Nr C 710
September

Möjligheter med digitalisering och digitala tvillingar

Demonstrationsstudie på industriella och kommunala avloppsreningsverk

Erik U Lindblom, Oscar Samuelsson, Ted Lundwall, Magnus Rahmberg, Sofia Lovisa Andersson
IVL Svenska Miljöinstitutet.

I samarbete med: RISE, LEVA i Lysekil, Siemens, Stenungsunds kommun, Södra.

Författare: Erik U Lindblom, Oscar Samuelsson, Ted Lundwall, Magnus Rahmberg, Sofia Lovisa Andersson, IVL Svenska Miljöinstitutet.
Medel från: Klimatledande processindustri som finansieras av Vinnova, Västra Götalandsregionen och Västsvenska kemi- och materialklustret
Fotograf: Klicka och ange text
Rapportnummer C 710
ISBN 978-91-7883-458-7
Upplaga Finns endast som PDF-fil för egen utskrift

© IVL Svenska Miljöinstitutet 2022
IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 210 60, 100 31 Stockholm
Tel 010-788 65 00 // www.ivl.se

Rapporten har granskats och godkänts i enlighet med IVL:s ledningssystem

Sammanfattning 5

1 Inledning 6

1.1 Syfte 7
1.2 Mål 8
1.3 Långeviks avloppsreningsverk 8
1.4 Simulering och digitala tvillingar 8

2 Material och metod 9

2.1 Implementering av processmodell 9

2.1.1 Anläggningsbeskrivning och modellerad konfiguration 10
2.1.2 Reaktionsmodell 11
2.1.3 Biofilmsmodell 12
2.1.4 Processtyrning 12
2.1.5 Modellvalidering 12

2.2 Karakterisering av försedimenterat avloppsvatten 13
2.3 Dimensionerande scenarier 13
2.4 Livscykelanalys 15

2.4.1 Systemgräns och funktionell enhet 15
2.4.2 Övriga avgränsningar 16
2.4.3 Modellstöd vid anbudsutvärdering och upphandling 18

2.5 Implementering av realtidssimulering 19
2.6 Behovsanalys 20

3 Resultat och diskussion 20

3.1 Karakterisering 20
3.2 Verifiering av processmodell 21
3.3 Resurseffektivitet och klimatpåverkan baserat på modellsimuleringar 23

3.3.1 Resurseffektivitet och klimatpåverkan vid olika belastningsfall 23
3.3.2 Möjligheter och utmaningar vid modellbaserad upphandling 25

3.4 Realtidsprognoser 26

3.4.1 Praktiska erfarenheter från implementering 26
3.4.2 Exempel på tillämpning 28

3.5 Behovsanalys 28

4 Slutsatser och möjligheter 29

5 Referenser 30

Sammanfattning

En digital tvilling i form av en dynamisk processmodell kan användas för flera syften under hela livscykeln av ett kommunalt eller industriellt reningsverk. Syftet med detta projekt var att (1) demonstrera möjligheter för och (2) identifiera behov och genomförbarhet med en digital tvilling hos de anläggningsägare som ingår i projektet.

För att demonstrera möjligheter användes LEVA i Lysekils ombyggnadsprojekt för Långeviks reningsverk som fallstudie. Med dataunderlag från förstudien implementerades en processmodell av det framtida reningsverket i en kommersiellt tillgänglig mjukvara. Denna baseras på att den befintliga för- och efterbehandlingen behålls medan det biologiska reningssteget byggs om till en MBBR-process. Som indata till modellen (temperatur, flöde och koncentrationer på inkommande och försedimenterat vatten) beaktades de förutsättningar som angivits i det förfrågningsunderlag som LEVA tagit fram. För att verifiera modellimplementeringen jämfördes modellresultaten med erfarenhetsbaserad kunskap om MBBR-processen. Resultaten visade att modellen i stort ger förväntade resultat vilket är viktigt för att verktyget skall få förtroende vid verklig tillämpning.

Med den typ av digital tvilling som använts i projektet finns möjlighet att beskriva/modellera det inkommande avloppsvattnet med en högre detaljeringsgrad än vad som traditionellt görs vid ombyggnadsprojekt. För att demonstrera detta planerades och genomfördes en provtagningskampanj. Resultaten från denna var tyvärr inte tillförlitliga och därför användes i projektet standardvärden för inkommande vatten i projektet. Detta ökar osäkerheten i resultaten jämfört med om provtagningsresultaten hade funnits men förutsättningarna är fortfarande i enlighet med förfrågningsunderlaget.

I projektet har det sedan visats att det är möjligt att kombinera den digitala tvillingen med LCA-data för att beräkna klimatpåverkan för olika processutföranden, styrstrategier, val av energikälla och insatsvaror. Detta presenteras som ett stöd för jämförelse av olika anbud vid upphandling även om det kräver mera förarbete av både beställare och entreprenörer. Ett exempel är att byta styrstrategi för dosering av kolkälla kan spara upp till 19 ton CO_2-ekvivalenter på ett år. Den digitala tvillingen kan också användas av LEVA under hela den nya processlösningens livstid från design och upphandling till införande och justeringar av driftstrategier och slutligen som ett stöd vid kontinuerlig drift.

Som påbyggnad till konventionell processmodellering demonstrerades slutligen möjligheten att köra simulering i realtid och med indata från en verklig process. Implementeringen gjordes användarvänlig genom användning av mjukvaran Mediator som enkelt möjliggjorde sammankopplingen av signaler till/från ett styrsystem med kontaktpunkter definierade i simuleringsmjukvaran SIMBA#. Flera veckors stabil drift av systemet kunde visas. Tillämpningen anses dock för rudimentär för att kunna besvara frågor om krav på tidsupplösning, beräkningsprestanda och numerisk stabilitet.

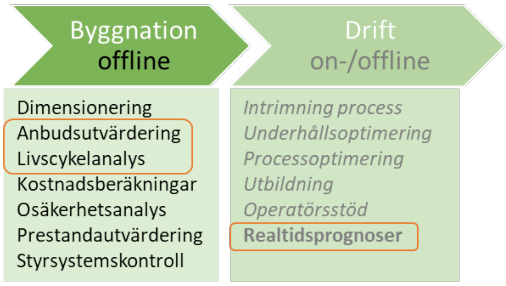
Under projektet genomfördes en behovs- och genomförbarhetsanalys genom informations- och kunskapsspridning vid ett flertal arbetsmöten och en avslutande workshop till vilken klustrets anläggningsägare bjöds in.

1 Inledning

Kraven på dagens reningsverk ökar; utgående koncentrationer av både traditionella föroreningsparametrar (BOD_7, kväve, fosfor) och nya fokusämnen behöver kontinuerligt hållas allt lägre, miljöpåverkan genom resursförbrukning (t.ex. energi- och kemikalieförbrukning) och växthusgasutsläpp skall minimeras och (i förekommande fall) biogasproduktionen maximeras.

Samtidigt kan behov av ökad kapacitet och därmed behov av om- eller utbyggnad finnas, t.ex. om antalet anslutna abonnenter ökar, eller om processer (i industriella anläggningar) utökas. För om- och utbyggnationerna är dessutom ofta platsbrist en utmaning vilket i kombination med bibehållna eller striktare krav leder till att mer avancerade reningstekniker, baserade på till exempel biofilms- och membranteknik, ofta behöver användas. Utmaningarna innebär också att den automatiska processtyrningen blir både mer komplex och allt viktigare för att målen skall kunna nås. En förutsättning för att processtyrningen ska ge önskat resultat är en korrekt implementering och intrimning av de hundratals regulatorer och tusentals signaler som används inom styrsystemet. Vidare förutsätts det att den operativa personalen är väl införstådd med både processens och styrsystemets funktion samt i hur dessa samverkar.

En möjlighet för att balansera de motstridiga kraven ovan är att använda processmodeller som bollplank och stöd. Ibland benämns en processmodell som används i realtid som en s.k. digital tvilling. En digital tvilling kan nyttjas för många syften under hela reningsverkets livslängd såsom illustreras i Figur 1. Processmodellen simuleras antingen offline (byggnationsfasen, svart text i figur), online (realtidsprognoser, fet grå text i figur) eller som en kombination av både off- och online (driftfasen, grå kursiv stil i figur). De tillämpningar som studeras i projektet markeras med orangea lådor i figuren.



Figur 1. Olika tillämpningar med en digital tvilling i bygg och driftsfasen av ett reningsverk.

Det finns olika definitioner av en digital tvilling vilket lätt leder till begreppsförvirring. I denna rapport använder vi processmodell synonymt med en digital tvilling oavsett om den används i realtid eller off-line.

De två tillämpningar som studerats i projektet är hur en digital tvilling kan användas vid upphandling för att säkerställa en hållbar och resurseffektiv lösning, samt att utvärdera om det rent IT-tekniskt går att implementera en digital tvilling i realtid, integrerat med befintligt styrsystem och datainsamling.

LEVA i Lysekil AB, VA-huvudman för den allmänna VA-anläggningen i Lysekils kommun, planerar att bygga om det biologiska reningssteget vid Lysekils avloppsreningsverk Långevik.

Övriga reningssteg, d.v.s. för- och eftersedimentering samt slamhantering kommer i dagsläget att behållas oförändrade. Idag består den biologiska reningen av BOD-reduktion och nitrifikation i en biobädd med efterföljande denitrifikation i bassänger med rörligt bärarmaterial, en så kallad MBBR-lösning.

Ur LEVAs perspektiv finns det framförallt två positiva aspekter med en digital tvilling:

1. För att LEVA ska kunna använda den digitala modellen i framtiden är det viktigt att detaljnivån blir sådan att *olika styrstrategier* (t.ex. ändrad dosering av fällningskemikalie eller förändrad syrehalt i de framtida bärarbassängerna) kan testköras innan de eventuellt appliceras på den verkliga anläggningen. Det gäller både den kemiska och den biologiska reningen.

2. Beroende på vilka möjligheter som finns kopplat till att *förändra indata* vad gäller processens utformning när modellen konstrueras skulle även värdefulla erfarenheter kunna inhämtas i samband med planering och projektering av det biologiska reningssteget (t.ex. designparametrar såsom storlek på respektive bassäng, recirkulationsgrad och påverkan beroende på typ av kolkälla).

