

Simuleringsplattform i WEST[®] för Renseanlæg Avedøre



Erik Lindblom, Christian Rosén och Ulf Jeppsson

Dept. of Industrial Electrical Engineering and Automation
Lund University

Sammanfattning

Denna rapport innehåller en beskrivning av den simuleringsmodell över Avedøre renseanlæg som utvecklats inom ramen för projektet OpDrift (EU-InterReg IIIA). Modellen är implementerad i WEST^(R) version 3.7.3.

Störst fokus har legat på implementeringen av de biologiska och kemiska processerna i luftningstankarna, samt på styrningen av dessa.

Modellen över avloppsreningsverket på Avedøre har utvecklats i WEST, vilket utgjorde den gemensamma simuleringsplattformen inom projektet. Den kan användas även i den nyare releasen 3.7.5 men inte med äldre versioner.

I jämförelse med den ursprungliga modelldatabasen i WEST finns här modeller för delar av styr- och optimeringssystemet STAR[®], en modell som kan användas för att beräkna driftskostnader samt en något modifierad version av processmodellen ASM2d. Denna nya modelldatabasen kallas ”*Modelbase Biedenipho Costmodule*”.

För att göra simuleringsmodellen ytterligare mera värdefull för praktisk användning har utvecklingen av en kostnadsmodul tillkommit, vilken beräknar kostnader för energi, kemikalier, utsläppsskatter, kolkälla etc. parallellt med att processsimuleringar genomförs. För att förenkla för mindre erfarna användare av WEST-systemet har dessutom ett hjälpsystem (baserat på MS Excel) utvecklats. Detta medför att en användare på ett enkelt sätt kan beskriva och förändra det inkommande avloppsvattnets beskaffenhet samt modifiera reglerna för styralgoritmerna.

Efter att inledningsvis ha studerat funktionalitet och möjligheter med WEST specificerades en plan som i detalj redovisade vilka behov av information, data etc. som behövdes från reningsverket för att genomföra modelleringsarbetet. Det är av största betydelse att en fullständig beskrivning av verket och dess funktionalitet, volymer, flöden, styrning finns tillgänglig för ett framgångsrikt modelleringsarbete. Naturligtvis behöver dessutom avsevärda mängder mätdata (såväl on-line mätningar som laborativa analyser) finnas tillgängliga. Ju mer information som finns att tillgå ju bättre kommer den slutliga modellen att fungera. Det är av största vikt att det inkommande avloppsvattnet kan beskrivas och karaktäriseras så väl som möjligt med avseende på COD fraktioner, kvävefraktioner, fosforfraktioner, flödesprofiler, temperaturprofiler etc.

I samband med ovanstående arbete utvecklades också en modell av de i huvudsak regelbaserade styrprinciperna i STAR (inklusive fosformodul) för att möjliggöra simulering av Renseanlæg Avedøre i enlighet med den verkliga styrstrategin.

Efter att modellen var kalibrerad för Avedøre implementerades den slamåldersstyrning som senare skulle testas i fullskala på Avedøre. En komplett verifiering av den nya styrprincipen kunde testas för olika temperaturer, belastningssituationer, etc. och själva algoritmen kunde trimmas för ett optimalt beteende. Tillsammans med några andra

kompletteringar i styrningsmodulen innebär detta att det uppdaterade regelbaserade styrsystemet STAR2[®] nu finns implementerat i WEST.

Innehållsförteckning

SAMMANFATTNING	I
INNEHÅLLSFÖRTECKNING	III
1 INLEDNING	1
1.1 VAL AV SIMULERINGSPLATTFORM	1
1.2 MÅL OCH SYFTE	2
1.3 DENNA RAPPORT OCH BIFOGAT MATERIAL	2
1.4 KORT OM INSTALLATION	4
2 MODELLBESKRIVNING 1: PROCESSMODELL OCH KONFIGURATION	5
2.1 PROCESSMODELL	5
2.2 KONFIGURATION	5
2.2.1 <i>Inkommande försedimenterat avloppsvatten</i>	6
2.2.2 <i>Biologiska reaktorer</i>	6
2.2.3 <i>Järnkloriddosering</i>	7
2.2.4 <i>Eftersedimentering och överskottslamuttag</i>	7
3 MODELLBESKRIVNING 2: REGULATORER	9
3.1 FASSTYRNING (MCC)	9
3.1.1 <i>Nitrifikation-Denitrifikation modul</i>	9
3.1.2 <i>Bio-P modul</i>	11
3.2 STYRNING AV LUFTNING	12
3.3 STYRNING AV KEMIKALIEDOSERING	12
3.4 STYRNING AV RETURSLAMFLÖDE	13
3.5 SLAMÅLDERSTYRNING	14
4 MODELLBESKRIVNING 3: AUTOMATISK GENERERING AV INDATA	16
4.1 GIDOFFLINE.XLS	16
4.2 GIDONLINE.XLS	16
5 KOSTNADSMODUL	18
6 KALIBRERING	19
6.1 FÖRBEHANDLING AV MÄTDATA	19
6.2 KARAKTERISERING AV INKOMMANDE AVLOPPSVATTEN	19
6.2.1 <i>Partikulärt material</i>	20
6.2.2 <i>Löst COD</i>	21
6.2.3 <i>Partikulärt COD</i>	21
6.2.4 <i>Kväve</i>	21
6.2.5 <i>Fosfor</i>	21
6.3 TILLPASSNING AV PROCESSMODELLEN OCH DESS PARAMETERVÄRDEN	22
6.3.1 <i>Kväve</i>	22
6.3.2 <i>Fosfor</i>	22
6.4 RESULTAT OCH VERIFIKATION	24
7 ÖVNINGAR OCH PRAKTISKA EXEMPEL	27
7.1 ANVÄNDNING AV AVEDOREOFFLINE.EXP	27
7.1.1 <i>Att skapa en enkel indatafil</i>	27
7.1.2 <i>Att simulera en steg- eller pulsstörning</i>	28
7.1.3 <i>Att jämföra simuleringsresultat med mätdata</i>	30

7.2	ANVÄNDNING AV AVEDOREONLINE.EXP	31
7.2.1	<i>Exempel: Test av MCC-regulatorn</i>	31
7.2.2	<i>Exempel: Test av SRT-regulatorn</i>	33
8	RESULTAT OCH SLUTSATSER	37
9	FÖRSLAG TILL VIDARE ARBETE OCH FÖRBÄTTRINGAR	39
10	REFERENSER	41
BILAGA 1	43
	INDATAFILER - STRUKTUR.....	43
BILAGA 2	46
	ANVÄNDA INDATASERIER VID KALIBRERINGEN	46
BILAGA 3	47
	PROCESSMATRIS FÖR ASM2D MODIFIKATIONERNA	47
BILAGA 4	48
	NOMENKLATUR.....	48

1 Inledning

Den här rapporten innehåller inga slutliga optimala lösningar, utan är en beskrivning av ett modellverktyg som potentiellt kan användas för att uppnå sådana vid Renseanlæg Avedøre.

Utvecklingen av matematiska modeller för att beskriva processer och förklara vad som sker i ett modernt avloppsreningsverk har varit avsevärd de senaste 20 åren. Dagens modeller skapar en tydligare och fördjupad bild av de fysiska, biologiska och kemiska reaktioner som sker i ett avloppsreningsverk och hur dessa kan påverkas genom olika sätt att driva anläggningen. I samband med denna utveckling har användningen av datorsimuleringar utvecklats från att vara ett akademiskt 'high-tech' hjälpmedel till att bli ett praktiskt användbart verktyg för såväl konsulter som för den faktiska verksamheten på verken. Möjligheten att i förväg kunna testa, analysera och prediktera hur förändringar i design, driftstrategi, styr- och reglering, nya delprocesser, belastningsvariationer, etc. kommer att påverka ett verk i framtiden är av stor betydelse för att kunna fatta korrekta beslut och driva ett verk så effektivt som möjligt, såväl utifrån ett kostnads- som ett miljöperspektiv. Idag kan i princip samtliga delprocesser, sensorer, aktuatorer, etc. beskrivas som datormodeller och hela dynamiken i ett verk analyseras med önskad tidsupplösning (från sekundskala till årskala).

Denna rapport, som är ett delresultat inom projektet 'Udvidelse af Behandlingskapacitet og Optimering af Drift af Afløbssystemer og Renseanlæg i Øresundsregionen (OpDrift)', beskriver en modellimplementering av det biologiska reningssteget på Avedøre renseanlæg (RA).

1.1 Val av simuleringsplattform

Inom ramen för detta projekt beslutades redan under planeringsfasen att en gemensam simuleringsplattform skulle utnyttjas av samtliga partners. Detta medför ett effektivare och enklare informationsutbyte och att utvecklade modeller och erfarenheter omedelbart kan komma hela gruppen tillgodo.

Idag finns ett antal kommersiella produkter tillgängliga som är specialiserade på reningsverksapplikationer (t.ex. SIMBA[®], GPS-X[®], BioWin[®], STOAT[®], WEST[®]). Fördelen med dessa plattformar jämfört med generella modellerings- och simuleringsprogram (t.ex. Matlab[®]/Simulink[®], acsIX[®], Dymola[®], SciLab[®], Mathematica[®]) är att ett omfattande modellbibliotek anpassat till den speciella tillämpningen redan finns tillgängligt som en del av produkten och utvecklingsarbetet kan inledas omedelbart utan inledande kodning/programmering. Modeller för nya typer av delprocesser blir dessutom tillgängliga efterhand som de utvecklas. Detta ska vägas mot fördelen med de generella programmen, vilka normalt erbjuder större flexibilitet.

Programvaran WEST (Hemmis N.V. och MOSTforWATER N.V., Belgien) valdes efter en kortare utvärdering som den gemensamma modellerings- och simuleringsplattformen

inom OpDrift projektet. WEST är en generell simuleringsplattform speciellt anpassad för avloppsreningsverk i form av fördefinierade matematiska modeller. Programmet erbjuder möjligheter för att skapa egna processmodeller, dynamisk simulering, inkludera modeller för sensorer, ställdon, regleralgoritmer etc, parameterestimering, känslighetsanalys, scenarioanalys med mera. WEST har under projektets löptid funnits tillgängligt på Spildevandscenter Avedøre, Lynettefællesskabet, Krüger A/S, IEA-Lunds universitet och Kemiteknik-Lunds universitet. IEA-Lunds universitet har dessutom blivit utnämnt till ett så kallat "Scientific Support Center" för WEST (det första i Norden), vilket innebär vissa åtaganden i form av rapportering, presentationer vid workshops etc. OpDrift projektet har presenterats för en internationell publik vid en sådan workshop (WEST Users' Conference, San Sebastian, Spanien, 5-6 november 2007). Det finns också en förhoppning att WEST skall kunna utnyttjas inom den framtida utbildningen av civilingenjörer vid Lunds universitet.

1.2 Mål och syfte

Det primära målet för arbetet är att utnyttja WEST för att bygga upp verifierade och kalibrerade simuleringsmodeller för det existerande verket Avedøre. Modellerna för Avedøre skall beskriva hela verket inklusive ställdon och sensorer samt de styrstrategier och on-line styrning som för närvarande används (t ex STAR systemet [® Krüger A/S]). Förhoppningen är att modellerna ska kunna användas på reningsverket av den egna personalen för alla typer av tester och simuleringar efter det att projektet har avslutats. Med hjälp av de modeller som utvecklats skall processförändringar, ändringar av styrstrategier, nya sensorer, etc. kunna testas och utvärderas via simuleringar innan de implementeras i fullskala, vilket såväl effektiviserar arbetet som förhindrar kostsamma felsatsningar.

Behovet av data för att genomföra det generella modellutvecklingsarbetet finns beskrivet i Rosen *et al.* (2006). Genom ett nära samarbete med Avedøre AR kunde i ett senare skede information avseende de verkliga kostnaderna för verket erhållas och jämföras med resultaten från simuleringarna med kostnadsmodulen. Överensstämmelsen med verkliga driftskostnader för Avedøre är mycket god. En särskild slutrapport för detta delprojekt finns tillgänglig inklusive en enkel användarbeskrivning för kostnadsmodulen i WEST (Beaupré *et al.*, 2008).

