ direkt till N_2 , med NO_2^- som elektronacceptor under anoxiska förhållanden, då syre inhiberar processen (Stenström et al. 2017). Kväveomsättningen kan uttryckas enligt ekvation 4-1 (Gustavsson et al. 2012). Anammoxbakterien, AnAOB (eng. anaerobic ammonia oxidation bacteria), upptäcktes först i anoxiska bioreaktorer i avloppsreningsverk under tidigt 1990-tal och har därefter upptäckts i naturliga miljöer där den utgör en betydande del av kväveomvandlingen (Chen et al. 2020; Bernhard 2010).



Processer baserade på anammox har flera fördelar gentemot processer baserade på konventionell nitrifikation-denitrifikation såsom lägre syrebehov, lägre slamproduktion och inget behov av extern kolkälla (Stenström et al. 2017; Chen et al. 2020; Christensson & Piculell 2018). I figur 4-8 illustreras jämförelsen mellan kombinationen partiell nitritation och anammox (avsnitt 4.6.1) och nitrifikation-denitrifikation.



Figur 4-8. Schematisk översikt över kvävecykeln samt bakterier som utför nitrifikation (AOB och NOB), denitrifikation respektive anammox (AnAOB). Inspirerad av en figur av Stenström et al. (2017).

I metabolismen hos AnAOB finns inte N_2O som ett mellanled. De lustgasemissioner som observerats i anläggningar med anammox produceras av andra bakterier som finns närvarande (Stenström et al. 2017). Tillväxten för AnAOB är betydligt långsammare än nitrifierare och särskilt denitrifierare, med en fördubblingstid på omkring 7–22 dygn (Li et al. 2022; Stenström et al. 2017). Det innebär alltså att det krävs en betydligt högre SRT för att bakterierna ska hinna föröka sig och inte utkonkurreras (Gustavsson et al. 2012). Inte sällan låter man därför anammox ske i system med biofilm eller granuler, såsom MBBR eller AGS, för att åstadkomma en hög koncentration av biomassa i reaktorn (Plaza et al. 2015; Johannessen et al. 2020). Temperaturoptimum för AnAOB är mellan 30–40 °C och hastigheten sjunker snabbt utanför detta intervall (Gustavsson et al. 2012; Stenström et al. 2017). Vid 10 °C har fördubblingstider på upp till 66–77 dagar rapporterats (Gustavsson et al. 2020).

4.6.1 Partiell nitritation och anammox (PNA)

Partiell nitritation och anammox, PNA, är kombinationen av partiell nitritation och anammox (Stenström et al. 2017). Den partiella nitritationen omvandlar omkring hälften av NH_4^+ till NO_2^- , vilket möjliggör för AnAOB att oxidera vidare NH_4^+ till N_2 med NO_2^- som elektronacceptor. Dessutom kan AOB som utför nitritationen även konsumera syre som annars hämmar anammoxprocessen. PNA kan sänka syreförbrukningen med cirka 60 % jämfört med konventionell nitrifikation-denitrifikation samt minska slamproduktionen med cirka 80 % (Lu et al. 2021).

Eftersom både AnAOB och AOB använder sig av CO_2 istället för organiskt kol som kolkälla, kan mer av det organiska materialet utnyttjas för eventuell biogasproduktion. Tillsammans med att processen också är energisnål, skulle processen kunna bli självförsörjande på energi eller till och med energipositiv (Gustavsson et al. 2020; Zhang et al. 2019; Du et al. 2023).

För att inte utkonkurreras av snabbväxande, heterotrofa mikroorganismer gynnas PNA av ett tidigare behandlingssteg för avskiljning av COD. Låga syrehalter kan utkonkurrera NOB, vilket är önskvärt eftersom de också nyttjar NO_2^- (Gustavsson et al. 2012). Tillväxten av NOB har i flera studier dock visat sig vara svårt att hämma (Fofana et al. 2022). En annan problematik är att utsläpp av högre halter NO_3^- kan uppstå, då det är en biprodukt vid anammox (Li & Peng 2020). Så trots att COD-halten i inkommande avloppsvatten kan hämma PNA, krävs en viss mängd COD för att heterotrofer ska kunna tillväxa och reducera den NO_3^- som produceras av AnAOB (Miao et al. 2018).

4.6.2 Partiell denitrifikation och anammox (PDA)

Partiell denitrifikation och anammox, PDA, är en process som kombinerar partiell denitrifikation och anammox för att simultant reducera inkommande NH_4^+ och NO_3^- . Genom den partiella denitrifikationen (ekvation 2-3) ackumuleras NO_2^- , som möjliggör vidare omvandling till N_2 av AnAOB (Rahimi et al. 2020). Skillnaden med PNA är alltså att i PDA så fås NO_2^- genom reduktion av NO_3^- , istället för från oxidation av NH_4^+ (Le et al. 2019).

Med PDA har ett cirka 50 % reducerat luftningsbehov och omkring 70 % minskad slamproduktion observerats (Zhang et al. 2019). PNA presterar visserligen något bättre för dessa parametrar, men produktionsvägen för NO_2^- vid PDA är mer stabil vid låga temperaturer och låga halter NH_4^+ , då denitrifierare klarar dessa betingelser bättre än AOB (Lu et al. 2021). Flera studier pekar på att PDA kan leda till lägre koncentrationer totalkväve i utflödet än PNA, eftersom denitrifierarna kan reducera NO_3^- genererat av AnAOB (Lu et al. 2021). Processen är inte heller beroende av att NOB behöver inhiberas som för PNA (Fofana et al. 2022).

4.6.3 Teknisk mognad

Anammoxprocesser hade år 2014 implementerats på omkring ett hundratal avloppsreningsverk runt om i Europa och Asien (Lackner et al. 2014). Omkring 75 % av dessa användes för rejektvatten, vilket är en miljö lämplig för anammox till följd av mer koncentrerade kväveflöden, lägre halter organiskt material och högre temperaturer (Zuo et al. 2023; Gustavsson et al. 2020). Huvudströmmen är däremot relativt kvävefattig, med låga temperaturer och ogynnsamt stora mängder organiskt material. Det leder till en ännu långsammare tillväxthastighet hos AnAOB som lättare utkonkurreras av mer snabbväxande mikroorganismer (Gustavsson et al. 2020). Applikationer hittas visserligen för huvudströmmar men det förekommer fler utmaningar för dessa i att uppnå önskad kväverening. Studier visar på att anammoxprocesser vid 15 °C varit väldigt nära att kollapsa (Lu et al. 2021; Zuo et al. 2023).

Under perioden 2012–2016 genomfördes ett pilotprojekt på Sjölanda ARV för att undersöka potentialen för implementering av PNA på huvudströmmen (Gustavsson u.å.). AnAOB lyckades växa till sig men NOB lyckades däremot inte hämmas till fullo, vilket är en förutsättning för en lyckad process (Gustavsson et al. 2020). Ett lyckat exempel på implementering i huvudströmmen beskrivs av Cao et al. (2018) vara på Changi Water Reclamation Plant i Singapore. Mellan åren 2011–2016 uppmättes en kvävereningseffektivitet på 86 %, som visserligen till stor dels tillskrivs avloppsvattnets temperatur på omkring 30 °C.

PDA har ännu endast undersökts i väldigt liten skala, även relativt PNA. I ett avloppsreningsverk i USA har en tvåårig operation av PDA utförts i fullskala, vilket är den första fullskaleapplikationen som undersökts i tempererat klimat under så lång tid. Utgående halter av den oorganiska kvävefraktionen på omkring 4 mg/l har observerats (Fofana et al. 2022). I Sverige har ett fåtal studier utforskat PDA. En laborationsstudie utförd på LTH har visat att PDA eventuellt är mer lämplig för huvudströmmen än PNA. I kölvattnet av detta har en PDA-pilot startat upp i Källby ARV år 2021. Piloten ska pågå i flera år i syfte att undersöka potentialen hos PDA för fullskaleimplementering (Jönsson et al. 2020).

4.7 MIKROALGER

Skiftet mot mer cirkulära lösningar, att kunna återvinna näringsämnen från avloppsvatten, har ökat intresset för avloppsrening baserat på alger. Med hjälp av mikroalger kan både effektiv kväverening och produktion av bioprodukter från algbiomassan åstadkommas (Munasinghe-Arachchige et al. 2020). Det har även observerats effektiv borttagning av tungmetaller och läkemedel med mikroalger. Eftersom alger inte har något behov av färskvatten kan de även odlas i saltvatten (Ferro 2019).

Mikroalger är encelliga organismer som hittas i akvatiska ekosystem. De är mixotrofa, vilket innebär att metabolisk tillväxt antingen kan ske genom användningen av ljusenergi för att omvandla CO₂ till organiska föreningar (fotosyntes) eller genom assimilering av oorganiskt eller organiskt kol (respiration) (Han & Zhou 2022; Rahimi et al. 2020; Villanova & Spetea 2021). Det möjliggör en effektiv rening under många olika kol/kväve-förhållanden. Mixotrofin är av särskild nytta i avloppsvatten som ofta har för låga halter kol relativt kväve, sett till mikroalger och heterotrofers stökiometriska behov. Genom kvävefixeringen kan alger balansera kolunderskottet, till skillnad från heterotrofer som kräver tillsats av extern kolkälla för att inte ha begränsad kväveavskiljning (Han & Zhou 2022; Munasinghe-Arachchige et al. 2020). Dessutom produceras O₂ under fotosyntesen, vilket innebär att en behandlingsprocess med mikroalger kan konstrueras utan artificiell luftning (Munasinghe-Arachchige et al. 2020).

Processen kan användas för återvinning av kväve, eftersom NO₃⁻ och NH₄⁺ assimileras till algers biomassa istället för att omvandlas till och släppas ut som N₂ (Rahimi et al. 2020). Biomassan kan användas för produktion av bland annat biogödsel, biobränsle och foder (ibid.). Fördelen med alger som källa till biobränsle är att de inte tar någon odlingsbar mark i anspråk, till skillnad från det biobränsle som produceras från bland annat majs, sockerrör och oljeväxter (Gaurav et al. 2024).

Mikroalger tillväxer generellt snabbt relativt andra mikroorganismer men beror också av art, sammansättning på avloppsvattnet samt miljöbetingelser som ljus, temperatur och pH (Rahimi et al. 2020; Han & Zhou 2022). För de flesta arter av mikroalger sker optimal tillväxthastighet vid temperaturer på 20–30 °C (Mayers et al. 2016). Det finns dock laboratorieförsök som visar på att alger kan frodas även i temperaturer ner till 4 °C, enligt bland annat ett försök i naturliga dammar i subarktiskt klimat utanför Abisko samt ett från avloppsdammar i Jämtland, med fördubblingstider ner till två dygn (Grönlund et al. 2002). En studie av Ferro (2019) visade att det finns nordiska stammar av mikroalger som effektivt kan producera biomassa och metabolisera kväve och fosfor nere vid temperaturer på 5 °C, även om kortare fotoperiod reducerade tillväxthastigheten (Ferro 2019).

4.7.1 Processlösningar

De två vanligaste processlösningarna är konventionella öppna dammar, ORP (eng. open raceway ponds), och stängda fotobioreaktorer, PBR (eng. photobioreactors). ORP är mer fördelaktigt ur energisynpunkt under den ljusa delen av året, men kräver stor landyta och därför att gott om utrymme finns tillgängligt. Under den svenska vintersäsongen kan dock

ORP inte vara i drift, till följd av den låga tillgången på solljus. PBR behöver inte lika stor landareal som ORP och förses istället för solljus med LED-ljus, vilket innebär att en processlösning med PBR kan vara i drift året om (Persson et al. 2016; Mayers et al. 2016).

4.7.2 Teknisk mognad

Flertalet studier har visat på effektiv borttagning av kväve med mikroalger för kommunalt avloppsvatten, bland annat på ett storskaligt integrerat försök på ett avloppsreningsverk i Portugal (Ferro 2019; Gouveia et al. 2016). Vid jämförelse av olika avloppsvatten (syntetiskt, kommunalt och industriellt) har en kväveavskiljning på 55–99 % uppnåtts, alla med fullständig (100 %) assimilering till biomassa (Rahimi et al. 2020; Han & Zhou 2022). Storskalig kultivering av mikroalger även i norra latituder är möjligt, om än med fler utmaningar. Där gynnas användning av inhemska mikroalger som redan har anpassat sig till det lokala klimatet. Få studier har dock genomförts här, men de preliminära resultat som finns visar på hög mikrobiell tillväxt och effektiv rening (Ferro 2019).

5. METOD OCH MATERIAL

För att uppnå syftet med arbetet har en metodik baserad på ett strukturerat angreppssätt rekommenderat av McConville et al. (2020) använts. Provtagningar över kväve och organiskt material har utförts på inkommande och utgående avloppsvatten över det biologiska reningssteget. De har använts dels för att upprätta massbalanser för att åskådliggöra reduktionen över bioreningen, dels som underlag till en multikriterieanalys för att kunna jämföra olika kvävereningstekniker.

För att föreslå tekniker intressanta för etablering samt begränsa antalet alternativ till multikriterieanalysen, upprättades en kravspecifikation över vad som behöver uppnås utifrån lokala förutsättningar och önskemål. För de tekniker (presenterade i avsnitt 4) som uppfyller kravspecifikationen presenteras antagna data och beräkningar i avsnitt 5.1.1. Dessa tekniker har därefter utvärderats i multikriterieanalysen. Vardera metod presenteras närmare i avsnitt 5.1–5.5 nedan.

5.1 PROVTAGNING

En stickprovtagning gjordes på N_{tot} , $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, BOD_7 och COD i inkommande respektive utgående avloppsvatten till det biologiska reningssteget. De skickades även in för analys på externt ackrediterat laboratorium (Eurofins) för att verifiera resultat med ackrediterade analyser. Samtliga parametrar analyserades med en spektrofotometer av modell DR3900 från HachLange, med undantag för BOD_7 som endast analyserades på Eurofins eftersom analysmetoden är tidskrävande och komplex. I tabell 5-1 redovisas mätområden och analysmetod för vardera parameter vid analys med DR3900.

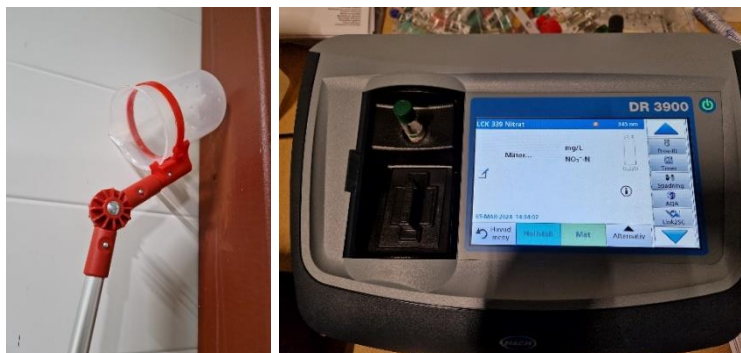
Tabell 5-1. Provtagningspunkter, analysmetod och mätområde vid analys med DR3900

Parameter	Mätområde (mg/l)	Metod
N_{tot}	1–16; 5–40	Koroleff-uppslutning + 2,6-dimetylfenol
$\text{NH}_4\text{-N}$	1–12; 2–47	Indofenolblått
$\text{NO}_3\text{-N}$	0,23–13,5; 5–35	2,6-dimetylfenol
$\text{NO}_2\text{-N}$	0,015–0,6; 0,6–6,0	Kromsvavelsyra
COD	15–150; 150–1000	Kromsvavelsyra

5.1.1 Genomförande av provtagning

Totalt elva provtagningsomgångar genomfördes under februari och mars månad. Det första provtagningsstillfället genomfördes under vecka 9, nästkommande sex provtagningsomgångar under vecka 10 och de tre sista provomgångarna under vecka 12. Vid varje provtillfälle noterades flöde, temperatur samt tid vid upphämtning av avloppsvattenprov, sammanställt i tabell B-1.

Vattenprov från respektive provpunkt fångades upp med en vattenhämtare (Unoscoop), ur vilken provflaskor kunde fyllas. Därefter kunde analysproceduren med DR3900 genomföras enligt anvisningar, som i stora drag innebar att vattenprovet pipetterades i en kyvett som innehöll reagensen för ämnet som skulle mätas. I figur 5-1 redovisas bilder på en del av utrustningen från provtagningen. Alla analyser, förutom för COD, krävde en temperatur omkring 15–25 °C medan avloppsvattnet hade en temperatur på omkring 6 °C. Innan analys värmdes därför vattenprovet upp till rumstemperatur, med hjälp av en värmefläkt, för att hamna inom efterfrågat temperaturspann.



Figur 5-1. Vänster: Vattenhämtare (Unoscoop) för upphämtning av vattenprov. **Höger:** DR3900 under mätning av NO_3^- .

5.2 MASSBALANS

En massbalans är en kvantitativ beskrivning av all inkommande, utgående och ackumulerad massa till ett väldefinierat system, vilket kan uttryckas enligt ekvation 5-1 (Tchobanoglous 2014). Den bakomliggande grundprincipen är att massa varken kan skapas eller förstöras, utan endast omvandlas mellan olika former (ibid.). För varje provtillfälle har massbalanser upprättats, varav ett medelvärde av dessa presenteras i studiens resultat.

$$\text{utgående flöde} + \text{ackumulation} = \text{inkommande flöde} + \text{produktion} \quad (5-1)$$

Massflöden för N_{tot} , $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, COD och BOD_7 har beräknats genom att multiplicera koncentrationer, uppmätta från provtagningen och från ackrediterade analyser på Eurofins, med flödet vid aktuell tidpunkt. För att få massflödena i mg/h har först flödet, Q_{medel} , enhetsomvandlats från m^3/h till l/h genom division med 0,001. Som exempel kan massbalans för N_{tot} beräknas enligt:

$$N_{\text{tot}} = \frac{Q_{\text{medel}}}{0,001} \cdot N_{\text{tot}} \text{ (mg/h)} \quad (5-2)$$

Mängden N_{org} i inkommande och utgående vatten har därefter kunnat estimeras som den andel av N_{tot} som inte av utgörs av $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ eller $\text{NO}_2\text{-N}$ enligt:

$$N_{\text{org}} = \frac{Q_{\text{medel}}}{0,001} \cdot [(N_{\text{tot}} - (\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N}))] \text{ (mg/h)} \quad (5-3)$$

Inga slamanalyser inkluderades i provtagningen. Slammets innehåll av COD, BOD₇ och N_{org} antas därför vara skillnaden mellan inkommande och utgående halter, som exemplifierat med N_{org} i ekvation 5-4. Huvuddelen av kvävet som återfinns i slammet är i form av organiskt kväve (Morling 2009). En viss andel utgörs även av NH₄-N och NO₃-N som dock kan antas vara försumbar (Morling 2009; Huang et al. 2020). Mängden N_{org} och N_{tot} antas därför vara densamma i slammet.

$$N_{\text{org, slam}} = \frac{Q_{\text{medel}}}{0,001} \cdot (N_{\text{org,in}} - N_{\text{org,ut}}) \text{ (mg/h)} \quad (5-4)$$

Kväve som avgår till luften utgörs av N₂O och N₂ och antas vara överskottet av N_{tot} som varken hamnar i slammet eller i utgående vatten enligt:

$$N_2O + N_2 = N_{\text{tot,in}} - (N_{\text{tot,ut}} + N_{\text{tot,slam}}) \text{ (mg/h)} \quad (5-5)$$

5.3 KRAVSPECIFIKATION

I samtal med Temab antogs en kravspecifikation för att kunna föreslå ett antal reningstekniker med processlösning som kan minska kväveutsläppet i utgående avloppsvatten från Tierp ARV. För att en reningsmetod ska vara av intresse för implementering bör den kunna uppfylla följande urvalskriterier:

- **Hög kväverening:** reningsgraden ska uppfylla framtida utsläppskrav, det vill säga minst 80 % avskiljning alternativt högst 10 mg/l i utgående vatten ska ha observerats i huvudström.
- **Hög teknisk mognadsgrad:** reningstekniken ska finnas i minst två fullskaleanläggningar i Sverige för kväverening i huvudströmmen.
- **Fungera i kalla avloppsvatten:** reningstekniken ska kunna verka i temperaturer under 10 °C, eftersom sådan temperatur råder på Tierp ARV.

För de fall där flera processlösningar uppfyller kravspecifikationen har en kvalitativ utvärdering gjorts, genom att utesluta alternativ som bedöms olämpliga baserat på inkommande belastning.

5.3.1 Förslag till kvävereningstekniker

AS, IFAS och MBR är de tekniker som uppfyller kravspecifikationen (tabell 5-2). Samtliga processlösningar uppfyllde kravspecifikation, men eftersom de har olika förmåga att hantera inkommande belastning är alla inte lämpliga att använda. I avsnitt 3.2.2 ges indikationer om att det inkommande organiska materialet till Tierp ARV återfinns som partikulärt och svårnedbrytbart året om. Dessutom har halterna BOD₅/N_{tot} i inkommande avloppsvatten enligt provtagningarna ett medelvärde på två, med en majoritet under två sett till de enskilda provtagningstillfällena (tabell B-4). Enligt Johannessen et al. (2020) kan ett värde under två anses som olämpligt för fördenitrifikation, till följd av de låga halterna BOD₅ relativt N_{tot}.

Vid åtgärder av problematik kring internbelastning av slam, som nämnt i avsnitt 3.2.1, blir det en förmodad ytterligare minskning av BOD₅/N-kvoten. Nyttan med en kombinerad lösning, så som att fördenitrifikationen kan reducera organiskt material istället för med luftning, anses därför inte föreligga i någon större utsträckning hos Tierp ARV. Efterdenitrifikation kan därför antas vara den mest lämpliga processlösningen. Kvävereningstekniker med tillhörande processlösning som uppfyller kravspecifikationen har sammanställts i tabell 5-3.

Tabell 5-2. Uppfyllande av urvalskriterier. Grön ruta noterad med 'X' innebär att kriteriet uppfylls. Röd ruta noterad med '-' innebär att kriteriet inte uppfylls

	Hög kväverening	Hög teknisk mognadsgrad	Fungera i kalla avloppsvatten
AS	X	X	X
IFAS	X	X	X
MBR	X	X	X
AGS	X	-	X
PNA	-	X	-
PDA	X*	-	-
MABR	X	-	X
Mikroalger	X	-	X
Processlösning			
Efterdenitrifikation	X	X	X
Fördenitrifikation	X	X	X
Kombinerad	X	X	X

* Utifrån en rapporterad utgående halt på 4 mg oorganiskt kväve/l (Fofana et al. 2022). Kravet antas uppfyllas utifrån ett antagande att organiskt kväve endast utgör 20 % av den totala kvävemängden (Svenskt Vatten 2015).

Tabell 5-3. Kvävereningstekniker med processlösning som uppfyller kravspecifikation

Teknik	Processlösning
AS	Efterdenitrifikation
IFAS	Efterdenitrifikation
MBR	Efterdenitrifikation

5.4 MULTIKRITERIEANALYS

De reningstekniker som uppfyllde kravspecifikationen utvärderades vidare i en multikriterieanalys, i syfte att bedöma vilken av de föreslagna kvävereningsteknikerna som är mest fördelaktig för etablering. Multikriterieanalys är en metod för att utvärdera olika åtgärder mot varandra med avseende på ett antal kriterier (SMHI 2023b). I denna studie används den linjära additiva metoden som MKA-metodik, i vilken de olika åtgärdsalternativen poängsätts och viktas utefter prioritering. Viktningen bör utföras av berörda intressenter. Enligt den linjära additiva multikriterieanalysen tilldelas varje kriterium en poäng och därefter en vikt, vilket leder till ett slutbetyg enligt ekvation (5-6) (Rosén et al. 2009):

$$\text{Slutbetyg} = \sum_{i=1}^N (V_i \cdot P_i) \quad (5-6)$$

där i är kriteriet, N är antalet kriterier, V är viktningen och P är poängsättningen.

Vid tillämpning av den linjära additiva metoden är det essentiellt att kriterierna är oberoende av varandra, för att undvika dubbelräkning av någon aspekt och därmed felbedömning. I följande rapport undersöks ett antal tekniska, miljömässiga, ekonomiska och sociala kriterier, redovisade i tabell 5-4.

Tabell 5-4. Sammanställning av kriterier och indikatorer i multikriterieanalysen

Kriterier	Indikator	Enhet
Teknik		
<i>Platsåtgång</i>	Markareal	m ²
Miljö		
<i>Växthusgasutsläpp</i>	Koldioxidekvivalenter	CO ₂ -ekv/N _{tot}
Ekonomi		
<i>Drift- och underhållskostnad</i>	Drift- och underhållskostnad	Mkr/år
<i>Kapitalkostnad</i>	Kapitalkostnad	Mkr/år
Socialt		
<i>Arbetsinsats</i>	Ensamarbete	h/v

5.4.1 Poängsättning och viktning

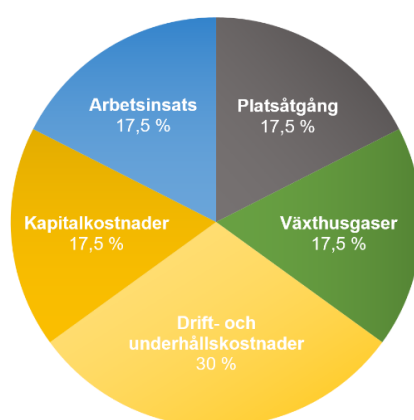
Teknikerna erhåller en poäng mellan 1–5 utifrån prestation för varje kriterium (tabell 5-5). Dagslägets biologiska reningssteg har använts som huvudsaklig referens, vars prestation därför också har bedömts för vardera kriterium. Eftersom det idag inte finns någon fullständig kväverening, har referensen i vissa fall kompletterats med data från anläggningar med

kväverening för att ge en mer adekvat jämförelse. Resterande poängintervall är baserade på generiska värden från litteratur, utifrån rapporterad prestation hos andra avloppsreningsverk. Ju bättre prestation, desto högre poäng tilldelas.