Inom Insatsområde Klimatledande processteknik har det efterfrågats projekt som genom kombination av ny processteknik och digitalisering kan bidra till energibesparing och klimatnytta. Dessutom är det viktigt för det västsvenska kemi- och materialklustret med gemensamt lärande. Det finns två kommuner som är medlemmar i det västsvenska kemi- och materialklustret och som är huvudmän för sina respektive kommunala avloppsreningsverk. Utöver det finns ett antal industrier som har egna anläggningar för avloppsvattenrening. Det är i stort sett samma arbetssätt som gäller vid digitalisering/tvillingar/optimering för alla typer av processer vilket gör det till en bra plattform för lärande inom hela klustret.

Projektet har viss koppling till ett parallellt projekt 4.3.6c Vatten och energieffektiv processindustri, Lindahl et al., 2022. De två projekten tillsammans kommer att bidra till en bättre översikt på vattenkvalitéer och vattenströmmar inom klustret och möjliggöra bättre kontroll vilket kan ge effektivare och stabilare vattenrening med minskat kemikaliebehov och minskade utsläpp och miljöpåverkan.

1.1 Syfte

Syftet med projektet är att

- Demonstrera användbarheten av digitala tvillingar för reningsverk på en specifik anläggning. Detta uppnås genom att utveckla en processmodell av Lysekils kommuns kommande reningsverk. Processmodellen kan användas för att simulera olika driftsförhållanden, störningar, m.m., i samråd med anläggningsägaren, i syfte att t.ex. testa anläggningen och bidra till att utbilda driftpersonal.

- Undersöka tillämpbarheten på även andra kommunala och industriella avloppsreningsverk och andra processer. Det uppnås genom att göra en enklare behovsanalys och genomförbarhetsstudie för att utreda hur applicerbar en liknande processmodell skulle vara hos projektets övriga anläggningsägare och vilka nyttor det skulle kunna innebära att implementera en sådan modell. Även andra

anläggningsägare och medlemmar i västsvenska kemi- och materialklustret kommer att tillfrågas om att medverka i denna del av projektet.

1.2 Mål

De förväntade resultaten av projektet är

- En processmodell av Lysekils avloppsreningsverk Långeviks framtida processdesign är utvecklad och testad.
- Resultat av simuleringar där även resurs- och klimatnytta har beräknats genom en livscykelanalys (LCA).
- Ökad insikt hos anläggningsägare inom Klimatledande processindustri avseende behov av, samt möjligheter och nyttor med, processmodeller.

1.3 Långeviks avloppsreningsverk

Det finns idag totalt tre avloppsreningsverk i Lysekils kommun. Det centrala reningsverket, Långevik, som också är det största av de tre, tar emot och behandlar avloppsvatten från Lysekil tätort samt orterna Skalhamn, Kolleröd och norra Grundsund. Långevik tar även emot avloppsvatten från livsmedelsindustrin Marenor, externslam från kommunens enskilda avloppsanläggningar samt lakvatten från avfallsanläggningen i Sivik.

LEVA har för avsikt att centralisera avloppshanteringen i kommunen genom att avveckla de två mindre reningsverken Stockevik och Loddebo och istället leda avloppsvattnet till Långevik för behandling.

I Långeviksverket genomgår avloppsvattnet mekanisk, biologisk och kemisk rening innan det avleds till recipienten Saltö fjord. Den mekaniska reningen består av fingaller och luftat sandfång följt av försedimentering med förfällning. Den biologiska reningen sker idag i en biobädd för BOD-avskiljning och nitrifikation. Efterdenitrifikation sker i en MBBR-process med tillsats av metanol. Kemisk rening sker genom efterfällning och flockning med avskiljning av bio- och kemslam i sedimenteringsbassänger.

En förutsättning för kommunens centralisering av avloppsreningen är att kapacitetshöjande åtgärder genomförs i reningsverket. Detta gäller framför allt det biologiska reningssteget där den befintliga biobädden ska ersättas med en MBBR-process.

1.4 Simulering och digitala tvillingar

Inom VA sker dynamisk processimulering traditionellt genom att förse en processmodell med tidsberoende indata som representerar förbestämda scenarier. En dagsaktuell vidareutveckling av metodiken är att låta indata i stället genereras i realtid av en verklig process genom att exempelvis använda sig av onlineinstrumentering. Målet är att simuleringen i normalläget alltid hålls körande och återspeglar tillståndet i den verkliga processen. Skillnaden från traditionell simulering är att nästkommande indatapunkt alltid är okänd men att simuleringen i gengäld kan hållas så nära likvärdig som möjligt den verkliga processen. När en dynamisk processmodell är sammankopplad

i realtid med signaler från en verklig process utgör den ett exempel på vad som ofta kallas för en digital tvilling.

Nyttorna med en digital tvilling är flera. Den kanske mest uppenbara är att den utgör en abstrakt kopia av processen som är relativt lätt att återställa. Genom att tillfälligt manipulera delar av indata kan den digitala tvillingen användas för att riskfritt studera vad som händer vid avvikelser från de normala processbetingelserna. Detta är en stor fördel i bland annat forskning, utbildning och industriellt beslutsfattande. Vidare genererar den digitala tvillingen utdata i många fler punkter än vad som är vanligt eller ens möjligt att instrumentera i en verklig process. På så vis kan den digitala tvillingen komplettera mätningarna i den verkliga processen med beräknade processvärden i punkter där instrumentering saknas.

2 Material och metod

Efter en inledande diskussion med LEVA fokuserade vi i projektet på följande tillämpningar av digitala tvillingar på reningsverk: (1) stöd vid anbudsutvärdering med hjälp av livscykelanalys och (2) driftstöd genom realtidsprognoser. Inlämnandet av anbud blev försenat och under projektgenomförandet fanns därför inga verkliga anbud tillgängliga. Istället användes den i förstudierapporten (Embreco, 2021) redovisade processdimensioneringen som utgångspunkt för ett hypotetiskt anbud. En grund för bägge tillämpningarna är en tillförlitlig processmodell över det system som anbuden avser, i detta fall Långevik framtida reningsprocess.

2.1 Implementering av processmodell

Processmodellen implementerades i den kommersiellt tillgängliga mjukvaran SIMBA# v. 5.0[1]. I programmet används fördefinierade bibliotek med validerade biologiska, kemiska och fysikaliska reaktionsmodeller och ett grafiskt användarvänligt gränssnitt för modelluppbyggnad.

Huvudsakliga indata till modellen är:

- Anläggningsdata (volymer, dimensioner) (Avsnitt 2.1.1)
- Värden på modellparametrar (Avsnitt 2.1.2 och Avsnitt 2.1.3)
- Processinställningar/styrstrategier (Avsnitt 2.1.4)
- Flöde, koncentration och temperatur på inkommande vatten (Avsnitt 2.3)

Huvudsakliga utdata från modellen är:

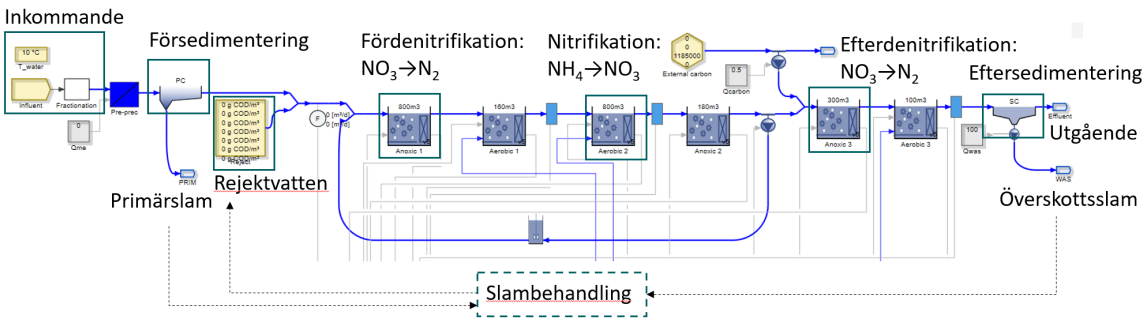
- Flöden och koncentrationer av ämnen i utgående vatten- och slamströmmar samt emissioner till luft
- Förbrukning av resurser i form av kemikalier och energi

[1] (https://www.inctrl.com/software/simba/),

2.1.1 Anläggningsbeskrivning och modellerad konfiguration

Den modellerade konfigurationen (Figur 2) av Långeviks framtida reningsverk bygger på information och dimensioner angivna i en intern utredningsrapport (Embreco, 2021) med en kapacitetsbedömning av befintligt verk samt preliminär dimensionering av den nya biologiska reningsprocessen.

I den framtida (modellerade) processen har den befintliga biobädden ersatts med en MBBR-process med fördenitrifikation, BOD-oxidation, nitrifikation, deoxidation samt efterdenitrifikation. Den befintliga efterdenitrifikationen används i den framtida processen för reoxidation.



Figur 2. Den valda processkonfigurationen för Långeviks framtida reningsverk implementerad i SIMBA#.

Den första delen av reningsverket, den befintliga *mekaniska reningen* på Långevik ARV (rensgaller, luftat sandfång och försedimentering med förfällning), antas ha tillräcklig kapacitet för den nya dimensionerande belastningen och motsvarar i modellen dagens befintliga reningsverk. Försedimenteringen ingår i modellen men galler och sandfång har exkluderats. Dessa är viktiga för att maskinkomponenter i verket inte skall skadas och slitas ut men de parametrar som påverkas (sandpartiklar och rens (t.ex. trasor)) ingår inte som variabel (se Avsnitt 2.1.2) i processmodellen.

Kapaciteten på det *biologiska reningssteget* antas behöva utökas och processmodellen förutsätter den nya föreslagna MBBR-processen som är indelad i sex zoner som avgränsas med mellanväggar (blålila reaktorer i Figur 2).