1.3 Denna rapport och bifogat material

Denna rapport kan ses som en beskrivning av de 6 mappar med WEST-relaterat material som bifogas:

1. Modelbase Biondenipho Costmodule
2. AvedoreOffline
3. AvedoreOffline_calibration
4. AvedoreOnline
5. AvedoreInputData
6. AvedoreOutputData

Mappen Modelbase Biedenipho Costmodule innehåller all modellkod (av typ .msl) som behövs för att kunna köra modellerna. Grunden för modellbasen är ”Modelbase 3.7.3” som kom med releasen av WEST^(R), men som ett resultat av detta projekt har en del modeller tillkommit. Inga detaljer om själva kodningen beskrivs i denna rapport. Deras praktiska resultat beskrivs däremot i Avsnitt 2.1 och Bilaga 3 (ny processmodell) samt i Avsnitt 3.1 och 3.5 (nya regulatorer).

Mappen AvedoreOffline innehåller modellen *AvedoreOffline*. I denna anges faststyrningsinställningar, returslamflöde, överskottslamflöde och järnkloriddosering manuellt. Exempel på hur denna kan användas ges i Avsnitt 7.1.

Mappen AvedoreOffline_calibration innehåller en modell, *AvedoreOffline_calibration.exp* som användes i kalibreringen. Se Kapitel 6.

Mappen AvedoreOnline innehåller modellen *AvedoreOffline*. I denna regleras faststyrningen, returslamflöde, överskottslamflöde och järnkloriddosering. Exempel på hur denna kan användas ges i Avsnitt 7.2.

Mappen AvedoreInputData innehåller två MS Excel program, *gidOffline.xls* och *gidOnline.xls* som används för att generera indata till ovan nämnda modeller. De beskrivs löpande i rapporten och i Kapitel 6. Dessutom innehåller mappen 3 exempel på indatafiler: *AvedoreOfflineInput.txt*, *AvedoreInput_Cal.txt* och *AvedoreOnlineInput.txt*.

Mappen AvedoreOutputData innehåller en text-fil *calibrationoutput.txt* samt excel-dokumentet kalibreringsfigur.xls där dessa jämförs med STAR-data.

Det förutsätts att användaren av denna rapport:

1. Har viss erfarenhet av reningsverksmodellering och WEST. I rapporten beskrivs t.ex. inte hur man skapar figurer osv. Ett snabbt sätt att lära sig grunderna i WEST är att göra de ”tutorials” som levereras med licensen/programmet. För en komplett beskrivning av WEST och dess möjligheter kan man också studera material på www.hemmis.com/products/west.htm eller www.mostforwater.com.
2. Känner till grunderna för de processer som sker i ett avloppsreningsverk. Ingen beskrivning av den för detta arbete grundläggande processmodellen ASM2d ges. Henze *et al.* (2000) rekommenderas som studiematerial om ytterligare information önskas. På samma sätt hänvisas läsaren till Tacács *et al.* (1991) för en detaljerad beskrivning av sedimenteringsmodellen. Vissa delar av ASM2d lär man sig dock genom att läsa Avsnitt 6.2 där det beskrivs hur modellens input, försedimenterat avloppsvatten, karakteriseras i termer av de 19 komponenter modellen utgör av. Funktionen av de parametrar där värdena skiljer sig från defaultvärden diskuteras också i Avsnitt 6.3.
3. Känner till vissa delar av Avedøre RA och STAR-systemet.

1.4 Kort om installation

För att använda konfigurationsfilerna (.wco) behöver följande inställningar i WEST managern ändras:

- I Tools/Options/Libraries skall *Modelbase Biedenipho Costmodule* väljas som “main file” för “Modelbase”.
- I Tools/Options/Libraries skall *ASM2dTemp_CEP* läggas till som ”category”.

För frågor ytterligare frågor angående rapporten kontakta gärna Erik Lindblom på DHI Sverige AB (erik.lindblom@dhi.se) eller Ulf Jeppsson på Lunds Universitet (ulf.jeppsson@iea.lth.se).

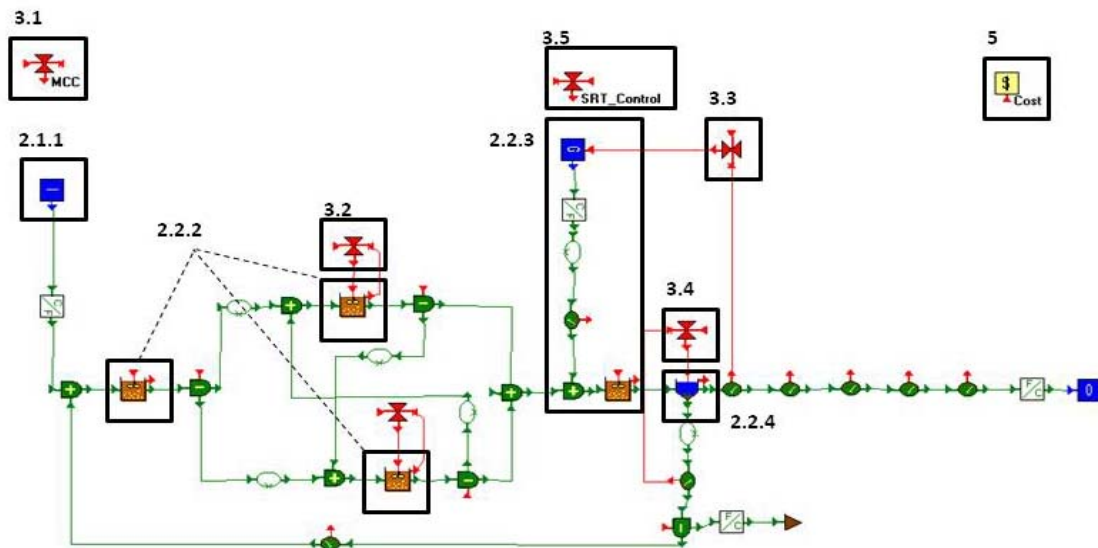
2 Modellbeskrivning 1: Processmodell och konfiguration

2.1 Processmodell

Vid Avedøre RA drivs reningsprocessen på ett sådant sätt att även biologisk fosforreduktion är möjlig under perioder då belastningen inte är alltför hög. De biologiska/kemiska reaktionerna i aktivslamvolymerna beskrivs därför med en något modifierad version av 'the Activated Sludge Model #2d' (ASM2d) med korrektion för temperaturvariationer. ASM2d modellen valdes eftersom den tar hänsyn till både reduktion av kväve (nitrifikation och denitrifikation) och fosfor (biologisk fosforreduktion samt kemisk fällning). ASM2d finns väl beskriven i Henze *et al.* (2000). Modifieringen, i enligt med Gernaey and Jørgensen (2004), avser främst beskrivningen av avdödningshastigheten av mikroorganismer i anox respektive anaerob miljö jämfört med aerob dito. I Bilaga 3 finns en tabell som visar skillnaden mellan den ursprungliga ASM2d-modellen och den modifierade variant som har använts i detta arbete. Sedimenteringsprocessen modelleras med en kontinuerlig endimensionell lagermodell (Takács *et al.*, 1991).

2.2 Konfiguration

Den modellerade konfigurationen omfattar en av de fyra (identiska) biologiska linjerna vid Avedøre RA i en s.k. BioDeNitro-konfiguration (tre biologiska reaktorer och en eftersedimenteringsbassäng), se Figur 1 nedan.



Figur 1. Konceptuell bild i WEST av en processlinje på Spildevandscenter Avedøre. I figuren indikeras också var i rapporten de olika modellmodulerna beskrivs.

2.2.1 Inkommande försedimenterat avloppsvatten

Det inkommande försedimenterade avloppsvattnet definieras i Inputblocket *Influent* och karakteriseras av ett flöde, 19 st. koncentrationer av ASM2d-komponenter och en temperatur. I Tabell B1-a i Bilaga 1 exemplifieras hur indatafilen skall se ut. I princip spelar det ingen roll i vilken ordning de olika kolumnerna anges, men för att WEST skall kunna läsa indata korrekt är det viktigt att man skriver rubriken (*eng*: Headern) riktigt. Denna utgörs av de skuggade cellerna i tabellen.

De traditionella variabler som vanligtvis mäts på ett avloppsreningsverk (se exempelvis Tabell 5) behöver fraktioneras och översättas till de komponenter som används i modellen. Simuleringsresultaten beror till stor del på hur denna fraktionering görs och skall därför ses som en avgörande del av kalibreringsarbetet. Mer om detta återfinns i Avsnitt 6.2.

Koncentrationsanalyser av inkommande vatten görs vanligtvis på prover som samlats upp flödesproportionellt under ett dygn eller en arbetsdag. För koncentrationer är information om dynamisk dygnsvariation mycket ovanlig; i detta projekt har konstanta inkommande koncentrationer utan undantag använts.

Det finns två särskilt utvecklade Excel-program (*generateAvedoreOnlineInput.xls*; *generateAvedoreOfflineInput.xls*) som kan användas för att generera indata. Bägge dessa bifogas denna rapport.

2.2.2 Biologiska reaktorer

Efter att ha blandats med returslamflödet går avloppsvattnet vidare för att renas biologiskt. Det BioDeNitro-system som modellerats består av tre aktivslamenheter: *HOLE*, *LT1* och *LT2*. Dessa antas alla vara fullt omblandade.

Hole beskriver den lilla (600 m^3) anaeroba volym i inloppet av tanksettet. *KLa*, dvs parametern för syretillförsel, är alltid 0 i denna reaktor.

Den huvudsakliga volymen ($2 \cdot 9600 \text{ m}^3$) utgörs av de två luftningstankarna *LT1* och *LT2*. Dessa är modellerade med den i WEST tillgängliga hydrauliska modellen 'VarVolumeAsu' som tillåter att volymen kan variera något under simuleringens gång. Orsaken till detta val (det är vanligast är att man antar en fix volym; i WEST med modellen 'FixVolumeAsu') är att det underlättar simuleringar ur ett rent numeriskt perspektiv. Parametrarna är inställda så att volymen varierar mycket litet, ca $\pm 50 \text{ m}^3$ per reaktor.

Flödesriktningar mellan de tre reaktorerna samt syrebörvärden i *LT1* och *LT2* beror av vilken fas BioDeNitro-processen befinner sig i och bestäms med hjälp av 7 stycken inputvariabler. Dessa kan alla anta det logiska värdet 1 eller 0 enligt nedan:

1. *Splitter_feed* bestämmer om flödet går från *Hole* till *LT1* eller *LT2*.
2. *Splitter_LT1* bestämmer om flödet går vidare från *LT1* till sedimentering eller till *LT2*.

3. *Splitter_LT2* bestämmer om flödet går vidare från *LT2* till sedimentering eller till *LT1*.
4. *DOset_LT1* bestämmer om *LT1* luftas eller inte.
5. *DOset_LT2* bestämmer om *LT2* luftas eller inte.
6. *N_LT1* bestämmer om utflödet från *LT1* är av eller på.
7. *N_LT2* bestämmer om utflödet från *LT2* är av eller på.

I modellen *AvedoreOffline* anges värdena av dessa variabler via indatafilen, se vidare Avsnitt 7.1. I modellen *AvedoreOnline* bestäms värdena av *MCC*-regulatorn. Se vidare Avsnitt 3.1.

2.2.3 Järnkloriddosering

På Avedøre RA används järnklorid (JKL) som kemikalie för utfällning av fosfat. Dosering av JKL modelleras med generatorblocket *JKL*.

- Doseringsflödet definieras av indatavariabeln *A_H20*.
- Doseringskemikalies koncentration av Fe^{3+} definieras i 'Model Properties/Parameters' som ett värde för 'Mean(*X_MeOH*)'.

ASM2d-komponenten *X_MeOH* antas bestå av $\text{Fe}(\text{OH})_3$. Enligt Henze *et al.* (2000) gäller:

$$1 \text{ g Fe}^{3+} = 1.91 \text{ g Fe}(\text{OH})_3 = 1.91 \text{ g X_MeOH}$$

Fe^{3+} -koncentrationen i den JKL-lösning som används på Avedøre RA är $175 \text{ g}\cdot\text{l}^{-3}$. Uttryckt i $\text{Fe}(\text{OH})_3$ blir således den koncentration som skall anges i *JKL* $175 \cdot 1.91 \cdot 1000 = \underline{334250 \text{ mg/l}}$.