Tabell 5-5. Poängsättning med motsvarande prestation

Poäng	Prestation (relativt referens)
5	Särskilt gynnsam
4	Gynnsam
3	Likvärdig
2	Ogynnsam
1	Särskilt ogynnsam

Viktningen speglar alternativens relativa betydelse. Kriterier med högre prioritet erhåller en högre viktning, medan kriterier med lägre prioritet tilldelas en lägre viktning. Viktningen har utförts av handledare och andra berörda på Temab. Drift- och underhållskostnader ansågs vara av särskild vikt och tilldelas 30 % och övriga kriterier har bedömts vara av samma vikt och tilldelas därför 17,5 % vardera. I figur 5-2 illustreras den relativa procentuella viktningen i ett cirkeldiagram.



Figur 5-2. Tillämpad viktning av kriterier.

5.4.2 Platsåtgång

Kriteriet *platsåtgång* är definierat som den markareal (m^2) som krävs för tekniken, baserat på förväntad belastning år 2042. I Sverige saknas en övergripande etablerad standardmetodik för hur avloppsreningsverk ska dimensioneras och är snarare en kombination av erfarenhet, olika riktlinjer och analyser över historisk driftdata (Lindblom 2023). För att kunna beräkna platsåtgång har därför i huvudsak andra länders nationella riktlinjer tillämpats och har i vissa fall även kompletterats med expertis från olika leverantörer och konsulter.

Poängsättningen är satt utifrån rådande förutsättningar för möjlighet till utbyggnad. Befintliga biologiska bassänger för luftning och sedimentering upptar en yta av 414 m^2 respektive 560

m² i anspråk, motsvarande en total markareal av 974 m². Vid behov av större bassängvolym, har två intilliggande markytor identifierats som möjliga att utnyttja för utbyggnad. Dessa är redovisade som förslag 1 och förslag 2 i figur 5-3, vars markareal har uppskattats med Lantmäteriets verktyg för areamätning i tjänsten *Min karta*.



Figur 5-3. Vänster: Uppskattad markareal tillgänglig för byggnation för förslag 1 respektive 2. Flygfoto © Lantmäteriet. **Höger:** Planöversikt Tierp ARV. Röd pil indikerar riktning för utbyggnad för förslag 1, blå pil indikerar riktning för utbyggnad för förslag 2. Flygfoto © Lantmäteriet.

Tillgänglig markyta för utbyggnad är uppskattad till 600 respektive 2 000 m². Med befintliga biologiska bassänger möjliggörs en total markareal av 1 574 m² för förslag 1 och 2 974 m² för förslag 2. Poängintervallen har således satts enligt tabell 5-6.

Tabell 5-6. Poängsättning för kriterium platsåtgång (m²)

5	4	3	2	1
<414	414–974	975–1 574	1 574–2 974	>2 974

5.4.3 Växthusgasutsläpp

De antaganden som gjorts för beräkning av utsläppsmängder är baserade på de riktlinjer som ges i IPCC:s riktlinjer för beräkning av nationell utsläppsdata (Bartram et al. 2019), se mer i avsnitt 2.4.3. Eftersom slammet inte rötas på Tierp ARV görs inga beräkningar på metanutsläpp. De emitterande poster som inkluderas i kriteriet *växthusgasutsläpp* är direkta lustgasutsläpp från mikroorganismernas metabolism i det biologiska reningssteget och indirekta CO₂-utsläpp från produktion av polymer för slamavvattning, kolkälla och kemikalier vid eventuellt behov av rengöring.

För bedömning har metanol använts som kolkälla, då det är den mest använda kolkällan för denitrifikation i och med dess relativt låga kostnad och lättnedbrytbarhet (Gustavsson & Tumlin 2013). Eftersom energiproduktionen på Tierp ARV endast är baserad på vattenkraft, för vilken inga utsläpp av växthusgaser sker under drift, kommer inga växthusgaser kvantifieras från energianvändningen (Vattenfall u.å.). Hela livscykelperspektivet av

vattenkraft som även inbegriper utsläpp som sker under fördämning och byggnation kommer alltså inte att beaktas.

Eftersom olika emissioner bidrar med olika hög miljöpåverkan, kommer bedömningen av kriteriet ske utifrån hur mycket koldioxidekvivalenter ($\text{CO}_{2\text{-ekv}}$) som genereras per inkommande kvävebelastning ($\text{kg CO}_{2\text{-ekv}}/\text{kg N}_{\text{tot}}$). Som tidsrymd används ett 100-års perspektiv, eftersom det används vid inrapportering av nationella utsläppsdata till FN. Under en sådan tidshorisont har N_2O en potentiell klimatpåverkan, GWP (eng. global warming potential), på 273 relativt CO_2 (US Environmental Protection Agency 2024).

För konstruktion av poängskalan har generisk data över emissioner från produktion av kolkälla och polymer summerats med N_2O -utsläpp från processbiologin. Initialt skapades referensen i poängsättningen, vilket motsvarar de utsläpp som kan förväntas från det befintliga biologiska reningssteget. I en studie av Gruber m.fl. (2021) har N_2O -utsläpp hos på tre schweiziska reningsverk med endast nitrifikation uppmätts till $0,018 \text{ kg N}_2\text{O-N}/\text{kg N}_{\text{tot}}$ (1,8 % av inkommande kväve) motsvarande $4,9 \text{ kg CO}_{2\text{-ekv}}/\text{kg N}_{\text{tot}}$. Samma utsläpp antas förekomma på Tierp ARV, som teoretiskt endast främjar nitrifikation i den biologiska reningen. År 2023 förbrukades 892 kg polymer för slambehandlingen på Tierp ARV. Polymer ger upphov till $3,6 \text{ kg CO}_{2\text{-ekv}}/\text{kg produkt}$ (avsnitt 5.5.2) och belastningen av N_{tot} förväntas bli 61 ton/år år 2042 (tabell 3-3), vilket innebär ett bidrag av $0,027 \text{ kg CO}_{2\text{-ekv}}/\text{kg N}_{\text{tot}}$ från polymerförbrukningen.

Ingen kolkälla tillsätts i den biologiska reningen, men adderas ändå till referensintervallet eftersom kolkälla tillförs de studerade teknikerna för kväverening. Medianvärdet för förbrukning av kolkälla är $6,4 \text{ kg COD}/\text{pe},\text{år}$, baserat på inrapporterade värden till undersökningen VASS Reningsverk för år 2016 av Svenskt Vatten (Balmér 2018). Med ett antagande om $1,5 \text{ g COD}/\text{g metanol}$ (ATV-DVWK 2000) motsvarar det $4,3 \text{ kg metanol}/\text{pe},\text{år}$. Utifrån prognostiserad belastning om 14 919 pe år 2042 (tabell 3-3) och koldioxidavtryck för metanol på $1,38 \text{ kg CO}_2/\text{kg produkt}$ (avsnitt 5.5.2) motsvarar det $1,5 \text{ kg CO}_{2\text{-ekv}}/\text{kg N}_{\text{tot}}$ för kolkälla. Referensintervallet konstrueras utifrån det sammanlagda koldioxidavtrycket av $6,4 \text{ kg CO}_{2\text{-ekv}}/\text{kg N}_{\text{tot}}$.

En litteratursammanställning av Arnell (2013) redovisar att lustgasemissioner mellan $0,0001\text{--}0,112 \text{ kg N}_2\text{O}/\text{kg N}_{\text{tot}}$ (0,01–11,2 % av inkommande kväve) har observerats hos reningsverk, vilket motsvarar $0,03\text{--}30,6 \text{ kg CO}_{2\text{-ekv}}/\text{kg N}_{\text{tot}}$. Det *särskilt ogynnsamma* poängintervallet har utformats utifrån lustgasemissioner på $30,6 \text{ kg CO}_{2\text{-ekv}}/\text{kg N}_{\text{tot}}$ samt beräknade CO_2 -utsläpp av insatsvaror ökade med 50 % från referensen. Sammantaget blir det ett värde av $32,8 \text{ kg CO}_{2\text{-ekv}}/\text{kg N}_{\text{tot}}$. Det *särskilt gynnsamma* intervallet har konstruerats utifrån lustgasemissioner på $0,03 \text{ kg CO}_{2\text{-ekv}}/\text{kg N}_{\text{tot}}$, och beräknade CO_2 -utsläpp av insatsvaror reducerade med 50 % från referensen, motsvarande total $0,8 \text{ kg CO}_{2\text{-ekv}}/\text{kg N}_{\text{tot}}$. Poängindelningen kan i sin helhet ses i tabell 5-7.

Tabell 5-7. Poängsättning för kriterium växthusgasutsläpp (kg CO₂-ekv/kg N_{tot})

5	4	3	2	1
<0,8	0,8–6,3	6,4–19,8	19,9–32,8	>32,8

5.4.4 Drift- och underhållskostnad

I kriteriet *drift- och underhållskostnad* har kostnader för att kunna upprätthålla en god drift bedömts på årsbasis (Mkr/år).

Referensintervallet baseras på driftkostnader för befintligt biologiskt reningssteg samt schablonvärden för driftkostnader. År 2023 producerades 2 227 ton avvattnat slam på Tierp ARV, vilket med ett antagande om att bioslam utgör 40 % av allt slam innebär att den biologiska reningen genererade 891 ton avvattnat slam. Total elförbrukning var 616 918 kWh, varav hälften på 308 459 kan antas åtgå för det biologiska steget, baserat på att 40–60 % av den totala energikonsumtionen åtgår för luftning av det biologiska reningssteget (Arnell 2016). Polymeranvändningen var 892 kg och arbetsinsatsen är uppskattat till 1 h/v. Enligt samma princip som innan adderas kostnaden för kolkälla, utifrån mediananvändningen på 4,3 kg metanol/pe,år (Balmér 2018). Årskostnaden kan beräknas med hjälp av enhetspriserna som återfinns i tabell 5-17 samt ekvation 5-25 för personalkostnad, vilket blir en total driftkostnad av 1,4 Mkr/år.

Konstrueringen av de yttersta intervallen har utgått från kostnadsdata från VASS Reningsverk för år 2016 (Balmér 2018). Inrapporterade driftkostnader från reningsverk i storlek 10 000–100 000 pe omfattar ett intervall om cirka 100–600 kr/pe,år. Det antas att cirka hälften är tillägnad det biologiska reningssteget enligt tidigare antagande, som tillsammans med prognostiserat antal om 14 919 pe år 2042 motsvarar 0,7–4,5 Mkr/år. Det *särskilt gynnsamma* intervallet utgår från ett värde på 0,7 Mkr/år och det *särskilt ogynnsamma* baseras på de högsta inrapporterade driftkostnaderna om 4,5 Mkr/år. Resterande mellanliggande poängintervall har konstruerats utefter dessa intervall, se tabell 5-8.

Tabell 5-8. Poängsättning för kriterium drift- och underhållskostnader (Mkr/år)

5	4	3	2	1
<0,7	0,7–1,4	1,5–3,5	3,6–4,5	>4,5

5.4.5 Kapitalkostnader

Kriteriet *kapitalkostnad* kvantifierar kostnaden på den investering som krävs, med avskrivning och ränta sett till årsbasis (Mkr/år). Eftersom följande studie behandlar ett tidigt skede inför eventuell implementering av kväverening, bör kostnadsbedömningarna behandlas med viss reservation. Syftet är huvudsakligen att förse en uppskattning om hur olika behandlingstekniker prismässigt ställer sig mot varandra.

Referensalternativet är redan etablerat medför därav inga kapitalkostnader. Enligt Balmér (2018) är det svårt att jämföra kapitalkostnader, eftersom investeringar gjorts vid olika tidpunkter och därmed räntelägen. Därför konstrueras poängintervallen utefter en kostnadsbedömning av Sweco (2013), för vilka drift- och kapitalkostnader för olika processlösningar för kväverening finns presenterade. I genomsnitt är kapitalkostnader 44 % högre än driftkostnaderna, varav samma antagande görs här för poängindelningen. Poängsättningen för respektive intervall kan ses i tabell 5-9.

Tabell 5-9. Poängsättning för kriterium kapitalkostnader (Mkr/år)

5	4	3	2	1
<1,0	1,0–2,0	2,1–5,0	5,1–6,5	>6,5

5.4.6 Arbetsinsats

I detta kriterium bedöms hur mycket arbetsinsats i form av ensamarbete som krävs på en veckobasis (h/v). Det presenterade behovet är endast en grov uppskattning, baserat på praktisk erfarenhet från andra verk samt skötselråd tillhandahållit från leverantörer. Enligt Bengtsson et al. (2019) behöver frekvensen för kontroll, rengöring och kontroll anpassas löpande efter rådande behov, vilket är något som helt riktigt kan bedömas först när en anläggning för kväverening finns på plats.

I dagsläget uppskattas en arbetsinsats på veckobasis om cirka 1 timme för det biologiska reningssteget. Eftersom en omfattande mätinstrumentering antas tillkomma för att ha uppsyn över kvävereningen, antas 1 h/v för det *särskilt gynnsamma* intervallet. Resterande poängintervall ökar stegvis med 200 % sett till detta värde, vilket mynnar ut i intervallen presenterade i tabell 5-10.

Tabell 5-10. Poängsättning för kriterium arbetsinsats (h/v)

5	4	3	2	1
<1	1–3	4–6	7–9	>9

5.5 BERÄKNINGAR FÖR KRITERIER I MULTIKRITERIEANALYS

I följande avsnitt redovisas data och beräkningar som använts för bedömning av prestationen av kriterierna i multikriterieanalysen, för de kvävereningstekniker med tillhörande processlösning som uppfyllt kravspecifikationen (tabell 5-3). Fullständiga beräkningar för varje kriterium och kvävereningsteknik hittas i bilaga C.

Mätdata prognos 2042

För vissa beräkningar behövs mätdata för inkommande och utgående halter till det biologiska reningssteget. Värden är baserade på halter uppmätta från provtagningen och korrigerade för förväntad belastningsökning år 2042, sammanställda för AS och IFAS i tabell 5-11. Halten SS har inte uppmätts under provtagningen, men enligt amerikanska undersökningar är

avskiljningen av BOD över försedimenteringen cirka 20 procentenheter lägre än för SS oavsett koncentration (Bengtsson et al. 2023). Eftersom provtagningen påvisar en avskiljning av BOD på 80 % över försedimenteringen har avskiljningen av SS antagits var 95 % i försedimenteringen.

Tabell 5-11. Inkommande belastningar till det biologiska reningssteget år 2042 för AS och IFAS

Parameter	Ink bio. 2042 (mg/l)	Ink bio. 2042 (kg/d)
N _{tot}	17,5	107,2
NH ₄ -N	10,6	65,0
NO ₃ -N	2,3	14,1
BOD ₅	35,5	217,5
SS	21,8	133,4

Eftersom MBR utöver försedimentering även har förbehandling i form av finsilning (2 mm), är belastningar i tabell 5-11 inkommande värden till finsilen där en ytterligare avskiljning av näringsämnena sker. Avskiljningsgraden antas vara densamma som över finsilen på MBR-piloten på Hammarby Sjöstadswerk för vilken reduktioner på 35 % för suspenderat material (SS), 22 % för BOD₇ och 12 % för N_{tot} har observerats (Andersson et al. 2017). För NH₄⁺ och NO₃⁻ har ingen avskiljning antagits ske. Inkommande belastningar till MBR har sammanställts i tabell 5-12.

Tabell 5-12. Inkommande belastningar till det biologiska reningssteget år 2042 för MBR

Parameter	Ink bio. 2042 (mg/l)	Ink bio. 2042 (kg/d)
N _{tot}	15,4	94,4
NH ₄ -N	10,6	65,0
NO ₃ -N	2,3	14,1
BOD ₅	27,7	169,7
SS	14,2	86,7

5.5.1 Platsåtgång

För att kunna beräkna platsåtgång, har följande övergripande antaganden och avgränsningar gjorts:

- Endast vattenvolymer har bedömts. Bassängkanter och eventuella markbehov för underhållsutrustning är ej medräknade.
- Enligt Morling (2009) är andelen NH₄-N och NO₃-N som hamnar i slammet försumbar i relation till det organiska kvävet. Därför har assimileringen av NH₄-N och

NO₃-N negligerats vid beräkning av mängd som är tillgänglig för nitrifikation och denitrifikation, vilket även stöds av Huang et al. (2020).

- Praxis är att dimensionera det biologiska reningssteget för dimensionerat medelflöde, eftersom design utifrån maximalt flöde kan resultera i överdimensionerade och ineffektiva anläggningar (VA SYD 2021). Dimensionering har därför baserats på Q_{dim} om inga andra riktlinjer har angivits.
- Bassänghöjden för luftningsbassänger och sedimenteringsbassänger hos Tierp ARV är enligt ritningar 4 m, med en vattenyta på cirka 3,14 m. Detta bassäng- och vattendjup har antagits för samtliga bassänger som krävs hos reningsteknikerna.
- Det finns flera osäkerheter vid dimensionering, såsom befolkningsprognos och osäkerheter i provtagning och analys. För att ta höjd för detta har säkerhetsfaktorer använts i form av restriktiva värden på parametrar. Dock med viss moderation, eftersom man av ekonomiska skäl vill undvika att överdimensionera (Lindblom et al. 2023; Carlsson 2012).

AS

För dimensionering av AS har norska riktlinjer i rapporten *Veiledning for dimensjonering av avløpsrenseanlegg* av Johannessen et al. (2020) använts. Designvärden som använts i beräkningarna (tabell 5-13) är också hämtade från rapporten.

Tabell 5-13. Dimensionerande värden för AS vid beräkning av platsåtgång

Parameter	Värde	Enhet	Kommentar
SRT (vid 10 °C)	10	d	
Slamhalt	3,0	kg SS/m ³	Normalt väljs en slamhalt mellan 3,0–5,0 kg SS/m ³ . Ett konservativt värde har valts.
Nitrifikationshastighet	40	g NH ₄ -N/(kg SS·d)	
Denitrifikationshastighet	84	g NO ₃ -N/(kg SS·d)	
SP _{spec}	0,75	kg SS/ kg BOD ₅	Funktion av SRT, temperatur och förhållanden mellan SS och BOD ₅ i inkommande flöde.
Ytbelastning	1,15	m ³ /(h·m ²)	

SRT, reaktionshastighet samt specifik slamproduktion (SP_{spec}) har temperaturkorregerats enligt ekvationer 5-7 till 5-9. Dimensionering ska utformas efter den lägsta uppmätta medeltemperaturen (T), med förutsättning att temperaturen överstiger 5 °C (Johannessen et al. 2020). Den lägsta medeltemperaturen har antagits vara 6 °C, baserad på uppmätt temperatur under provtagningen (se tabell B-1), motiverat med att den genomfördes under den säsong då avloppsvattnet är kallast. Ingen historisk temperaturdata finns att tillgå.

$$SRT_{dim} = SRT_{10^{\circ}C} \cdot 1,10^{(10-T)} \quad (5-7)$$

$$\text{reaktionshastighet}_{dim} = \text{reaktionshastighet}_{10^{\circ}C} \cdot \Theta^{(T-10)} \quad (5-8)$$

där Θ är temperaturkoefficient som antar 1,10 för nitrifikation och 1,07 för denitrifikation.

$$SP_{spec,dim} = SP_{spec,10^{\circ}C} \cdot 1,07^{(10-T)} \quad (5-9)$$

Storleken på bioreaktorn (BR) har beräknats utifrån SRT och nitrifikationshastighet enligt ekvation 5-10 respektive 5-11. Den volym som blir störst har använts för dimensionering av bioreaktorn (Johannessen et al. 2020).

$$V_{BR} = \frac{SRT_{dim} \cdot BOD_{5,BR} \cdot SP_{spec,dim}}{\text{slamhalt}} \quad (m^3) \quad (5-10)$$

$$V_{BR} = \frac{N_{nit}}{\text{nitrifikationshastighet}_{dim} \cdot \text{slamhalt}} \quad (m^3) \quad (5-11)$$

där $BOD_{5, BR}$ är inkommande halt till bioreaktorn och N_{nit} är mängden kväve som nitrifieras. N_{nit} har antagits vara inkommande halt NH_4-N till bioreaktorn (Bengtsson et al. 2019). Areal har därefter beräknats genom att dividera med bassänghöjden på 3,14 m.

Dimensionering av den anoxiska bassängen för efterdenitrifikation har beräknats enligt ekvation 5-12. För beräkning av mängden kväve som denitrifieras har den kvävemängd som är tillåten att släppas ut i effluent tagits hänsyn till, vilken antagits vara 10 mg/l i linje med framtida förväntade utsläppskrav.

$$A_{anox} = \frac{\frac{N_{den} - 10}{\text{denitrifikationshastighet}_{dim} \cdot \text{slamhalt}}}{3,14} \quad (m^2) \quad (5-12)$$

där N_{den} är mängden NO_3^- som denitrifieras i den anoxiska bassängen. Ett konservativt antagande har gjorts att allt NH_4^+ nitrifieras till NO_3^- , vilket innebär att N_{den} beräknats som summan av inkommande NO_3-N och NH_4-N .

För att undvika slamflykt har sedimenteringsbassängen dimensionerats efter det maximala dimensionerande flödet (ekvation 5-13).

$$A_{sed} = \frac{Q_{dim,max}}{\text{ytbelastning}} \quad (m^2) \quad (5-13)$$

IFAS

Erfarenheten kring dimensionering av IFAS är i dagsläget begränsad och dimensioneras därför ofta med komplexa modellbaserade metoder (Johannessen et al. 2020). Beräkning av platsåtgång har därför skett enligt rekommenderade riktlinjer för AS och MBBR. Det har antagits att bärare endast kommer att nyttjas i den aeroba bioreaktorn och har dimensionerats som för en MBBR (ekvation 5-14) enligt norska riktlinjer (Johannessen et al. 2020). Den anoxiska bassängen och sedimenteringsbassängen har dimensionerats på samma sätt som för AS (ekvation 5-12 och 5-13).

$$V_{BR} = \frac{N_{nit}}{\text{arealbelastning}_{dim} \cdot \text{fyllnadsgrad} \cdot \text{effektiv specifik yta}} \quad (\text{m}^3) \quad (5-14)$$

I IFAS-processer är bärare av typen AnoxKTM5 vanliga, utvecklade av AnoxKaldnes, med en specifik yta av 800 m²/m³ (Andersson Chan et al. 2014). En fyllningsgrad av 50 % har antagits, vilket understiger det maximala godtagbara fyllningen på 60 % och ger visst utrymme för kapacitetsökning. Värde på arealbelastning är tagna från Johannessen et al. (2020). Dimensionerande värden har sammanställts i tabell 5-14.

Tabell 5-14. Dimensionerande värden för MBBR vid beräkning av platsåtgång

Parameter	Värde	Enhet
Arealbelastning vid 10 °C	0,60	g NH ₄ -N/(m ² ·d)
Fyllnadsgrad	50	%
Specifik yta	800	m ² /m ³

Temperaturkorrigering för arealbelastning har gjorts enligt ekvation 5-15 (Johannessen et al. 2020).

$$\text{arealbelastning}_{dim} = \text{arealbelastning}_{10^{\circ}\text{C}} \cdot 1,09^{(T-10)} \quad (5-15)$$

MBR

För MBR gäller samma dimensionerande värden som för AS (tabell 5-13) med undantag att slamhalten antagits tre gånger så hög (Andersson et al. 2023). Bioreaktorn har antagits kunna dimensioneras på samma sätt som för AS (avsnitt 5.5.1).

Platsåtgången för MBR-bassängen dimensioneras vanligtvis utefter maximalt designflöde och den lägsta förväntade temperaturen (Ullman 2014). Nödvändig membranyta för Tierp ARV är uppskattad av Marialke² till 41 600 m² vilket inkluderar extra behov för redundans, fördelat över fyra membrantåg med vardera fem kassetter. Dimensioneringen är gjord utifrån ett hålfibermembran av fabrikat ZeeWeed 500D-LEAP 52 från Veolia, som är marknadsledande produkt bland MBR-membran (The MBR Site 2023). Dimensionerna för varje membrantank,

² Ralf Marialke, Senior ZeeWeed Products Applications Engineer på Veolia. E-mail. 2024-04-11.

i vilka membrantågen installeras, är uppskattade av Marialke³ till 13 m i längd, 2,75 m i bredd och 3,66 m i höjd.

För att kunna behandla beräknat $Q_{\max, \dim}$ kan enligt Marialke⁴ tre trumfilter av fabrikat DF20 från nrw Anlagentechnik användas, som vardera har längd 2,76 m och bredd 1,55 m. Av den faktiska platsåtgången tillförs ytterligare 50 % omkringliggande markyta, för att möjliggöra eventuellt behov av exempelvis okulär inspektion av den maskinella utrustningen.

5.5.2 Växthusgasutsläpp

För beräkning av lustgasutsläpp har uppmätta och rekommenderade emissionsfaktorer (EF) använts. I en rapport av Chandran et al. (2010) har en EF på 0,03 % N_2O -N av inkommande N_{tot} tagits fram för ett reningsverk som opererar med efterdenitrifikation. Westling (2011) noterar dock att värdet är relativt lågt jämfört med tidigare rapporterad data. Daelman et al. (2015) rapporterar istället ett värde på 2,8 % N_2O -N av inkommande N_{tot} , som författarna påpekar är i det högre spannet relativt andra litteraturvärden. För AS har ett medelvärde av 0,03 och 2,8 % N_2O -N av inkommande N_{tot} antagits.

Sen et al. (2010) har utvecklat en modell för att kunna modellera växthusgasutsläpp från bland annat IFAS, baserat på hur mycket syre som tillförs processen. Vid ett antagande om en tillförsel av 2–3 mg/l, vilket typiskt tillämpas i avloppsreningsverk (Bengtsson et al. 2019), presenterar Sen et al. (2010) en EF på 0,94 % av inkommande TKN för IFAS. Samma värde har antagits här. För MBR har en EF på 0,005 kg N_2O /kg N_{tot} antagits, baserat på uppmätta lustgasutsläpp från sex reningsverk i Beijing (Zhou et al. 2022). Emissionsfaktorer som antagits för varje reningsteknik har sammanställts i tabell 5-15.