- Zon 1 är en *fördenitrifikationszon* där nitrat (NO_3) omvandlas till kvävgas (N_2) med kolkälla från inkommande avloppsvatten.
- Zon 2-3 är luftade *nitrifikationszoner* där ammonium (NH_4) omvandlas till NO_3.
- Zon 4 är en *deoxzon* som syftar till att reducera syrehalten från Zon 3. Denna zon ingick inte i det ursprungliga förslaget men lades till i projektet för att minska metanolförbrukningen.
- Zon 5 är en *efterdenitrifikationszon* där NO_3 omvandlas till N_2 genom tillsats av extern kolkälla (t.ex. metanol)
- Zon 6 är en återluftningszon där kvarvarande organiskt material från Zon 5 oxideras till CO_2.

Vatten recirkuleras från Zon 4 till Zon 1 för att bildad NO_3 skall kunna fördenitrifieras. I recirkulationsströmmen syns en omrörd recirkulationszon. Denna finns inkluderad i modellen enbart av enbart numeriska skäl och påverkar inte simuleringsresultaten nämnvärt.

Den befintliga eftersedimenteringen antas ha tillräcklig kapacitet och ingår i processmodellen. I verkligheten kommer steget föregås av en volym med inblandning av flockningskemikalier.

Förbättring av sedimenteringsegenskaper med hjälp av flockning kan inte enkelt beskrivas i processmodellen och därför har detta reningssteg exkluderats.

Slambehandlingen med rötning har inte inkluderats i processmodellen. Det är dock fullt möjligt och relativt enkelt att i framtiden öka omfattningen av modellen med denna om så önskas. Påverkan från slam- på vattenlinjen beskrivs genom att rejektvatten antas blandas med försedimenterat vatten.

2.1.2 Reaktionsmodell

En heltäckande beskrivning av det modellbibliotek som finns tillgängligt i SIMBA# ligger utanför ramen för detta projekt. I det följande introduceras dock en del koncept som är bra att känna till.

Den reaktionsmodell (ASM_inCtrl_V2) som används i SIMBA# bygger på samma princip som flera andra så kallade ASM-modeller (ASM-Activated sludge model) och är en vidareutveckling av de som finns publicerade i Henze et al. (2000). ASM_inCtrl_V2 beskriver hur 35 *modellvariabler* förbrukas eller bildas genom 59 olika biologiska och kemiska *reaktioner*. Exempel på modellvariabler är löst biotillgängligt COD (S_F), nitrat (NO_3) och ammonium (NH_4). Exempel på reaktioner är:

- Tillväxt av heterotrofa organismer (X_H) med tillgång till löst syre (minskar S_F, ”BOD-oxidation”)
- Tillväxt av heterotrofa organismer (X_H) utan tillgång till löst syre (minskar NO_3, ”denitrifikation”).
- Tillväxt av autotrofa organismer (X_A) under aeroba förhållanden (minskar NH_4, nitrifikation).

Till reaktionsmodellen hör ett stort antal parametervärden, t.ex. *kinetiska parametrar* som bestämmer hur snabbt olika mikroorganismer växer och *stökiometriska parametrar* som bestämmer fördelningen mellan förbrukade och bildade modellvariabler. Vanligtvis är det omöjligt att kalibrera samtliga parametervärden med tillgängliga mätdata och till en reaktionsmodell i en kommersiell reningsverkssimulator, såsom ASM_inCtrl_V2 i SIMBA#, finns alltid en uppsättning fördefinierade värden, s.k. *defaultvärden*, på alla ingående parametrar. Värdena är mer eller mindre generellt tillämpbara och skall som helhet vara verifierade och ge realistiska resultat.

I detta sammanhang bör också nämnas *fraktioneringsparametrarna* som diskuteras vidare i Avsnitt 2.2. Dessa används för att modellera innehållet i det inkommande avloppsvattnet och behövs för att användaren skall slippa specificera numeriska värden på inkommande koncentrationer för samtliga 35 variabler. Exempel på fraktioneringsparametrar är (1) andelen ej nedbrytbart partikulärt COD i inkommande vatten (gCOD/gCOD) och (2) kväveinnehållet i detta (gN/gCOD).

Eftersom vi i detta projekt studerar en framtida process saknas mätdata för att kalibrera och validera modellparametrarna. Inga modellparametrar som nämns i detta avsnitt har därför justerats jämfört med defaultvärdena. Om man antar att försedimenteringen (som behålls) och att det framtida avloppsvattnet kommer likna dagens kan osäkerheten i modellen dock minskas genom att ovan nämnda fraktioneringsparametrar mäts på försedimenterat vatten. Detta diskuteras vidare i Avsnitt 2.2.

2.1.3 Biofilmsmodell

Den valda biologiska reningsprocessen för Långevik ARV är en så kallad MBBR-process (MBBR-Moving Bed Biofilm Reactor). I denna hålls en hög koncentration av biomassa i systemet genom att bakterierna växer och fastnar på ett bärarmaterial som en biofilm. Bärarmaterialet (speciellt utformade plastbitar) hålls i suspension genom omrörning eller luftning och hålls kvar i processen med hjälp av silar. Silar är också placerade mellan varje reaktionszon (Avsnitt 2.1.1) vilket innebär att den bildade biofilmen blir separat och unik för varje zon.

Teoretiskt blir en MBBR-modell mer komplex än en motsvarande modell över en konventionell aktivslamprocess och ytterligare parametervärden introduceras. För varje reaktionszon (med separat unik biofilm) sker reaktionerna (Avsnitt 2.1.2) i både vätskefasen och i biofilmen. Fysikaliska masstransportekvationer används för att beskriva hur lösta modellvariabler (t.ex. syre) diffunderar in i och ut ur biofilmen medan mer empiriska modeller används för att beskriva hur partiklar fastnar på och eroderar från biofilmen.

I SIMBA# finns fördefinierade MBBR-modeller som använts i demonstrationsstudien och överlag har defaultvärden på parametrar använts. En svårighet med MBBR-modeller är att tjockleken på den biofilm som bildas i verkligheten beror av ett flertal faktorer, t.ex.:

- Karaktären på processvattnet
- Reaktorgeometri
- Omrörare och typ av luftningsutrustning

Simbamodellen är inte så detaljerad att den kan beskriva påverkan av dessa faktorer. Vid jämförande av olika anbud skulle det alltså inte direkt gå att använda modellen för att jämföra föreslagna reaktorgeometrier eller val av utrustning. Det skulle dock vara en möjlighet att använda anbudsresultat och kalibrera modellen efter dessa. Slutligen hade man fått bedöma om kalibrerade värden på t.ex. masstransportparameterar är realistiska eller ej.

I detta projekt har vi valt att anpassa den empiriska erosionsparametern i de olika zonerna så att de uppbyggda biofilmerna får realistiska tjocklekar i intervallet 200-1000 µm. Dessa är i samma storleksordning till vad som observeras i praktiken och rekommenderas för modellstudier (Rittmann et al., 2018).

2.1.4 Processtyrning

För att kontrollera och reglera processen har det i modeller implementerats styrstrategier för de luftade zonerna samt dosering av kolkälla. I de luftade zonerna har styrstrategin varit att hålla en konstant syrenivå på 5 mg/l för att få optimala förhållande för biofilmen. Styrstrategin för kolkälla dosering har utformats på två olika sätt. I den första strategin är dosen av kolkälla konstant medan den i den andra är kopplad till att uppnå en konstant nitrathalt i zonen.

2.1.5 Modellvalidering

En utmaning vid användande av processmodeller för framtida design av en process är att det inte går att validera resultaten med hjälp av uppmätta data från processen eftersom den inte är konstruerad, byggd och driftsatt. Slutanvändaren behöver därför skapa tilltro till resultaten på annat sätt. I detta projekt jämfördes modellresultaten med typiska erfarenhetsbaserade värden som

används vid dimensionering av MBBR-processen (Norsk Vann, 2020). Det skall dock noteras att den använda modellen är komplex med många frihetsgrader och att resultaten skall ses som modellresultat och inte verklighet.

2.2 Karakterisering av försedimenterat avloppsvatten

En viktig del i användning av processmodeller är karakterisering av det inkommande avloppsvattnet, vilket innebär att de analyser som vanligen utförs vid reningsverket (COD, totalkväve, totalfosfor, etc.) översätts till de detaljerade fraktioner som används i modellen. Dessa fraktioner innefattar dels fysikaliska egenskaper (partikulära, kolloidala och lösta fraktioner), biologisk tillgänglighet (nedbrytbara, lättillgängliga, inerta) samt vissa joner (NH4-N, PO4-P, etc.).

Karakteriseringen utfördes genom laboratorieexperiment och kemiska analyser. Tre olika typer av förbehandling gjordes på proverna:

- Obehandlat (obeh.);
- Filtrering med sprutfilter med porstorlek 1,2 µm (f_1,2);
- Flockning med ZnSO4*7H2O följt av filtrering med sprutfilter med porstorlek 0,45 µm (ff_0,45).

Provtagning utfördes i två provpunkter på reningsverket:

- Försedimenterat avloppsvatten;
- Utgående, renat avloppsvatten.

För att bestämma total halt biotillgängligt organiskt material utfördes BOD-försök över 10 dygn, där BOD-halten loggades efter varje dygn (med vissa undantag). Vanligen analyseras värdet efter 7 dygn (BOD7), i detta fall ges istället BOD1-10. För dessa analyser användes mätsystemet OxiTop, vilket beställdes från VWR. Tyvärr blev själva mätflaskorna försenade på grund av komponentbrist, i stället lånades en äldre modell av OxiTop in och användes. Övriga kemiska analyser utfördes på externt laboratorium. Samtliga analyser som utförts presenteras i Bilaga 1.

Analyser gjordes på dygnsprover för tre olika dygn (19/4, 22/4 och 3/5 2022). Efter initial granskning av resultaten erhölls negativa värden för olika fraktioner vid flera mättillfällen, vilket indikerar fel för en eller flera analysvärden. Historiska data jämfördes med typiska kvoter från litteraturen (Rieger et al. 2013) för att identifiera misstänkta fel.

2.3 Dimensionerande scenarier

LEVA har valt att dimensionera det nya reningsverket för ett antal dimensionerande scenarier, d.v.s. olika antaganden på inkommande vatten med tillhörande krav på processfunktion. Av dessa har vi endast studerat det som kallas för Scenario ”årsmedel”. Några alternativa scenarion har vidare definierats inom projektet och används i LCA avsnittet.