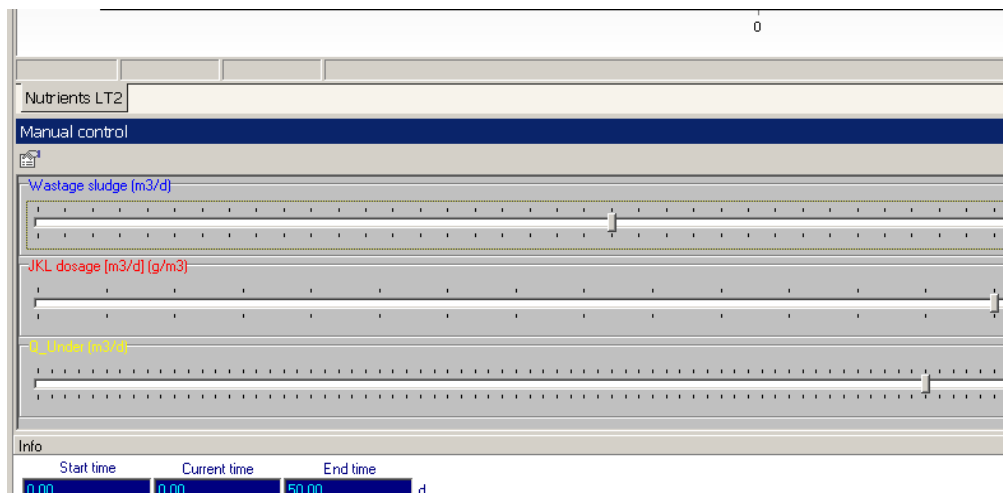
I *AvedoreOffline* finns ett 'Control window' där JKL doseringen justeras manuellt. I *AvedoreOnline* bestäms *A_H20* av *MCC*-regulatorn.

Det simulerade flödet av JKL blandas med avloppsvattnet i den artificiella volymen *DOS_COMP*. Denna aktivslamenhet finns inte i verkligheten utan är implementerad för att den doserade järnkloriden skall kunna blandas och reagera med avloppsvattnet och påverkar inte systemet i övrigt.

2.2.4 Eftersedimentering och överskottslamuttag

Sedimenteringsprocessen beskrivs i *SEC_CLAR* av en traditionell endimensionell lagermodell (10 lager) och utnyttjar den klassiska dubbelexponentialfunktionen för att beskriva sedimenteringshastigheten i enlighet med Takács *et al.* (1991). Inga biologiska processer anses vara aktiva i sedimenteringsfasen, vilket naturligtvis är en förenkling av verkligheten.

I *AvedoreOffline* finns ett 'Control window' som heter *Manual Control*. Här ändrar man manuellt flödet av både returslam och överskottslam.



Figur 2. Manuell ändring av returslam, överskottslam och JKL-dosering i *AvedoreOffline.exp*.

3 Modellbeskrivning 2: Regulatorer

De delar av STAR systemet [® Krüger A/S] som implementerats utgörs av en regulator för fasstyrning (*MCC – Multiple Criteria Control*), en regulator för järnkloriddosering, en regulator för slamåldersstyrning samt en regulator för returslamflödet. Dessutom har en något modifierad PI-regulator som används för att styra luftningen implementerats. Dessa regulatormodeller är specifika för detta projekt (dvs de finns inte i WEST:s originalmodellbibliotek) och är beskrivna i detalj nedan.

Det skall noteras att sensorerna i modellen är ideala och varken påverkas av brus eller fördröjningar. Detta är en viktig anledning till varför inte regulatorernas parametervärden (och därigenom utseendet på kriteriefunktionerna) ser likadana ut i modellen som i verkligheten.

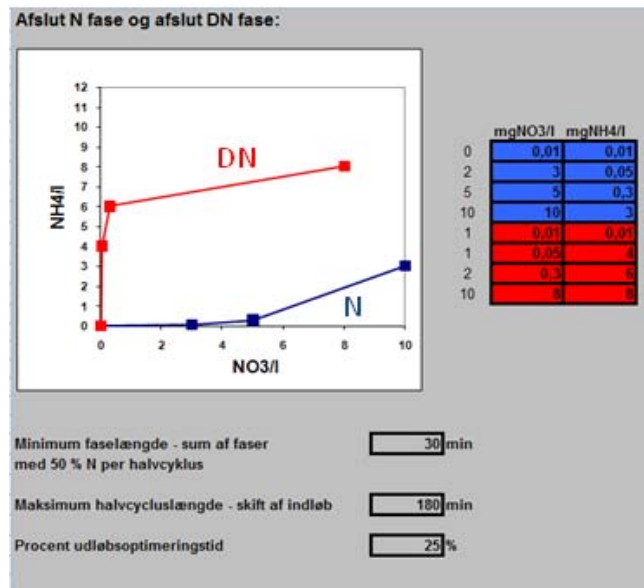
3.1 Fasstyrning (MCC)

Samtliga parametrar i MCC-regulatorn definieras i *gidOnline.xls*. Dessa läggs sedan automatiskt till indatafilen och kommer på så sätt in i simuleringsmodellen.

Utdata från MCC-regulatorn är fasnummer, det vill säga flödesriktningar och syreförhållande (av/på) via värden på de 7 variablerna listade i Avsnitt 2.2.2.

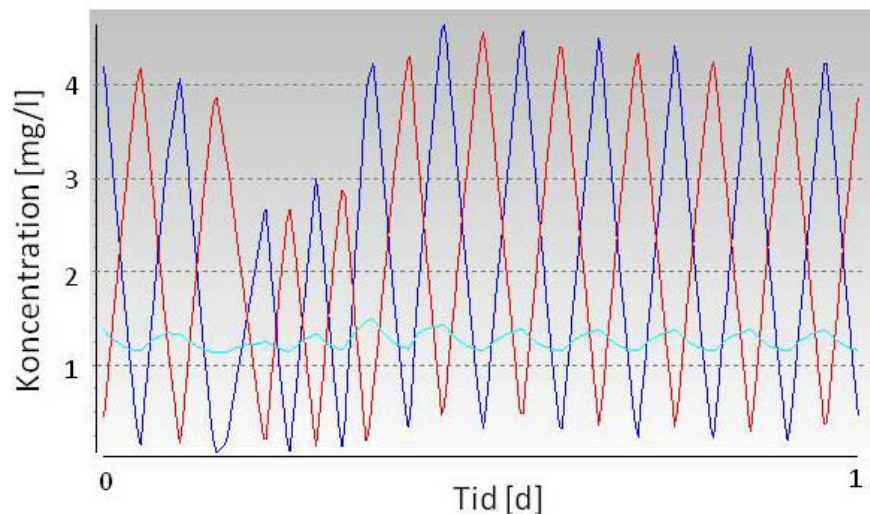
3.1.1 Nitrifikation-Denitrifikation modul

Lite enkelt kan man säga att N-DN modulen i MCC regulatorn styr till vilken grad man driver nitrifikationen och denitrifikationen. Mätningar av NH_4 och NO_3 i de två luftningstankarna jämförs med två stycken kriteriefunktioner (se Figur 2). Om man hamnar ovanför DN-kurvan anses denitrifikationen vara färdig. Om man hamnar under N-kurvan är nitrifikationen klar. Baserat på dessa principer finns sedan en rad regler som bestämmer när och till vilken fas man skiftar. Figur 14 visar de möjliga fasinställningarna som MCC-regulatorn kan besluta.



Figur 3. Parametrar för MCC-regulatorns N-DN modul. Från *gidOnline.xls*.

Figur 3 visar de parametervärden som skall anges för att definiera N-DN modulen i MCC regulatorn. De två kriteriefunktionerna ges av 2·4 punkter. Den minsta tillåtna faslängden samt maximala halvcykeltiden anges också. Parametern *Procent udløbsoptimering* bestämmer hur mycket tid som spenderas i de faser där den ena av tankarna drivs i batch-mode, dvs med avstängt in- och utflöde.



Figur 4. Koncentrationer av ammonium (blå) och nitrat (röd) i en av luftningstankarna. En dags simulering med parametervärden enligt Figur 3 och utan bio-p modulen aktiverad.

3.1.2 Bio-P modul

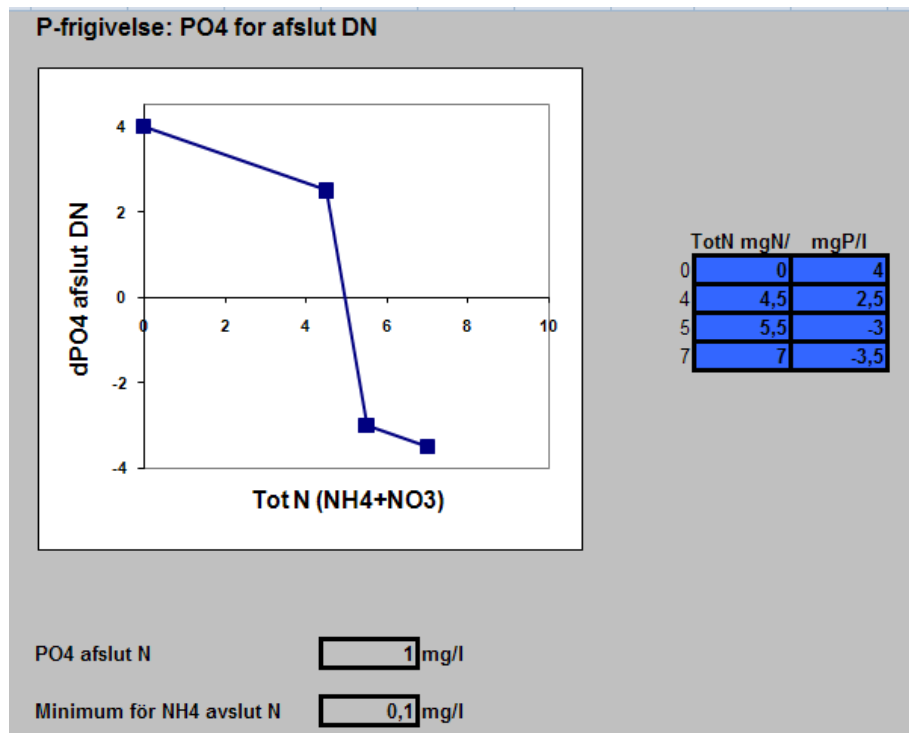
Den övergripande idén med MCC-regulatorns bio-P modul är att man vid låg N-total belastning kan förlänga de anaeroba faserna och på så sätt få ökad tillväxt av Bio-P bakterier, X_PAO (fosforackumulerande organismer). Den implementerade Bio-P modulen är baserad på Øforsk-rapporten ”STAR Avedøre Øforsk 11104” med följande förenklingar:

- Det antas att PO_4 mäts i båda luftningstankarna.
- I modellen är $PO_{4,lim1}$ en konstant och beror således inte av $PO_{4,dygn}$.

För att en nitrifikationsfas skall avslutas krävs att kriterierna enligt Figur 3 är uppfyllda. Dessutom krävs att uppmätt PO_4 är lägre än värdet av parametern ’ PO_4 avslut N’ eller att uppmätt NH_4 är mindre än värdet av parametern ’Minimum för NH_4 avslut N’.

En denitrifikationsfas avslutas när kriterierna enligt Figur 3 är uppfyllda och när värdet av uppmätt PO_4 är högre än funktionsvärdet ’ dPO_4 avslut DN’.

Figur 5 visar hur Bio-P modulen definieras i Excel-verktyget *generateAvedoreOnlineInput.xls*. Kriteriefunktionen definieras av fyra punkter som anges i tabellen (TotN, dPO_4).



Figur 5. Parametrar som används för att definiera Bio-P modulen i STAR. Från *gidOnlineInput.xls*.

Modulen kan avaktiveras genom att välja låga värden på dPO_4 och höga värden för ’ PO_4 avslut N’ och ’Minimum för NH_4 avslut N’. Se vidare exemplet i Avsnitt 7.2.1.