Tabell 5-15. Emissionsfaktorer

Reningsteknik	EF	Enhet
AS	0,01415	kg N_2O -N/kg N_{tot}
MBR	0,005	kg N_2O /kg N_{tot}
IFAS	0,00945	kg N_2O /kg TKN_{ut}

För omvandling av lustgasutsläpp till motsvarande koldioxidekvivalenter, har EF multiplicerats med lustgasens GWP på 273, enligt ekvation 5-16 för AS, ekvation 5-17 för MBR och ekvation 5-18 för IFAS.

$$CO_{2\text{-ekv}, N_2O, AS} = EF \cdot \frac{44}{28} \cdot 273 \text{ (kg } CO_{2\text{-ekv}}/N_{\text{tot}}) \quad (5-16)$$

där kvoten 44/28 är omvandlingsfaktorn av kg N_2O -N till kg N_2O (Bartram et al. 2019).

³ Ralf Marialke, Senior ZeeWeed Products Applications Engineer på Veolia. E-mail. 2024-04-11.

⁴ Ralf Marialke, Senior ZeeWeed Products Applications Engineer på Veolia. E-mail. 2024-04-19.

$$\text{CO}_{2\text{-ekv, N}_2\text{O, MBR}} = \text{EF} \cdot 273 \text{ (kg CO}_{2\text{-ekv}}/\text{N}_{\text{tot}}) \quad (5-17)$$

$$\text{CO}_{2\text{-ekv, N}_2\text{O, IFAS}} = \text{EF} \cdot 273 \cdot \frac{1}{1,6} \text{ (kg CO}_{2\text{-ekv}}/\text{N}_{\text{tot}}) \quad (5-18)$$

där kvoten 1/1,6 är förhållandet mellan TKN_{ut} och N_{tot} enligt uppmätta halter från provtagning.

Polymer

Utsläpp från polymer har beräknats för polymeren Zetag 8160, som idag nyttjas i slamförtjockningen. Zetag 8160 har ett koldioxidavtryck på 3,6 kg $\text{CO}_{2\text{-ekv}}$ /kg polymer enligt data utlämnad av tillverkaren Solensis (publiceras med tillstånd). Växthusgasutsläpp från polymer har således beräknats enligt ekvation 5-19.

$$\text{CO}_{2\text{-ekv, polymer}} = \text{polymer} \cdot 3,6 \cdot \frac{1}{\text{N}_{\text{tot}}} \text{ (kg CO}_{2\text{-ekv}}/\text{N}_{\text{tot}}) \quad (5-19)$$

där polymer syftar till hur mycket polymer som krävs för respektive reningsprocess, vilket har beräknats enligt ekvation 5-26.

Extern kolkälla

Det behövs ca 5 g COD/g denitrifierat NO_3^- (ATV-DVWK 2000) Mängden COD som behöver tillsättas i den anoxiska bassängen har därmed beräknats enligt ekvation 5-20.

$$\text{COD}_{\text{anox}} = 5 \cdot \text{N}_{\text{den}} \text{ (g/d)} \quad (5-20)$$

COD-innehållet i metanol är 1,5 g COD/g metanol (ATV-DVWK 2000), varpå metanolbehovet har beräknats enligt ekvation 5-21.

$$\text{metanol} = \frac{\text{COD}_{\text{anox}}}{1,5} \text{ (g/d)} \quad (5-21)$$

Utsläpp från metanol uppgår till 1,38 kg CO_2 / kg metanol (Gustavsson & Tumlin 2013). Beräkning av växthusgasutsläpp från tillsats av metanol som kolkälla har gjorts enligt ekvation 5-22.

$$\text{CO}_{2\text{-ekv, metanol}} = \frac{\text{metanol}}{1\,000} \cdot 1,38 \cdot \frac{1}{\text{N}_{\text{tot}}} \text{ (kg CO}_{2\text{-ekv}}/\text{N}_{\text{tot}}) \quad (5-22)$$

Membranrengöring

För MBR tillkommer emissioner från kemikalieproduktion för rengöring av membran. Utsläppsberäkningar är baserat på ett antagande om användning av oxalsyra och NaOCl. Kemikalieförbrukning (tabell 5-16) har antagits vara densamma som medelanvändningen hos

MBR-piloten i Hammarby Sjöstadverk under perioden 2017–2021 (Andersson et al. 2023). Kemikalieåtgång har beräknats utifrån rengöringsfrekvens och omskalningsfaktor mellan flödena hos Tierp och MBR-piloten (ekvation 5-23). Medelflödet i piloten var 4,37 m³/h.

Tabell 5-16. Kemikalieförbrukning

Kemikalie	Rengöringsfrekvens (l/d)	Koncentration
NaOCl	0,190	12 %
Oxalsyra	0,351	8 %

$$\text{kemikalieåtgång} = \text{koncentration} \cdot \text{rengöringsfrekvens} \cdot \text{densitet} \cdot \frac{Q_{\text{medel}}}{Q_{\text{Hammarby}}} \text{ (kg/år)} \quad (5-23)$$

där densiteten är 1,24 g/cm³ för NaOCl och 1,9 g/cm³ för oxalsyra. Produktionen av oxalsyra bidrar med ett koldioxidavtryck på 1,4 kg CO₂-ekv/kg produkt (A.SPIRE 2022) och NaOCl med 0,92 kg CO₂-ekv/kg produkt (Winnipeg u.å.). Växthusgasutsläppen har således kunnat beräknas enligt ekvation 5-24.

$$\text{CO}_{2\text{-ekv, NaOCl/oxalsyra}} = \text{kemikalieåtgång} \cdot \text{klimatavtryck} \cdot \frac{1}{N_{\text{tot}}} \text{ (kg CO}_{2\text{-ekv}}/N_{\text{tot}}) \quad (5-24)$$

5.5.3 Drift- och underhållskostnad

Kostnader som inkluderas i detta kriterium är för energianvändning, avyttring av slam, personalkostnader och kemikalier. Energianvändningen innefattar energi som krävs för luftning, omrörning, pumpning för recirkulering av slam samt slamavvattnings. Det är de huvudsakliga energikonsumerande posterna, varav övrig energianvändning såsom slamskrapning och eventuellt behov för framdrivning av vatten mellan olika processteg inte har inkluderats.

Enhetspriser som använts vid beräkning av driftkostnader för kemikalier och metanol har baserats på kostnadskalkyler som använts vid en utredning av Sweco (2013), omräknade till dagens penningvärde med prisomräknaren från SCB (u.å.b). Kostnaden för energi, polymer och omhändertagande av avloppsslammet har baserats på aktuella kostnadsuppgifter för Temab. Samtliga enhetspriser återfinns i tabell 5-17. Utifrån enhetspriserna och beräknad förbrukning har den totala kostnaden för respektive reningsteknik kunnat beräknas.

Tabell 5-17. Enhetspriser för kostnadsposter

Kostnadspost	Å-pris	Enhet
NaOCl (12 %)	5 276	kr/ton
Oxalsyra (100 %)	19 786	kr/ton
Metanol	4 309	kr/ton
Slamavyttring för avvattnat slam	1 031	kr/ton
Polymer (Zetag 8160)	52,5	kr/kg
Elenergi	0,67	kr/kWh

Personal

Personalkostnader har uppskattats utifrån beräknad arbetsinsats (h/v) (avsnitt 5.5.5) och lönestatistik från SCB. Enligt statistik från år 2022 är genomsnittlig bruttolön för drifttekniker vid vattenverk 36 300 kr/mån (SCB u.å.a), vilket motsvarar cirka 227 kr/h med ett antagande om 160 h/mån. Kostnaden för arbetsgivaren antas vara 1,75 gånger så hög som lönen. Genomsnittlig kostnad för personal kan således beräknas enligt ekvation 5-25.

$$\text{personalkostnad} = 227 \cdot \text{arbetsinsats per vecka} \cdot 52 \cdot 1,75 \text{ (kr/år)} \quad (5-25)$$

där faktorn 52 är för omvandling från h/v till h/år.

Polymer

Mängden polymer som tillsätts på Tierp ARV är beräknad till 0,4 kg/ton producerat slam (TS 3 %) för år 2023 och har antagits fortsätta gälla vid ett tillskott av bioslam från kväverening. Polymerdos har beräknats enligt ekvation 5-26.

$$\text{polymer} = 0,4 \cdot \text{SP (kg/år)} \quad (5-26)$$

Energi luftning

Elanvändning för luftning har uppskattats utifrån vilket syrebehov som krävs för att tillgodose mikroorganismerna med tillräckligt syre för nedbrytning av organiskt material och nitrifikation. Tillvägagångssättet med ekvationer är hämtat ur en rapport av Bengtsson et al. (2019). Först har syrebehovet vid faktiska processförhållanden, AOR (eng. actual oxygen requirement), beräknats som summan av syrebehovet för nedbrytning av organiskt material, AOR_{org}, och för nitrifikation, AOR_{nit}. AOR_{org} har beräknats enligt ekvation 5-27.

$$\text{AOR}_{\text{org}} = \text{BOD}_5 \cdot \left(0,56 + \frac{0,15 \cdot \text{SRT} \cdot F_T}{1 + 0,17 \cdot \text{SRT} \cdot F_T} \right) \text{ (kg O}_2\text{/d)} \quad (5-27)$$

där F_T är temperaturkorrigeringsfaktor och T är dimensionerande temperatur på 6 °C, som beräknats enligt ekvation (5-28).

$$F_T = 1,072^{(T-15)} (-) \quad (5-28)$$

Syrebehovet för nitrifikationen är 4,3 g O₂/g N (Tchobanoglous et al. 2014). Således har AOR_{nit} beräknats enligt ekvation 5-29.

$$AOR_{nit} = 4,3 \cdot N_{nit} \text{ (kg O}_2\text{/d)} \quad (5-29)$$

Därefter har AOR omvandlats till syrebehov vid standardförhållanden, SOR (eng. standard oxygen requirement). Hänsyn har tagits till syrets mättnadskoncentration, C_{∞20}^{*}, koncentrationen löst syre, DO (eng. dissolved oxygen), korrektionsfaktorer relaterade till avloppsvattnets påverkan på syrebehovet, α, och syrets mättnadskoncentration, β, temperaturkorrektionsfaktor, τ, samt tryckkorrektionsfaktor för anläggningens altitud, Ω. SOR har beräknats med ekvation 5-30.

$$SOR = (AOR_{org} + AOR_{nit}) \cdot \frac{1}{\alpha} \cdot 1,024^{(20-T)} \cdot \left(\frac{C_{\infty 20}^*}{\tau \cdot \beta \cdot \Omega \cdot C_{\infty 20}^* - DO} \right) \text{ (kg O}_2\text{/d)} \quad (5-30)$$

Uppskattning av C_{∞20}^{*} och τ har gjorts enligt ekvation 5-31 respektive 5-32:

$$C_{\infty 20}^* = C_{s20}^* \cdot \left(1 + d_e \cdot \frac{D_f}{P_s} \right) \text{ (mg/l)} \quad (5-31)$$

$$\tau = \frac{C_{sT}^*}{C_{s20}^*} (-) \quad (5-32)$$

där d_e är en korrektionsfaktor mellan 0,25–0,45, varav ett medelvärde på 0,35 antagits, D_f är installationsdjupet på luftarna som har estimerats till 3 m och P_s är standardtrycket på 1 013 hPa. Syrets mättnadskoncentration vid 20 °C, C_{s20}^{*}, och vid dimensionerande temperatur på 6 °C, C_{sT}^{*}, är inhämtade som tabellvärden på 9,08 respektive 12,44 (Bengtsson et al. 2019).

Tryckkorrektionsfaktor, Ω, har erhållits med ekvation 5-33.

$$\Omega = \frac{P_B}{P_S} (-) \quad (5-33)$$

där P_b är rådande lufttryck, uppskattat till 1 009,75 hPa med Lantmäteriets tjänst *Min Karta* utifrån att anläggningens altitud är på 26 m.ö.h. (SMHI 2024).

Korrektionsfaktorn β har antagits till 0,95 för samtliga tekniker (Tchobanoglous et al. 2014). För AS och IFAS har korrektionsfaktorn α antagits till 0,65 (ibid.). Vid hög slamhalt, som tillämpas i MBR, blir syreöverföringen sämre vilket reflekteras i lägre α-värden. Vid en slamkoncentration på 10 g/l, blir det ett cirka 40 % lägre α-värde än vid 2–4 g/l (Bengtsson et al. 2019). Ett värde på 0,35 för α har antagits för MBR. Koncentrationen DO har enligt

konvention satts till 2 mg/l för AS och MBR. Anläggningar med biofilmsbärare behöver drivas med ett högre syreöverskott än AS, för att undvika kraftiga diffusionsbegränsningar som kan uppstå i biofilmen. En löst syrekonzentration på 6 mg/l har antagits för IFAS (Christensson & Welander 2004).

Därefter har syreöverföringseffektivitet vid standardförhållanden, 20 °C och 1 atm, SOTE (eng. standard oxygen transfer efficiency) beräknats. SOTE anger hur stor andel av syret, tillfört via luftningen, som absorberas av vattenfasen och därmed kan nyttjas av mikroorganismerna. Vanligtvis används finblåsiga luftare (2–5 mm öppningar) på kommunala ARV eftersom de har en hög SOTE.

För IFAS-system tillämpas däremot i regel grovblåsiga system (5–10 mm öppningar) för att främja god omblandning av de suspenderade bärarna (Rosso et al. 2011). För finblåsiga system antas vanligtvis en SOTE på 5 %/m och 3 %/m för grovblåsiga system (Tchobanoglous et al. 2014; Sander et al. 2017). Med bärare i tanken blir SOTE något högre än utan, i och med att bärarna utgör ett slags hinder för luftbubblorna så att dess uppehållstid i bassängen ökar. Med 50 % fyllnadsgrad har SOTE antagits öka från 3 %/m till 4 %/m (Sander et al. 2017; Rosso et al. 2011). Med ett vattendjup på 3,14 m blir det en SOTE på 15,6 % för AS och MBR och 20,6 % för IFAS.

Utifrån SOR och SOTE har luftflödet (Q_L) beräknats enligt:

$$Q_L = \frac{SOR}{0,298 \cdot SOTE} \text{ (Nm}^3\text{/h)} \quad (5-34)$$

Elanvändningen har därefter beräknats genom multiplikation av luftflöde (Nm^3) och specifik energianvändning (kWh/Nm^3). Den specifika energianvändningen vid 3 m vattendjup är cirka $0,015 \text{ kWh/m}^3$ enligt Bengtsson et al. (2019).

Energi skruvpress

Skruvpressen som används för avvattning på Tierp ARV är av typen HUBER Q-press®, vilken har en strömförbrukning på $<8 \text{ kWh/tts}$ (ton ts) (Huber u.å.). Energianvändningen för avvattning har därför beräknats enligt ekvation 5-35.

$$E_{avv} = SP \cdot 0,03 \cdot 8 \text{ (kWh/år)} \quad (5-35)$$

där SP är slamproduktionen (TS 3 %). Beräkning av slamproduktionen för AS sker enligt den tyska dimensioneringsriktlinjen ATV-DVWK-A 131E (2000) i rapporten *Dimensioning of Single-Stage Activated Sludge Plants*, med den empiriska formeln i ekvation 5-36.

$$SP_{AS} = (BOD_{5,BR} + BOD_{met}) \cdot \left(0,75 + 0,6 \cdot \frac{SS_{BR}}{BOD_{5,BR}} - \frac{0,102 \cdot SRT \cdot F_T}{1 + 0,17 \cdot SRT \cdot F_T} \right) \text{ (kg/d)} \quad (5-36)$$

där BOD_{met} är mängden metanol som behöver tillsättas i form av BOD. Eftersom metanol är lättnedbrytbar (IRENA 2021) har BOD_{met} antagits kunna likställas med COD_{anox} . Beräkning av slamproduktionen för IFAS kan ske enligt ekvation 5-37. Ekvationen är given av Ødegaard och Rosen⁵. Egentligen är ekvationen anpassad för en renodlad MBBR-process, men kan vid en SRT om fyra dygn antas vara samma som för IFAS enligt Ødegaard⁶.

$$SP_{IFAS} = 0,6 \cdot \left(\frac{SS_{BR}}{BOD_{5,BR} + BOD_{met}} + 1 \right) - \left(\frac{0,72 \cdot F_T}{\frac{BOD_{5,BR}}{A_{tot, bärare}} + 1,33} \right) \text{ (kg/kg } BOD_7) \quad (5-37)$$

där $A_{tot, bärare}$ är den totala ytarean av bärrarna, beräknad utifrån specifik yta på $800 \text{ m}^2/\text{m}^3$, bärrarvolym och fyllnadsgrad på 50 % enligt ekvation 5-38.

$$A_{tot, bärare} = 800 \cdot V_{BR, IFAS} \cdot 0,5 \text{ (m}^2) \quad (5-38)$$

Slamproduktionen för MBR-alternativet inkluderar slam genererat både från förbehandling och från själva MBR-anläggningen (ekvation 5-39). Slamproduktionen över finsilen har beräknats som skillnaden mellan inkommande och utgående SS (Ødegaard 1998).

Slamproduktionen för MBR-anläggningen har beräknats utifrån specifik slamproduktion (SP_{spec}) och inkommande BOD_7 till det biologiska steget (ATV-DVWK 2000). SP_{spec} har tagits fram enligt samma princip som för AS (tabell 5-13).

$$SP_{MBR} = (SS_{in, finsil} - SS_{ut, finsil}) + SP_{spec} \cdot (BOD_{7, BR} + BOD_{met}) \text{ (kg/år)} \quad (5-39)$$

Energi omrörning

Omrörning av anoxiska bassänger har antagits vara 10 W/m^3 bassäng (Tchobanoglous et al. 2014), vilket motsvarar $0,24 \text{ kWh/m}^3$.

Energi pumpning

Energiåtgång för pumpning av returslam, RAS, och överskottslam, WAS, har antagits ha samma elenergiförbrukning per kubikmeter för samtliga tekniker. I en studie av Åmand et al. (2016) har pumpenergi för slammet på Henriksdal ARV, Käppalaverket på Lidingö och Kungsängsverket i Västerås undersökts, varav medelvärdet har nyttjats här (tabell 5-18).

Tabell 5-18. Pumpenergi för RAS och WAS

Energi	Käppala ARV (kWh/m ³)	Kungsängsverket (kWh/m ³)	Henriksdal ARV (kWh/m ³)	Medel (kWh/m ³)
Pumpning RAS	0,013	0,0202	0,006	0,0131
Pumpning WAS	0,134	0,0510	-	0,0925

⁵ Hallvard Ødegaard, professor vid Norges teknisk-naturvetenskapliga universitet. E-mail. 2024-03-20.

⁶ ibid.

Total energianvändning för pumpning av RAS och WAS har beräknats enligt ekvation 5-40.

$$E_{\text{pump,AS}} = 0,0131 \cdot Q_{\text{RAS,AS}} + 0,0925 \cdot Q_{\text{WAS,AS}} \text{ (kWh/år)} \quad (5-40)$$

där Q_{RAS} är returslamflödet och Q_{WAS} är överskottslamflödet. För AS och IFAS har Q_{RS} likställts med inkommande flöde (Emanuelsson 1994). För MBR har ett returslamflöde på $3 \cdot Q_{\text{medel}}$ har antagits (Andersson et al. 2023). Eftersom TS-halten för överskottslammet är så lågt, har Q_{WAS} antagits ha samma densitet som vatten (1 ton/m^3) och således har Q_{WAS} likställts med slamproduktionen.

För MBR tillkommer även pumpning av permeat. Energiåtgången har antagits till $0,007 \text{ kWh/m}^3$ eftersom det är genomsnittsförbrukningen hos MBR-installationer enligt en litteratursammanställning av Krzeminski et al. (2012).

Energi membranluftning och trumfilter

För MBR tillkommer elförbrukning för membranluftning samt backspolning och rotering av trumfilter. Energianvändning för membranluftning skiljer sig kraftigt mellan anläggningar. För befintliga MBR-anläggningar i fullskala har en elanvändning mellan $0,1\text{--}0,7 \text{ kWh/m}^3$ observerats, beroende på hur energioptimerad luftningen är (Krzeminski et al. 2012; Bengtsson et al. 2017). I denna studie har ett värde på $0,3 \text{ kWh/m}^3$ antagits för att ta hänsyn till att teknikutvecklingen går mot en allt lägre energianvändning samt att den antagna omfattande instrumenteringen (se avsnitt 5.5.5) minskar energibehovet (Andersson et al. 2019). Enligt Marialke⁷ har tre trumfilter av modell DF20 (se avsnitt 5.5.1) en energiåtgång på 25 W för vardera trumfilter, vilket blir en total elförbrukning av 219 kWh/år .

5.5.4 Kapitalkostnad

För att jämföra kapitalkostnader, summan av avskrivningar och ränta, har annuitetsmetoden tillämpats. Investeringens kapitalkostnader slås då ut med lika stora årliga belopp under hela nyttjandeperioden (avskrivningstid), vilket benämns som annuiteter. För att ta hänsyn till avkastningskrav, används en kalkylränta vid beräkning (Ljung & Högberg 1996). I analysen har en kalkylränta på 3% använts (Carlsson et al. 2017). Annuitetsfaktorn har beräknats enligt ekvation 5-41 (Naturvårdsverket 2003):

$$\text{annuitetsfaktor} = \frac{r \cdot (1+r)^t}{(1+r)^t - 1} \quad (5-41)$$

där r är kalkylränta ($\%/100$) och t är avskrivningstid (år). Den årliga kapitalkostnaden för investeringen har därefter beräknats med hjälp av annuitetsfaktorn och investeringskostnaden enligt ekvation 5-42 nedan (Naturvårdsverket 2003).

$$\text{årlig kapitalkostnad} = \text{annuitetsfaktor} \cdot \text{investering (kr/år)} \quad (5-42)$$

⁷ Ralf Marialke, Senior ZeeWeed Products Applications Engineer på Veolia. E-mail. 2024-04-19.

Antagande kostnadskalkyl

De kostnader som inkluderats är schaktning och betongstrukturer för etablering av anoxisk bassäng, maskinell utrustning, instrumentering (övervakning och styrning av process), entreprenad (etablering, bodar, försäkringar, arbetskostnader et cetera), konsulter (stöd under byggskede, upprättande av handlingar et cetera) samt eventuella oförutsedda kostnader (Sweco 2013). Befintliga biologiska bassänger för luftning och sedimentering har antagits kunna behållas i sin nuvarande storlek.

Kostnader för installationsarbete av maskinell utrustning är exkluderat. Befintlig utrustning har antagits kunna fortsätta nyttjas vid införande av kväverening. Maskinkostnader är uppskattade av leverantörer (budgetpris) alternativt baseras på prisuppgifter från liknande anläggningar. Priser som är inhämtade i euro har omvandlats till svenska kronor med årets aktuella valutakurs (Exchange Rates UK 2024a; Exchange Rates 2024b). I de fall kostnader har inhämtats från tidigare år har prisomräknaren från SCB (u.å.) använts för att räkna om till dagens penningvärde.

För resterande kostnadsposter har övergripande antaganden i form av schablonkostnader använts, vilka listas nedan:

- Entreprenörkostnader har antagits utgöra 40 % av maskinkostnaden (Sweco 2013).
- Kostnadspåslag för konsulter har antagits till 20 % av entreprenadkostnader (Sweco 2013).
- För eventuella oförutsedda tillkommande kostnader har 25 % adderas, enligt praxis i tidig projekteringsfas (Ernst et al. 2020).

Avskrivningstider som har använts i kostnadskalkylen presenteras i tabell 5-19. Vid studier av ett flertal VA-verksamheter i Sverige har Haraldsson (2015) redovisat vilka nyttjandeperioder för som tillämpas för olika komponenter i avloppsreningsverk. Utifrån dessa har avskrivningstider för blåsmaskin, luftarsystem, omrörare, permeatpump och betongkonstruktioner antagits.

Avskrivningstid för trumfilter anpassad efter att kostnadsuppskattningen inkluderar ett extra trumfilter för redundans. Avskrivningstid på biofilmsbärare för IFAS-processer har antagits utifrån en genomsnittlig observerad livstid på över 20 år (Andersson et al. 2023). Membran i MBR-anläggningar brukar ofta bytas efter 10 år eftersom leverantörens garantitid oftast löper ut då, samtidigt som god funktion har uppvisats i upp till över 20 år (ibid.). Ett snittvärde har därför antagits. Avskrivningstider för konsulter, entreprenörer och oförutsedda kostnader har förenklat antagits som medelvärdet över avskrivningstiderna för de materiella komponenterna.

Tabell 5-19. Avskrivningstider

Komponent	Avskrivningstid (år)
Maskiner (blåsmaskin, luftare, omrörare)	15
Permeatpump	15
Trumfilter	20
Instrumentering	5
Suspenderade bärare (IFAS)	20
Membran (MBR)	20
Betongkonstruktioner	50
Konsulter, entreprenörer, oförutsett	21

Konstruktion anoxisk bassäng

Försäljningspriser för utgrävningsarbete och etablering av betongstrukturer för den anoxiska bassängen är från Skanska och har försetts av Töndel⁸. De innefattar jordschakt med borttransport av massor till deponi samt betongarbete (tabell 5-20). Ingen utvärdering av platsspecifika markförhållanden har gjorts, vilket innebär att ytterligare kostnader såsom för sponter eller andra stödkonstruktioner kan tillkomma.

Tabell 5-20. Kostnad för jordschakt, deponi och betongarbete vid konstruktion av anoxisk bassäng

	Betongarbete (kr)	Jordschakt och deponi (kr)	Total (kr)
MBR	393 114	146 966	540 080
AS och IFAS	818 253	284 926	1 103 178

Instrument för övervakning och styrning av processen

Cirka pris på instrument är från MJK Automation och har delgetts av Jansson⁹ (tabell 5-21). Användningen och därmed kostnaden för pH-givare gäller endast för MBR (se avsnitt 4.2).

Tabell 5-21. Kostnader för instrument

Instrument	Kostnad (kr)
Nitrat	27 000
Ammonium	27 000
Temperatur	5 500
Syre/slamhalt	80 000
pH	20 000

⁸ Skjalg Töndel, kalkylingenjör på Skanska Sverige AB. E-mail. 2024-04-26.

⁹ Marcus Jansson, teknisk säljare MJK Automation. E-mail. 2024-05-17.

Omrörare

Kostnaden för omrörare har beräknats med 27,8 €/m³ bassäng inhämtat från Verrecht et al. (2010), vilket i dagens penningvärde motsvarar 362,0 kr/m³ bassäng.