I modellen specificeras inkommande vatten med flöden och halter. De dimensionerande belastningarna som angivs i förfrågningsunderlaget (t. ex. 1,400 kg BOD_7/d i årsmedelscenariet) har därför räknats om till koncentrationer, givet årsmedelflödet.

I modellen anges COD och inte BOD_7 som mått på vattnets innehåll av organiskt material. BOD-värdet räknas dock ut av modellen och är en funktion av COD och fraktioneringsparametrarna.

Även avskiljningsgraden av BOD_7 i försedimenteringen (50%) är angiven som dimensioneringsförutsättning. I modellen kan denna inte specificeras direkt utan den är en funktion av (1) försedimenteringens dimensioner, (2) ansatta värden på sedimenteringsparametrar och (3) fraktioneringen av inkommande vatten. Fraktioneringens påverkan beror på att vattnet delas in i partikulära, lösta och kolloidala fraktioner som alla sedimenterar mer eller mindre bra.

Eftersom mätkampanjen för karakterisering misslyckades var varken värden på dimensionerande COD-halt eller fraktioneringsparametrarna kända. Dessa anpassades därför så att de modellerade BOD7-halterna in och ut ur försedimenteringen överensstämde med det dimensionerande scenariot (årsmedel). Genom att ansätta en COD-halt på 334 mg/l och minska (30%) på defaultvärdena på de två parametrar som beskriver hur mycket COD som är löst och kolloidalt erhölls rimliga resultat.

För totalkväve är förfrågningsunderlaget specificerat så att biosteget mottar lika mycket N som biosteget, d.v.s. med 0% N-reduktion över försedimenteringen. Orsaken till detta är att kväve i rejektvatten från slambehandlingen recirkuleras till vattenlinjen efter försedimenteringen. För att modellera detta antogs en konstant rejektvattenbelastning (60 m^3/d med 1,000 mg NH_4-N/l).

Sammanfattningsvis erhölls ett scenario i modellen som motsvarar de antaganden som görs för Scenario ”Medel år” i förfrågningsunderlaget, se Tabell 1.

Tabell 1 Specifikation av dimensionerande belastning i inkommande (In) och försedimenterat (FV) vatten enligt förfrågningsunderlag och modell.

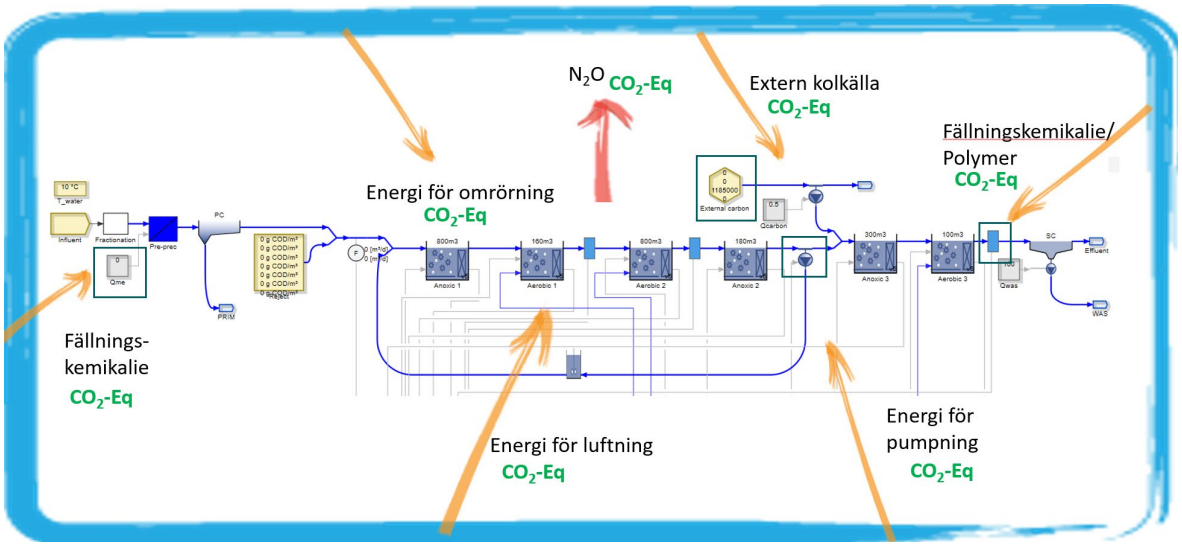
		Scenario "Medel år"	
		Förfrågningsunderlag	Modell
Temperatur	°C	10	10
Qmedel	m^3/d	8 400	8 400
COD_{In}	mg/l	-	334
$BOD_{7,In}$	mg/l	167	175
TN_{In}	mg/l	33	32
$BOD_{7,FV}$	mg/l	83	86
TN_{FV}	mg/l	33	33

I denna studie har det antagits att kloridhalten och inkommande vattens alkalitet inte begränsar reningsprocessen. Det är fullt möjligt att med modellen studera alkaliniteten vidare.

2.4 Livscykelanalys

2.4.1 Systemgräns och funktionell enhet

Det system som studerats har exkluderat slamhanteringen från Långevik, i övrigt ingår alla delprocesser för avloppsreningsverket. I Figur 3 visas vilka delar som faller innanför systemgränsen. Den funktionella enheten har varit behandling av designflödet till en kvalitet som uppfyller utsläppskraven, enheten har därmed blivit miljöpåverkan och kostnad per dag.



Figur 3. Systemgräns för den utförda LCA:n är satt till allt som är innanför den blåa rektangeln. All slamhantering är exkluderat men alla andra delprocesser är inkluderade.

2.4.2 Övriga avgränsningar

I miljöpåverkansbedömningen utvärderas betydelsen av de miljöeffekter som processen potentiellt kan bidra till. Det finns flertalet miljöpåverkanskategorier t.ex. klimatpåverkan, övergödning, försurning. I denna studie valdes det att fokusera på klimatpåverkan som uppstår vid drift av reningsprocessen. Även de resurser, både i form av energi och kemikalier, som krävs för processen sammanställs. Utöver det har kostnader för energi och kemikalier beräknats.

De bidrag till klimatpåverkan som inkluderats i denna studie har varit följande:

- Energi för pumpning i fyra punkter
  - pumpar in till biosteget
  - recirkulationspumpning
  - överskottsslampumpning och
  - pumpning av utgående behandlat vatten.
- Energi för luftning av tre luftade volymer
- Energi för omrörning i tre anoxiska volymer
- Metanoltillsats i efterdenitrifikationen
- Direkt avgång av lustgas från biosteget
- Direkt avgång av lustgas från utgående behandlat vatten

De faktorer som använts för beräkning av energiförbrukning visas i Tabell 2. För kolkälletillsats har antagits att fossil metanol används. Transportsträcka för metanol har uppgivits vara 400 km. Faktorer för beräkning av direkta emissioner av lustgas visas i Tabell 3 och beräkningsunderlag för klimatpåverkan som koldioxidekvivalenter för el, metanol och lustgasavgång visas i Tabell 4.

Ett flertal olika källor har använts för att få fram underlaget till beräkningarna de sammanställs i Tabell 6.

Tabell 2. Faktorer för beräkning av energiförbrukning vid drift av processen.

Post	Beskrivning	Värde	Enhet	Källa
Pumpningsenergi	In till biosteg	0,0115	kWh/m³	SVOA
	Recirkulation	0,008	kWh/m³	BSM2
	Överskottsslam	0,05	kWh/m³	BSM2
	Utgående vatten	0,0115	kWh/m³	Antagit samma som in
Luftningsenergi	Biosteg, grovblåsiga luftare	0,025	kWh/Nm³	Käppala
Omrörningsenergi	Biosteg, anoxa zoner	0,005	kW/m³	BSM2

Tabell 3. Faktorer för beräkning av direkta emissioner av lustgas från processen.

Post	Beskrivning	Värde	Enhet	Källa
Lustgasavgång	Emissionsfaktor från biosteg	0,006	kg N_2O-N/kg TN in till biosteg	RISE
	Emissionsfaktor från utgående vatten	0,0003	kg N_2O-N/kg TN ut	BSM2G

Tabell 4. Beräkningsunderlag för klimatpåverkan från processerna.

Post	Beskrivning	Värde	Enhet	Källa
Energi	100% Vindkraft	0,0145	CO_2-ekv/kWh	LCA
Metanol	Produktion	607	kg CO_2-ekv/ton	LCA
	Respiration	1375	kg CO_2-ekv/ton	LCA
	Transport	0,07	kg CO_2-ekv /(ton*km)	LCA
	Transportsträcka	400	km	LEVA
	Densitet metanol	0,791	g/cm³	SDS
Lustgasavgång	Omvandlingsfaktor från lustgaskväve till lustgas	1,571134	g N_2O/g N_2O-N	Beräknad från molvikter
	Koldioxidekvivalenter från lustgas	298	kg CO_2-ekv/kg N_2O	LCA

Driftkostnadsberäkning

I driftkostnader har inkluderats kostnad för

1. Energi för pumpning, luftning och omrörning i de punkter som beskrivits ovan.
2. Förbrukning av kolkälla.

Underlag som har legat till grund för driftkostnadsberäkningen presenteras i Tabell 5.

Tabell 5. Data för driftkostnadsberäkning.

Post	Värde	Enhet	Källa
Kostnad el	1	kr/kWh	LEVA
Kostnad metanol	3	kr/kg COD	LEVA
COD-innehåll i metanol	1185	g COD/l	SDS

Tabell 6. Källor använda i tabellerna ovan.

Förkortning	Källa
SVOA	Muntlig och skriftlig kommunikation med Stockholm Vatten och Avfall
BSM2	Data från kod i Benchmark Simulation Model No. 2
SDS	Säkerhetsdatablad
Käppala	Muntlig och skriftlig kommunikation med Käppalaförbundet
RISE	Muntlig och skriftlig kommunikation med RISE
LCA	Data från Svenskt Vattens Klimatberäkningsmodell för dricksvatten- och avloppsreningsverk
LEVA	Muntlig och skriftlig kommunikation med LEVA Vatten AB

2.4.3 Modellstöd vid anbudsutvärdering och upphandling

En av de många möjliga tillämpningarna med en digital tvilling är att använda dem som stöd under anbudsutvärdering vid en upphandling. Detta är något som inte sker idag i branschen, men identifierades som en relevant möjlighet och behov under projektets uppstart.