3.2 Styrning av luftning

Syreregulatorerna för de två luftningstankarna (*DO controller LT1*, *DO controller LT2*) använder mätningar av syrekoncentrationen vilka jämförs med ett börvärde för att beräkna en lämplig syretillförsel. De är beskrivna enligt regulatormodellen *PI_Aerator*. Denna är identisk med den vanliga PI-regulatormodellen i WEST med ett undantag: Om *MCC*-regulatorn definierar en oluftad fas är utsignalen (dvs syretillförseln från luftaren) lika med 0.

Tabell 1. Indata, utdata och parametrar för regulatormodellen *PI_Aerator*

Notation	Beskrivning	Typiskt värde	Enhet
Indata			
Y_M	Mätning av syrekoncentration	0-2	mg O ₂ ·l ⁻¹
OnOff	Utdata från MCC	1 om luftad fas 0 om oluftad fas	
Utdata			
U	Effektiv syretillförsel från luftare	0-500	mg O ₂ ·l ⁻¹ ·d ⁻¹
Parametrar			
Y_S	Börvärde för syre	0-1	mg O ₂ ·l ⁻¹
K_P	Förstärkningsfaktor	300	-
T_I	Integraltid	1	d
U0	Ingen felåtgärd	0	

3.3 Styrning av kemikaliedosering

Järnkloridregulatorn *JKL_Control* använder mätningar av fosfatkoncentrationen i utloppet av eftersedimenteringsbassängen för att beräkna en lämplig dosering av järnklorid. Uppmätt fosfatkoncentration jämförs med ett börvärde för att beräkna ett lämpligt doseringsflöde. Regulatorn för järnkloriddosering är modellerad med den i WEST tillgängliga modellen *PI_Saturation*. Till skillnad från den vanliga PI-regulatormodellen (*PI*) innehåller denna två parametrar (*u_Min* och *u_Max*) som används för att doseringen inte skall kunna bli lägre än noll (om börvärdet är högre än mätningen av fosfat) eller högre än ett visst tal *u_Max* (t ex beroende på kapacitetsbegränsning av doseringsenheten). Utdata från regulatorn är ett doserat flöde av den kemikalie som definieras i generatorblocket *JKL*.

Tabell 2. Indata, utdata och parametrar för regulatorn för järnkloriddosering

Notation	Beskrivning	Typiskt värde	Enhet
<i>Indata</i>			
y_M	Mätning av fosfatkoncentration	0-2	mg PO ₄ -P·l ⁻¹
<i>Utdata</i>			
U	Flöde av doseringskemikalie	0-2	m ³ ·d ⁻¹
<i>Parametrar</i>			
y_S	Börvärde för fosfatkoncentration	0.7	mg PO ₄ -P·l ⁻¹
K_P	Förstärkningsfaktor	-1	-
U_{Max}		10	
U_{Min}		0	
T_I	Integraltid	1	d
$U0$	Ingen felåtgärd	0	

3.4 Styrning av returslamflöde

Returslamflödet styrs av regulatorn *RAS_Control* som är modellerad med den i WEST tillgängliga *P_saturation* regulatorn. Uppmätt koncentration av suspenderat material (SS) i returslamflödet jämförs med ett börvärde för att justera returslamflödet.

Tabell 3. Indata, utdata och parametrar för regulatorn för *RAS_Control*

Notation	Beskrivning	Typiskt värde	Enhet
<i>Indata</i>			
y_M	Mätning av SS i RAS		mg·l ⁻¹
<i>Utdata</i>			
u	Returslamflöde		m ³ ·d ⁻¹
<i>Parametrar</i>			
y_S	Börvärde för SS i RAS	13 000	m ³ ·d ⁻¹
K_P	Förstärkningsfaktor	-1	
U_{Max}	Max returslamflöde	100 000	m ³ ·d ⁻¹
U_{Min}	Min returslamflöde	0	m ³ ·d ⁻¹
$U0$	Ingen felåtgärd	0	

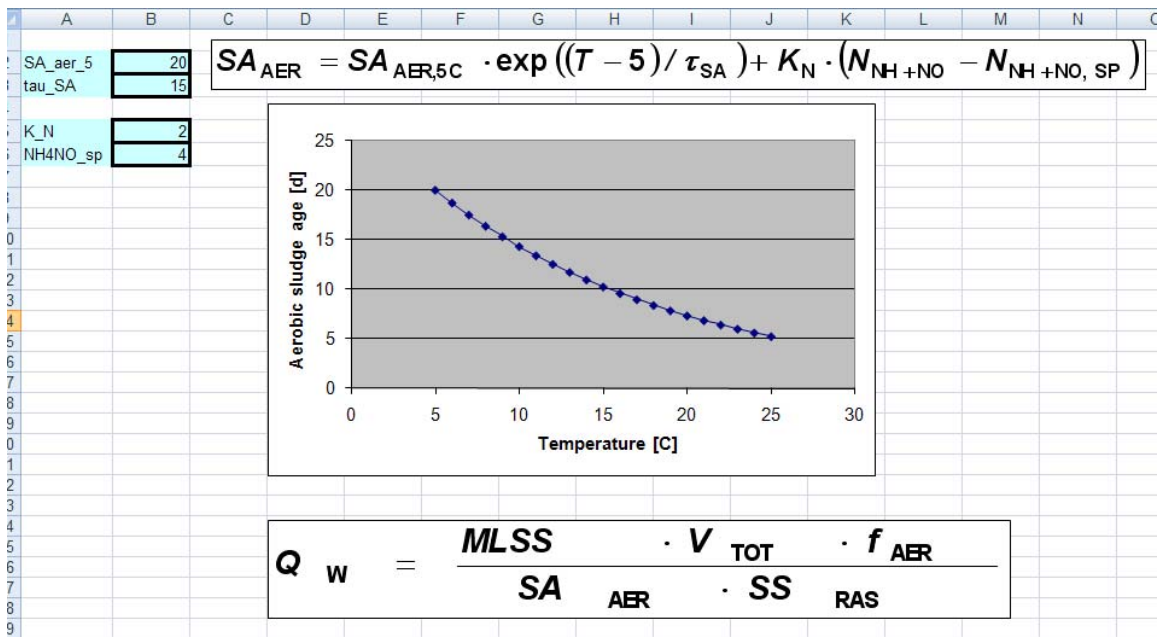
3.5 Slamålderstyrning

Regulatormodellen för slamåldersstyrning kallas för *SRT_Control* och skickar ut ett returslamflöde Q_W . Den bygger på principerna beskrivna i OpDrift-rapporten ”Slamstyrning” (Rosen, 2006) och utgår från definitionen på aerob slamålder (SA_{AER}):

$$Q_W = \frac{MLSS \cdot V_{TOT} \cdot f_{AER}}{SA_{AER} \cdot SS_{RAS}} \quad Q_W > 0$$

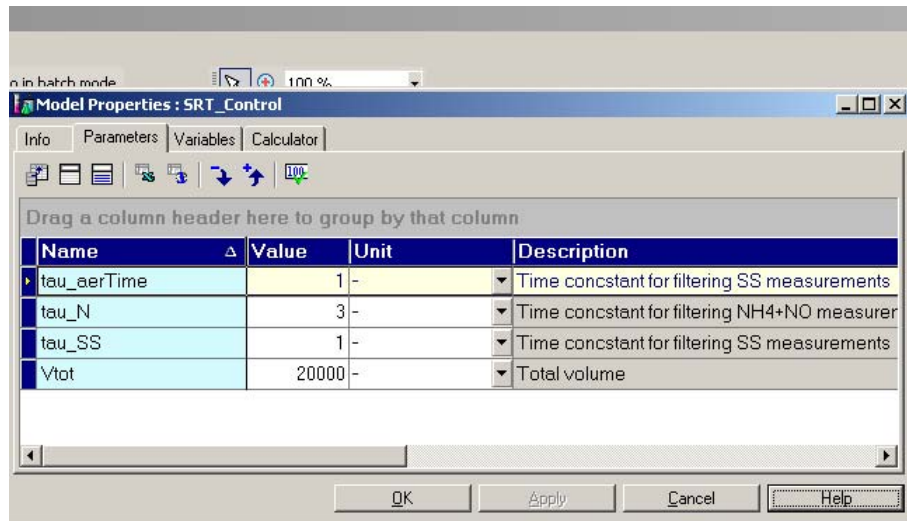
Slamkoncentrationen i luftningstankarna ($MLSS$) och i returslamflödet (SS_{RAS}) är i modellen filtrerade mätningar. f_{AER} är ett filtrerat historiskt medelvärde av andelen aeroba faser och V_{TOT} är den totala tankvolymen.

Den aeroba slamåldern är i modellen en funktion av fyra parametrar som alla anges i *gidOnline.xls*: SA_{aer_5} och τ_{SA} som är parametrar för det empiriska sambandet mellan nödvändig aerob SRT för att upprätthålla nitrifikation (se Henze *et al.*, 1990). Eftersom det i praktiken är svårt att hitta ett exakt samband mellan dessa (samt för att hantera eventuella störningar) är en korrektionsterm också implementerad. Om medelvärdet av NO_3+NH_4 i luftningstankarna är högre eller lägre än ett börvärde som ges av parametern $NH4NO_sp$ ökas eller minskas den slamålder som ges av det empiriska sambandet. Effekten av denna korrektionsterm beror av förstärkningsfaktorn K_N .



Figur 6. Parametrar som definierar slamåldersstyrningen. Notera att några parametrar även ges inne i WEST-experimentet (Figur 7). Från *gidOnline.xls*.

För *SRT_Control* gäller att vissa parametrar definieras inne i modellblocket. Dessa utgörs av tre filtreringskonstanter och den totala tankvolymen.



Figur 7. Parametrar för slamåldersregulatorn som ges inne i WEST-experimentet.

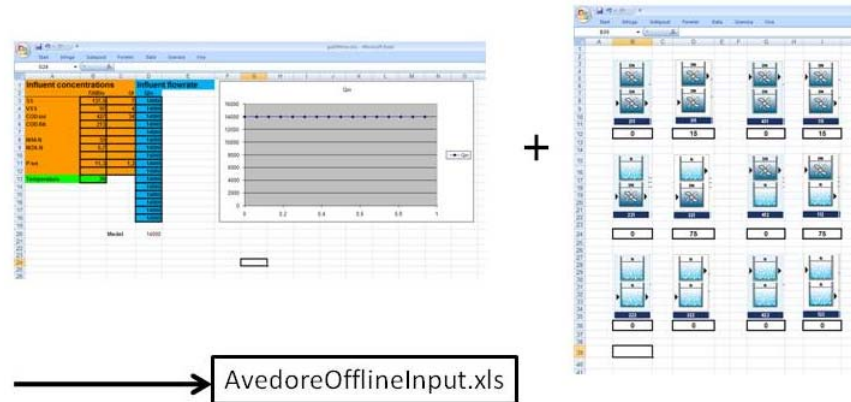
Tabell 4. Indata, utdata och parametrar för regulatorn för *SRT_Control*

Notation	Beskrivning	Enhet	Typiskt värde
Indata			
y_M_NO_1	Mätning av NO ₃ -koncentration i LT 1	mg NO ₃ -N·l ⁻¹	-
y_M_NH_1	Mätning av NH ₄ -koncentration i LT1	mg NH ₄ -N·l ⁻¹	-
y_M_DO_1	Mätning av DO-koncentration i LT1	mg O ₂ ·l ⁻¹	-
y_M_DO_2	Mätning av DO-koncentration i LT2	mg O ₂ ·l ⁻¹	-
T_AS	Mätning av temperatur i LT1	°C	-
SS_RAS	Mätning av SS i returslamflöde	mg·l ⁻¹	-
SS_LT1	Mätning av SS i LT1	mg·l ⁻¹	-
SS_LT2	Mätning av SS i LT2	mg·l ⁻¹	-
Utdata			
Q_w	Överskottslamuttag	m ³ ·l ⁻¹	-
Parametrar			
SRT_aer_5	Slamålder vid 5 °C	d	20
tau_srt	Parameter i empiriskt samband	d ⁻¹	15
NH4NO_sp	Börvärde	mg N·l ⁻¹	2-5
K_N	Förstärkningsfaktor	-	0-?
Vtot	Total tankvolym	m ³	20 000
tau_N	Filtreringskonstant	d ⁻¹	3
tau_aerTime	Filtreringskonstant	d ⁻¹	1
tau_SS	Filtreringskonstant	d ⁻¹	1