Bärare och grovblåsiga luftare

För IFAS tillkommer kostnad för suspenderade biofilmsbärare samt att de nuvarande finblåsiga luftarna behöver bytas ut mot grovblåsiga, för att få god omblandning av bärarna. En leverantör på marknaden har angett spannet 6 000–11 000 kr/m³ för suspenderade bärare. Ett antagande om 8 500 kr/m³ har gjorts samt att luftningsbassänger behålls i befintlig storlek. Kostnaden för grovblåst luftarsystem av modell iCBA från ATEK Avvattningsteknik har uppskattats av Eriksson¹⁰ till 830 000 kr baserat på SOTE och bassängdimensioner för IFAS.

Trumfilter, membran, permeatpumpar och membranluftare

För MBR tillkommer kostnader för permeatpumpar, membran, trumfilter samt grovblåst luftarsystem för avlägsning av biofilm på membranen. Finblåsiga system kan inte ombesörja de mekaniska krafter som krävs för att ta bort de vidhäftade beläggningarna (Bengtsson et al. 2019). Membrantankarna kan enligt Marialke¹¹ placeras i de befintliga sedimenteringsbassängerna, då dimensionerna lämnar utrymme för parallell placering av två membrantankar i vardera bassäng. Alltså kräver konverteringen från sedimentering till membranfiltrering inga ingrepp i betongkonstruktion.

I tabell 5-22 redovisas kostnad för permeatpumpar, utefter prisuppgifter från olika leverantörer sammanställda av Verrecht et al. (2010) samt membrankostnad uppskattad av Marialke¹².

Tabell 5-22. Enhetspriser omvandlade till kronor och dagens penningvärde

	Euro		SEK	
	Å-pris	Enhet	Å-pris	Enhet
Permeatpumpar	58,8	€/ (m ³ /h)	765,7	kr/(m ³ /h)
Membran	45,0	€/m ²	510,8	kr/m ²

Kostnaden för membranluftare av modell iCBA från ATEK Avvattningsteknik har utifrån SOTE och bassängdimensioner beräknats till 440 000 kr av Eriksson¹³. Kostnad för fyra trumfilter av modell DF20 (tre i drift plus en extra) har uppskattats av Marialke¹⁴ till cirka 250–300 k€. Ett genomsnittligt värde på 275 k€ har antagits, vilket motsvarar 3,2 Mkr.

¹⁰ Johan Eriksson, VD på ATEK Avvattningsteknik AB. E-mail. 2024-04-18.

¹¹ Ralf Marialke, Senior ZeeWeed Products Applications Engineer på Veolia. E-mail. 2024-04-10.

¹² ibid.

¹³ Johan Eriksson, VD på ATEK Avvattningsteknik AB. E-mail. 2024-04-18.

¹⁴ Ralf Marialke, Senior ZeeWeed Products Applications Engineer på Veolia. E-mail. 2024-04-10.

5.5.5 Arbetsinsats

Driften i form av övervakning och styrning medför generellt en arbetsinsats, men i och med de skärpta utsläppskraven som förväntas gälla för kväve framöver kan med fördel en mer komplex processtyrning införlivas för att möjliggöra optimal drift. Det är svårt att tillgodoses med traditionell manuell övervakning och styrning, som inte kan följa och anpassa processerna efter de ständigt dynamiska variationerna i inkommande belastning (Carlsson & Hallin 2003; Andersson et al. 2019). Med ett antagande om automatiserad processtyrning, antas övervakning och styrning inte medföra någon ytterligare personalinsats för Tierp ARV. Arbetsinsatsen inkluderar i denna studie därför endast det samlade behovet av underhåll.

Förebyggande underhåll givare

Givare som antagits behöva för att säkerställa en optimal kväverening i en automatiserad processtyrning är för mätning av slamhalt, temperatur, DO samt koncentration av NO_3^- och NH_4^+ (se mer avsnitt 2.4.4). Andersson et al. (2019) har dokumenterat hur frekvent givare till DO, slamhalt och NH_4^+ på olika reningsverk underhålls, baserat på ett enkätutskick till ett antal olika kommunal avloppsreningsverk. De flesta verken rengör samtliga givare en gång i veckan, varav samma behov antagits gälla här. I brist på information om tidsåtgång för rengöring, vilket beror på kompetens och åtagande hos personal, har ett antagande om att en halvtimme per rengöringstillfälle behövs. Det motsvarar en arbetsinsats om 0,5 h/v.

En majoritet av tillfrågade reningsverk kalibrerar givarna mer sällan än en gång per månad, varav allt för frekvent kalibrering ökar risken för felkalibrering som introducerar en konstant avvikelse i givare. Samtidigt krävs regelbunden kalibrering för att upprätthålla hög mätvärdesnoggrannhet, vilket är särskilt viktigt för att kunna möta låga utsläppskrav (Andersson et al. 2019). Kalibrering har därför antagits behöva genomföras en gång per kvartal. Ammoniumgivare behöver kalibreras mer regelbundet, vanligtvis varannan till var fjärde vecka eftersom givarna driver med tiden (Andersson et al. 2023). Ett antagande om att kalibrering kommer att krävas var tredje vecka har gjorts. Enligt Andersson et al. (2023) är kalibreringen tidskrävande eftersom den måste genomföras med stor noggrannhet för att inte kalibrera fel. I brist på ytterligare specifikationer har kalibreringen antagits ta en timme per tillfälle.

Enligt en rapport av Ahlström (2018), som i sin tur baserat på sin data på opublicerat material från projektet IRPA (se mer avsnitt 2.4.4), sker byte av utbytbara delar för givare till DO, slamhalt och NH_4^+ mindre än en gång per månad baserat på ett enkätutskick till 38 olika reningsverk. Ahlström (2018) nämner även att annat ospecificerat underhåll förekommer med olika frekvenser. För att ta hänsyn till detta har ytterligare en halvtimme per vecka för DO-givare, slamhaltsgivare och ammoniumgivare adderats. Ofta används jonselektiv givare både för både mätning av NH_4^+ och NO_3^- . Samma arbetsinsats har därför antagits krävas för nitratgivare.

Instrumentering för temperatur kräver enligt Andersson et al. (2019) sällan underhåll. Emellanåt krävs möjligtvis rengöring för att avlägsna ytlig beläggning. Ett antagande har

gjorts om att ett rengöringstillfälle per varannan vecka på en halvtimme behövs, vilket motsvarar en personalinsats på 0,25 h/v. Flödesgivare kräver periodisk rengöring och har antagits behöva ske varannan vecka. Kalibrering har likt de andra instrumenten antagits behövas en gång varje kvartal, vilket motsvarar en arbetsinsats på 0,33 h/v.

För MBR har ett 10 % lägre underhållsbehov för givarna antagits, eftersom inkommande vatten har förbehandlats med finsil och därför bör ge upphov till lägre mängder beläggningar på instrumenten. I MBR-anläggningar tillkommer även pH-mätning (avsnitt 4.2). pH-mätaren antas behöva underhåll i form av kalibrering en gång per kvartal, baserat på underhåll som gjorts på MBR-piloten på Kalmar Vatten (Ullman 2014). Vid avsaknad av ytterligare specifikationer kring tidsåtgång har kalibreringen antagits vara 1 timme per tillfälle, vilket motsvarar 0,077 h/v. För att ta hänsyn till att rengöring kan komma att behövas, har en arbetsinsats på 0,1 timme per vecka antagits.

Avhjälpare underhåll givare

Med ett antagande om utförligt preventivt underhåll kan tidsåtgången för det avhjälpare underhållet, i form av reparation eller andra åtgärder efter det att en mätutrustning visar på felaktiga mätvärden, antas vara marginellt och endast ett schablonvärde kommer adderas. Det avhjälpare underhållet har antagits bidra med ytterligare 10 % i tidsåtgång.

Underhåll membran och trumfilter

Membranrengöringen har antagits kunna ske direkt i MBR-bassängen, två gånger per år. Enligt erfarenheter från MBR-piloten från Hammarby Sjöstadswerk, där proceduren till stora delar var automatiserad, krävdes noggrann planering och vissa manuella ingrepp. Eftersom inga ytterligare specifikationer kring exakt antal timmar som åtgick, har ett antagande gjorts om att en hel arbetsdag (8 timmar) behövs för planering samt ytterligare en halv arbetsdag under själva rengöringen.

Den okulära besiktningen av membranen kan till en början behöva ske ungefär var tredje månad enligt Ullman¹⁵, som uppskattar att varje besiktning tar cirka en halv arbetsdag. Underhåll för förbehandling med trumfilter har antagits vara försumbar (nrw Anlagentechnik 2015).

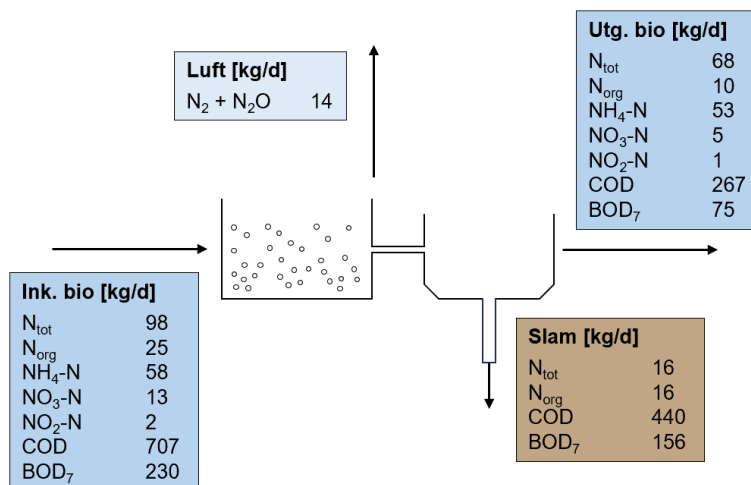
¹⁵ Regine Ullman, VD på Regine Ullman VA-processer AB. Digitalt möte. 2024-03-22.

6. MASSBALANSER OCH AVSKILJNING I NUVARANDE BIORENING

Följande avsnitt redovisar resultat för massbalanser och avskiljningsgrader för N_{tot} , $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, COD och BOD_7 över det biologiska reningssteget, utifrån uppmätta halter från provtagning. Avskiljning av COD och BOD_7 presenteras i massbalanser eftersom dessa är av intresse för Temab. Eftersom fokus emellertid har varit på kväve, har de inte behandlats för vidare analys. Vid en implementering av kväverening, kommer luftningsbassängerna att nyttjas för nitrifikation. Därför följer en diskussion i avsnitt 6.3 om nuvarande eventuella inverkande faktorer på nitrifikationen. Mätdata och beräkningar av massflöden för inkommande och utgående vatten återfinns i tabell B-2 och B-3.

6.1 MASSBALANSER

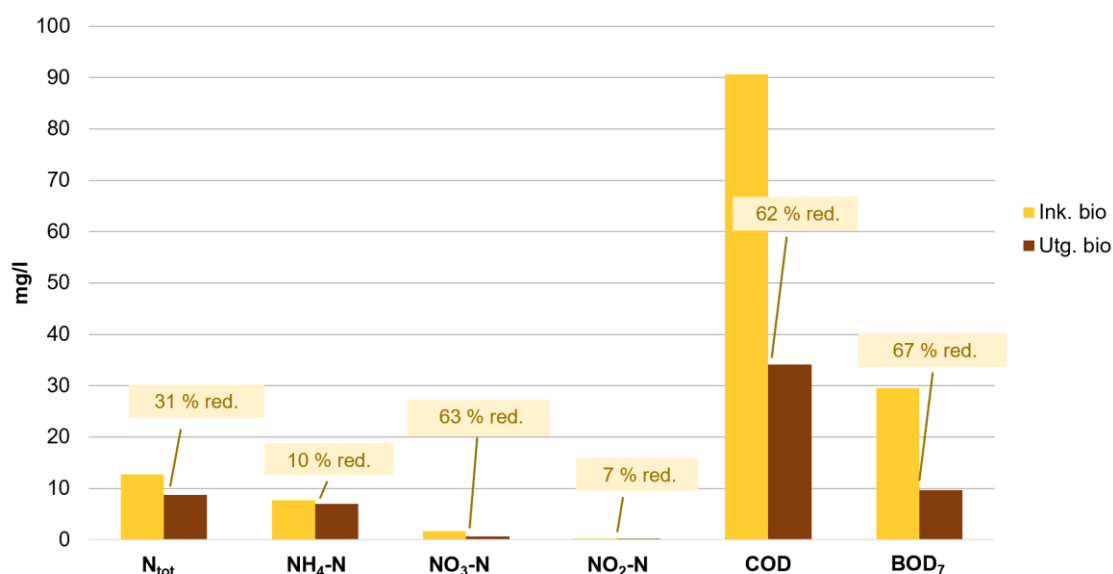
I figur 6-1 redovisas massbalanser över det biologiska reningssteget. Halterna av N_{tot} har minskat med 30 kg/d, dels genom att ha avgått i gasform till luft, dels assimilerats i slam. Den kväveform som förekommer i högst koncentration i inkommande avloppsvatten är $\text{NH}_4\text{-N}$. En minskning av 5 kg $\text{NH}_4\text{-N}$ /d sker över biosteget, varav huvuddelen bör nitrifieras till NO_3^- till följd av syresättningen medan en försumbar andel assimileras i slammet och en viss andel omvandlas till lustgas. Halterna $\text{NO}_3\text{-N}$ minskar med 8 kg/d, vilket tyder på att en viss denitrifikation förekommer. Mängden N_{org} , och därmed N_{tot} , som hamnar i slammet utgör 16 % av inkommande N_{tot} , vilket överensstämmer med teori som säger att cirka 10–30 % av kväve assimileras i slammet.



Figur 6-1. Massbalanser över det biologiska reningssteget.

6.2 REDUKTION

I figur 6-2 redovisas reduktionen över de biologiska bassängerna. Av kväveformerna sker ungefär lika hög reduktion av $\text{NH}_4\text{-N}$ som $\text{NO}_2\text{-N}$, båda strax under 10 %. Reduktionen av $\text{NO}_3\text{-N}$ är omkring sex gånger högre, räknat i procentenheter. Både COD och BOD_7 har en avskiljningsgrad >60 %.



Figur 6-2. Inkommande och utgående halter med reduktionsgrad (red.).

6.3 NUVARANDE NITRIFIKATION

Den lägre reduktionsgraden av NH₄-N relativt NO₃-N tyder på att denitrifikation premieras över nitrifikation. Vid integrering av kväverening i nuvarande biologiska reningssteg, bör enbart nitrifikation äga rum i det luftade steget och denitrifikationen i en miljö anpassad för denitrifierarna i en tillkommande anoxisk bassäng. Den låga nitrifikationen relativt denitrifikationen kan bero på ett flertal orsaker, varav några potentiella förklaringar listas nedan.

Troligtvis hämmas nitrifikationen av det kalla avloppsvattnet, som under provtagningsperioden under februari och mars uppmättes till strax över 6 °C. Betydligt högre reaktionshastigheter observeras under sommarmånaderna då mindre tillskottsvatten når reningsverken och vattentemperaturerna är högre (Stenström et al. 2017). Särskilt hög nitrifikation har observerats hos Tierp ARV under augusti, med en tre gånger så hög avskiljning av NH₄-N jämfört med vinter- och snösmältningssäsongen i februari och mars (bilaga D).

Denitrifikationen missgynnas visserligen också av låga temperaturer, men har enligt Johannessen et al. (2020) dubbelt så hög reaktionshastighet som nitrifikationen vid 6 °C. Emellertid bör bassängen ha tillräckliga dimensioner för att erhålla en tillräcklig SRT och gynna nitrifikation i den mån det är möjligt i rådande temperaturer (se avsnitt 7.1). En ännu högre SRT skulle visserligen kunna åstadkommas genom att exempelvis minska uttaget av överskottslam, men samtidigt ökar det risken för dåliga sedimenteringsegenskaper, som slamsvällning och slamflykt (Chen et al. 2020).

En trolig anledning till den låga nitrifikationen kan bero på att nitrifierarnas syrebehov är högre än vad som tillförs processen. Det impliceras av massbalanserna som visar att denitrifikation förekommer i relativt hög utsträckning, vars process kräver anoxiska eller i alla

fall suboxiska förhållanden. Ytterligare en faktor som påverkar nitrifikationen är pH. Under provtagningen mättes inte pH, men har under perioden 2021–2023 uppmätts till mellan 7,2–8,1. Massone et al. (1998) redovisar ett snävt optimalt pH-intervall för nitrifikation mellan 7,6–8,5, med en nitrifikationshastighet som halverats redan vid pH 7,4. Denitrifikationen däremot har ett bredare pH-intervall mellan 7–9, som innefattas av uppmätt intervall. Det är därför troligt att nitrifikationen, till skillnad från denitrifikation, i alla fall tidvis missgynnas av rådande pH.

6.4 OSÄKERHETER I INDATA

Stickprovtagning, som massbalansberäkningarna baserats på, ger enbart en ögonblicksbild över hur belastningen ser ut. Prover togs under olika tider under förmiddagen, mellan kl. 09–13:30, vilket innebär att hela spektrumet över dygnsvariationer inte inbegrips av mätningarna, då de högsta belastningarna i regel uppträder omkring kl. 16 och de lägsta runt kl. 04 på morgonen (Svenskt Vatten 2015). Dessutom har försöken endast genomförts under en begränsad tid som endast visar belastning och reduktion under vintersäsong. För att kunna ge en helt rättvis utvärdering av den biologiska reningen, bör därför en mer omfattande provtagningskampanj genomföras.

Det finns flera möjliga osäkerheter i provhanteringen som kan ha bidragit till en viss avvikelse i resultat från verklig halt. Analyserna genomfördes metodiskt och noggrant, men inom ramen för den mänskliga felfaktorn. Det kan innefatta otillräcklig rengöring av kyvett innan spektrofotometrisk analys, så att eventuella fingeravtryck kan ha påverkat analysen. För vissa parametrar skulle en reagens blandas med provet, så ifall omskakningen varit otillräcklig kan det ha påverkat resultatet.

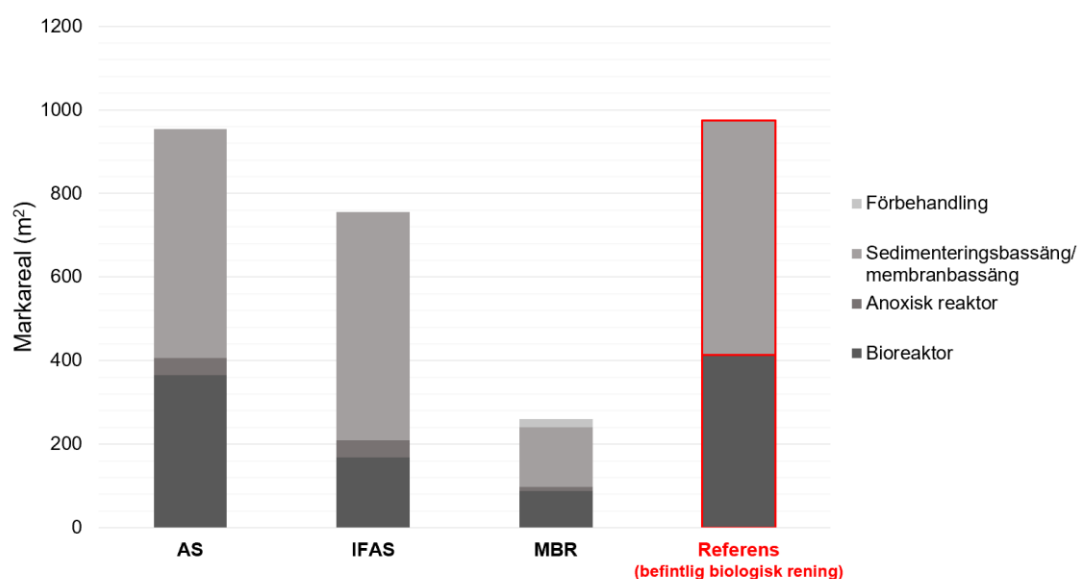
Volymerna är små och behöver därför vara precisa, vilket innebär att eventuell inadekvat pipettering skulle kunna ge en betydande avvikelse. Till en början användes samma pipettopp genom hela provtagningstillfället, vilket innebär att det kan ha skett en viss kontaminering. Pipettoppen torkades visserligen av efter varje pipettering, men för att helt säkerställa att ingen blandning mellan reagenser och avloppsvattenprov kunde ske användes vid de senare provtillfällena olika pipettoppar för olika reagenser. Därtill kan andra omkringliggande faktorer ha påverkat analysen, som inte är relaterat till felhantering under provtagning. Som exempel genomfördes under helgen den 2–3 mars piggnings (mekanisk rensning av avloppsrör) av en stamledning till verket. Resultatet från den nästkommande provtagningen den 5 mars visade dock inte på några särskilt avvikande resultat.

7. UTFALLET AV MULTIKRITERIEANALYSEN

I följande avsnitt presenteras resultat och diskussion för multikriterieanalysen. Prestation redovisas och diskuteras separat för vardera kriterium i avsnitt 7.1–7.5, med en sammanställning av viktat resultat i avsnitt 7.6 och känslighetsanalyser i avsnitt 7.7. Det bör noteras att jämförelsen är begränsad till de antaganden och avgränsningar som gjorts inom ramen för studien. Dessutom pågår en ständig teknikutveckling, särskilt för MBR och IFAS, som innebär att resultaten endast bör ses som relativa utifrån rådande tillgänglig kunskap.

7.1 PLATSÅTGÅNG

Figur 7-1 visar att samtliga undersökta kvävereningstekniker underskrider nuvarande storlek på biologiska bassänger hos Tierp ARV, trots den tillkommande anoxiska bassängen. Även sett till de enskilda bassängerna är platsbehovet för luftningsbassänger respektive sedimenteringsbassänger mindre än de befintliga. Den anoxiska bassängen är betydligt mer kompakt än övriga bassänger och utgör endast mellan 4–5 % av det totala ytbehovet. Det beror främst på den högre tillväxthastigheten hos denitrifierare, vilket tillåter mindre bassängvolym.



Figur 7-1. Beräknad platsåtgång (m²).

I och med att MBR kan drivas med en högre slamhalt, gör tekniken anspråk på en betydligt mindre markareal än både AS och IFAS. Vid beräkningar antogs en tre gånger så hög slamhalt som för AS, vilket resulterade i ett 70 % lägre markbehov än för AS och 63 % lägre än för IFAS. Det kan sättas i relation med en jämförande analys av Bengtsson et al. (2017), i vilken volymen för MBR beräknats vara 55 % lägre än för AS och 36 % lägre än för IFAS. Den lägre skillnaden i platsbehov beror troligtvis främst på att en lägre slamhalt användes i beräkningarna.

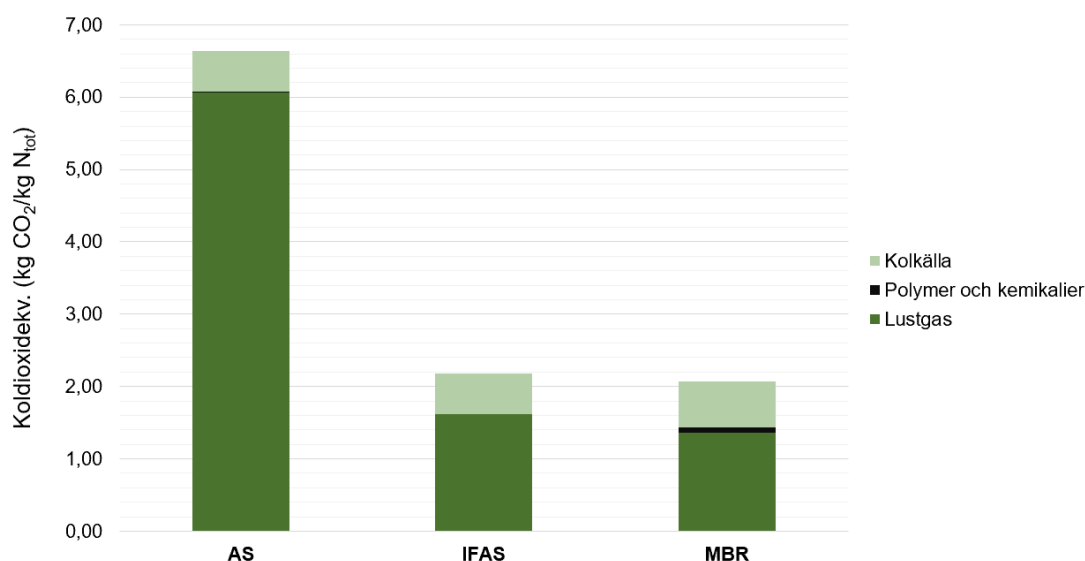
Beräknat platsbehov för IFAS är i sin tur lägre än för AS, vilket beror på att det uppstår en högre biologisk aktivitet i IFAS på grund av de suspenderade bärarna. Därmed kan IFAS

drivas med en lägre SRT och följaktligen göras mer kompakt. Markbehovet har beräknats vara en femtedel lägre för IFAS än för AS.

Vid bedömning av kriteriet har nödvändigt platsbehov jämförts. Eftersom behövd storlek på luftnings- och sedimenteringsbassänger underskrider de befintliga, för samtliga tekniker, är det möjligt att fortsätta nyttja de biologiska bassängerna som de är. Det skulle i realiteten innebära att endast storleken av den tillkommande anoxiska bassängen samt trumfiltret för MBR skulle skilja alternativen åt i platsåtgång, som är 41,3 m² för AS och IFAS och 29,6 m² för MBR. Den stora fördelen med MBR som en platseffektiv process blir då inte lika påtaglig. Samtidigt vägs det upp av att det för MBR finns ett större utrymme för kapacitetsökning.

7.2 VÄXTHUSGASUTSLÄPP

Beräknade växthusgasutsläpp framgår av figur 7-2. Växthusgasutsläppen är cirka tre gånger så höga för AS som för IFAS och MBR, vilket kan tillskrivas de tre gånger så höga lustgasutsläppen med AS. Lustgasemissionerna utgör mellan 65–91 % av de totala utsläppen från de undersökta teknikerna. Det kan jämföras med tidigare uppskattningar, där lustgasutsläpp har rapporterats utgöra upp till över 80 % av avloppsreningsverks totala koldioxidavtryck (Yang et al. 2022). Övriga utsläpp är likvärdiga i omfång för de olika teknikerna och härstammar i huvudsak från tillverkning av kolkälla. Endast ett fåtal procent utgörs av produktion av polymer och rengöringskemikalier.