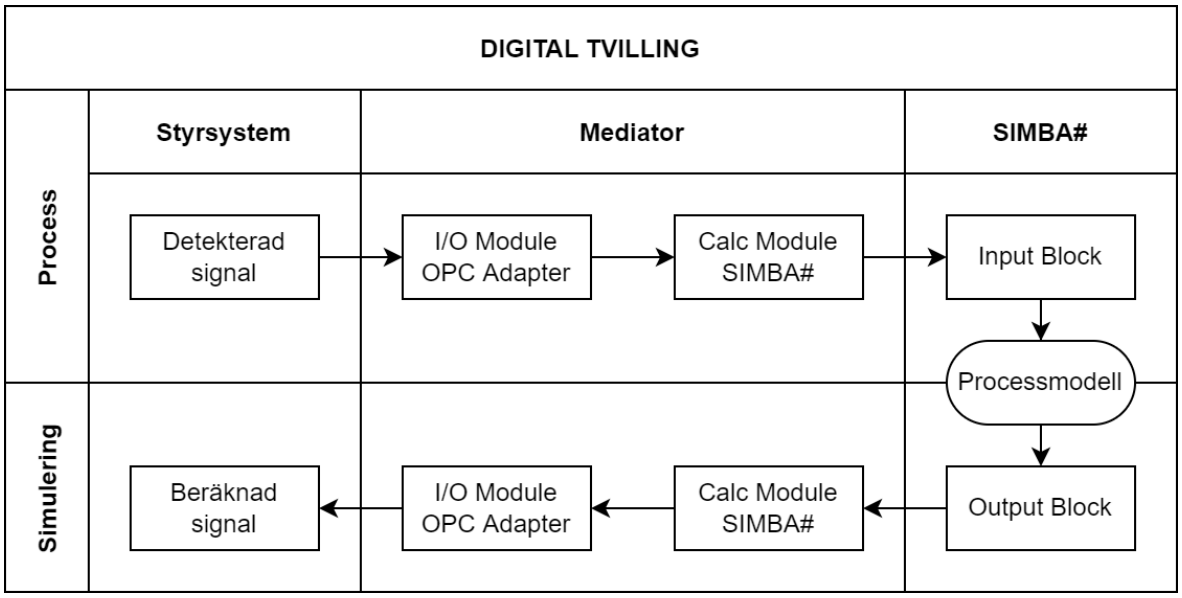
Motivet för att använda modeller vid anbudsutvärdering är att underlätta en objektiv jämförelse av de olika processförslagen och anbuden. Detta görs genom att en grundmodell justeras till flera snarlika versioner utifrån de olika anbuden. I LEVA:s fall var typ av process förutbestämd till en MBBR-lösning, och det var framför allt uppdelningen av befintlig volym som förväntades skilja sig mellan anbuden, vilket underlättar jämförelsen. Genom att sedan simulera de olika modellversionerna går det enkelt att sammanställa driftkostnader och resursförbrukning (el- och kemikalier) samt klimatpåverkan (el, kemikalier, och lustgasutsläpp) för olika driftfall vid Långeviks specifika förutsättningarna. Framför allt så underlättas utvärdering av effekter av dynamiska belastningen i kombination med vald styrstrategi för luftning och kolkälladosering.

Det kan även vara svårt att jämföra olika anbuds resursförbrukning och klimatpåverkan om entreprenörerna själva får uppskatta detta med egna beräkningsmodeller. Om istället samma modellparametrar och grundmodell används innebär det att resultaten blir direkt jämförbara och att man undviker att jämföra ”äpplen med päron”. En förutsättning för en korrekt jämförelse är förstås att grundmodellen är realistisk och baserad på en god karakterisering av det inkommande avloppsvattnet (se Avsnitt 2.2).

Det andra motivet till att använda modeller vid anbudsutvärdering var att kunna göra en rimlighetsbedömning av den vinnande processlösningen. Det finns en risk att en entreprenör överskattar reningsfunktionen för att få bättre poäng i utvärderingen och därmed vinna upphandlingen. Genom att validera det vinnande anbudet med modellsimuleringar var målet att identifiera flaskhalsar och orealistiska antaganden redan innan kontrakt skrivs. Beställaren får då en bättre förhandlingsmöjlighet gentemot entreprenören och kan ha en dialog om de identifierade svagheterna och hur entreprenören kommit fram till sin processlösning. De risker som förknippas med optimistiska antagandena kan särskilt utvärderas vid driftsättning, och det blir enklare att tidigt ställa krav på delar av funktionen där viten och kontraktsklausuler kan preciseras och bli mer effektiva.

2.5 Implementering av realtidssimulering

I samband med modelleringen av den framtida processen på Långevik ARV undersöktes förutsättningarna för att koppla samman modellen med en verklig process. Med hjälp av mjukvaran Mediator som kan beskrivas som ett modulärt SCADA-system som inkluderar funktionalitet för att överföra information mellan SIMBA# och ett industriellt styrsystem i realtid. Gränssnittet konstrueras med en I/O-modul och en beräkningsmodul. I/O-modulen möjliggör överföring av OPC-kompatibla signaler mellan ett styrsystem och Mediator, medan beräkningsmodulen kan transformera signaler som hanteras i Mediator. Den senare kan använda en modell i SIMBA# som instruktion för transformationen.



Figur 4. Kommunikationsvägen mellan den verkliga processen och den digitala tvillingen.

För att simulera den nya processen vid Långevik i verkligheten skapades en processignal på konstgjord väg med simuleringsplattformen SIMIT från Siemens. En sinusvåg med amplitud 1680 m^3/d, period 1 d och konstantterm 8 400 m^3/d användes som inkommande flöde för att representera det förväntade medelflödet till Långevik inklusive vissa enklare dygnsvariationer. En OPC DA-server upprättades med mjukvaran Siemens OPC Scout och servern konfigurerades för att tillåta överföringen av den genererade signalen från SIMIT till Mediator. Därefter kompletterades SIMBA#-modellen med ett särskilt inmatningsblock för att definiera vilket inflöde som skulle representeras av den verkliga signalen. Vid samma åtgärd skapades en identitet i Mediator som kunde användas för att tilldela OPC-etiketten till inmatningen i modellen.

Simuleringen är vid denna punkt redo att köra i realtid men den digitala tvillingen förväntas producera utsignaler som ska kunna användas till exempelvis automationskoppling eller övervakning i den verkliga processen. För att möjliggöra detta behöver ett utmatningsblock läggas till SIMBA#-modellen. Därefter kan ett godtyckligt processvärde i simuleringen kopplas till blocket och därmed göras tillgängligt i Mediator. I Långevik-modellen valdes halten utgående totalkväve i demonstrationssyfte. Mediator användes sedan för att överföra det simulerade processvärdet till ett ponerat styrsystem. För övervakning kan Mediator användas direkt med hjälp av dess SCADA-

funktionalitet men för att i största möjliga mån efterlikna ett verkligt fall utökades OPC-servern med en ingång till ett föreställt Siemens SIMATIC PCS 7-styrsystem.

2.6 Behovsanalys

En övergripande behovsanalys för projektets anläggningsägare gjordes i projektet genom (1) informations- och kunskapsspridning vid tre arbetsmöten och en användarträff på IVL, samt (2) genom en avslutande workshop till vilken klustrets anläggningsägare bjöds in. Syftet med aktiviteterna var främst att sprida kunskap om möjligheter med digitala tvillingar i processindustrin, men även att visa på begränsningar och låta anläggningsägarna konkretisera sina behov och förväntningar inom området.

3 Resultat och diskussion

3.1 Karakterisering

Vid karakteriseringen av inkommande avloppsvatten blev flera av värdena negativa vid beräkning av fraktionerna, vilket indikerar ett eller flera felaktiga datavärden. Ett test gjordes där BOD-halterna justerades för att ge liknande BOD7/COD-kvot som historiska data visar. Detta avhjälpte inte problemet med negativa värden, vilket antingen betyder att både BOD-testen och historiska data är felaktiga, eller att flera andra data från karakteriseringen är felaktiga. Det testades även om den felaktiga flockningsdosen kunde påverkat genom justering av de flockade halterna COD till något lägre halter (baserat på erfarenhet från tidigare försök). Detta avhjälpte inte heller problemet. Eftersom BOD-data är mycket viktig i sammanhanget och indikationer på fler fel finns, vilka inte gått att lokalisera, togs beslutet att insamlad data inte ska användas vid simuleringar. Om tid funnits skulle karakteriseringen gjorts om men i stället användes de standardvärden på de olika fraktionerna som anges i programvaran SIMBA#. För utförliga resultat från karakteriseringen se Bilaga 1.

Den framtagna modellen kördes således på standardvärden för inkommande fraktioner. Som nämnts i Avsnitt 2.3 är de i modellen antagna BOD- och TN-halterna samma som de värden angivits i förfrågningsunderlaget och i det avseendet ett verkligt dataunderlag för framtagande av anbud. Förutsatt att samma värden på fraktioneringsparametrarna används för samtliga anbud kan dessa då jämföras på ett rättvist sätt. Dock är det så att det i modellen finns andra tänkbara parametervärden som *också* skulle ge resultat i enlighet med förfrågningsunderlaget. Detta innebär att de absoluta resultaten av modellen har en större osäkerhet jämfört med om vi hade haft tillgång till mer detaljerade mätningar på det försedimenterade vattnet som belastar det nya biologiska reningssteget.

3.2 Verifiering av processmodell

Den implementerade processmodellen och processdimensioneringen undersöktes för det i förfrågningsunderlaget angivna scenariot ”årsmedel” enligt följande:

1. Dimensioner, specifik yta för bärarmaterial och fyllnadsgrader enligt information i förstudien (Embreco, 2021) användes som ursprunglig indata till modellen
2. Modellresultaten jämfördes med erfarenhetsbaserade parametervärden för dimensionering av MBBR-processen varefter en alternativ storleksindelning av zonerna med annat bärarmaterial togs fram med modellen. Denna användes som grund för projektets efterföljande delar.