4 Modellbeskrivning 3: Automatisk generering av indata

4.1 *gidOffline.xls*

gidOffline.xls används för att generera indata till modellen *AvedoreOffline.exp*. Uppmätta koncentrationer på inkommande vatten, inflöde och faslängder för DioDeNitro-processen anges

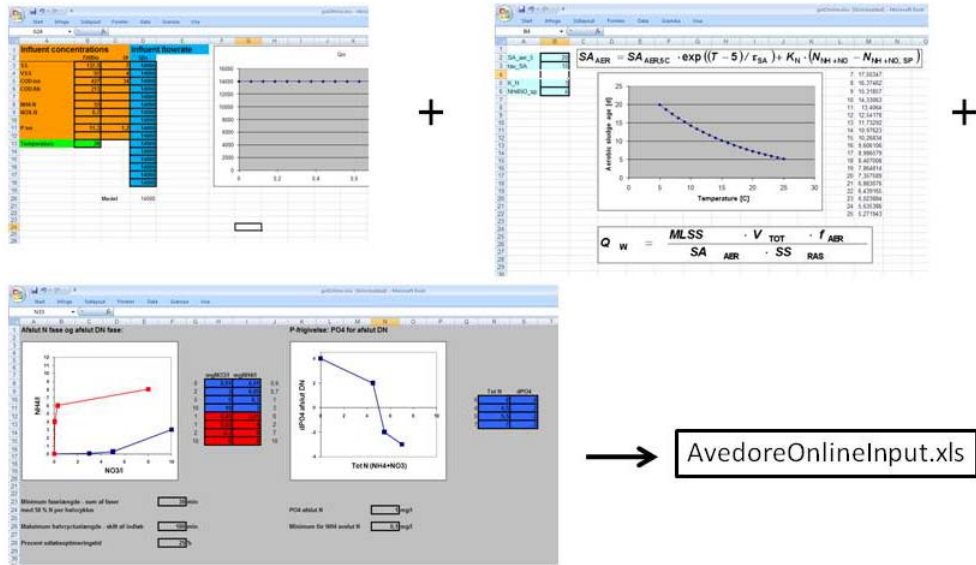


Figur 8. Funktion av *gidOffline.xls*.

4.2 *gidOnline.xls*

Detta Excel-program används för att generera indata till modellen *AvedoreOnline.exp*. Uppmätta koncentrationer på inkommande vatten, inflöde och temperatur anges. Dessutom anges inställningar för MCC- och SRT-regulatorerna.

Det är möjligt att generera en dynamisk (tidsvariabel) profil av inflödet på dygnsbasis genom att ange flöden i tabellform. Man kan också skapa en indatafil där temperaturen varierar månadsvis. Detta är användbart om man vill simulera en lång tidsperiod, till exempel ett år.



Figur 9. Funktion av *gidOnline.xls*.

5 Kostnadsmodul

De kostnader som bedöms som mest betydelsefulla och därför är inkluderade i kostnadsmodulen orsakas av:

- Fällningskemikalier,
- Ökade kostnader p.g.a. generering av kemiskt slam,
- Tillsättning av kolkälla,
- Energikostnad för luftning,
- Energikostnad för slamrecirkulation,
- Utsläppsavgifter baserat på BOD₅, totalfosfor och totalkväve.

Kostnaderna beräknas i såväl DKK som SEK och presenteras under simuleringens gång för användaren. Modulen är flexibel i den mening att den är enkel att uppdatera beroende på vilken fällningskemikalie som utnyttjas, förändring av energikostnader, förändringar av utsläppsavgifter etc. För beräkning av kostnader för elenergi tar modellen även hänsyn till olika tariffer vid olika tidpunkter på dygnet.

I modellen *AvedoreOnline.exp* syns kostnadsmodulen som blocket *Cost*. För en komplett beskrivning av kostnadsmodulen hänvisas till Beaupré *et al.* (2008).

6 Kalibrering

Kalibreringsarbetet i denna rapport kan delas upp i två faser:

1. Karakterisering av inkommande avloppsvatten.
2. Tillpassning av processmodellen och dess parametervärden

Punkt 1 och 2 hänger till stor del samman. Man kan ofta uppnå samma resultat genom att fraktionera om inflödet som genom att ändra på ett parametervärde. Tillgången på mätdata från Avedore RA är god och utgångspunkten i detta arbete har därför varit att utgå från så realistiska uppdelningar (givet dessa data) som möjligt och därefter justera modellparametrarna.

För att kalibrera modellen användes dels årsmedelvärden för 2005-2006 och dels medelvärden från en 2-veckorsperiod (29/8-11/9 2005). Dessa redovisas i Tabell 5. Årsmedelvärdena användes i starten av modellimplementeringen för att verifiera att modellens flöden, volymer och övergripande reglersystem etc var rimliga.

6.1 Förbehandling av mätdata

Data för 2-veckorsperioden användes för att göra en mer detaljerad kalibrering. Från STAR erhöles uppmätta inflöden, returslamflöden, överskottslamuttag, dosering av JKL, temperatur samt loggad fas (2-minutersinterval). De fyra serierna med flödesdata filtrerades något för att underlätta arbetet. Samtliga fem tidserier (visas i Bilaga 2) användes sedan som input till modellen.

Data som beskrev processens verkliga faser (t ex 211, 311, ...) omvandlades till de sju modellvariablerna (flödesvägar, syreförhållanden) som listats i Avsnitt 2.2.2.

Totalt innebär detta att 12 dataserier från STAR användes som input till modellen.

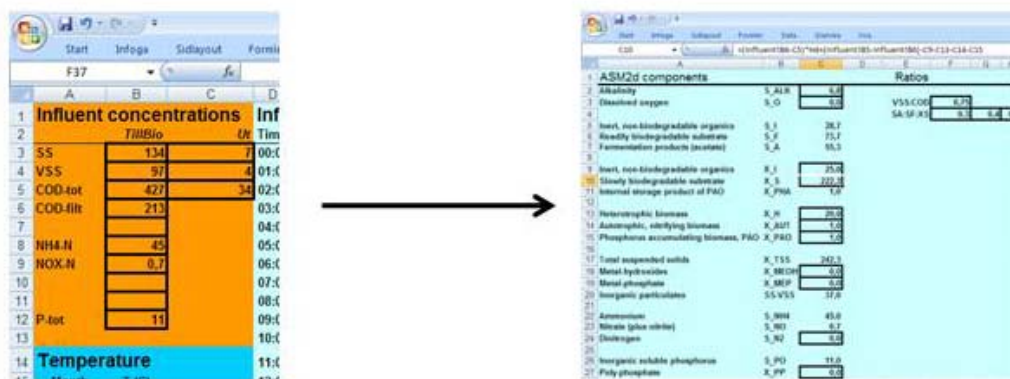
6.2 Karakterisering av inkommande avloppsvatten

Nedan beskrivs hur analyser av inkommande försedimenterat avloppsvatten har omvandlats till de tillståndsvariabler (Tabell B4-a) som ingår i ASM2d. Den använda metodiken är implementerad i både *gidOnline.xls* och i *gidOffline.xls*, se Figur 10. Mätresultat anges i fliken *Influent* och resultaten fås i fliken *ASM2d_fractions*. Dessa exporteras vidare till fliken med hela indatafilen. De tillståndsvariabler som inte beräknas från mätdata utan istället antas är markerade med boxar i fliken *ASM2d_fractions*.

Nedan beskrivs fraktioneringsmetoden i detalj. För fullständig nomenklatur, se Bilaga 4.

Tabell 5. Medelvärden från laboratorieanalyser 2005-2006. ⁽¹⁾ 15 °C har använts som medeltemperatur då årsmedelvärdena studerats.

	2005-2006		14-dagar	
	In	Ut	In	Ut
Temperatur (°C)	15 ⁽¹⁾		18	
SS (mg/l)	140	11.5	140	7.0
VSS (mg/l)	100	6.0	-	4.0
COD-tot (mg COD/l)	360	35.0	430	34.0
COD-filt (mg COD/l)	190	-	210	-
SS _{LT} (mg/l)	3500		3000	
VSS _{LT} (mg/l)	2300		1900	
NH ₄ -N (mg N/l)	36.4	0.7	49.0	0.3
NOX-N (mg N/l)	1.0	3.0	0.7	2.4
P-tot (mg P/l)	8.9	0.8	11.3	1.2
Ortho-P (mg P/l)	-	0.6	-	1



Figur 10. Omvandling av laboratorieanalyser till ASM2d's tillståndsvariabler. Flik *Influent* och *ASM2d_fractions* i *gidOnline.xls*.

6.2.1 Partikulärt material

X_{TSS} beräknas automatiskt ut som:

$$X_{TSS,In} = 0.75 \cdot (X_{S,In} + X_{I,In}) + 0.9 \cdot (X_{H,In} + X_{AUT,In} + X_{PAO,In}) + \text{oorganiskt material}$$

Oorganiskt material ges av skillnaden mellan uppmätt SS och VSS i inflödet.

6.2.2 Löst COD

Uppmätt löst COD i inflödet uppdelas i S_I , S_A , S_F och (delvis) X_S . Det brukar antas att det lösta COD som återfinns i utflödet motsvarar koncentrationen av inert löst COD i inflödet. Det finns inga uppmätta koncentrationer av löst COD i utflödet, så denna koncentration beräknas istället med hjälp av analyser av organiskt suspenderat material (VSS) och en faktor $i_{VSS:COD}$ som anger COD innehållet in 1 g VSS.

$$S_{I,In} = S_{I,Ut} = COD_{Tot,Ut} - VSS_{Ut} / i_{VSS:COD}$$

Resterande löst COD delas upp i S_A , S_F och X_S enligt:

$$S_{A,In} + S_{F,In} + X_{S,In} = COD_{Filt,In} - S_{I,In}$$

Tillgängliga mätningar räcker inte till för att fullständigt göra denna uppdelning. En relation mellan de tre komponenterna måste därför antas. De kvoter som antagits i kalibreringen, 0.3:0.4:0.3, är enligt Henze *et al.* (2000) typiska för kommunalt försedimenterat avloppsvatten.

6.2.3 Partikulärt COD

Partikulärt COD i inflödet uppdelas i ASM2d-variablerna för partikulärt organiskt material X_I , X_S och X_{PHA} samt i variablerna för aktiv biomassa X_H , X_{AUT} och X_{PAO} .

Från COD-mätningarna erhålls mängden partikulärt COD:

$$COD_{Part,In} = COD_{Tot,In} - COD_{Filt,In}$$

Av denna mängd är det etablerad praxis att anta (vilket även görs här) att X_H utgör 5-15 % medan X_{PAO} , X_{PHA} och X_{AUT} utgör 0-1 % vardera av det partikulära COD. Vi har då:

$$X_{I,In} + (1 - \alpha_{XS}) \cdot X_{S,In} = COD_{Part,In} - X_{H,In} - X_{PAO,In} - X_{PHA,In} - X_{AUT,In}$$

där α_{XS} anger den del av X_S som är att betrakta som partikulärt. För att dela upp återstående partikulärt COD i inert (X_I) och biologiskt tillgängligt (X_S) COD har vi valt att direkt ange ett värde på X_I . Den totala koncentrationen av X_S (löst+partikulärt) genereras därefter automatiskt. Värdet på X_I justeras så att koncentrationen av suspenderat material i luftningstankarna överensstämmer med verkligheten.

6.2.4 Kväve

Kvävetillstånden S_{NH4} och S_{NO} fås direkt från analyser av ammonium och nitrat medans S_{N2} sätts till 0.

6.2.5 Fosfor

S_{PO} fås direkt från analyser av P-tot (det antas att partikulärt P i försedimenterat avloppsvatten är lågt). X_{PP} antas vara 0.

6.3 Tillpassning av processmodellen och dess parametervärden

Förutom biologiska och kemiska reaktionsekvationer innehåller ASM2d (se Henze *et al.*, 2000) förslag på hur de ingående parametrarna kan fraktioneras och kalibreras. Dessutom anges numeriska exempel på typiska parametervärden (i denna rapport kallade defaultvärden) samt rimliga intervall inom vilka dessa bör ligga. Defaultvärden för samtliga ASM2d parametrar anges i Tabell B4-c.