Figur 7-2. Beräknat växthusgasutsläpp (CO₂-ekv/N_{tot}).

För beräkning av lustgasutsläpp användes emissionsfaktorer, som är en uppskattning av mängden utsläpp baserat på inrapporterade värden från reningsverk. Dock skiljer sig utsläppen kraftigt mellan olika anläggningar, där bland annat driftsätt och dynamik i inkommande belastning spelar en betydande roll. Arnell (2013) menar därför att endast mätningar på reningsverket i fråga kan på ett tillförlitligt sätt kvantifiera lustgasproduktionen. Denna studies resultat över växthusgasutsläpp är därför förenade med stora osäkerheter och

ger endast en indikation på vilka emissioner som kan förväntas. I huvudsak bör de utläsas enkom som en jämförelse teknikerna emellan.

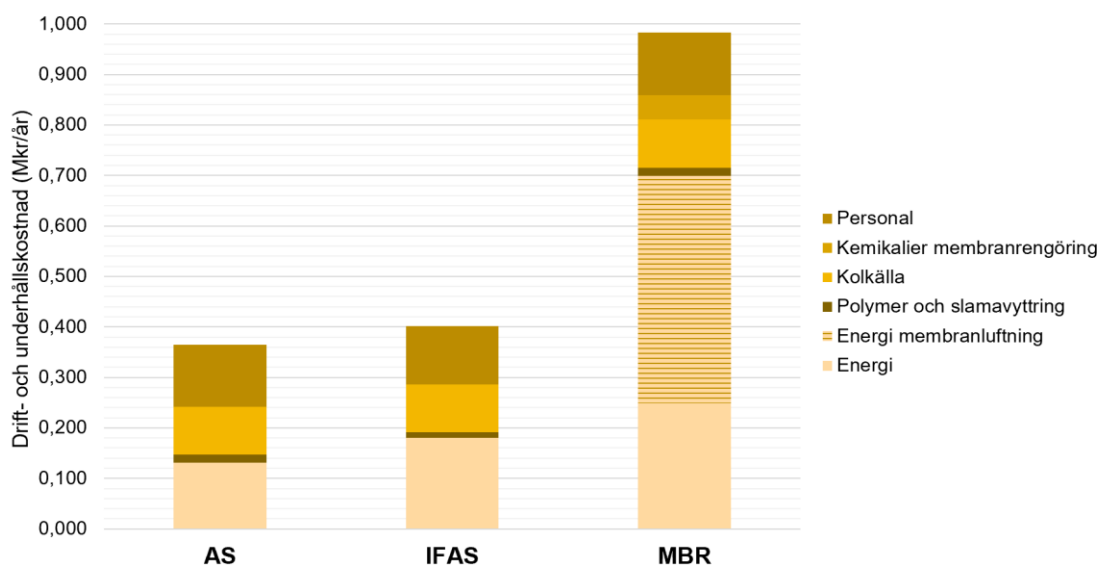
Bakomliggande orsaker till lustgasproduktion är många och kunskapsläget bakom är ännu under utveckling (Yang et al. 2022). Lägre utsläpp har rapporterats från biofilmsystem än aktivslamsystem, vilket enligt en förklaringsmodell beror på att både anaeroba och aeroba förhållanden uppstår i biofilmer. Således kan producerad N_2O i bioreaktorn konsumeras av heterotrofa denitrifierare i det inre, anaeroba skiktet av biofilmen. Det är nämligen endast fullständig denitrifikation som kan reducera N_2O till N_2 (ibid.). I AS hämmas däremot denitrifikationen i luftningsbassängen till följd av avsaknad av biofilm, så att N_2O avgår från systemet utan att först ha reducerats till N_2 (Yang et al. 2022; Stenström et al. 2017). Därav de högre lustgasemissionerna från AS.

I detta kriterium gjordes en avgränsning så att endast lustgasutsläpp från processbiologin samt koldioxidemissioner vid tillverkning av insatsvaror bedömdes. Emissioner av metan har negligerats enligt riktlinjer av IPCC (Bartram et al. 2019) eftersom ingen rötning förekommer på Tierp ARV. En betydande andel metan har emellertid rapporterats emitteras från reningsverkets luftade delar (Arnell 2013). Om det härstammar från produktion i ledningsnät eller från rötkammaren via rejektvatten finns dock ännu väldigt lite kunskap om, även om viss kartering har genomförts. Enligt en australisk mätning av metankoncentrationen i ledningsnätet, gavs slutsatsen att en betydande metanproduktion sker i ledningsnätet och därför bör omfattas vid inrapportering av utsläppsdata (ibid.). Arnell (2013) menar dock att det ännu finns för få data, för att på ett tillförlitligt sätt kunna uppskatta mängden metanproduktion från ledningsnät.

För bedömning av koldioxidutsläpp från kolkälla har metanol använts, eftersom det är den mest använda kolkällan då den är både billig och lättnedbrytbar. Samtidigt är den av fossilt ursprung och bidrar därför med ett förhållandevis stort koldioxidavtryck (Gustavsson & Tumlin 2013). Som alternativ finns icke-fossila kolkällor såsom avfallsfraktioner från industrier och restprodukter från bioråvaror. Växthusgasutsläpp vid produktion av dessa antas vara av biogen härkomst och bidrar därför inte till de totala utsläppen (Carlsson & Hallin 2003; Tumlin et al. 2014). De totala växthusgasutsläppen för studerade tekniker skulle vid användning av en icke-fossil kolkälla således kunna minskas med mellan 8–21 %.

7.3 DRIFT- OCH UNDERHÅLLSKOSTNADER

I figur 7-3 redovisas resultatet från beräknade drift- och underhållskostnader. Kostnaderna för MBR är omkring 2,5 gånger så höga som för AS och IFAS. Den största kostnadsposten är energiproduktionen, som för AS och IFAS utgör knappt hälften av de totala driftkostnaderna medan den för MBR uppgår till 85 %. Resterande kostnader åtgår primärt för personal och kolkälla och för MBR även för membranrengöring.



Figur 7-3. Beräknade drift- och underhållskostnader (Mkr/år).

Det betydligt högre energibehovet för MBR än för AS och IFAS beror till viss del på den högre dimensionerande slamhalten. Den önskas hållas hög på grund av att det minimerar ytbehovet samtidigt som det blir på bekostnad av ett högre energibehov för de biologiska processerna. Den huvudsakliga energiförbrukande posten är emellertid membranluftningen för att avlägsna ytliga beläggningar på membranen, vars höga kostnadsandel illustreras i stapeldiagrammet i figur 7-3. Membranluftningen utgör 64 % av den totala energianvändningen vid antagandet om 0,3 kWh/m³.

IFAS har i sin tur högre driftkostnader än AS. Det beror både på att högre halter löst syre behöver tillföras processen för att genomtränga biofilmen, samt att det grovblåsiga luftningssystemet som krävs för omblandning av bärarna har lägre syreöverföringseffektivitet.

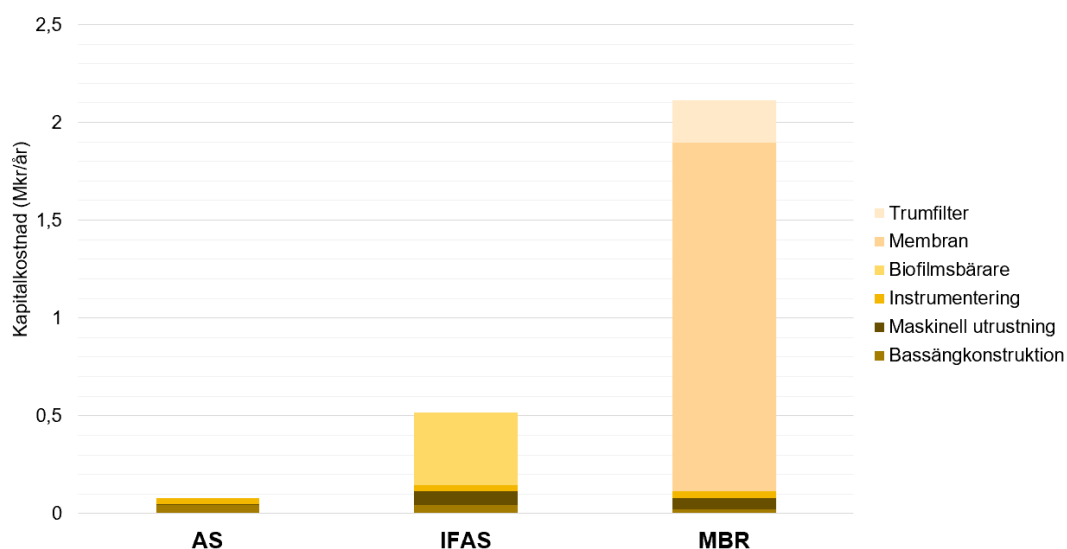
Det bör noteras att beräknade kostnader är grova uppskattningar, varav ytterligare utredningar krävs för att få ett bättre dataunderlag. Det finns ett flertal osäkerheter som kan påverka kostnaden för insatsvaror, såsom att prisbild är svårt att bedöma framöver. Det skiljer sig dessutom mellan olika leverantörer samt att vissa kostnadsdata är inhämtad från andra länder, vilka kan ha en annan prissättning. Dessutom beror indata till beräkningar av beräknat energibehov och slamproduktion, vilket i sig innehåller osäkerheter. Kostnader för metanol och kemikalier har räknats om till dagens penningvärde med SCB:s prisomräknare. Denna är dock baserad utifrån konsumentprisindex och är inte anpassad efter prisutvecklingen för specifikt metanol och kemikalier, vilket därför också kan bidra som felkälla.

Mängden metanol som behöver tillsättas har beräknats utifrån antagandet att all kolkälla i inkommande avloppsvatten förbrukas i luftningsbassängen. En del kolkälla kommer dock kunna passera den aeroba bassängen utan att konsumeras av mikroorganismerna och därmed leda till ett lägre kolkällebehov än uppskattat i denna studie. Dessutom åtgår mindre kol hos den aeroba metabolismen vid lägre SRT (Mannina et al. 2018), vilket innebär att mindre kolkälla behöver doseras i IFAS jämfört med AS.

För beräkning av kemikalieåtgång för MBR användes piloten på Hammarby Sjöstadverk som referens. Troligtvis kommer dock mer kemikalier åtgå eftersom avloppsvattnet på Tierp ARV har en lägre temperatur, som innebär att membranerna förmodligen kommer att sättas igen snabbare till följd av den högre viskositeten. Samtidigt visar tester från piloten att det är möjligt att minska på kemikalieanvändningen utan att bekosta någon kapacitetsminskning hos membranerna (Andersson et al. 2023). Det är därför svårt att bedöma exakt hur stor kemikalieförbrukning som kommer att krävas.

7.4 KAPITALKOSTNADER

Beräknade kapitalkostnader presenteras i figur 7-4. AS är billigast eftersom den i princip endast kräver upprättande av en anoxisk bassäng och tillkomst av instrumentering, vilket är en kostnad som gäller för alla undersöka tekniker. För IFAS tillkommer kostnad för grovblåsiga luftare och biofilmsbärare, varav den sistnämnda är den stora kostnadsposten. Det bidrar till att AS endast utgör 15 % av kapitalkostnaderna för IFAS. För MBR tillkommer ett ännu mer omfattande behov av maskiner. Främst är det dock kostnaden för membran som bidrar till att AS och IFAS endast utgör 4 respektive 30 % av kapitalkostnaden för MBR.



Figur 7-4. Beräknade kapitalkostnader (Mkr/år).

I tidigare genomförda kostnadsbedömningar har investeringskostnader för MBR bedömts vara lägre eller i alla fall likvärdiga i kostnad som AS (Iglesias et al. 2017; Roccaro & Vagliasindi 2020). Det har dock förutsatt nyetablering av anläggningarna samt att det för AS tillkommer poleringssteg för att få samma partikelfria vatten. Hos Tierp ARV finns redan ett biologiskt reningssteg med bioreaktor och sedimenteringssteg samt bassänger för efterpolering, medan tillräcklig förbehandling för membranerna i MBR saknas. Därav den högre kostnaden för MBR.

Beräknade kapitalkostnader är enligt samma resonemang som fördes för drift- och underhållskostnader (avsnitt 7.3) endast grova uppskattningar. Det är svårt att förutse exakta livslängder på utrustning, varav använda avskrivningstider kan komma att skilja sig något från

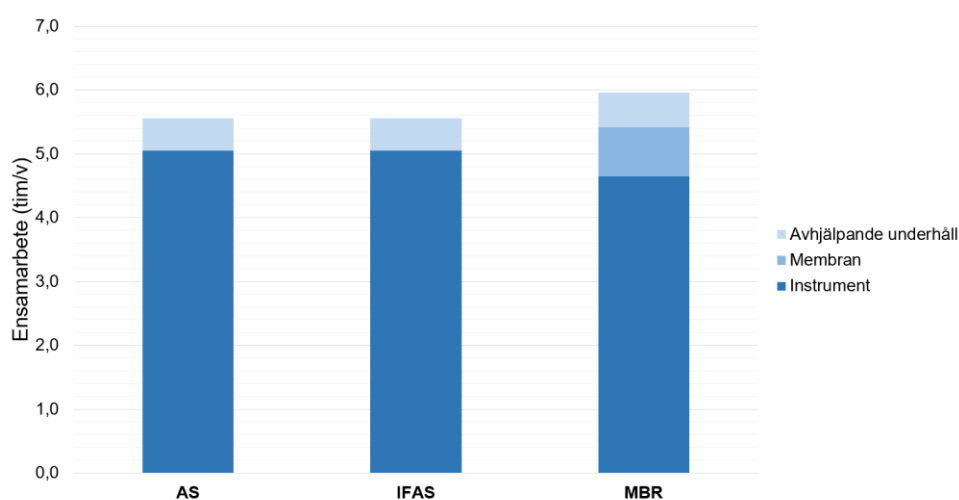
faktiska nyttjandeperioder. De avskrivningar som har tillämpats är baserade på siffror som används hos andra VA-huvudmän, men i själva verket skiljer sig avskrivningstider mellan reningsverk eftersom olika belastning ger olika förslitning (Haraldsson 2015).

Föreliggande studie har inte tagit hänsyn till att planering och byggnation generellt är billigare för AS-tekniken, då det finns en lång period av praktisk erfarenhet för denna (Andersson et al. 2023). En annan kostnadsaspekt som inte har beaktats är att metanol är ett ämne som är toxiskt och mycket brandfarligt. I svensk lagstiftning om brandfarliga varor ställs det krav på verksamhetstillstånd och godkänd ATEX-klassad utrustning, enligt Arbetsmiljöverkets föreskrifter om utrustning för potentiellt explosiva atmosfärer (AFS 2016:4). Det ställer därför krav på säkerhetsåtgärder på förvaring och dosering av metanol (Cherchi et al. 2009).

De kostnader som tillkommer för säkerhetsåtgärder har inte bedömts, men kan enligt Cherchi et al. (2009) innebära att ytterligare 25–31 % av kostnaderna för installation av säkerhetsutrustning. Tillsammans med att metanol framställs från fossila resurser, kan det därför vara av intresse att jämföra kostnad och prestanda hos metanol med andra kolkällor som inte kräver ATEX-klassad utrustning och har ett lägre klimatavtryck.

7.5 ARBETSINSATS

Beräknat behov av arbetsinsats presenteras i figur 7-5. Eftersom samma instrumentering antagits för AS och IFAS, genereras även samma arbetsinsats. För MBR krävs även instrumentering för att kunna bevaka pH, i och med de starka rengöringsmedel som används för membranen. Okulär besiktning och återhämtningsrengöring (RC) för membranen tillför ytterligare en arbetsinsats för MBR. Den totala arbetsinsatsen är enligt beräkningar 10 % högre för MBR än för AS och IFAS.



Figur 7-5. Beräknad arbetsinsats (h/v).

För att bedöma vilken arbetsinsats som krävs, utgick studien från vilken instrumentering som förekommer på andra reningsverk och inrapporterad tidsåtgång för skötsel av denna. En omfattande instrumentering är emellertid avhängig att hög kompetens hos berörd personal finns att tillgå, både för att underhållet sker på rätt sätt och att kunna tolka driftdata

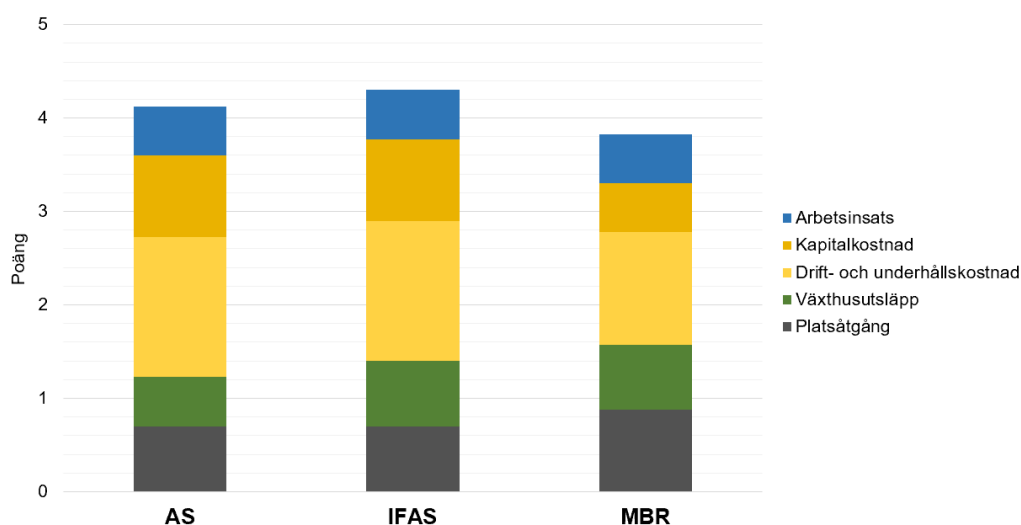
(Andersson et al. 2019). Mindre VA-organisationer, som Temab, har andra förutsättningar än större VA-huvudmän gällande hur mycket resurser som kan tillägnas investering, underhåll och uppföljningsarbete av avancerad processtyrning. I ett senare skede bör därför en utvärdering göras kring vilken instrumentering som är rimlig att införa.

MBR-tekniken är särskilt komplex och kräver därför en hög teknisk kompetens hos personal (Andersson et al. 2023). Dessutom förekommer hälsorisker kopplade till membranrengöringen, vilket innebär att personalen också behöver kompetensutbildas i hälso- och arbetsmiljörisker för hantering av kemikalierna (ibid.). Det är möjligt att den lägre vattentemperaturen leder till ett högre rengöringsbehov, så att frekvensen av RC kan behöva öka och därmed arbetsinsatsen för MBR. Ett antagande gjordes dock att RC krävs två gånger per år gjordes, men kan enligt leverantörer ofta minskas till en gång per år eller ännu mer sällan (Ullman 2014; Andersson et al. 2023). Studien har således redan tagit höjd för ett högt rengöringsbehov.

7.6 VIKTAT RESULTAT

De viktade totalpoängen är relativt jämbördiga mellan de olika teknikerna (figur 7-6). IFAS presterar dock bäst med 4,3 poäng, därefter AS med 4,1 poäng och sämst MBR med 3,8 poäng. Poängsättningen för IFAS och AS var densamma för alla kriterium förutom kriteriet växthusgasutsläpp, för vilket IFAS erhöll ett högre poäng. Därav den högre totalpoängen för IFAS. Platsbehovet för MBR är mindre än för AS och IFAS, vilket emellertid kompenseras för i poängsättningen av att kostnaderna är väsentligt högre. I bilaga E redovisas prestation och poängsättning för vardera kriterium i detalj.

Det ska dock ges reservationer för att presenterade totalpoäng beror av konstruktionen av poängintervallen. De indata som använts för konstruktion av intervallen är inte helomfattande och kan med uppbyggnad med andra referenser bidra till annat resultat. Dessutom är resultatet begränsat till de kriterier som undersökts.



Figur 7-6. Viktat totalpoäng i multikriterieanalysen.

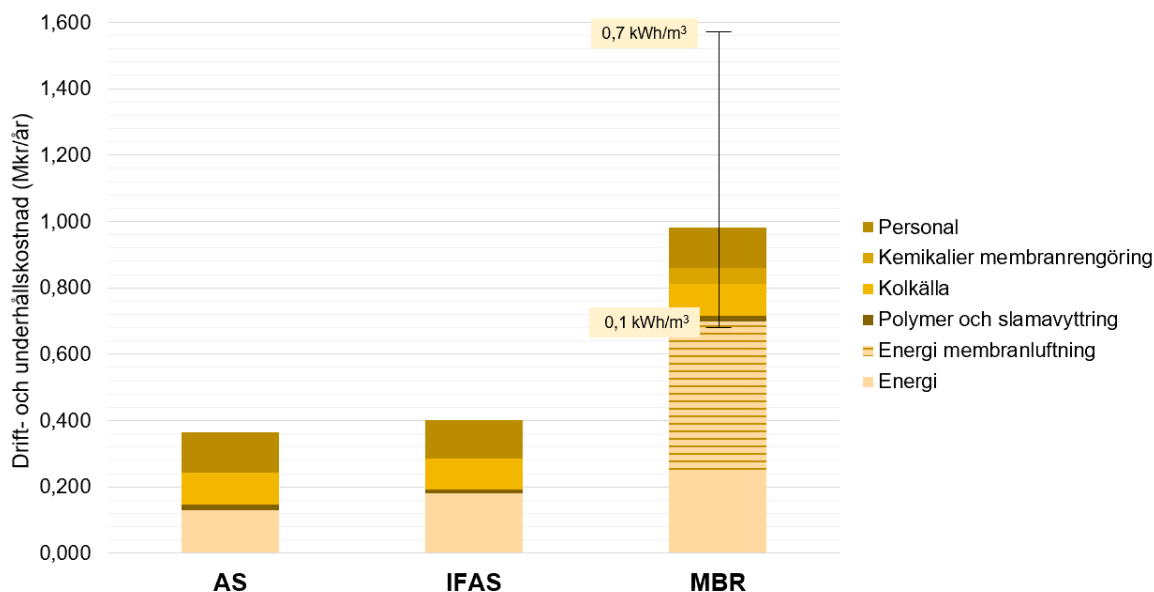
7.7 KÄNSLIGHETSANALYSER

För att utröna huruvida olika antaganden påverkar resultaten i studien, har ett antal känslighetsanalyser genomförts som presenteras i avsnitt 7.7.1–7.7.3. I avsnitt 7.7.4 illustreras viktat slutförhållande för dessa.

7.7.1 Energiåtgång membranluftning

Den främsta anledningen till att MBR beräknades ha högre drift- och underhållskostnader än både AS och IFAS var den högre elanvändningen för luftning av membran. Hos befintliga MBR-anläggningar kan energianvändningen skilja sig kraftigt, där mellan 0,1–0,7 kWh/m³ har observerats (Bengtsson et al. 2017; Krzeminski et al. 2012). I följande känslighetsanalys har högsta och lägsta energianvändning i intervallet utvärderats för att se vilken inverkan val av energiåtgång för membranluftning har på resultatet.

Felstapeln i figur 7-7 anger intervallet för slutgiltiga drift- och underhållskostnader. Även då den lägsta energiåtgången för membranluftning i intervallet på 0,1 kWh/m³ antas, medför MBR ungefär dubbelt så höga drift- och underhållskostnader som för AS och IFAS. Trots ett antagande om 0,1 kWh/m³ skulle alltså MBR fortfarande poängsättas lägst. Vid ett antagande om 0,7 kWh/m³ sker en ökning till uppemot fem gånger så höga kostnader för MBR, vilket ytterligare skulle försämra slutförhållandet hos MBR. Eftersom MBR redan har lägst slutförhållande, påverkas emellertid inte rangordningen.

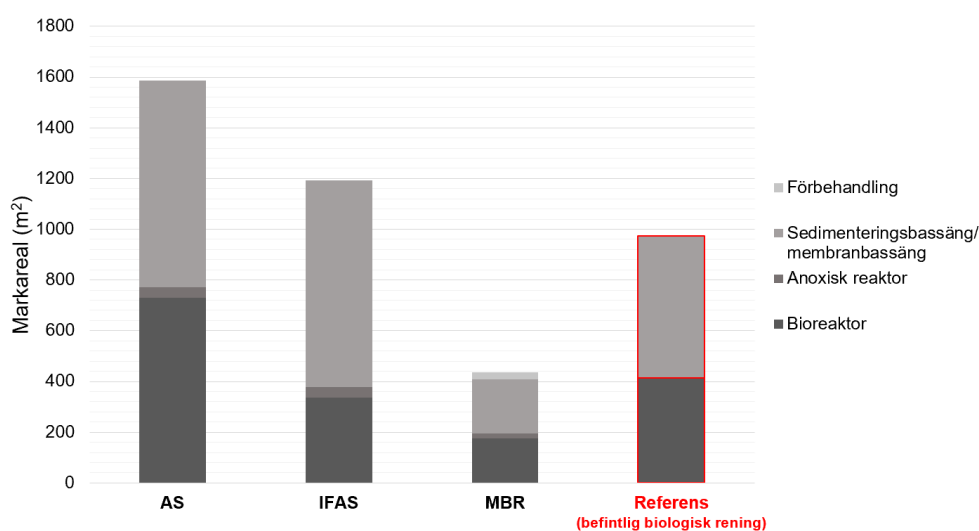


Figur 7-7. Beräknade drift- och underhållskostnader (Mkr/år). Felstapeln för MBR indikerar ett intervall för möjliga totala drift- och underhållskostnader, baserat på val av energianvändning för membranluftning (0,1–0,7 kWh/m³).

7.7.2 Flödesberäkning

Storleken på de dimensionerande flödena har beräknats enligt norska riktlinjer. För att inte överdimensionera, har alla bassänger förutom sedimenteringsbassäng och membranreaktor beräknats utifrån Q_{dim} . Det finns dock även annan praxis för vilken alla processteg i den biologiska reningen dimensioneras efter $2 \cdot Q_{\text{dim}}$ (Carlsson 2012). Följande känslighetsanalys har studerat vilken skillnad i platsåtgång som skulle erhållas med ett dimensionerande flöde på $2 \cdot Q_{\text{dim}}$, motsvarande 938 m³/h (figur 7-8).