I Tabell 7, kolumn ”Förstudie”, redovisas information om zonvolymer och bärarmaterial för MBBR-processen från förstudierapporten. Denna användes för att skapa en första modell av den framtida processen, se kolumn ”Modell Förstudie”. Syrehalten i luftade zoner och recirkulationsflödet till fördenitrifikationszonen ansattes till normala värden. Metanoldoseringen till efterdenitrifikationszonen ansattes till 540 l/d vilket diskuteras vidare nedan. Notera också att deoxzonen (Z4) inte ingick explicit i förstudiens dimensionering. Av modelltekniska skäl är den dock inkluderad men med en liten och obetydande volym. Modellen simulerades med konstanta indata enligt årsmedelscenariot (Avsnitt 2.3) tills stabila och konstanta (”steady-state”) modellresultat erhölls. Genom att studera modellresultaten drogs följande slutsatser för årsmedelscenariet:

- Den i förstudien förslagna processdimensioneringen genererar utgående kvävekoncentrationer som är signifikant lägre än utsläppsvillkoren (10 mg N/l)
- Utgående ammoniumkoncentration är mycket låg (0,03 mg N/l). Genom att jämföra den simulerade nitrifikationshastigheten (0,45 gNH_4-N/m^2,d) med en typisk hastighet som används vid dimensionering (0,75 gNH_4-N/m^2,d, se kolumn ”Referens”) inses att processen sannolikt har en överkapacitet i form av aerob biofilmyta.
- Samma slutsats kan dras för fördenitrifikationszonen. Det erfarenhetsbaserade värdet (0,5 gNO_3-N/m^2,d) indikerar att lika mycket denitrifikation potentiellt kan denitrifieras med mindre biofilmsyta
- Metanoldoseringen ansattes till 540 l/d för att simulera en hög grad av denitrifikation utan att utgående nitrathalter blev alltför låga (180 kgN/d) samtidigt som utgående nitrathalter inte är orimligt låga. Den simulerade efterdenitrifikationshastigheten (1,42 gNO_3-N/m^2,d) blir då i samma storleksordning som de som används vid dimensionering (1,5 gNO_3/m^2,d).

Med lärdomarna från ovan beslutades att implementera en modifierad variant av dimensioneringen från förstudien. Denna utformades för att i högre grad överensstämma med erfarenhetsvärdena vilket ökade vårt förtroende för, och ”validerade” processmodellen.

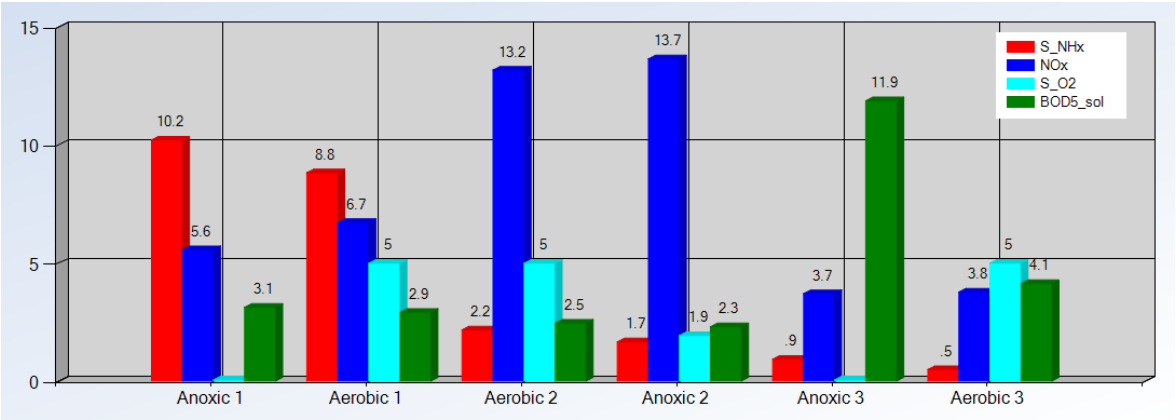
Generellt verkade den tillgängliga volymen (2 300 m^3) ha tillräcklig kapacitet för årsmedelscenariot. I den justerade processdimensioneringen (kolumn ”Modell justerad”) testades därför ett alternativt vanligt förekommande bärarmaterial med lägre specifik yta (500 m^2/m^3 jämfört med 800 m^2/m^3). Detta tillåter erfarenhetsmässigt en något högre fyllnadsgrad än de som användes i förstudien (50/60% jämfört med 40/50%) vilket delvis kompenserar för den lägre specifika ytan. I den justerade processdimensioneringen minskades vidare fördenitrifikations- och efterdenitrifikationsvolymen då simuleringarna ovan visat på en viss överkapacitet. Den överblivna volymen användes för att introducera deoxvolymen mellan nitrifikationszonen (Z3) och efterdenitrifikationszonen (Z5). En sådan zon är relativt vanlig och syftar till att reducera

syrehalten och minska behovet av extern kolkälla. ”Volymsbesparingen” räckte till att även öka efterdenitrifikationsvolymen.

Resultaten visar på simulerade hastigheter som väl överensstämmer med erfarenhetsbaserade värden som används vid dimensionering av MBBR-processen. Med deoxzonen kunde metanoldoseringen minskas från 540 l/d till 400 l/d utan att utgående kvävehalter ökade. Modellen med inställningar och resultat enligt kolumn ”Modell justerad” har använts vidare i denna rapport för demonstration av möjligheter med LCA-beräkningar och realtidssimulering. Ytterligare simuleringsresultat visas i Figur 5.

Tabell 7 Indata (vanlig text) och modellresultat (kursiv text) enligt förstudien, ursprunglig och justerad modell. [1]Angivna hastigheter (referensvärden) kommer från Norsk Vann (2021).

Parameter	Enhet	Förstudie	Modell förstudie	Modell justerad	Referens-värde[1]
Specifik yta, bärare	m^2/m^3	800	800	500	
Fyllnadsgrad luftning	%	50	50	60	
Fyllnadsgrad omrörning	%	40	40	50	
Syrehalt, luftade zoner	mg/l	-	5	5	
Recirkulationsgrad, Z4-Z1	% av inkommande	-	200	200	
Totalkväve ut	*mgN/l*		*5,9*	*5,9*	
Nitrat ut	*mgN/l*		*4,2*	*3,7*	
Ammonium ut	*mgN/l*		*0,03*	*0,49*	
Total volym	m^3	2 300	2 300	2 300	
Zoner:					
Z1: Denitrifikation, vol.	m^3	900	900	800	
Hastighet	*gNO_3-N/m^2,d*		*0,36*	*0,45*	0,5
Z2: BOD-oxidation, vol.	m^3	160	160	160	
Z3: Nitrifikation, vol.	m^3	980	970	760	
Hastighet	*gNH_4-N/m^2,d*	-	*0,45*	*0,74*	0,75
Z4: Deox, vol.	m^3	-	10	180	
Z5: Denitrifikation, vol.	m^3	160	160	300	
Metanoldoseringsflöde	l/d	-	540	400	
Hastighet	*gNO_3-N/m^2,d*		*1,42*	*1,1*	1,5
Z6: Efterluftning, vol.	m^3	100	100	100	



Figur 5 Simulerade medelkoncentrationer i processens sex zoner givet årsmedelscenariot och indata enligt kolumn "Modell justerad" i Tabell 7.

3.3 Resurseffektivitet och klimatpåverkan baserat på modellsimuleringar

Som tidigare nämnts var målet att jämföra olika anbud utifrån deras resurseffektivitet, vilket inte kunde genomföras på grund av utdragen anbudstid. Nedan jämförs istället de fyra olika belastningsfallen utifrån den processlösning som LEVA använt för att rimlighetsbedöma förutsättningarna inför upphandlingen. De fyra scenarierna har använts för att visa hur processmodeller tillsammans med LCA och kostnadsberäkningar kan användas för att utvärdera utfallet av olika strategier och förutsättningar. Trots att någon anbudsutvärdering inte kunde genomföras diskuteras ändå de insikter och utmaningar med modellbaserad jämförelse som framkom under förberedelserna med utvärderingen.

3.3.1 Resurseffektivitet och klimatpåverkan vid olika belastningsfall

De fyra scenarierna som studerats definieras nedan.

Scenario 0 - vid vattentemperatur 10 grader och fast dosering av metanol med 0,4 m^3/d.

Scenario 1 – vid vattentemperatur 10 grader. Här ändrades styrningen av kolkälla så att metanoltillsatsen varierar för att se till att nitrathalten efter efterdenitrifikationen hålls kring önskad halt på 3,4 mg NO_3-N/l.

Scenario 2 – som scenario 1 men med ökad temperatur till 15 grader för att studera vad det innebär i resursförbrukning och driftkostnad.

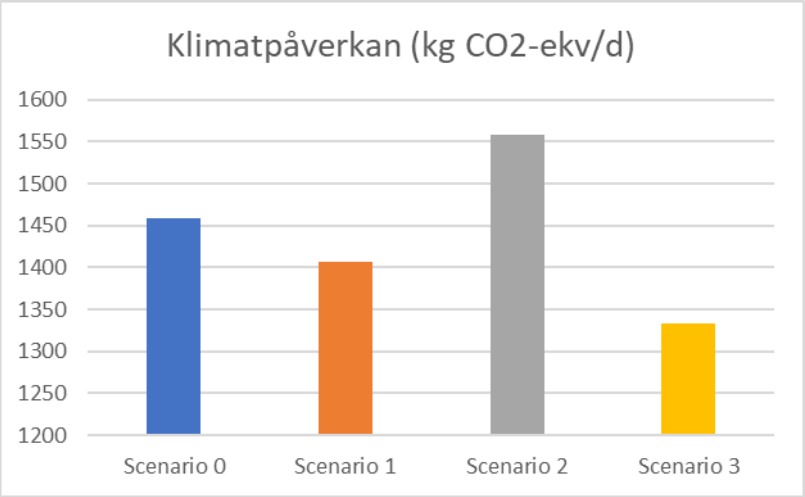
Scenario 3 – som scenario 1 men med minskad temperatur till 8 grader för att studera vad det innebär i resursförbrukning och driftkostnad.