6.3.1 Kväve

En tydlig skillnad jämfört med ASM2d defaultvärden är de lägre halvmättnadskonstanter för nitrat (K_{NO} , 0.1 g N m³) som används i WEST modellen. Motiveringen för detta är att online-mätningar visar att NO₃ går till 0, vilket inte kan modelleras med defaultvärdena (0.5 g N m³). Utifrån ett biologiskt perspektiv är en bra förklaring till de låga halvmättnadskonstanterna att BioDeNitro-processen drivs vid koncentrationer som faktiskt ligger en bra bit under defaultvärdena. De mikroorganismer som etableras i en sådan miljö är rimligtvis sådana som har god möjlighet att utnyttja energi även vid dessa relativt låga koncentrationer. Även halvmättnadskonstanten för ammonium, K_{NH} , har minskats något av liknande orsaker.

Trots att NO₃ går ned till nära 0 mg N/l under nitrifikationsprocessen, sker detta långsammare än vad defaultvärdena indikerar, vilket syns på lutningen av nitratkurvan under nitrifikationsfasen. Detta har korrigerats i modellen genom att välja ett lägre värde på den maximala tillväxthastigheten för autotrofa organismer μ_{AUT} (se Tabell 6).

6.3.2 Fosfor

Det är känt sedan tidigare (Ingildsen, 2006) att ASM2d ofta inte beskriver observerade variationer i fosfatkoncentrationerna väl. I enlighet med nämnd referens har hastigheterna för utfällning och återlösning av fosfor, K_{PRE} och K_{red} minskats. Den jämvikt som uppstår mellan fosfat, metallhydroxider och metallfosfat förblir densamma men den reversibla fällningsreaktionen sker nu långsammare. Orsaken till detta är svårt att utreda.

Ytterligare ett försök att öka bio-P aktiviteten gjordes genom att minska avdödningshastigheten för fosfatackumulerande biomassa, X_{PAO} .

I processer där denitrifikation (anoxiska förhållanden) och bio-P (fosfatsläpp i anaeroba förhållanden) kombineras utgör den lättillgängliga kolkällan ofta den begränsande faktorn. Bägge processerna kräver tillgång till denna typ av substrat för att fungera tillfredsställande. Modellering av detta kräver ofta en anpassning till varje enskilt fall. I WEST-Avedore har inverkan av anoxiska förhållanden på hydrolysreaktionen reducerats (faktor 0.8 jämfört med defaultvärdet 0.6 i relation till aeroba förhållanden, n_{NO_HYD}), dvs mer partikulärt organiskt material hydrolyseras. Dessutom har aktiviteten hos de fosfatackumulerande organismerna minskats under anoxiska förhållanden (faktor 0.4 jämfört med defaultvärde 0.6) vilket minskar såväl lagringshastigheten av X_{PP} (dvs polyfosfat och sålunda upptag av löst fosfat) som

tillväxten av X_{PAO} i anoxisk miljö. Dessa ändringar har kompletterats med förändringar av parametrarna K_{PP} och K_{PHA} (se Tabell 6), vilka är halvmättnadskoefficienter som påverkar brytpunkten av mängden X_{PHA} per mängd X_{PAO} och mängden X_{PP} per mängd X_{PAO} som kan lagras internt i de fosfatackumulerande organismerna. Det är uppenbart från denna beskrivning (och även väl känt från många andra vetenskapliga källor) att de processer som ASM2d har svårast med att beskriva korrekt är de som är relaterade till bio-P processen. I princip kräver modellen alltid en anpassning av ett antal modellparametrar för att reflektera verkliga mätdata på ett tillfredsställande sätt.

Det börvärde som använts för löst syre i modellen (0.5 mg l^{-1}) är lägre än de som mäts av sensorerna (ca 1 mg l^{-1}). Detta visade sig vara en mycket känslig parameter. Tillväxten av X_{PAO} är helt beroende av tillgång till anaeroba miljöer. Vid simulering med online-modellen är detta inget stort problem eftersom bio-P modulen automatiskt ser till att processen går in i anaeroba faser. I kalibreringsproceduren däremot, där de verkliga faserna används som input kan det dock uppstå problem. Med ett lägre börvärde för syre i modellen riskerar man inte att missa anaerob tid. Denna justering visade sig vara mycket viktig och bio-P aktiviteten ökade markant.

Modifikationen av syrebörvärdet kan också motiveras i relation till verkligheten. Syremätarna (som anger ca 1 mg/l) mäter inte syrekoncentrationen i hela tanken. I OpDrift-projektet har det visats att man har en gradientprofil (Anita rapport) och man kan mycket väl tänka sig att medelkoncentrationen av löst syre ligger en bra bit under de uppmätta värdena. Observera att modellerna antar fullständig omblandning. Det kan också tänkas finnas anaeroba zoner i tankarna (dit luftarna av olika anledningar inte når) vilket inte är modellerat. På grund av diffusionsfenomen kan förhållandena i det inre av bakterieflock dessutom vara helt annorlunda än i vattenfasen (dvs anaeroba delar kan existera i det inre av flocken även då den omgivande vattenfasen är syresatt).

Ovan nämnda justeringar, vilka påverkar fosfatkoncentrationen, gav önskade men inte tillräckliga förändringar. Vi valde därför att anpassa modellstrukturen av ASM2d i enlighet med Gernaey and Jørgensen (2004). Modifieringen avser beskrivningen av avdödningshastigheten av mikroorganismer i anox respektive anaerob miljö jämfört med aerob dito. I Bilaga 3 återfinns en tabell som visar skillnaden mellan den ursprungliga ASM2d-modellen och den modifierade variant som har använts i detta arbete.

Tabell 6. Sammanfattning av de ASM2d parametrar som har ändrats, jämfört med defaultvärden angivna i Henze *et al.* (2000). Värdet för parametrar som i modellen är temperaturberoende (markerade med en asterisk) är givna för 20 °C.

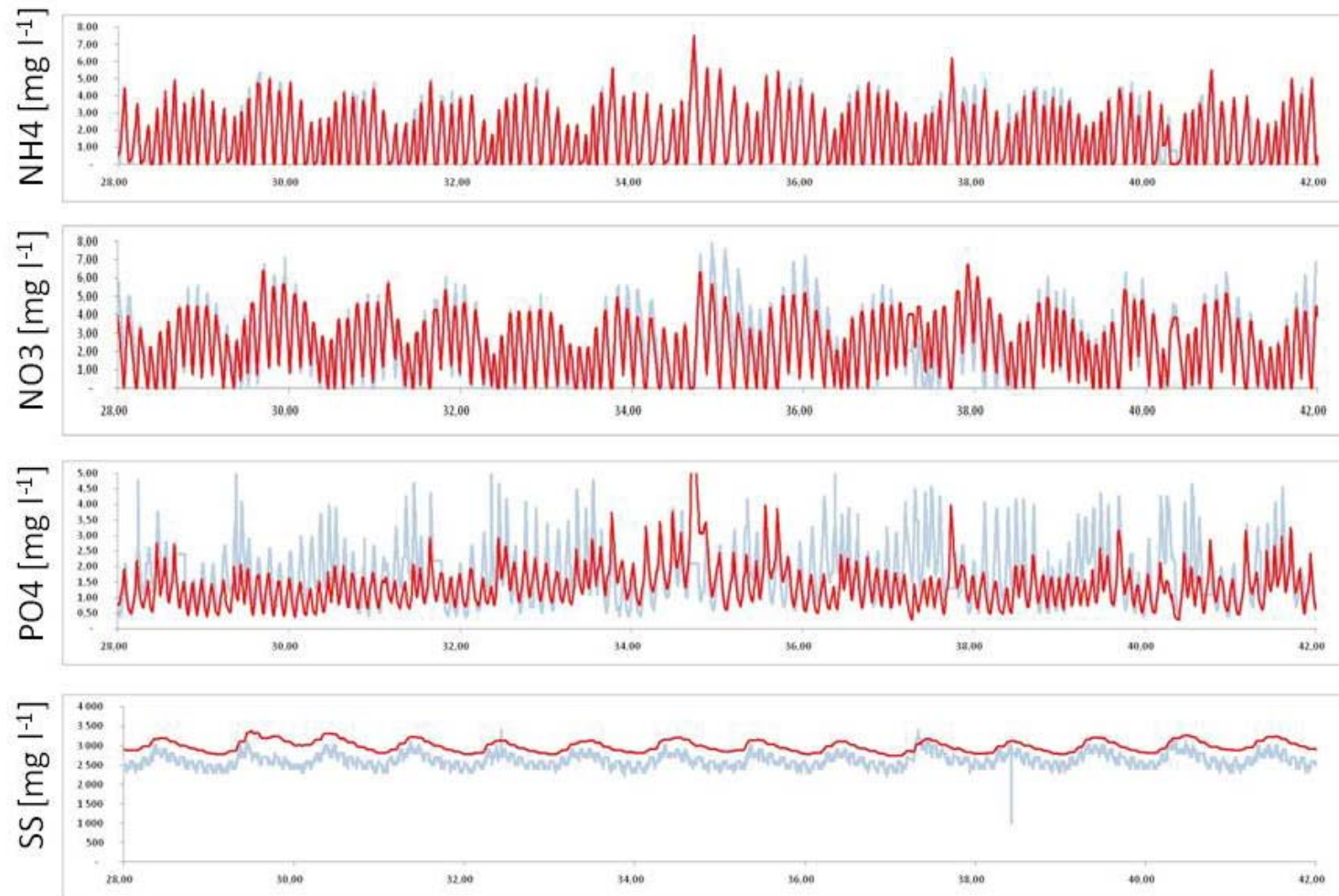
Parameter	Beskrivning	Använt	Default	Enhet
n_NO_HYD	Reduktionsfaktor för hydrolys i anoxiska förhållanden	0.8	0.6	–
n_NO_PAO	Reduktionsfaktor för anoxisk aktivitet	0.4	0.6	–
b_PAO	Avdösningshastighet för X_{PAO}	0.1	0.2 *	d^{-1}
K_NO	Halvmättnadskoefficient för nitrat	0.1	0.5	$g\ N\ m^{-3}$
K_NH	Halvmättnadskoefficient för ammoniak (näringsämne)	0.04	0.05	$g\ N\ m^{-3}$
K_PP	Halvmättnadskoefficient för polyfosfat	0.02	0.01	$g\ X_{PP}\ (g\ X_{PAO})^{-1}$
K_PHA	Halvmättnadskoefficient för PHA	1.0	0.01	$g\ X_{PHA}\ (g\ X_{PAO})^{-1}$
mu_AUT	Maximal tillväxthastighet	0.7	1.0 *	d^{-1}
k_PRE	Hastighet för utfällning av fosfor	0.1	1.0	$m^{-3}\ (g\ Fe(OH)_3)^{-1}\ d^{-1}$
K_RED	Hastighet för återlösning av fosfor	0.06	0.6	d^{-1}