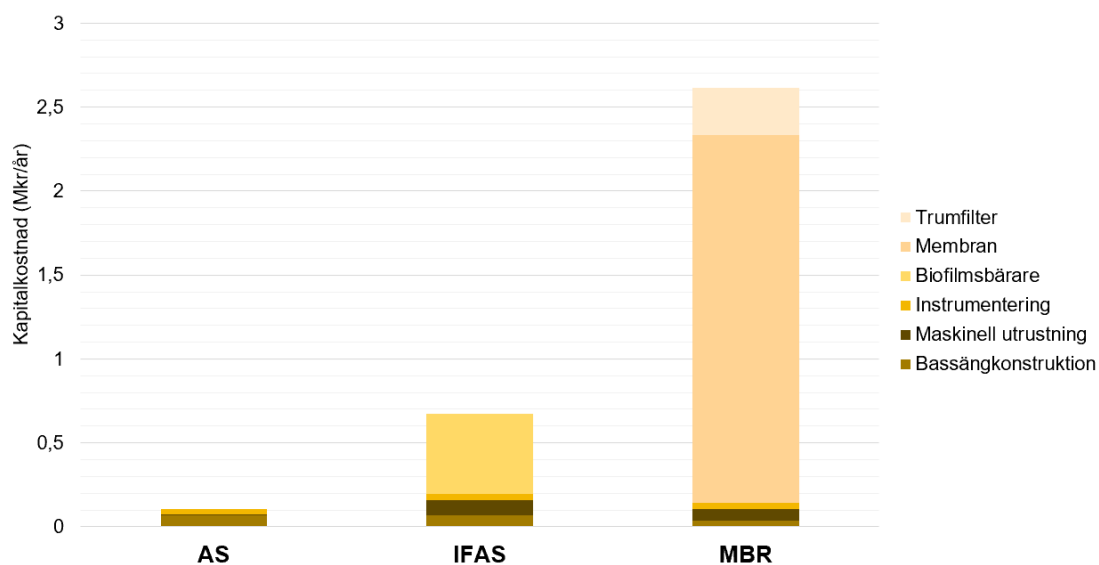
Den procentuella ökningen är ungefär lika stor för alla tekniker, men som i absoluta värden innebär att AS får störst ökning i platsbehov. Både AS och IFAS skulle då överskrida nuvarande storlek på den biologiska behandlingen, vilket skulle kräva utbyggnad. För IFAS skulle det räcka med utbyggnad av sedimenteringsbassänger, medan AS skulle kräva utbyggnad av både sedimenteringsbassänger och luftningsbassänger. I multikriterieanalysen får AS ett lägre slutbetyg och hamnar på samma poäng som MBR, varav IFAS fortfarande besitter det högsta slutbetyget. Behovet av utbyggnad kommer dessutom medföra ett högre investeringsbehov, så att kapitalkostnaderna för AS och IFAS blir högre.



Figur 7-8. Beräknad platsåtgång (m²) med dimensionerande flöde på $2 \cdot Q_{\text{dim}}$.

7.7.3 Kalkylränta

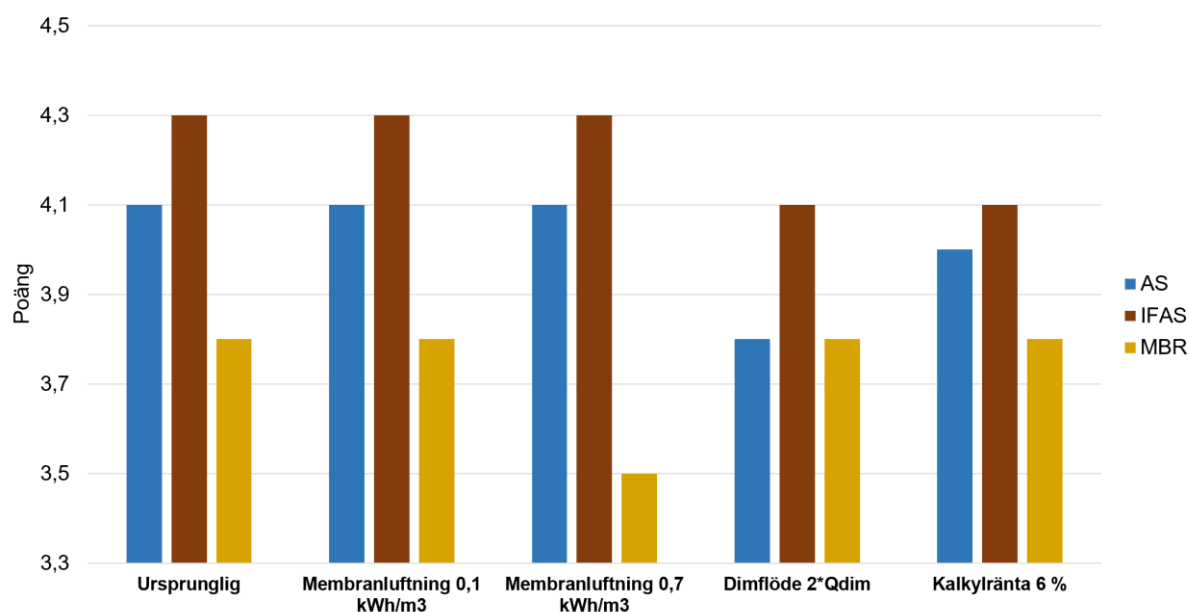
Kapitalkostnaderna påverkas i stor utsträckning av valet av kalkylräntan (Carlsson et al. 2017). För att se vilken påverkan val av kalkylränta har på resultatet, har den höjts från 3 % till 6 % i denna känslighetsanalys (figur 7-9). Slutbetyget för kapitalkostnader skulle dock inte förändras för några av teknikerna, trots en ökning i kapitalkostnader med 86 % för AS, 30 % för IFAS och 24 % för MBR.



Figur 7-9. Beräknade kapitalkostnader (Mkr/år) med kalkylränta 6 %.

7.7.4 Viktat resultat för känslighetsanalyser

De olika känslighetsanalyserna medför olika viktat totalpoäng för de olika teknikerna (figur 7-10). IFAS får högst poäng i alla utförda känslighetsanalyser. MBR erhåller lägst poäng för alla undersökta scenarion med undantag för tillämpning av ett högre dimensionerande flöde, för vilket AS och MBR får samma poäng.



Figur 7-10. Viktat slutbetyg för känslighetsanalyserna.

8. SLUTSATSER

För utvärdering av olika reningsmetoder som kan minska kväveutsläppet från Tierp ARV, har arbetet kommit fram till följande slutsatser:

- Aktivslamprocessen (AS), membranbioreaktor (MBR) och hybridprocess med biofilmbärare och aktivslam (IFAS) har identifierats kunna minska kväveutsläppen från Tierp ARV.
- Vid sammanvägning av platsåtgång, växthusgasutsläpp, drift- och underhållskostnader, kapitalkostnader samt arbetsinsats i en multikriterieanalys rankades IFAS högst och MBR lägst. Även efter känslighetsanalyser bibehöll IFAS högst ranking, vilket bekräftar IFAS som det mest gynnsamma alternativet för etablering.
- IFAS premieras över AS eftersom lägre lustgasutsläpp observeras från biofilmssystem. För övriga kriterier uppnås liknande resultat och har bedömts likvärdiga i multikriterieanalysen. Att MBR erhöll lägst ranking kan förklaras av den höga energikonsumtionen för drift av membranen, vilket erfordrar höga kostnader. Drift- och underhållskostnaderna har bedömts vara av särskild betydelse för Temab och därför tilldelats extra tyngd. Så trots att MBR har lägst platsanspråk och genererar minst växthusgasutsläpp, överskuggas det av de högre löpande kostnaderna.

Utifrån framtagna massbalanser för utvärdering av reduktionen över dagens biologiska rening, har följande konstaterats:

- Reduktionen över det biologiska steget under vintersäsong är 31 % av N_{tot} , 10 % av $\text{NH}_4\text{-N}$, 63 % av $\text{NO}_3\text{-N}$, 7 % av $\text{NO}_2\text{-N}$, 62 % av COD och 67 % av BOD_7 .
- Nitrifikationen i reningsverket är relativt låg. Processen påverkas negativt av den låga temperaturen på avloppsvattnet, som under provtagningsperioden varit särskilt kallt då den genomförts under snösmältningssäsong. Högre aktivitet förväntas under somarmånaderna. Andra faktorer som kan påverka nitrifikationen negativt är att rådande pH inte är helt optimalt för nitrifierarna samt att syretillförseln troligtvis är för låg.

9. FÖRSLAG TILL FORTSATTA STUDIER

För ett fortsatt arbete, ges nedan rekommendationer på områden som bör undersökas mer ingående för att erhålla ett mer robust resultat:

- Bredda utvärderingen med flera kriterier för att inkludera ytterligare aspekter. Några exempel är arbetsmiljö, reningseffektivitet och möjlighet till resursåtervinning. Det kan även vara intressant att studera huruvida avloppsvattnet innehåller ämnen som kan inhibera kvävereningsprocesserna och i så fall utvärdera hur kapaciteten hos olika tekniker påverkas av dessa.
- Genomföra en mer omfattande provtagningskampanj för att reducera osäkerheter i underlaget vid dimensionering av de olika teknikerna, inklusive slamanalyser.
- Utvärdera omfattningsbehov av instrumentering.
- Studera alternativ för extern fossil kolkälla. Några exempel är att nyttja rest- och avfallsprodukter alternativt internt producera kolkälla genom exempelvis slamhydrolys.

REFERENSER

- A.SPIRE (2022). *Oxalic acid from CO₂ using Electrochemistry At demonstration scale*.
<https://www.aspire2050.eu/ocean> [2024-03-10]
- AFS 2016:4. *Utrustning för potentiellt explosiva atmosfärer*. Arbetsmiljöverket
- Ahlström, M. (2018). *Online-instrumentering på avloppsreningsverk – Status idag och effekter av givarfel på reningsprocessen*. (Examensarbete) Uppsala universitet. Institutionen för informationsteknologi/Civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik.
- Andersson Chan (2014). Increased nitrogen removal in existing volumes at Sundet wastewater treatment plant, Växjö. *IWA Publishing*. 9(2), 215-224.
<https://doi.org/10.2166/wpt.2014.025>
- Andersson, S.L., Andersson, S. & Baresel, B. (2023). *MBR-tekniken – utmaningar och möjligheter för svenska avloppsreningsverk. Praktiska erfarenheter och framtidsutsikter baserat på nio år av pilotverksamhet och en fullskaleimplementering*. (2023-8). Svenskt Vatten AB.
- Andersson, S.L., Westling, K., Andersson, S., Laurell, C. Baresel, C., Narongin, M., Royen, H. & Bornold, N. (2017). *Pilotförsök med membranbioreaktor för avloppsvattenrening*. (B2285). IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Andersson, S.L., Åmand, K., Samuelsson, O. & Nilsson, S. (2019). *Instrumentera rätt på avloppsreningsverk*. (2019-14). Svenskt Vatten AB.
- Arnell, M. (2013). *Utsläpp av lustgas och metan från avloppssystem – en granskning av kunskapsläget*. (2013-11). Svenskt Vatten AB.
- Arnell, M. (2016). *Performance Assessment of Wastewater Treatment Plants: Multi-Objective Analysis Using Plant-Wide Models*. Diss. Lunds Tekniska Högskola.
- ATV-DVWK, German Association for Water, Wastewater and Waste (2000). *Dimensioning of Single-Stage Activated Sludge Plants (ATV-DVWK Standard A 131E)*. GFA.
- Balmér, P. (2015). *Parametrar för organiskt material i avloppsvatten och slam och något om deras användning*. (2015-11). Svenskt Vatten AB.
- Balmér, P. (2018). *Resultatrapport för VASS Reningsverk 2016*. (2018-5). Svenskt Vatten AB.
- Bartram, D., Short, M.D., Ebie, Y., Farkaš, J., Gueguen, C., Peters, G.M., Zanzottera, N.M., Karthik, M. & Masuda, S. *Wastewater Treatment and Discharge. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Bengtsson, S., Fuji, D., Arnell, M., Andersson, S., Carlsson, B., Held, H. & Gustavsson, D. (2019). *Effektiv luftning – Design, drift, underhåll och upphandling av luftningsutrustning för kommunala avloppsreningsverk*. (2019-23). Svenskt Vatten AB.
- Bengtsson, S., de Blois, M., Flodin, J., Olsson, J., Jonstrup, M., Myring, K., Johansson, J., Wilén, B-M. & Gustavsson, D. (2017). *Aeroba granuler, en ny reningsteknik för kommunala avloppsreningsverk – en kunskapssammanställning*. (2017-19). Svenskt Vatten AB.
- Bengtsson, S., Ossiansson, E., Persson, F., Cimbritz, M. & Gustavsson, D. (2023). *Förbehandling av avloppsvatten för effektivt utnyttjande av organiskt material. Förfiltrering med hydrolys och fermentering av slam*. (2023-4). Svenskt Vatten AB.
- Bergqvist, L. (2023). *Kväverening i norra Sverige utreds i nytt projekt* <https://www.su.se/stockholms-universitets-ostersjocentrum/nyheter/kv%C3%A4verening-i-norra-sverige-utreds-i-nytt-projekt-1.700818> [2024-01-16]
- Bernhard, A. (2010). The Nitrogen Cycle: Processes, Players, and Human Impact. *Nature Education Knowledge*. 3(10), 25.
- Bolin, B., Elding, L.I. & Nordlung, S. (u.å.). *kväve*.
<http://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/lång/kväve> [2024-01-17]

- Cao, Y., Kwok, B. H., van Loosdrecht, M. C. M., Daigger, G., Png, H. Y., Long, W. Y. & Eng, O. K. (2018). The influence of dissolved oxygen on partial nitrification/anammox performance and microbial community of the 200,000 m³/d activated sludge process at the Changi water reclamation plant (2011 to 2016). *IWA Publishing*. 78(3), 634–643, <https://doi.org/10.2166/wst.2018.333>
- Carlsson, B. & Hallin, S. (2003). *Reglerteknik och mikrobiologi i avloppsreningsverk*. (2003-27). Svenskt Vatten AB.
- Carlsson, H. (2012). Flödesdesign vid avloppsreningsverk. *Vatten*. 68, 69-74.
- Carlsson, H., Haraldsson, M., Kärrman, E., Lidström, V., Lundh, M., Malm, A. Malmström, H., Pendrill, L., Rönnbäck, M., Sjögren, L. & Svensson, G. (2017). *Investeringsbehov och framtida kostnader för kommunalt vatten och avlopp*. Svenskt Vatten AB.
- Chandran, K., Ho Ahn, J., Park, H., Kim, S., Rahm, B., Pagilla, K., Kathelis, D. & Hiatt, W. (2010). Greenhouse Nitrogen Emission from Wastewater Treatment Operations. *Water Environment Research Foundation*. 12. <https://doi.org/10.2166/9781780404813>
- Chen, G. H., Ekama, G. A., van Loosdrecht, M. C. M. & Brdjanovic, D. (2020). *Biological Wastewater Treatment*. 2 uppl., IWA Publishing.
- Cherchi, C., Onnis-Hayden, A., El-Shawabkeh, I. & Gu, A.Z. (2009). Implication of Using Different Carbon Sources for Denitrification in Wastewater Treatments. *Water Environment Research*. 81(8), 788-799. <https://doi.org/10.2175/106143009X12465435982610>
- Chislock, M. F., Doster, E., Zitomer, R. A. & Wilson, A. E. (2013). Eutrophication: causes, consequences, and controls in aquatic ecosystems. *Nature Education Knowledge*. 4(4), 10.
- Christensson, M. & Piculell, M. (2018). *WP2 – Nitrogen removal in mainstream D 2.5: Options for nitrogen removal after advanced carbon extraction*. Europeiska kommissionen.
- Christensson, M. & Welander, T. (2004). Treatment of municipal wastewater in a hybrid process using a new suspended carrier with large surface area. *IWA Publishing*. 49(11-12), 207-214. <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0843>
- Clementson, I., Alenius, E. & Gustafsson, L-G. (2020). *Tillskottsvatten i avloppssystem – nya tankar om nyckeltal*. (2020-13). Svenskt Vatten AB.
- Daelman, M.R., van Voorthuizen, E.M., van Dongen, U.G., Volcke, E.I. & van Loosdrecht, M.C. (2015). Seasonal and diurnal variability of N₂O emissions from a full-scale municipal wastewater treatment. *Plant. Science of The Total Environment*. 536, 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.122>
- de Blois, M., Bengtsson, S., Gunnarsson, K., Engström, S., Ekholm, J., Persson, F., Wilén, B-M., van Erp, T. & Gustavsson, D. (2022). *Tillämpning av aerobt granulärt slam i Sverige. En fullskalestudie*. (2022-13). Svenskt Vatten AB.
- Du, R., Horn, H. & Cao, S. (2023). Maximizing anammox in mainstream wastewater treatment: An integrated nitrite producing approach. *Chemical Engineering Journal*. 468. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2023.143696>
- Duque, A.F., Bessa, V.S., Carvalho, M.F., de Kreuk, M.K., van Loosdrecht, M.C.M. & Castro, P.M.L. (2011). 2-Fluorophenol degradation by aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor. *Water Research*. 45(20), 6745–6752. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.10.033>
- Emanuelsson, M. (1994). *Drifterfarenheter med biologisk kvävereduktion*. (1994-03). Svenskt Vatten AB.
- Ernst, G., Tumlin, S. & Neth, M. (2020). *D1909 Läkemedelsrening. Förstudie av alternativ för läkemedelsrening på Ryaverket*. Gryaab AB.

- Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område (EGT L 327, 22.12.2000).
<http://data.europa.eu/eli/dir/2000/60/oj>
- Exchange Rates (2024a). *Euro to Swedish Krona Spot Exchange Rates for 2010*.
<https://www.exchangerates.org.uk/EUR-SEK-spot-exchange-rates-history-2010.html>
 [2024-04-10]
- Exchange Rates (2024b). *Euro to Swedish Krona Spot Exchange Rates for 2024*.
<https://www.exchangerates.org.uk/EUR-SEK-spot-exchange-rates-history-2024.html>
 [2024-04-10]
- Ferro, L. (2019). *Wastewater treatment and biomass generation by Nordic microalgae: growth in subarctic climate and microbial interactions*. Diss. Umeå Universitet.
<https://urn.kb.se/resolve?urn=urn%3Anbn%3Ase%3Aumu%3Adiva-156470>
- Fields, S. (2004). Global Nitrogen: Cycling out of Control. *Environmental Health Perspectives*. 112(10), 556-563. <https://doi.org/10.1289/ehp.112-a556>
- Fofana, R., Parsons, M., Long, C., Chandran, K., Jones, K., Klaus, S., Trovato, B., Wilson, C., De Clippeleir, H. & Bott, C. (2022). Full-scale transition from denitrification to partial denitrification–anammox (PdNA) in deep-bed filters: Operational strategies for and benefits of PdNA implementation. *Water Environment Research*. 94(5).
<https://doi.org/10.1002/wer.10727>
- Gaurav, K., Neeti, K. & Singh, R. (2024). Microalgae-based biodiesel production and its challenges and future opportunities: A review. *Green Technologies and Sustainability*. 2(1).
<https://doi.org/10.1016/j.grets.2023.100060>
- Gouveia, L., Graça, S., Sousa, C., Ambrosano, L., Ribeiro, B., Botrel, E.P., Neto, P.C., Ferreira, A.F. & Silva, C.M. (2016). Microalgae biomass production using wastewater: Treatment and costs. Scale-up considerations. *Algal Research*. 16, 167–176.
<https://doi.org/10.1016/j.algal.2016.03.010>
- Gruber, W., von Känel, L., Vogt, L., Luck, M., Biolley, L., Feller, K., Moosmann, A., Krähenbühl, N., Kipf, M., Loosli, R., Vogel, M., Morgenroth, E., Braun, D., & Joss, A. (2021). Estimation of countrywide N₂O emissions from wastewater treatment in Switzerland using long-term monitoring data. *Water Research X*. 13.
<https://doi.org/10.1016/j.wroa.2021.100122>
- Grönlund, E., Falk, S. & Hanæus, J. (2002). Produktiv rening med mikroalger i kallt klimat. *Vatten*. 58, 251-258.
- Gustavsson, D. (u.å.). *Manammox*. <https://www.swedenwaterresearch.se/projekt/manammox/> [2024-02-20]
- Gustavsson, D.J.I., Persson, F., Aspegren, H., Stålhandske, L. & la Cour Jansen, J. (2012). Anammox i Huvudströmmen – Vad är problemet?. *Vatten*. 68(3), 195-208.
- Gustavsson, D.J.I. & Tumlin, S. (2013). Carbon Footprints of Scandinavian Wastewater Treatment Plants. *IWA Publishing*. 68(4), 887–893. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.318>
- Han, F. & Zhou, W. (2022). Nitrogen recovery from wastewater by microbial assimilation – A review.
- Haraldsson, M. (2015). *Aktiv redovisning av materiella anläggningstillgångar inom VA-branschen*. (2015-15). Svenskt Vatten AB.
- He, H., Wagner, B.M., Carlson, A.L., Yang, C. & Daigger, G.T. (2021). Recent progress using membrane aerated biofilm reactors for wastewater treatment. *IWA Publishing*. 84(9), 2131-2157. <https://doi.org/10.2166/wst.2021.443>
Bioresource Technology. 363(127933). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127933>

- Hreiz, R., Latifi, M.A. & Roche, N. (2015). Optimal design and operation of activated sludge processes: State-of-the-art. *Chemical Engineering Journal*. 281, 900-920.
<https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.06.125>
- Huang, X., Weisener, C.G., Ni, J., He, B., Xie, D. & Li, Z. (2020). Nitrate assimilation, dissimilatory nitrate reduction to ammonium, and denitrification coexist in *Pseudomonas putida* Y-9 under aerobic conditions. *Bioresource Technology*. 312.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123597>
- Huber (u.å.). *HUBER Skruvpress Q-PRESS*. [Faktablad]. Hydropress Huber AB.
https://www.hubersverige.se/fileadmin/huber-se/documents/pdf/pro_qpress_se.pdf [2024-04-22]
- Hääkinen Skans, I. (2019). *Ekonomiska kommentarer – Teknologisk utveckling och förändringar på arbetsmarknaden*. <https://www.riksbank.se/globalassets/media/rapporter/ekonomiska-kommentarer/svenska/2019/teknologisk-utveckling-och-forandringar-pa-arbetsmarknaden.pdf> [2024-04-25]
- Iglesias, R., Simón, P., Moragas, L., Arce, A. & Rodriguez-Roda, I. (2017). Cost comparison of full-scale water reclamation technologies with an emphasis on membrane bioreactors. *IWA Publishing*. 75, 2562–2570. <https://doi.org/10.2166/wst.2017.132>
- IRENA (2021). *Innovation Outlook: Renewable Methanol*. International Renewable Energy Agency.
- Johannessen et al., E., Rusten, B., Ødegaard, H., Bjørn, E. & Paulsrud, B. (2020). *Veiledning for dimensjonering av avløpsrensplanlegg*. (256/2020). Norsk Vann BA.
- Johnson, T.L., Shaw, A.R., Phillips, H., Choi, N., Lauro, T., Butler, R. & Radko, L. (2007). A Pilot-Scale Comparison of IFAS and MBBR to Achieve Very Low Total Nitrogen Concentrations. *Water practises*. 1(5), 1-14.
<https://dx.doi.org/10.2175/193317707X256937>
- Jönsson, K., Aspergren, H., Mattsson, A., Wilén, B-M., Cimbritz, M., Gustavsson, D., Modin, O., Haghighatafshar, S. & Skar Olsen, H. (2020). *Årsrapport 2020. VA-teknik Södra*.
- Kavcic, M. & Friberg, J. (2021). *Trosa Framtida avloppslösning – fördjupad förstudie*. Structor AB.
- Kosonen, H., Heinonen, M. & Fred, T. (2013). Continuous online measurement of nitrous oxide emissions at the Viikinmäki WWTP.
- Krzeminski, P., van der Graaf, J.H.J.M. & van Lier, J.B. (2012). Specific energy consumption of membrane bioreactor (MBR) for sewage treatment. *IWA Publishing*. 65(2), 380-392.
<https://doi.org/10.2166/wst.2012.861>
- Kvarnström, E., Arnell, M., Sörelus, H. & Klingberg. (2021). *Hållbarhetsindex och FN:s hållbarhetsmål*. (2021-23). Svenskt Vatten AB.
- Lackner, S., Gilbert, E.M., Vlaeminch, S.E., Joss, A., Horn, H. & van Loosdrecht, M.C.M. (2014). Full-scale partial nitrification/anammox experiences – An application survey. *Water Research*. 55, 292-303. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.02.032>
- Le, T., Peng, B., Su, C., Massoudieh, A., Torrents, A., Al-Omari, A., Murthy, S., Wett, B., Chandran, K., deBarbadillo, C., Bott, C. & De Clippeleir, H. (2019). Nitrate residual as a key parameter to efficiently control partial denitrification coupling with anammox. *Water Environment Research*. 91(11), 1455-1465. <https://doi.org/10.1002/wer.1140>
- Li, D., Dang, Z. & Zhang, J. (2022). Novel strategy for rapid start-up and stable operation of anammox: Negative pressure coupled with the direct-current electric field. *Journal of Environmental Management*. 315. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115167>
- Li, J., Feng, M., Zheng, S., Zhao, W., Xu, W. & Yu, X. (2023). The membrane aerated biofilm reactor for nitrogen removal of wastewater treatment: Principles, performances, and nitrous oxide emissions. *Chemical Engineering Journal*. 460.
<https://doi.org/10.1016/j.cej.2023.141693>

- Li, Z. & Peng, Y. (2020). Biphasic effect of nitrate on anaerobic ammonium oxidation (anammox) and related kinetic modeling. *Chemosphere*. 238.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124654>
- Lindholm, E.U., Molin, H. & Samuelsson, O. (2023). *Resilient dimensionering av avloppsreningsverk. Osäkerhetsanalys och simulering med tillämpningar på aktivslamprocessen*. (2023-1). Svenskt Vatten AB.
- Liu, G. & Wang, J. (2017). Enhanced removal of total nitrogen and total phosphorus by applying intermittent aeration to the Modified Ludzack-Ettinger (MLE) process. *Journal of Cleaner Production*. 166, 163-171. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.08.017>
- Ljung, B. & Högberg, O. (1996). *Investeringsbedömning en introduktion*. Liber.
- Ljunggren, M. (2006). *Micro screening in wastewater treatment – an overview*. 62, 171-177.
- Lotti, T., Kleerebezem, R., Abelleira-Pereira, J.M., Abbas, B. & van Loosdrecht, M.C.M. (2015). Faster through training: The anammox case. *Water Research*. 81, 261-268.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.06.001>
- Lu, W., Zhang, Y., Wang, Q., Wei, Y., Bu, Y. & Ma, B. (2021). Achieving advanced nitrogen removal in a novel partial denitrification/anammox-nitrifying (PDA-N) biofilter process treating low C/N ratio municipal wastewater. *Bioresource Technology*. 340.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125661>
- Lundblad, U. & Backö, J. (2012). *Undersökningsmetoder för att hitta källorna till tillskottsvatten*. (2012-13). Svenskt Vatten AB.
- Lustig, G. (2012). *Moving Bed Biofilm Reactors (MBBR) i Sverige – Dimensionering och funktion*. (Examensarbete) Lunds Tekniska Högskola. Institutionen för kemiteknik/Civilingenjörsprogrammet i ekosystemteknik.
- Mannina, G., Ekama, G.A., Capodici, M., Cosenza, A., Di Trapani, D. & Ødegaard, H. (2018). *Journal of Environmental Management*. 226, 347-357.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.08.006>
- Massone, A., Gernaey, K., Rozzi, A. & Verstraete W. (1998). Measurement of ammonium concentration and nitrification rate by a new titrimetric biosensor. *Water Environment Research*. 70(3), 343–350. <https://doi.org/10.2175/106143098X124975>
- Mayers, J.J., Ekman Nilsson, A., Svensson, E. & Albers, E. (2016). Integrating Microalgal Production with Industrial Outputs Reducing Process – Inputs and Quantifying the Benefits. *Industrial Biotechnology*. 12(4). <https://doi.org/10.1089/ind.2016.0006>
- McConville, J.R., Kvarnström, E., Nordin, A.C., Jönsson, H. & Niwagaba, C.B. (2020). Structured Approach for Comparison of Treatment Options for Nutrient-Recovery From Fecal Sludge. *Frontiers in Environmental Science*. 8.
<https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.00036>
- Miao, Y., Peng, Y., Zhang, L., Li, B., Li, X., We, L. & Wang, S. (2018). Partial nitrification-anammox (PNA) treating sewage with intermittent aeration mode: Effect of influent C/N ratios. *Chemical Engineering Journal*. 334, 664-672.
<https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.10.072>
- Morling, S. (2009). *SBR-technology - use and potential applications for treatment of cold wastewater*. Diss. Kungliga Tekniska Högskolan.
<https://urn.kb.se/resolve?urn=urn%3Anbn%3Ase%3Aakth%3Adiva-10550>
- Munasinghe-Arachchige, S.P., Abeysiriwardana-Arachchige, I.S.A., Delanka-Pedige, H.M.K. & Nirmalakhandan, N. (2020). Algal pathway for nutrient recovery from urban sewage. *Algal Research*. 51. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2020.102023>
- Naturvårdsverket (1989). Biologisk-kemisk karakterisering av industriavloppsvatten. Allmänna Råd 89:5.