En sammanfattning av resultaten från simuleringarna visas i Tabell 8.

Tabell 8. Resultatsammanställning

	Enhet	Scenario 0	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3
Temperatur	°C	10	10	15	8
Utgående TN	mg N/l	5,9	6,4	4,8	7.9
Energianvändning	kWh/d	2 200	2 187	2 747	2017
Kolkälleförbrukning	ton/d	0,32	0,29	0,36	0,25
	kg COD/d	474	435	544	380
	kg CO_2-ekv/d	665	604	748	530
Lustgasavgång	kg N2O-N/d	1,65	1,65	1,64	1,65
	kg CO_2-ekv/d	771	771	770	773
Klimatpåverkan	kg CO_2-ekv/d	1 458	1 407	1 558	1 332
Driftkostnad	kr/d	3 622	3 493	4 381	3 155

I figuren nedan presenteras klimatpåverkan för de olika scenarierna .



Figur 6. Klimatpåverkan i CO2-ekv/d för de olika scenarier som studerats

Genom att jämföra scenario 0 och 1 ser vi att när den konstanta doseringen av kolkälla ersätts av en mer dynamisk styrstrategi leder det till en minskad förbrukning och således ett minskat bidrag till klimatpåverkan på ungefär 60 kg CO2-ekv/d. I scenario 2 ser vi effekten av en högre temperatur på det inkommande vattnet. Vid högre vattentemperaturer krävs det mer energi till

luftningssystemen för att hålla syrehalterna i de luftade zonerna. Detta beror på att det är svårare att lösa syre i varmare vatten. Det krävs också mer kolkälla i scenario 2 vilket även ger en högre påverkan på klimatet samt en hög driftkostnad. Vi har här visat hur olika driftstrategier kan utvärderas miljö- och kostnadsmässigt. Yttre faktorer som ändrade temperaturer har också kunnat studeras. Beroende på vilken frågeställning behovsägaren har kan olika scenarier relativt enkelt sättas upp och sedan utvärderas på en rad olika parametrar. Till exempel skulle det utöver det som visats här olika effekter av val av kolkälla studeras eller andra alternativa styrstrategier.

3.3.2 Möjligheter och utmaningar vid modellbaserad upphandling

På grund av en förlängd anbudstid kunde någon modellbaserad utvärdering inte genomföras. Trots detta gjordes insikter under förberedelserna med utvärderingen, vilka diskuteras nedan.

En grundförutsättning för modellbaserad anbudsutvärdering är en acceptabel grundmodell för den process som ska utvärderas. Då karakteriseringen inte var tillfredsställande användes standardvärden i modellen (se Avsnitt 3.1). För själva jämförelsen av anbuden innebär detta ingen större begränsning, entreprenörerna behöver ju ändå basera sin dimensionering på det befintliga och mindre detaljerade dataunderlaget. Så länge som alla får samma förutsättningar och utvärderas på samma sätt bör det finnas ett värde av att använda modellen för beräkningarna.

Däremot så finns det en risk att processen blir feldimensionerad och att prestandan på den färdiga processen skiljer sig från modellsimuleringarna om indata saknas. Denna risk faller på beställaren, men gäller oavsett om en modell eller traditionella beräkning används.

Vid just nybyggnation och särskilt vid nya obeprövade processer kan man förvänta sig ett tunt dataunderlag. Beprövade modeller med standardvärden finns därför enbart för väletablerade processlösningar, vilket kan begränsa införandet av ny teknik.

Eftersom förfarandet och användningen av processmodeller är nytt för många entreprenörer är det troligt att grundmodellens nytta och riktighet kommer ifrågasättas. I en skarp upphandling där man vill kunna poängsätta anbud efter modellbaserade beräkning på resurseffektivitet o.s.v. är det därför viktigt att förankra arbetssättet redan i förfrågningsunderlaget. Förfrågningsunderlaget behöver även innehålla modellbeskrivning och eventuellt öppen tillgång på processmodellen samt en specifikation på de modellparameterar som kommer användas för resurseffektivitet och klimatpåverkan.

Ett av de viktigaste motiven för att använda modellen vid utvärdering var att möjliggöra en jämförelse av anbudens resurseffektivitet och klimatpåverkan. Det visade sig dock att det fanns vissa utmaningar med att bestämma och variera modellparametrar kopplade till luft- och kemikalieförbrukning.

Luftningen är den mest utslagsgivande komponent för reningsverkets totala energianvändning. Samtidigt finns flertalet lösningar och fabrikat med olika prestanda. En ytterligare komplicerande faktor är att variationer i inkommande belastning, och därmed driftpunkten under dygnet, påverkar den totala energianvändningen för luftning. Denna information behövs för att simulera modellen och därmed tillhandhållas i varje anbud. Det finns en väl utarbetad metodik för att prestandatesta luftarsystem så det innebär ingen teknisk begräsning utan snarare extraarbete för anbudslämnaren.

Eftersom just luftningen påverkas mycket av de dynamiska variationerna behöver beställaren även tillhandahålla data för hur dessa variationer ser ut. Antingen kan man tänka sig att använda historiska data, eller konstruera fiktiva belastningsvariationer för att underlätta utvärdering och dimensionering.

Även processtyrningen behöver inkluderas i modellen. Detta innebär extra arbete för beställaren som behöver säkerställa att regulatorerna är rimligt intrimmade. Samtidigt kan detta ge bra insikt i hur optimerad processen är jämfört med en standardstyrning.

En viktig svårighet identifierades för utvärdering av reningsgrad och dosering av kolkälla. Den reaktionshastighet som uppnås beror i en MBBR-process mycket på inblandning och hydraulik i processen. Detta är svårt att modellera och ingår idag inte i standardmodellerna. En komplicerande faktor är att det finns olika parametrar som går att justera för att uppnå samma effekt, d.v.s. det räcker inte att redovisa en reaktionshastighet i anbudet. Hur de olika entreprenörerna uppnår hög reaktionshastighet är en del av deras know-how och konkurrensfördel vilket gör det extra viktigt att ha en metodik för att validera anbuden vid färdigställd reningsanläggning.

Lustgasutsläpp är en stor källa till växthusgasutsläpp från vattenreningen på reningsverk även om det fortfarande är ett forskningsområde att förstå hur det uppstår. Just lustgasens klimatpåverkan blir därför en svår parameter att inkludera i modellbaserad anbudsutvärdering. Finns det anbud som motiveras med minskade lustgasutsläpp bör dessa istället utvärderas genom praktiska tester i drift.

Sammanfattningsvis så kommer en modellbaserad upphandling att kräva kompletterande uppgifter i förfrågningsunderlaget som entreprenörer troligen inte är vana vid att redovisa. Detta kan vara positivt då det skapas incitament även i entreprenörsledet att se möjligheterna med digitala tvillingar och möjligheten att kvantifiera miljöpåverkan. Det finns dock även en risk att färre anbud läggs på grund av osäkerhet och ökad komplexitet i anbudet, med högre slutkostnad som följd.

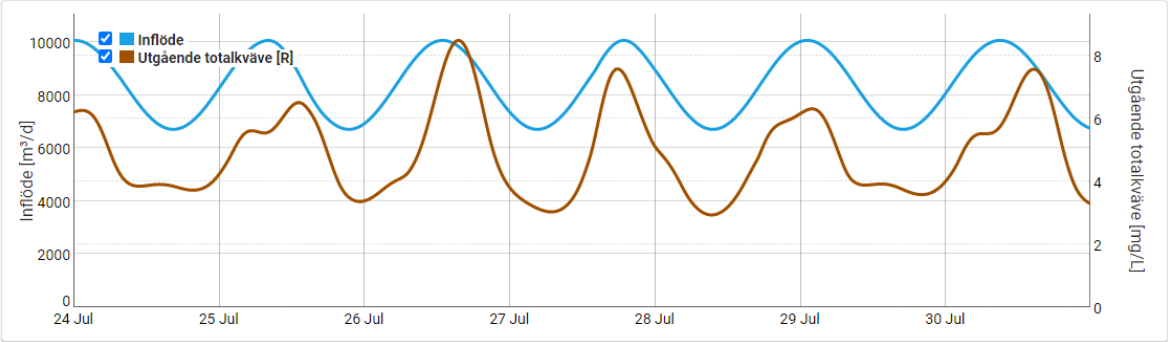
3.4 Realtidsprognoser

3.4.1 Praktiska erfarenheter från implementering

Målgruppen för digitala tvillingar förväntas ha en färdig lösning för styrsystem med möjlighet till kommunikation genom OPC. Därför fokuserar diskussionen i denna aktivitet inte på programmeringen av SIMIT och upprättandet av OPC-servern eftersom dessa utgjorde en tillfällig lösning för att demonstrera konceptet digital tvilling.

Anslutningen mellan styrsystemet och modellen förenklades av att Mediator inkluderar ett grafiskt användargränssnitt där OPC-signaler fritt kan länkas till SIMBA#-block. Det noteras att Mediator är tillgängligt utan kostnad och dessutom utgivet med öppen källkod. Däremot upplevdes dokumentationen som bristande då en manual för anslutning till SIMBA# inte ingick vare sig i paketen för Mediator eller SIMBA#. Med viss datorvana och förståelse för signalkedjor gick det ändå att gissa sig till hur systemet var tänkt att användas. Det högsta tröskeln var att hitta och förstå de särskilda Mediatorblocken som finns i SIMBA#-miljön eftersom de inte är dokumenterade och inte ingår i den ordinarie blocklistan.

Av en hittills okänd anledning genererade SIMIT en sinuskurva med en aning längre period än den önskade perioden på 1 dygn (inställning: 86 400 sekunder). Detta ledde till att den volymetriska belastningen hamnade ur fas med tidsvariationerna i de inkommande föroreningarnas masshalter som genereras internt i SIMBA#. Följaktligen nåddes aldrig en helt periodisk lösning som kan förväntas efter en tillräckligt lång simuleringstid av en periodiskt belastad processmodell. Då flödes- så väl som föroreningsbelastningarna på kommunala reningsverk följer människors dagliga konsumtionsmönster blir resultatet meningslöst om ändamålet hade varit att göra en skarp prediktion. Även om steget bort från verkligheten försvårar kommunikationen av denna projektaktivitet, så har ändå konceptet att koppla samman en (godtycklig) signal med en processmodell i SIMBA# inklusive stabil drift över en längre tidsperiod demonstrerats.