6.4 Resultat och verifikation

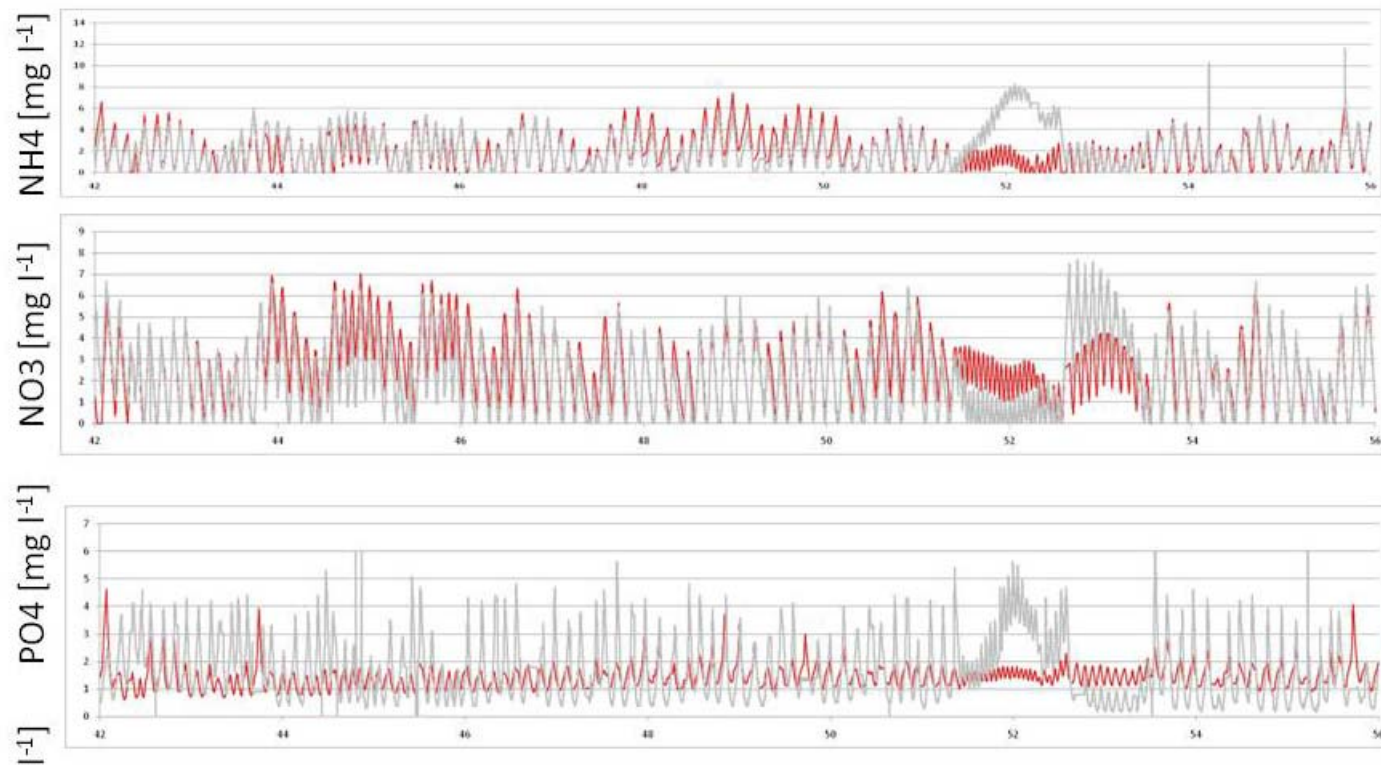
Figur 11 visar det slutliga resultatet av kalibreringen. För ammonium och nitrat är resultaten mycket bra. Avseende fosfat kan man notera att bio-P processen har kommit igång men att den inte är helt tillräcklig om data från STAR kan anses vara helt tillförlitliga. För koncentrationen av suspenderat material visar modellen också god överensstämmelse. Dynamiken fångas nästan exakt.

Det skall här noteras att modellens något låga bio-P aktivitet medför att mer JKL måste doseras för att uppnå den uppmätta utkoncentrationen av fosfat. Vid kalibreringen har detta gjorts genom att multiplicera den uppmätta JKL-doseringen med en faktor. På så sätt tar man vara på eventuella effekter av dynamiken i doseringen.

Det är här också viktigt att notera att den ASM2d modell som implementerats i WEST-Avedere är temperaturberoende. Kalibreringen nedan har gjorts i ett temperaturintervall på 18-20 °C och gäller således inom detta. En del arbete har gjorts (visas ej) för lägre temperaturer. Preliminära resultat visar att modellen kan användas även för dessa, dock indikerar undersökningarna att temperaturkorrektions termen för autotrof tillväxt bör minskas något, från 1.111 till 1.072 (samma som för heterotrofa organismer). Om detta stämmer betyder det att nitrifikationsprocessen på Avedere inte är lika känslig för temperaturförändringar som modellens defaultvärden anger.



Figur 11. Resultat av kalibreringen inom den angivna 14-dagarsperioden. Röda linjer visar simulerade data. Grå linjer visar data från STAR.



Figur 12. Resultat av validering gentemot data från den 14-dagarsperiod som följde kalibreringsperioden. Röda linjer visar simulerade data. Grå linjer visar data från STAR.

Figur 12 visar en enkel verifiering av kalibreringen. De på kalibreringsperioden 14 efterföljande dagarna simulerades och jämfördes med STAR-data.

7 Övningar och praktiska exempel

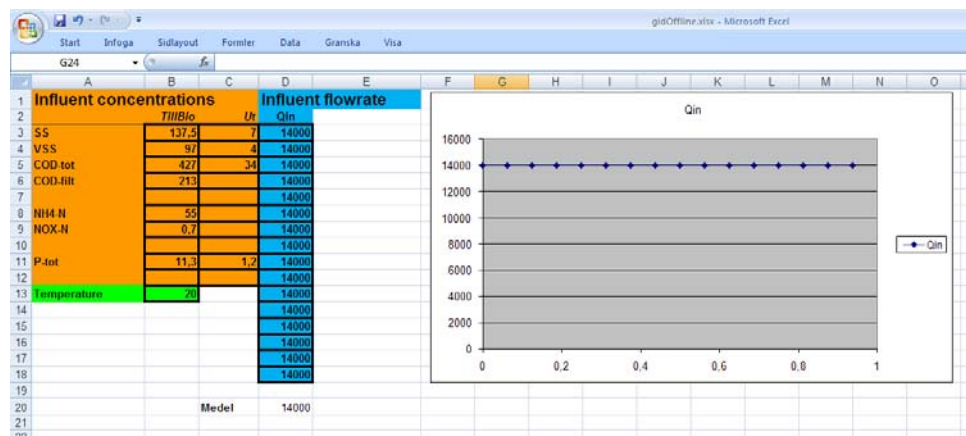
Man kan tänka sig nästan oändligt många exempel på användningsområden för den utvecklade modellen och det är egentligen bara tiden och fantasin som begränsar möjligheterna. I detta kapitel visas några enkla exempel och själva utförandet beskrivs steg för steg. Simuleringsresultaten skall inte ses som exakta resultat, tanken är snarare att exemplen skall ge en bättre förståelse för hur modellen fungerar och för hur den kan användas. Kapitlet kan också ses som en form av modellverifiering då det visas att modellen fungerar som det är avsett.

7.1 Användning av AvedoreOffline.exp

AvedoreOffline.exp är lämplig att använda då man vill ha 'personlig kontroll' över vad som händer. Användaren definierar själv följderna av faser i BioDeNitro-processen, returslamflöde, överskottslamuttag och JKL-dosering.

7.1.1 Att skapa en enkel indatafil

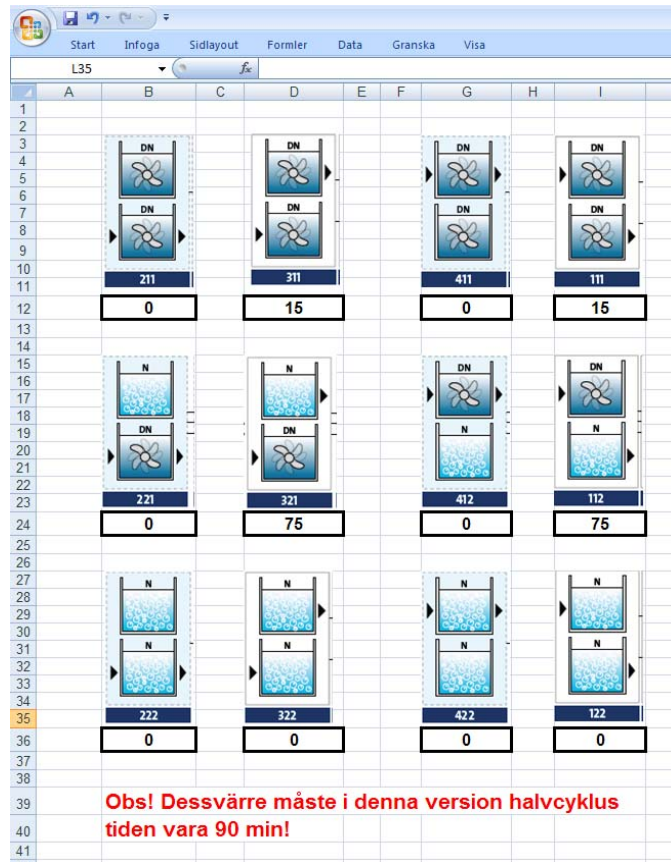
- I *gidInput.xls*, gå till filen *Measurements*.
- Ange värden på inkoncentrationer, flöden och temperatur. I filen *ASM2d_fractions* har nu de 19 ASM2d-variablerna fraktionerats.



Figur 13. Definition av inkoncentration, inflöde och temperatur. Från *gidOffline.xls*.

Man kan definiera en dynamisk inflödesprofil men tidsvärdena är tyvärr inte flexibla i denna version. Välj ett konstant inflöde i detta exempel.

- Välj inställningar för BioDeNitro-processen.



Figur 14. Möjliga faser i BioDeNitro-processen. Från *gidOffline.xls*

- Gå till fliken *AvedereOfflineInput*. Välj ”save as”, ”save as type”, ”Text (Tab delimited) och filnamn *AvedereOfflineInput_SS.txt*
- Välj ”save” ok, ok för alla frågor Excel ställer. Stäng Excel-filen.

7.1.2 Att simulera en steg- eller pulsstörning

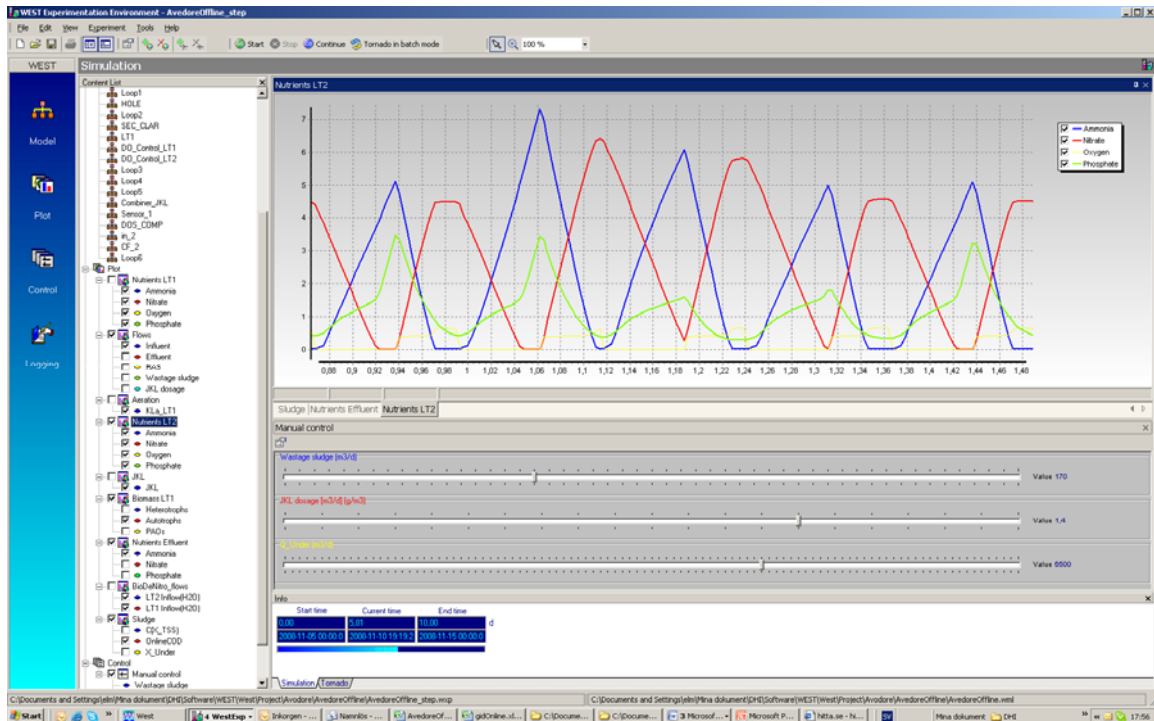
- Öppna modellen *AvdeoreOffline.xls* och lägg till filen ovan, *AvedereOfflineInput_SS.txt*.