- Naturvårdsverket (2003). *Konsekvensanalys steg för steg – handledning i samhällsekonomisk konsekvensanalys för Naturvårdsverket*. Edita Västra Aros.
- Naturvårdsverket (u.å.). *Kväve (N-tot)*.
<https://utslappsisiffror.naturvardsverket.se/sv/Amnen/Organiska-amnen/Kvave/> [2024-01-17]
- Németh, A., Ainsworth, J., Ravishankar, H., Lens, P.N.L. & Heffernan, B. (2023). Temperature dependence of nitrification in a membrane-aerated biofilm reactor. *Frontiers in Microbiology*. 14. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2023.1114647>
- NFS 2016:6. *Naturvårdsverkets föreskrifter om rening och kontroll av utsläpp av avloppsvatten från tätbebyggelse*. Naturvårdsverket
- NFS 2022:6. *Föreskrifter om ändring av Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2016:6) om rening och kontroll av utsläpp av avloppsvatten från tätbebyggelse*. Naturvårdsverket
- Ni, B.J., Xie, W.M., Liu, S.G., Yu, H.Q., Wang, Y.Z., Wang, G. & Dai, X.L. (2009). Granulation of activated sludge in a pilot-scale sequencing batch reactor for the treatment of low-strength municipal wastewater. *Water Research*. 43(3), 751–761.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.11.009>
- nrv Anlagentechnik (2015). *contec screens – D series screens*. [Faktablad]. nrv Anlagentechnik GmbH. <https://d3pcsg2wj9izr.cloudfront.net/files/45603/download/640474/000.pdf> [2024-04-25]
- Persson, E., Thulin, P. & Paulsson, M. (2016). *Den varma och rena staden 2 – Sammanfattande slutrapport och utvärdering*. Sweden Water Research AB.
- Plaza, E., Levlin, E., Morling, S. & Falk, L. (2018). *Pilotförsök med MABR på Ekeby avloppsreningsverk*. Kungliga Tekniska Högskolan.
<https://urn.kb.se/resolve?urn=urn%3Anbn%3Ase%3Aakth%3Adiva-239037>
- Rahimi, S., Modin, O. & Mijakovic, I. (2020). Technologies for biological removal and recovery of nitrogen from wastewater. *Biotechnology Advances*. 43.
<https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2020.107570>
- Ravishankar, H., Nemeth, A., Massons, G., Puig, D., Zardoya, D., Carpi, N., Lens, P.N.L. & Heffernan, B. (2022). Factors impacting simultaneous nitrification and denitrification in a membrane aerated biofilm reactor (MABR) system treating municipal wastewater. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 10(5).
<https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.108120>
- Reece, J.B., Taylor, M.R., Simon, E.J., Dickey, J.L. & Hogan, K. (2015). *Campbell Biology: Concepts & Connections*. 8 uppl., Pearson.
- Roccaro, P. & Vagliasindi, F.G.A. (2020). Techno-Economic Feasibility of Membrane Bioreactor (MBR), in: Naddeo, V., Balakrishnan, M., Choo, K.-H. (Eds.), *Frontiers in Water Energy-Nexus—Nature-Based Solutions, Advanced Technologies and Best Practices for Environmental Sustainability, Advances in Science, Technology & Innovation*. Springer International Publishing, Cham, 269–270. https://doi.org/10.1007/978-3-030-13068-8_67
- Rosén, L., Back, P.-E., Söderqvist, T., Soutukorva, Å., Brodd, P. & Grahn, L. (2009). *Multikriterieanalys för hållbar efterbehandling – Metodutveckling och exempel på tillämpning*. 5891. Naturvårdsverket.
- Rosso, D., Lothman, S.E., Jeung, M.K., Pitt, P., Gellner, W.J., Stone, A.L. & Howard, D. (2011). Oxygen transfer and uptake, nutrient removal, and energy footprint of parallel full-scale IFAS and activated sludge processes. *Water Research*. 45(18), 5987–5996.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.08.060>

- Rusten, B. & Ødegaard, H. (2023a). *En kunskapssammanställning: Avloppsvattenrening för att reducera kväve i kalla avloppsvatten med MBBR-processen*. (B2464). IVL Svenska Miljöinstitutet AB.
- Rusten, B. & Ødegaard, H. (2023b). Nitrogen removal in moving-bed biofilm reactor plants at low temperatures: experiences from Norway. *IWA Publishing*. 87(10).
<https://doi.org/10.2166/wst.2023.154>
- Rådets direktiv 91/271/EEG av den 21 maj 1991 om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse (EGT L 135, 30.5.1991). <http://data.europa.eu/eli/dir/1991/271/oj>
- Sander, S., Behnisch, J. & Wagner, M. (2017). Energy, cost and design aspects of coarse- and fine-bubble aeration systems in the MBBR IFAS process. *IWA Publishing*. 75(4), 890–897.
<https://doi.org/10.2166/wst.2016.571>
- SCB (u.å.a). *Lönestatistik – Hur mycket tjänar...?*. <https://www.scb.se/hitta-statistik/sverige-i-siffror/lonesok/Search> [2024-04-27]
- SCB (u.å.b). *Prisomräknare*. <https://www.scb.se/hitta-statistik/sverige-i-siffror/prisomraknaren/> [2024-05-01]
- Sen, D., Lodhi, A., Copithorn, R., Wendell Randall, C., Pehrson, R. & Chandran, K. (2010). Differences in GHG Emissions Between IFAS and Activated Sludge – Developing A Fast and Accurate Computational Model – Aquifas⁺ – to Simulate Media, Mixing and Aeration, Design and Operation of Plants. *Proceedings of the Water Environment Federation*. 2010(7), 389-400.
- SMHI (2023a). *Källor till övergödning*.
<https://www.smhi.se/kunskapsbanken/oceanografi/havsmiljo/kallor-till-overgodning-1.6011> [2024-01-18]
- SMHI (2023b). *Värderingsmetoder*. <https://www.smhi.se/lathund-for-klimatanpassning/prioritera/hjalpmedel/varderingsmetoder-1.129491> [2024-02-20]
- Stenström, F., Jansen, J.I.C., Andersson Chan, A., Eliasson, M., Eriksson, Y., Marsteng, A-K., Sehlén, R. & Thelin, G. (2017). *Rejektvattenbehandling – en kunskapssammanställning*. (2017-11). Svenskt Vatten AB.
- Svenskt Vatten (2024). *Svenskt Vattens seminarium om Avloppsdirektivet* [Webbinarium].
- Svenskt Vatten (2015). *Introduktion till Avloppsteknik*. (Publikation U14). Svenskt Vatten AB.
- Sveriges miljömål (2023). *Ingen övergödning*.
<https://sverigesmiljomal.se/miljomalen/ingen-overgodning/> [2024-01-16]
- Sweco (2013). *Västerorts framtida avloppsvattenrening*. Stockholm Vatten VA AB.
- Tchobanoglous, G., Stensel, H.D., Tsuchihashi, R. & Burton, F. (2014). *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*. 5 uppl, McGraw-Hill Education.
- The MBR Site (2023). *Veolia Water Technologies & Solutions*.
<https://www.thembrsite.com/directories/mbr-technology-suppliers/veolia-water-technologies-solutions/> [2024-03-20]
- Tierps kommun (2023a). *Statistik om befolkning*
<https://www.tierp.se/tierp.se/kommun-och-politik/kommunfakta/statistik-om-befolkning.html> [2024-02-15]
- Tierps kommun (2023b). *Vattentjänstplan för Tierps kommun*.
- Tumlin, S., Gustavsson, D. & Bernstad Saraiva Schott, A. (2014). *Klimatpåverkan från avloppsreningsverk*. (2014-02). Svenskt Vatten AB.
- Ullman, R. (2014). *Utredningsrapport MBR-teknik*. Kalmar Vatten AB.
- Ullman, R. (2017). *Utredningsrapport Kalmar Vatten AB – Tertiär filtrering med membran vid KARV*. Kalmar Vatten AB.

- US Environmental Protection Agency (2024). *Understanding Global Warming Potentials*.
<https://www.epa.gov/ghgemissions/understanding-global-warming-potentials> [2024-04-05]
- VA SYD (2021). *Fördjupad studie Källby avloppsreningsverk*.
- Vattenfall (u.å.). *Vattenkraft*. <https://www.vattenfall.se/elavtal/energikallor/vattenkraft/> [2024-03-20].
- Veolia (2024). *Hybas™*. <https://www.anoxkaldnes.com/se/vara-tekniker/hybas> [2024-03-20]
- Veolia (u.å.). *ZeeWeed* 500 for Large Municipal MBR*. [Faktablad]. Veolia Water Technologies. [2024-04-01]
- Verrecht, B., Maere, T., Nopens, I., Brepols, & Judd, S. (2010). The cost of a large-scale hollow fibre MBR. *Water Research*. 44(18), 5274-5283.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.06.054>
- Villanova, V. & Spetea, C. (2021). Mixotrophy in diatoms: Molecular mechanism and industrial potential. *Physiologia Plantarum*. 173(2), 603-611. <https://doi.org/10.1111/pp1.13471>
- VISS (u.å.). *Tämnaren*. <https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA83444072> [2024-01-20]
- Westling, K. (2011). *Lustgasemissioner från avloppsreningsverken – en litteraturstudie*. (B1977). Svenskt Vatten AB.
- Westling, K. & Andersson, S. (2019). *Fem avloppsreningsverk med MBR-process och strikta utsläppskrav – Rapport från en studieresa till USA*. (2019-5). Svenskt Vatten AB.
- Wilén, B-M., Burzio, C., Ekholm, J., Svahn, O., Persson, F., Modin, O., de Blois, M. & Gustavsson, D. (2022). *Biologisk rening av organiska mikroföroreningar. En jämförande studie i fullskala av aerobt granulärt och aktivt slam*. (2022-8). Svenskt Vatten AB.
- Winnipeg (u.å.). *Emission factors in kg CO₂-equivalent per unit*. [Faktablad]. [2024-03-20]
- Yang, J., Kanders, L. & Bornold, N. (2022). *Vägledning för lustgasmätning vid avloppsreningsverk*. (2022-11). Svenskt Vatten AB.
- Zhang, M., Wang, S., Ju, B. & Liu, Y. (2019). Towards mainstream deammonification of municipal wastewater: Partial nitrification-anammox versus partial denitrification-anammox. *Science of The Total Environment*. 692. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.293>
- Zho, F., Yue, W., Gui, S., Sui, Q. & Wei, Y. (2023). Resilience of anammox application from sidestream to mainstream: A combined system coupling denitrification, partial nitrification and partial denitrification with anammox. *Bioresource Technology*. 374. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.128783>
- Zhou, X., Yang, F., Yang, F., Feng, D., Pan, T. & Liao, H. (2022). Analyzing greenhouse gas emissions from municipal wastewater treatment plants using pollutants parameter normalizing method: a case study of Beijing. *Journal of Cleaner Production*. 376. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.134093>
- Zhou, Y., Zhu, Y., Zhu, J., Li, C. & Chen, G. (2023). A Comprehensive Review on Wastewater Nitrogen Removal and Its Recovery Processes. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 20(04), 3429. <https://doi.org/10.3390/ijerph20043429>
- Åkerblom, A., Lüdtke, N.L., Linderholm, L., Johansson, E., Lundin Unger, M., Gunnarsson, Å., Åkerblom, S. & Svanström, S. (2022). *Wastewater – Wastewater treatment in Sweden 2020*. Naturvårdsverket.
- Åmand, L., Andersson, S., Oliveira, F., Rahmberg, M., Arnell, M. & Junestedt, C. (2016). *Nya utsläppskrav för svenska reningsverk – effekter på reningsverkens totala miljöpåverkan*. (2016-12). Svenskt Vatten AB.
- Ødegaard, H (1998). Optimised particle separation in the primary step of wastewater treatment. *IWA Publishing*. 37(10), 43-53. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(98\)00297-2](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(98)00297-2)

- Ødegaard, H (2006). Innovations in wastewater treatment: the moving bed biofilm process. *IWA Publishing*. 53(9), 17-33. <https://doi.org/10.2166/wst.2006.284>
- Ødegaard, H., Ratnaweera, H. & Rusten, B. (2022). Instrumentation, control and automation (ICA) of MBBR plants for nutrient removal in wastewater: ICA of MBBR plants. *IWA Publishing*. https://doi.org/10.2166/9781789063370_0001
- Ødegaard, H., Rusten, B. & Westrum, T. (1994). A new moving bed biofilm reactor - applications and results. *IWA Publishing*. 29(10-11), 157-165. <https://doi.org/10.2166/wst.1994.0757>

BILAGOR

BILAGA A

A.1 Beräkning av föroreningsbelastning

Utifrån specifik föroreningsbelastning (medelbelastning per person), redovisade i tabell A-1, har den totala belastningen utifrån ett antagande om 10 976 hushållspersoner beräknats genom följande:

$$\text{personbelastning}_{2042} = \frac{10\,976 \cdot \text{specifik belastning}}{1\,000} \text{ (kg/d)}$$

Belastningen från industrier skiljer sig mellan verksamheter och därför finns inga specifika föroreningsbelastningar som gäller för industrier som en homogen grupp. Belastningen från industrier har därför antagits som nuvarande industribelastning uppskalad med 20 % enligt följande:

$$\text{industribelastning}_{2042} = 1,20 \cdot \left(\text{total belastning}_{\text{aktuell}} - \frac{9\,800 \cdot \text{specifik belastning}}{1\,000} \right) \text{ (kg/d)}$$

där aktuell total belastning hittas i tabell 3-1. Den totala belastningen år 2042 har beräknats genom att summera personbelastning och industribelastning samt med ett pålägg av en säkerhetsmarginal på 15 %, i och med stora osäkerheter i prognoserna, enligt nedan:

$$\text{total belastning}_{2042} = 1,15 \cdot (\text{industribelastning}_{2042} + \text{personbelastning}_{2042}) \text{ (kg/d)}$$

Det finns ingen specifik föroreningsbelastning gällande SS. Eftersom genomsnittlig ökning av föroreningsbelastning för övriga parametrar är 38,0 % (tabell 3-3) har samma ökning antagits för SS.

Tabell A-1. Belastningar från hushållspersoner (Svenskt Vatten 2015; Balmér 2015)

Parameter	Specifik föroreningsbelastning (g/(p·d))
N _{tot}	14
NH ₄ -N	11
COD	150
BOD ₇	70

A.2 Beräkning av flöden

Enligt Svenskt Vattens publikation P110 (2016) är spillvattenmängden per person och dag 150 l från småhus och 170 l från flerbostadshus. I Tierps kommun bor 64 % av befolkningen i småhus och 36 % i flerbostadshus (Tierps kommun 2013). Samma spillvattenmängd och fördelning mellan hushållstyp har antagits gälla år 2042. Medelflödet från prognostiserat antal på 10 976 anslutna har således beräknats enligt:

$$Q_{\text{personer, 2042}} = (0,64 \cdot \frac{150}{1\,000} + 0,36 \cdot \frac{170}{1\,000}) \cdot 10\,976 = 1\,725,43 \text{ m}^3/\text{d}$$

Omkring 65 % av inkommande avloppsvatten är i dagsläget uppskattat som tillskottsvatten och samma mängd har antagits gälla år 2042 (Carlsson 2012). Medelflödet från tillskottsvattnet har beräknats enligt:

$$Q_{\text{tillskottsvatten}} = 0,65 \cdot 5\,095 = 3\,311,75 \text{ m}^3/\text{d}$$

Samma princip för framtagande av föroreningsbelastning från industri har använts för beräkning av industriflöde, med skillnad att även andelen tillskottsvatten subtraheras enligt:

$$Q_{\text{industri, 2042}} = 1,20 \cdot (5\,095 - (0,64 \cdot \frac{150}{1\,000} + 0,36 \cdot \frac{170}{1\,000}) \cdot 9\,800 - 3\,311,75) = 291,23 \text{ m}^3/\text{d}$$

Det totala medelflödet år 2042 har beräknats genom att summera alla individuella flöden samt med ett säkerhetstillägg av 20 % enligt:

$$Q_{\text{tot}} = 1,20 \cdot (291,23 + 1\,725,43 + 3\,311,75) = 6\,127,67 \text{ m}^3/\text{d}$$

Referenser

Svenskt Vatten (2016). *Avledning av dag-, drän- och spillvatten*. (P110). Svenskt Vatten AB.
Tierps Kommun (2013). *Bostadsförsörjningsplan 2013-2025*.

A.3 Beräkning av dimensionerande flöden

Dimensionerande flöden har beräknats utifrån norska riktlinjer för dimensionering av avloppsreningsverk. Eftersom inga timflöden finns uppmätta på Tierp ARV, har beräkningen skett utifrån medelvattenföring på dygnsbasis. Därefter har ett antagande gjorts om en fördelning av flödet på 18 timmar över dygnet (Carlsson 2012). Det dimensionerande medelflödet, Q_{dim} , är då den medelvattenföring som överskrider 25 % av årets dygn och maximalt dimensionerande flöde, $Q_{\text{max, dim}}$, bestäms som den medelvattenföring som överskrider 5 % av årets dygn (Johannessen et al. 2020).

Medelflödet antas öka från 5 095 m³/d till 6 128 m³/d år 2042 (se tabell 3-2 och 3-4) vilket motsvarar en ökning på 20 %. För beräkning av dimensionerande flöden sammanställdes initialt all data på dygnsflöden under perioden 2021–2023 och skalades upp med 20 % för att motsvara flödet år 2042. Därefter togs Q_{dim} fram som 75-percentilen och $Q_{\text{max, dim}}$ som 95-percentilen, vilket resulterade i följande:

$$Q_{\text{dim}} = 449,8 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$Q_{\text{max, dim}} = 602,7 \text{ m}^3/\text{d}$$

BILAGA B

Tabell B-1. Noterat flöde och temperatur vid respektive provtillfälle. Notering (-) syftar till att mätningen inte har utförts

Provtillfälle	Datum	Tid upphämtning	Flöde (m ³ /h)	Temperatur (°C)*
1	2024-02-27	9:30	280	-
2	2024-03-05	12:40	600	6,1
3	2024-03-06	9:35	490	6,1
4	2024-03-06	13:30	390	6,3
5	2024-03-07	9:30	450	6,2
6	2024-03-07	13:30	396	6,4
7	2024-03-08	9:00	437	6,3
8	2024-03-08	11:20	423	6,4
9	2024-03-20	10:15	420	6,3
10	2024-03-20	12:30	450	6,4
11	2024-03-20	13:30	440	6,4

* Uppmätt i luftningsbassängen.

Tabell B-2. Mätvärden från provtagning och beräkning av massflöden, medelkoncentrationer och avskiljningsgrad för N_{tot}, NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N, COD och BOD₇ i inkommande respektive utgående vatten till biologisk rening. Hos Eurofins har NO₃-N och NO₂-N analyserats tillsammans. Notering (-) syftar till att mätningen antingen hamnat utanför mätintervallet eller att parametern inte har analyserats