Figur 7. Utfall från en veckas realtidsdrift med modellen, hämtat från Mediator.

Bristen på synkronisering väcker dock andra viktiga frågor gällande numerisk stabilitet i lösaren som används för att lösa de bakomliggande ekvationerna i modellen. Snabba förändringar i indata kan ge upphov till en mycket högre beräkningskostnad. Beräkningskostnaden har sitt teoretiska maximum vid det värde som motsvarar den inställda tidsupplösningen för anslutningen mellan process och modell.

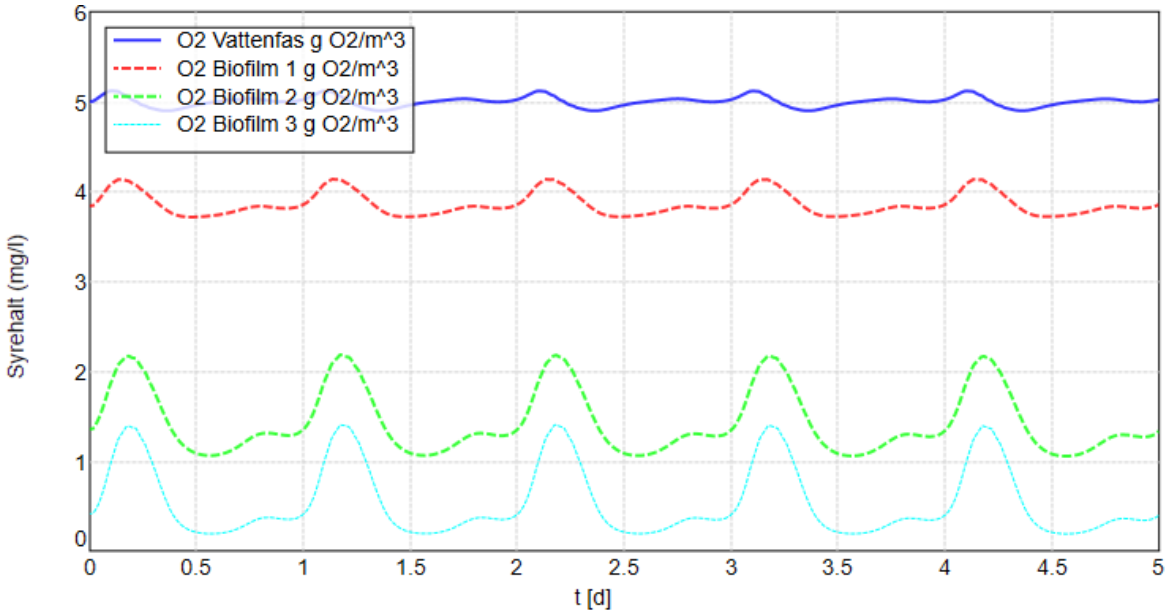
Den kritiska beräkningskostnaden är specifik för processorkomponenten i det system som kör simuleringen. Förslagsvis bör någon form av stresstest implementeras vid driftsättning i större skala. Dels för att bekräfta att den digitala tvillingen har kapacitet att köra med önskad tidsupplösning, dels för att undersöka konsekvenserna vid händelsen att den kritiska beräkningskostnaden överskrids.

För alla ASM-baserade processmodeller rekommenderas att köra en konstant belastad simulering till dess att en stationär lösning har erhållits (Rieger et al., 2013). Den stationära lösningen används sedan som initialvillkor i den efterföljande dynamiskt belastade simuleringen för att minimera skarpa förändringar i den dynamiska lösningen och därmed sänka beräkningskostnaden. En konstant belastad simulering med ett lösningsintervall på hundratals dagar tar i regel endast några sekunder att göra. En naturlig fråga som uppkommer vid tillämpning av realtidssimulering är då hur den statiska lösningen kan erhållas så snabbt som möjligt trots att modellen blivit konfigurerad till att ta emot indata i realtid.

3.4.2 Exempel på tillämpning

Med tillgång till en digital tvilling som går i realtid parallellt med den verkliga processen kan man tänka sig ett flertal tillämpningar. I princip kan den digitala tvillingen ses som en stor ”soft sensor” över processen med mycket information i modellen som är svårt och att mäta i verkligheten.

För en MBBR-process specifikt kan det t.ex. vara av värde för driftpersonal att kunna få en realtidsprognos av koncentrationer inne i biofilmen. I Figur 6 visas ett exempel på en processbild med användbara data från den digitala tvillingen. Den blå linjen visar syrekoncentrationen i vattenfasen som normalt också mäts och används för att reglera luftflödet. De streckade linjerna visar den simulerade syrehalten inne i biofilmen i tre punkter. Det är dessa syrehalter (som är svåra att mäta) som utgör miljön för mikroorganismerna och som bestämmer hur effektiv reningen (i detta fall nitrifikation) är. I exemplet ses att regleringen av luftflödet tycks fungerar bra eftersom syrebörvärdet på 5 mg/l i vattenfasen hålls (blå linje). Koncentrationerna inne i biofilmen är dock inte konstanta eftersom föroreningsbelastningen varierar över dygnet. Då syreförbrukningen är som högst sjunker syrehalten längst in i biofilmen (turkos streckad linje) till nära 0 mg/l. Om nitrifikationen samtidigt är otillräcklig kan då operatören med stöd av den digitala tvillingen få en indikation på att syrebörvärdet (5 mg/l) kan höjas dagtid.



Figur 8 Exempel på processbild med data (syrehalter i den luftade Zon 3) från den digitala tvillingen. t=0 dagar motsvarar tiden 24:00.

3.5 Behovsanalys

I en avslutande workshop medverkade LEVA i Lysekil, Stenungsunds kommun, Siemens, Södra, Johanneberg Science Park samt IVL. Under workshopen diskuterades möjligheter med digitala tvillingar i processindustrin och vilka behov och förväntningar inom området som de deltagande organisationerna kunde identifiera. I Figur 9 redovisas ett antal frågor som behovsägarna identifierad vilka kan besvaras med hjälp av en digital tvilling. Frågorna är indelade i olika faser under en processförändring.

Driftfas (operatörsstöd):

- Ger mina mätvärden trovärdiga resultat?
- Behöver jag kunna se sådant som är svårt att mäta?
- *Vad händer om* jag ändrar på ett visst börvärde?
- Behöver utrustning underhållas?

Driftsättning:

- Är styrsystemkod (inklusive processbilder) optimal/korrekt?

Processdesign:

- Hur delas zoner upp optimalt?
- Vilken är den optimala processtyrningen?

Dimensionering:

- Vilka dimensioner behövs?
- Hur resilient är ett förslag/anbud för diverse scenarier (känslighets-/osäkerhetsanalys)?

Processval

- Vilken process passar för förutsättningarna?
- Hur stort utrymme kräver två olika process?

Figur 9. Frågeställningar identifierade under behovsanalys som kan besvaras med hjälp av digitala tvillingar.

4 Slutsatser och möjligheter

En digital tvilling i form av en dynamisk processmodell kan användas för flera syften under hela livscykeln av ett kommunalt eller industriellt reningsverk. Detta projekt har först visat att resultaten av en digital processmodell är förenliga med praktisk erfarenhet vilket är viktigt för att verktyget skall få förtroende vid verklig tillämpning.

I projektet har det sedan visats att det är möjligt att kombinera den digitala tvillingen med LCA-data för att beräkna klimatpåverkan för olika processutföranden, styrstrategier, val av energikälla och insatsvaror. Detta kan vara ett stöd för jämförelse av olika anbud vid upphandling även om det kräver mera förarbete av både beställare och entreprenörer.

Från den genomförda behovsanalysen kan följande slutsatser dras

- Potential för modellbaserad anbudsutvärdering, men kräver tidig initiering
- Tekniska förutsättningar finns för realtidsimplementering av processmodeller med styrsystem
- Flexibilitet och samordning av skarpa investeringsprojekt och forskningsprojekt
- De många potentiella praktiska nyttorna med en digital tvilling behöver valideras i praktiken

Projektet har slutligen visat att det är tekniskt är fullt möjligt att integrera modellen med ett verkligt styrsystem så att den digitala tvillingen kan simuleras i realtid parallellt med den verkliga processen och därigenom utgöra stöd för driftpersonal.

5 Referenser

Embreco (2021). Projektomfattning och förutsättningar – UTKAST, Utbyggnad av biosteget vid Långeviks avloppsreningsverk. Daterad 2021-10-11_rev.1 211118.

Henze, M., Gujer, W., Mino, T. & Loosdrecht, M. C. M. van. (2000). Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3. IWA Publishing, London, UK.

Linndahl, L., Simons, A. & Gervind, P. (2022). Vattenanvändning och möjligheter till vattenbesparing hos kemiklustret i Stenungsund. RISE Rapport 2022:90.

Norsk Vann, (2020). Veiledning for dimensjonering av avløpsrenseanlegg, Rapport 256/2020. Norsk Vann BA, Hamar, Norge.

Rieger, L., Gillot, S., Langergraber, G., Ohtsuki, T., Shaw, A., Takács, I. & Winkler, S. (2013). Guidelines for using activated sludge models. Scientific and Technical Report No. 22. London, Storbritannien: IWA Publishing.

Rittmann, B.E., Boltz, J.P., Brockmann, D., Daigger, G.T., Morgenroth, E., Helleshoj Sorensen, k., Tacács, I., van Loosdrecht, M. and Vanrolleghem, P.A., (2018). A framework for good biofilm reactor modeling practice (GBRMP). *Water Sci. Technol.*, **77**(5), 1149-1164.

IVL Svenska Miljöinstitutet AB // Box 210 60 // 100 31 Stockholm
Tel 010-788 65 00 // www.ivl.se