Prov.		ink. biorening						utg. biorening					
		Ntot	NH4-N	NO3-N	NO2-N	COD	BOD7	Ntot	NH4-N	NO3-N	NO2-N	COD	BOD7
1	Konc. (DR3900) (mg/l)	14,30	7,81	1,62	0,16	-	-	9,53	7,43	1,62	0,04	-	-
	Konc. (Eurofins) (mg/l)	13,00	8,80	-	-	76,00	28,00	8,40	7,90	-	-	36,00	12,00
	Konc. medel (mg/l)	13,65	8,31	1,62	0,16	76,00	28,00	8,97	7,67	1,62	0,04	36,00	12,00
	Q (l/h)	280000	280000	280000	280000	280000	280000	280000	280000	280000	280000	280000	280000
	Massbalans = konc.*flöde (mg/h)	3822000	2325400	453600	44240	21280000	7840000	2510200	2146200	453600	10360	10080000	3360000
2	Konc. (DR3900) (mg/l)	13,00	4,93	2,15	0,15	89,90	-	13,00	5,37	0,83	0,24	35,20	-
	Konc. (Eurofins) (mg/l)	9,50	6,60	-	-	67,00	31,00	7,20	6,30	-	-	37,00	10,00
	Konc. medel (mg/l)	11,25	3,42	2,15	0,15	78,45	31,00	10,10	3,09	0,83	0,24	36,10	10,00
	Q (l/h)	600000	600000	600000	600000	600000	600000	600000	600000	600000	600000	600000	600000
	Massbalans = konc.*flöde (mg/h)	6750000	2049000	1290000	88800	47070000	18600000	6060000	1854000	500400	141600	21660000	6000000
3	Konc. (DR3900) (mg/l)	11,70	5,39	2,02	0,14	52,00	-	9,32	5,47	0,64	0,19	27,20	-
	Konc. (Eurofins) (mg/l)	10,00	6,40	-	-	48,00	16,00	7,50	5,80	-	-	30,00	8,00
	Konc. medel (mg/l)	11,70	5,39	2,02	0,14	52,00	16,00	8,41	5,64	0,64	0,19	28,60	8,00
	Q (l/h)	490000	490000	490000	490000	490000	490000	490000	490000	490000	490000	490000	490000
	Massbalans = konc.*flöde (mg/h)	5733000	2641100	989800	66150	25480000	7840000	4120900	2761150	315070	93100	14014000	3920000
4	Konc. (DR3900) (mg/l)	12,40	14,30	2,14	0,15	75,70	-	9,09	14,80	0,75	0,20	30,50	-
	Konc. (Eurofins) (mg/l)	11,00	6,90	-	-	64,00	21,00	8,10	6,40	-	-	30,00	9,00
	Konc. medel (mg/l)	11,70	10,60	2,14	0,15	69,85	21,00	8,60	10,60	0,75	0,20	30,25	9,00
	Q (l/h)	390000	390000	390000	390000	390000	390000	390000	390000	390000	390000	390000	390000
	Massbalans = konc.*flöde (mg/h)	4563000	4134000	834600	56550	27241500	8190000	3352050	4134000	290550	76440	11797500	3510000
5	Konc. (DR3900) (mg/l)	15,20	7,36	1,23	0,16	<	-	8,72	6,04	0,47	0,17	29,40	-
	Konc. (Eurofins) (mg/l)	13,00	8,40	-	-	77,00	28,00	7,70	6,10	-	-	30,00	10,00
	Konc. medel (mg/l)	14,10	7,88	1,23	0,16	77,00	28,00	8,21	6,07	0,47	0,17	29,70	10,00
	Q (l/h)	450000	450000	450000	450000	450000	450000	450000	450000	450000	450000	450000	450000
	Massbalans = konc.*flöde (mg/h)	6345000	3546000	553500	73350	34650000	12600000	3694500	2731500	210150	77400	13365000	4500000
6	Konc. (DR3900) (mg/l)	21,80	8,71	1,84	0,19	122,00	-	12,00	7,50	0,42	0,20	31,30	-
	Konc. (Eurofins) (mg/l)	13,00	8,60	-	-	100,00	45,00	8,40	7,30	-	-	34,00	11,00
	Konc. medel (mg/l)	17,40	8,66	1,84	0,19	111,00	45,00	10,20	7,40	0,42	0,20	32,65	11,00
	Q (l/h)	396000	396000	396000	396000	396000	396000	396000	396000	396000	396000	396000	396000
	Massbalans = konc.*flöde (mg/h)	6890400	3427380	728640	76032	43956000	17820000	4039200	2930400	165132	79200	12929400	4356000
7	Konc. (DR3900) (mg/l)	12,40	7,15	1,56	0,23	84,60	-	9,20	7,42	0,41	0,17	36,20	-
	Konc. (Eurofins) (mg/l)	10,00	7,20	-	-	66,00	24,00	7,90	6,90	-	-	36,00	9,00
	Konc. medel (mg/l)	11,20	7,18	1,56	0,23	75,30	24,00	8,55	7,16	0,41	0,17	36,10	9,00
	Q (l/h)	437000	437000	437000	437000	437000	437000	437000	437000	437000	437000	437000	437000
	Massbalans = konc.*flöde (mg/h)	4894400	3135475	681720	99199	32906100	10488000	3736350	3128920	176985	75601	15775700	3933000
8	Konc. (DR3900) (mg/l)	15,50	8,43	1,79	0,20	115,00	-	9,91	7,51	0,34	0,19	45,30	-
	Konc. (Eurofins) (mg/l)	13,00	9,20	-	-	87,00	30,00	7,90	8,40	-	-	41,00	9,00
	Konc. medel (mg/l)	14,25	8,82	1,79	0,20	101,00	30,00	8,91	7,96	0,34	0,19	43,15	9,00
	Q (l/h)	423000	423000	423000	423000	423000	423000	423000	423000	423000	423000	423000	423000
	Massbalans = konc.*flöde (mg/h)	6027750	3728745	757170	84600	42723000	12690000	3766815	3364965	144666	78678	18252450	3807000
9	Konc. (DR3900) (mg/l)	-	7,47	1,36	0,24	-	-	-	6,42	0,38	0,19	-	-
	Konc. (Eurofins) (mg/l)	9,50	-	-	-	76,00	29,00	7,90	-	-	-	33,00	8,00
	Konc. medel (mg/l)	9,50	7,47	1,36	0,24	76,00	29,00	7,90	6,42	0,38	0,19	33,00	8,00
	Q (l/h)	420000	420000	420000	420000	420000	420000	420000	420000	420000	420000	420000	420000
	Massbalans = konc.*flöde (mg/h)	3990000	3137400	571200	99120	31920000	12180000	3318000	2696400	157920	78960	13860000	3360000
10	Konc. (DR3900) (mg/l)	-	7,98	1,44	0,26	-	-	-	7,01	0,51	0,19	-	-
	Konc. (Eurofins) (mg/l)	12,00	9,10	-	-	150,00	33,00	7,60	7,20	-	-	31,00	9,00
	Konc. medel (mg/l)	12,00	8,54	1,44	0,26	150,00	33,00	7,60	7,11	0,51	0,19	31,00	9,00
	Q (l/h)	450000	450000	450000	450000	450000	450000	450000	450000	450000	450000	450000	450000
	Massbalans = konc.*flöde (mg/h)	5400000	3843000	648000	118350	67500000	14850000	3420000	3197250	230400	84600	13950000	4050000
11	Konc. (DR3900) (mg/l)	-	8,30	1,35	0,25	-	-	-	7,51	0,52	0,20	-	-
	Konc. (Eurofins) (mg/l)	13,00	8,70	-	-	130,00	40,00	8,60	7,40	-	-	39,00	11,00
	Konc. medel (mg/l)	13,00	8,50	1,35	0,25	130,00	40,00	8,60	7,46	0,52	0,20	39,00	11,00
	Q (l/h)	440000	440000	440000	440000	440000	440000	440000	440000	440000	440000	440000	440000
	Massbalans = konc.*flöde (mg/h)	5720000	3740000	594000	110000	57200000	17600000	3784000	3280200	227920	88000	17160000	4840000
Medel	Massbalans (mg/h)	5466868	3246136	736566	83308	39266055	12790727	3800183	2929544	261163	80358	14804005	4148727
	Massbalans (kg/d)	98,4	58,4	13,3	1,5	706,8	230,2	68,4	52,7	4,7	1,4	266,5	74,7
	Konc. (mg/l)	12,7	7,7	1,7	0,2	90,6	29,5	8,7	7,0	0,6	0,2	34,1	9,6
	Konc. 2042 (mg/l)	17,5	10,6	2,3	0,3	125,0	40,8	12,0	9,6	0,9	0,2	47,1	13,3
	Avskiljning (%)	31,3	9,7	62,8	7,1	62,3	67,4						

Tabell B-3. Mätvärden från provtagning och beräkning av massflöden för N_{org} i inkommande respektive utgående vatten till biologisk rening. Eurofins har analyserat NO_3-N och NO_2-N tillsammans

Provt.		ink. biorening Norg	utg. biorening Norg
1	Konc. (NO_3-N+NO_2-N) (DR3900) (mg/l)	1,78	-
	Konc. (NO_3-N+NO_2-N) (Eurofins) (mg/l)	2,90	0,10
	Konc. medel NO_3-N , NO_2-N , NH_4-N (mg/l)	10,64	7,77
	Q (l/h)	280000	280000
	Massbalans = $N_{tot}\text{-flöde}\cdot\text{konc.}$ (mg/h)	841680	336000
2	Konc. (NO_3-N+NO_2-N) (DR3900) (mg/l)	2,30	1,07
	Konc. (NO_3-N+NO_2-N) (Eurofins) (mg/l)	2,00	1,00
	Konc. medel NO_3-N , NO_2-N , NH_4-N (mg/l)	5,56	4,13
	Q (l/h)	600000	600000
	Massbalans = $N_{tot}\text{-flöde}\cdot\text{konc.}$ (mg/h)	3411600	3585000
3	Konc. (NO_3-N+NO_2-N) (DR3900) (mg/l)	2,16	0,83
	Konc. (NO_3-N+NO_2-N) (Eurofins) (mg/l)	2,00	0,80
	Konc. medel NO_3-N , NO_2-N , NH_4-N (mg/l)	7,47	6,45
	Q (l/h)	490000	490000
	Massbalans = $N_{tot}\text{-flöde}\cdot\text{konc.}$ (mg/h)	2073925	959665
4	Konc. (NO_3-N+NO_2-N) (DR3900) (mg/l)	2,29	0,94
	Konc. (NO_3-N+NO_2-N) (Eurofins) (mg/l)	2,00	0,93
	Konc. medel NO_3-N , NO_2-N , NH_4-N (mg/l)	12,74	11,54
	Q (l/h)	390000	390000
	Massbalans = $N_{tot}\text{-flöde}\cdot\text{konc.}$ (mg/h)	-406575	-1146795
5	Konc. (NO_3-N+NO_2-N) (DR3900) (mg/l)	1,39	0,64
	Konc. (NO_3-N+NO_2-N) (Eurofins) (mg/l)	1,90	0,65
	Konc. medel NO_3-N , NO_2-N , NH_4-N (mg/l)	9,53	6,71
	Q (l/h)	450000	450000
	Massbalans = $N_{tot}\text{-flöde}\cdot\text{konc.}$ (mg/h)	2058075	672975
6	Konc. (NO_3-N+NO_2-N) (DR3900) (mg/l)	2,03	0,62
	Konc. (NO_3-N+NO_2-N) (Eurofins) (mg/l)	0,95	0,59
	Konc. medel NO_3-N , NO_2-N , NH_4-N (mg/l)	10,15	8,00
	Q (l/h)	396000	396000
	Massbalans = $N_{tot}\text{-flöde}\cdot\text{konc.}$ (mg/h)	2872584	869814
7	Konc. (NO_3-N+NO_2-N) (DR3900) (mg/l)	1,79	0,58
	Konc. (NO_3-N+NO_2-N) (Eurofins) (mg/l)	1,50	0,58
	Konc. medel NO_3-N , NO_2-N , NH_4-N (mg/l)	8,82	7,74
	Q (l/h)	437000	437000
	Massbalans = $N_{tot}\text{-flöde}\cdot\text{konc.}$ (mg/h)	1040716	354407
8	Konc. (NO_3-N+NO_2-N) (DR3900) (mg/l)	1,99	0,53
	Konc. (NO_3-N+NO_2-N) (Eurofins) (mg/l)	1,70	0,51
	Konc. medel NO_3-N , NO_2-N , NH_4-N (mg/l)	10,66	8,47
	Q (l/h)	423000	423000
	Massbalans = $N_{tot}\text{-flöde}\cdot\text{konc.}$ (mg/h)	1518570	182313
9	Konc. (NO_3-N+NO_2-N) (DR3900) (mg/l)	1,60	0,56
	Konc. (NO_3-N+NO_2-N) (Eurofins) (mg/l)	1,40	0,55
	Konc. medel NO_3-N , NO_2-N , NH_4-N (mg/l)	8,97	6,98
	Q (l/h)	420000	420000
	Massbalans = $N_{tot}\text{-flöde}\cdot\text{konc.}$ (mg/h)	223440	387660
10	Konc. (NO_3-N+NO_2-N) (DR3900) (mg/l)	1,70	0,70
	Konc. (NO_3-N+NO_2-N) (Eurofins) (mg/l)	0,96	0,67
	Konc. medel NO_3-N , NO_2-N , NH_4-N (mg/l)	9,87	7,79
	Q (l/h)	450000	450000
	Massbalans = $N_{tot}\text{-flöde}\cdot\text{konc.}$ (mg/h)	957825	-85500
11	Konc. (NO_3-N+NO_2-N) (DR3900) (mg/l)	1,60	0,72
	Konc. (NO_3-N+NO_2-N) (Eurofins) (mg/l)	0,95	0,71
	Konc. medel NO_3-N , NO_2-N , NH_4-N (mg/l)	9,78	8,17
	Q (l/h)	440000	440000
	Massbalans = $N_{tot}\text{-flöde}\cdot\text{konc.}$ (mg/h)	1419000	189640
Medel	Massbalans (mg/h)	1455530,9	573198,1
	Massbalans (kg/d)	26,2	10,3

Tabell B-4. BOD_5/N_{tot} -kvoter i inkommande flöde till det biologiska reningssteget uppmätt från provtagning

Prov	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	Medel
BOD_5/N_{tot}	1,8	2,4	1,2	1,6	1,7	2,2	1,9	1,8	2,7	2,4	2,7	2,0

BILAGA C

Tabell C-1. Beräkning av platsåtgång

Platsåtgång AS			Platsåtgång IFAS			Platsåtgång MBR		
Parameter/bassäng	Värde	Enhet	Parameter/bassäng	Värde	Enhet	Parameter/bassäng	Värde	Enhet
dim SRT	14,6	d	dim SRT	4	d	slamhalt	12,0	kg SS/m3
dim NF-hastighet	27,3	g NH4-N/ kg SS,d				BOD5	233,5	kg/d
dim DN-hastighet	64,1	g NO3-N/ kg SS,d	BR			dim SP,spec	0,70	kg SS/ kg BOD5
dim SP,spec	0,80	kg SS/ kg BOD5	Arealbelastning	0,6	g/m2,d			
slamhalt	3,0	kg SS/m3	dim arealbelastning	0,43	g/m2,d	BR slamålder		
ytbelastning	1,15	m3/m2,h	Fyllnadsgrad	50	%	Volym	199,4	m3
			Specifik yta	800	m2/m3	Area	63,5	m2
BR: SRT			Volym	527,9	m3			
Qdim (flöde 18 h/d)	8442000	l/d	Area	168,1	m2	BR NF-hastighet		
BOD5	35,5	mg/l				Volym	273,8	m3
BOD5	299,3	kg/d	Anoxisk bassäng			Area	87,2	m2
Volym	1168,6	m3	Area	41,3	m2			
Area	365,2	m2				Anoxisk bassäng		
BR: NF-hast.			Sed.bassäng			Volym	32,4	m3
Kvävebel.	10,6	mg/l	Area	547,0	m2	Area	10,3	m2
Kvävebel.	89752,4	g/d	Total ytbehov IFAS	756	m2	Membranreaktor		
Volym	1095,1	m3				Antal membrantåg/linjer	4	st
Area	348,7	m2				Längd	13	m
Anoxisk bassäng						Bredd	2,75	m
NO3-N	2,3	mg/l				Area	143,0	m2
NH4-N	10,6	mg/l				Trumfilter		
Kvävebel.	3,0	mg/l				Platsåtgång DF20x3	12,8	m2
Kvävebel.	24925,5	g/d				Total platsåtgång	19,3	m2
Volym	129,7	m3				Totalt ytbehov MBR	260	m2
Area	41,3	m2						
Sed.bassäng								
Qdim,max	629,0	m3/h						
Area sed	547,0	m2						
Totalt ytbehov AS	953	m2						

*dim = dimensionerad efter T=6 °C

Tabell C-2. Beräkning av växthusgasutsläpp

Växthusgasutsläpp AS			Växthusgasutsläpp IFAS			Växthusgasutsläpp MBR		
Utsläppspost	Värde	Enhet	Utsläppspost	Värde	Enhet	Utsläppspost	Värde	Enhet
Lustgas			Lustgas			Lustgas		
EF	0,014	kg N2O-N/kg Ntot	EF	0,00945	kg N2O-N/kg Ntot	EF	0,005	kg N2O-N/kg N
N2O	6,07	kg CO2-ekv/kg Ntot	N2O	1,61	kg CO2-ekv/m3	Ntot, ink (efter finsil)	34449	kg/år
						N2O	1,37	kg CO2-ekv/m3
Polymertillsats			Polymertillsats			Polymertillsats		
polymer	34,8	kg/år	polymer	19,1	kg/år	polymer	36,0	kg/år
CO2-ekv polymer	3,6	kg CO2-ekv/kg polymer	Utsläpp polymer	0,0018	CO2-ekv/kg Ntot	Utsläpp polymer	0,0038	CO2-ekv/kg Ntot
Ntot,ink	39147	kg/år	Extern kolkälla	0,56	kg CO2/m3	Extern kolkälla	0,64	kg CO2/m3
Utsläpp polymer	0,0032	kg CO2-ekv/kg Ntot	Totalt utsläpp	2,2	kg CO2/kg Ntot			
Extern kolkälla						Membranrengöring		
COD,EDN	90466	g/d				NaOCl (12 %)	0,19	l/d
metanol	22013	kg/år				NaOCl (100 %)	0,02	l/d
Utsläpp kolkälla	0,56	kg CO2-ekv/kg Ntot				Oxalsyra (8 %)	0,351	l/d
Totalt utsläpp	6,6	kg CO2/kg Ntot				Oxalsyra (100 %)	0,03	l/d
						Qmedel Hammarby	104,9	m3/d
						Qmedel Tierp	6128	m3/d
						Åtgång NaOCl (100 %)	603	kg/år
						Åtgång oxalsyra (100 %)	1138	kg/år
						Utsläpp NaOCl	0,9	kg CO2-ekv/kg produkt
						Utsläpp oxalsyra	1,4	kg CO2-ekv/kg produkt
						Utsläpp rengöring	0,1	kg CO2/kg Ntot
						Totalt utsläpp	2,1	kg CO2/kg Ntot

Tabell C-3. Beräkning av drift- och underhållskostnader

Drift- och underhållskostnader AS			Drift- och underhållskostnader IFAS			Drift- och underhållskostnader MBR		
Parameter/kostnadspost	Värde	Enhet	Parameter/kostnadspost	Värde	Enhet	Parameter/kostnadspost	Värde	Enhet
Metanol	4 309	kr/ton				NaOCl (12 %)	5 276	kr/ton
Slamavyttring	1 031	kr/ton	SP			Oxalsyra (100 %)	19 786	kr/ton
Polymer (Zetag 8160)	52,5	kr/kg	SS,BR	133,4	kg/d			
Energi	0,67	kr/kWh	A,totbärare	520000,0	m2	Membranrengöring		
			BOD5,BR/A,totbärare	0,5756	g BOD5/m2,d	Åtgång NaOCl (12 %)	5,0	ton/år
Slamproduktion (SP)			SS, 3 %	0,6	g/g BOD5 avskilt	Åtgång oxalsyra (100 %)	1,1	ton/år
SS,BR	21,8	mg/l	SS, 3 %	47,8	ton/år	Kostnad NaOCl	26509	kr/år
BOD5,BR	35,5	mg/l	SP, avvattnat	7,7	ton/år	Kostnad oxalsyra	22513	kr/år
SS,BR/BOD5,BR	0,61	-	Kostnad slamavyttring	7990	kr/år	Total kostnad	49022,0	kr/år
BOD5,BR	217,3	kg/d						
BOD,met	90,5	kg/d	Energianvändning			SP trumfilter		
FT	0,53	-	E,omr	11285,1	kWh/år	SS,in trumfilter	48681,1	kg/år
SP, 3%	87,1	ton/år	E,luft	229086,0	kWh/år	SS,ut trumfilter	31642,7	kg/år
SP, 100%	2,6	ton/år	E,pump	29305,5	kWh/år	SP,trumfilter	17038,4	kg/år
SP, avvattnat	14,1	ton/år	E,avv	11,5	kWh/år			
Kostnad slamavyttring	14562	kr/år	E,tot	269688	kWh/år	SP MBR		
			Kostnad energi	180691	kr/år	dim SP,spec	0,70	kg SS/ kg BOD5
Energianvändning			Polymer	1003,5	kr/år	BOD7,BR	71133,8	kg/år
Effekt [W] till energi [kWh]	8,76		Kolkälla	94856,0	kr/år	BOD,met	33020,2	kg/år
E,omr	11357,5	kWh/år	Personalkostnad	114749,6	kr/år	SP,MBR	72907,8	kg/år
E,luft	154407,1	kWh/år				SP, 3 % (trumfilter + MBR)	89,9	ton/år
E,pump	29309,1	kWh/år				SP, avvattnat	14,6	ton/år
E,avv	20,9	kWh/år	Total kostnad	0,4	Mkr/år	Total kostnad slamavyttring	15038,0	kr/år
E,tot	195094,6	kWh/år						
E,tot	0,09	kWh/m3				Energianvändning		
Kostnad energi	130713	kr/år				E,avv	21,6	kWh/år
						E,pump	102260,3	kWh/år
Polymer	1829,1	kr/år				E,omr	2839,4	kWh/år
Kolkälla	94856,0	kr/år				E,luft	264545,0	kWh/år
Personalkostnad	114749,6	kr/år				E,membranluft	671016,0	kWh/år
						E,trumfilter	2236,7	kWh/år
Total kostnad	0,4	Mkr/år				E,tot	1042919,0	kWh/år
						Kostnad energi	698755,7	kr/år
						Polymer	1888,9	kr/år
						Kolkälla	94856,0	kr/år
						Personal	122999,2	kr/år
						Total kostnad	1,0	Mkr/år

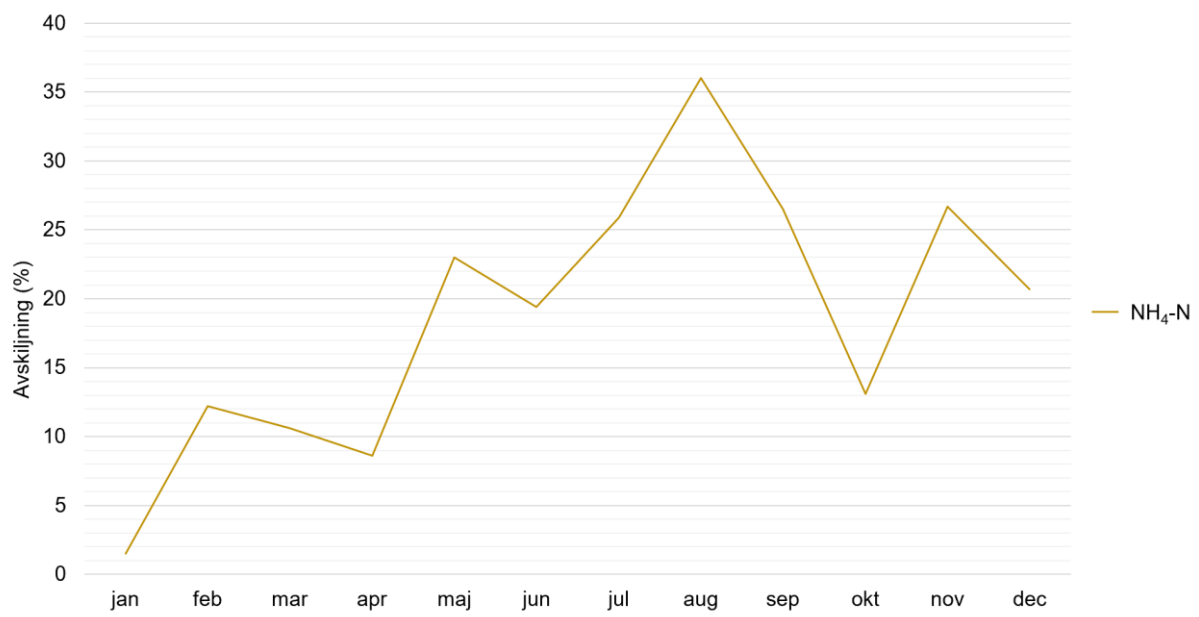
Tabell C-4. Beräkning av kapitalkostnader

Kapitalkostnad AS			Kapitalkostnad IFAS			Kapitalkostnad MBR		
Parameter	Värde	Enhet	Parameter	Värde	Enhet	Parameter	Värde	Enhet
Annuitet maskin	0,08	-	Annuitet K5	0,067	-	Annuitet membran	0,084	-
Annuitet instrument	0,22	-				Annuitet trumfilter	0,067	-
Annuitet betong	0,039		Instrument					
Annuitet annat	0,06		Kapitalkostnad	30460,5	kr/år	Instrument		
						Nämnda instrument	139500	kr
Instrument			Maskinell utrustning			pH	20000	kr
Nitrat	27000	kr	Omrörare	46933,9	kr	Kapitalkostnad	34827,6	kr/år
Ammonium	27000	kr	Grovblås	830 000	kr			
Temperatur	5500	kr	Kapitalkostnad	73457,8	kr/år	Maskinell utrustning		
Syre/slamhalt	80000	kr				Omrörare	11733,5	kr
Kapitalkostnad	30460,5	kr/år	Bärare			Permeatpump	260678,3	kr
			Bärare	8500	kr/m3	Grovblås	440 000	kr
Maskinell utrustning			Bärare	5525000	kr	Kapitalkostnad	59676,3	kr/år
Omrörare	362	kr/m3	Kapitalkostnad	371366,8	kr/år			
Omrörare	46933,9	kr				Membran		
Kapitalkostnad	3931,5	kr/år	Etablering anox.			Membran	510,8	kr/m2
			Kapitalkostnad	42875,6	kr/år	Membran	21 249 280	kr
Etablering anox.						Kapitalkostnad	1779979,5	kr/år
Betongarbete	818253	kr	Annat					
Jordschakt + deponi	284926	kr	Entreprenör	2616573,6	kr	Trumfilter		
Kapitalkostnad	42875,6	kr/år	Konsult	523314,7	kr	Trumfilter	3200000	kr
			Kapitalkostnad	203690,1	kr/år	Kapitalkostnad	215090,3	kr/år
Annat								
Entreprenör	74573,6	kr	Totalt	0,9	Mkr/år	Etablering anox.		
Konsult	14914,7	kr				Betongarbete	393114	kr
Kapitalkostnad	5805,3	kr/år				Jordschakt + deponi	146966	kr
						Kapitalkostnad	20990,5	kr/år
Totalt	0,1	Mkr/år						
						Annat		
						Entreprenör	10128476,7	kr
						Konsult	2025695,3	kr
						Kapitalkostnad	788462,7	kr/år
						Totalt	3,6	Mkr/år

Tabell C-5. Beräkning av arbetsinsats

Arbetsinsats AS			Arbetsinsats IFAS			Arbetsinsats MBR		
Instrument	Värde	Enhet	Instrument	Värde	Enhet	Instrument/membran	Värde	Enhet
DO	1,1	h/v	Totalt inkl. avhjälpande und.	5,6	h/v	DO	1,0	h/v
Slamhalt	1,1	h/v				Slamhalt	1,0	h/v
Temperatur	0,3	h/v				Temperatur	0,2	h/v
Nitrat	1,3	h/v				Nitrat	1,2	h/v
Ammonium	1,3	h/v				Ammonium	1,2	h/v
Totalt	5,1	h/v				pH	0,1	h/v
Totalt inkl. avhjälpande und.	5,6	h/v						
						Membran		
						RC	24	h/år
						RC	0,5	h/v
						Okulär kontroll	1,3	h/mån
						Okulär kontroll	0,3	h/v
						Totalt	5,4	h/v
						Totalt inkl. avhjälpande und.	6,0	h/v

BILAGA D



Figur D-1. Avskiljningsgrad månadsvis för $\text{NH}_4\text{-N}$ under perioden 2021–2023.

BILAGA E

Tabell E-1. Prestation och poängsättning för respektive kriterium i multikriterieanalysen samt viktad totalpoäng för samtliga undersökta kvävereningstekniker

<i>Kriterier</i>		Platsåtgång (m ²)	Växthusgas- utsläpp (CO ₂ - ekv/N _{tot})	Drift- och underhålls- kostnader (Mkr/år)	Kapital- kostnader (Mkr/år)	Arbetsinsats (h/v)	Viktad totalpoäng
<i>Viktningfaktor (%)</i>		17,5	17,5	30	17,5	17,5	
AS	Prestation	953	6,6	0,4	0,1	5,6	
	Poäng	4	3	5	5	3	4,1
IFAS	Prestation	756	2,2	0,4	0,9	5,6	
	Poäng	4	4	5	5	3	4,3
MBR	Prestation	260	2,1	1,0	3,6	6,0	
	Poäng	5	4	4	3	3	3,8