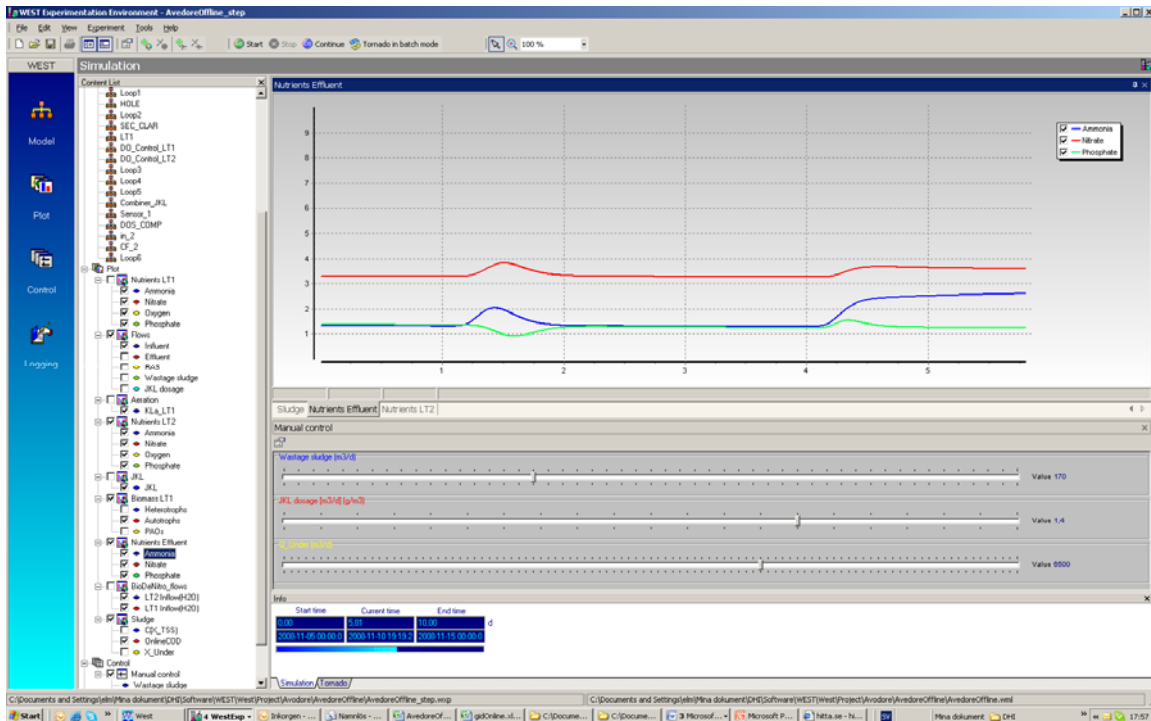
Kom ihåg att indata till fasstyrningen ges som logiska variabler, 0 eller 1. Det är därför viktigt att INTE välja interpolate!

- Spara experimentet som *AvedereOffline_step.exp*. Välj ”add it to the project” när du blir tillfrågad.
- Ändra på returslamflöde, överskottslamuttag och järnklorid-dosering i ”Manual Control” om du så önskar.
- Simulera experimentet tills ungefärligt konstanta värden har uppnåtts. Hur lång tid detta tar beror på hur initialtillståndet för processen är.
- Låt nu dessa steady state värden bli dina initialvärden genom att välja ”Copy derived state values to initial values”.

- För att simulera en pulsstörning, t ex ökat inkommande ammonium under 3 timmar med start vid tiden $t=2$, ange 100 mg/l i kolumnen för ammonium (kolumn j) vid $t=2$ och de ursprungliga 55 mg/l vid $t=2,125$ (0.125 dagar = 3 timmar).
- För att simulera en stegstörning, t ex plötsligt ökad flöde hastighet vid tiden $t=4$, öppna *AvedoreOfflineInput_SS.txt* i t ex Excel. I kolumnen för flödet (kolumn B) ange värdet 25 000 vid $t=4$.
- Spara filen.
- Simulera.

Resultatet kan se ut enligt figurerna nedan.

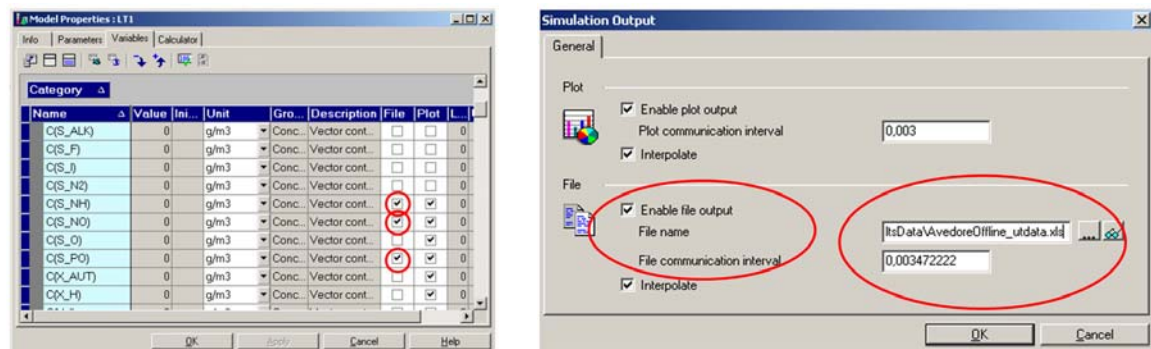




Figur 15. Reaktor och utkoncentrationer för ammonium (blå), nitrat (röd) och fosfat (blå) från exemplet i 7.1.2.

7.1.3 Att jämföra simuleringsresultat med mätdata

Om man har behov av att analysera simuleringsresultat utanför WEST, t ex för att analysera dessa tillsammans med experimentella data eller för att skapa speciella plottar, kan man exportera resultaten som en textfil som därefter kan analyseras med t ex Excel.



Figur 16. Exempel på hur simuleringsresultat kan exporteras från WEST.

Man väljer vilka modellvariabler man vill exportera genom att markera dessa i kolumnen ”File” i ”Model Properties”. I Figur 16 visas ett exempel där ammonium, nitrat och fosfat kommer att exporteras till en Excel-fil. I fallet ovan har vi valt att exportera data i 5-minutersintervall (5 min = 0,002347222 d).

Obs: När simuleringen exekveras får inte Exceldokumentet vara öppet.

Mängden utdata som exporteras beror av antalet variabler man markerar, längden av simuleringen och av det valda tidsintervallet för att spara data.

Exempel på hur utdata från *AvedoreOffline* kan se ut ges i bifogad textfil (*calibrationoutput.txt*). Bifogat Excelblad *kalibreringsfigur.xls* visar hur dessa kan jämföras med verkliga data.

7.2 Användning av *AvedoreOnline.exp*

7.2.1 Exempel: Test av MCC-regulatorn

I detta exempel används modellen *AvedoreOnline* för att jämföra två olika reglerstrategier. I den ena fallet är bio-P modulen i STAR-systemet aktiverad och i det andra inaktiverad.

För att kunna göra jämförelsen behövs som material två stycken WEST-experiment med två stycken indatafiler. Dessa skall vara identiska sånär som på val av parametervärden för bio-P modulen. Dessa kan skapas med Excel-verktyget *gidOnline.xls* enligt nedan.

Steg 1:

- Öppna *gidOnline.xls* och ange önskade (t ex de som är givna som default) värden på inkoncentrationer, flöden och regulatorer. Inaktivera bio-P modulen genom att ange låga värden för dPO4 (-100,-100,-100,-100) och höga värden för 'PO4 avslut N' (5) och 'Minimum för NH4 avslut N' (5). För bio-P modulen ange parametervärden så att denna är inaktiv. Gå till fliken 'AvedoreOnlineInput' och spara denna som en txt.-fil med namnet *AvedoreOnlineInput_noBioP.txt*
- Öppna återigen *gidOnline.xls*, ange exakt samma värden som ovan men aktivera bio-P modulen, t ex genom att ange värden som i Figur 5. Gå till fliken 'AvedoreOnlineInput' och spara även denna fil som en txt.-fil med namnet *AvedoreOnlineInput_withBioP.txt*

Nästa steg är att skapa ett experiment där bio-P modulen är inaktiverad. Efter att ha verifierat att den nya indatafilen fungerar som önskat simulerar vi modellen en lång tid framåt i tiden för att erhålla konstanta medelvärden, se nedan.

Steg 2:

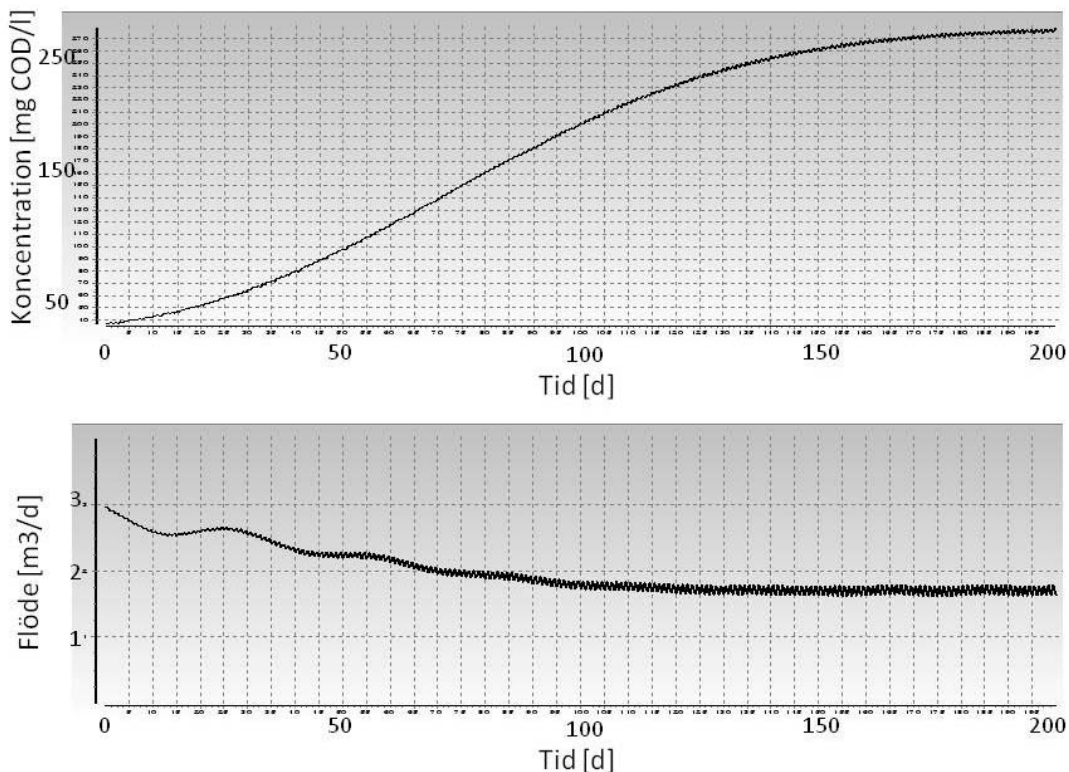
- Öppna *AvedoreOnline.exp* och gör en kopia av detsamma med det nya namnet *AvedoreOnline_noBioP.exp* (använd 'Save As' och ange 'add it to the project' när du blir tillfrågad). Dubbelklicka på indatablocket och lägg till filen *AvedoreOnlineInput_noBioP.txt*. Spara experimentet.
- Välj en hög 'plot communication level' (0,5) och simulera ett par månader framåt i tiden. Med denna låga upplösning går det inte att studera t ex den snabba dynamiken i luftningstankarna men långa simuleringar går avsevärt snabbare. Man kan under simuleringens gång titta på koncentrationerna i utflödet eller koncentrationen av biomassa i luftningstankarna för att se att 'allt går som det skall'.
- När ungefärligt konstanta värden erhållits så avsluta simuleringen, välj 'Copy all derived state variables to Initial values' och spara.

I steg 3 utgår vi från resultaten av *AvedoreOnlineInput_noBioP.txt* från steg 2, aktiverar bio-P modulen och studerar verkets respons.

Steg 3:

- Gör en kopia av *AvedoreOnline_noBioP.exp* med det nya namnet *AvedoreOnline_withBioP.exp* (använd 'Save As' och ange 'add it to the project' när du blir tillfrågad). Dubbelklicka på indatablocket och lägg till filen *AvedoreOnlineInput_withBioP.txt*. Spara experimentet.
- Efter att snabbt ha testat att modellen simulerar vad vi förväntar oss (t ex utdragna anaeroba faser) skall vi simulera modellen en lång tid framåt för att erhålla nya stabila tillstånd. Välj därför en hög 'plot communication level' (0,5) och simulera t ex 200 dagar¹.
- Välj 'Copy all derived state variables to Initial values' och spara.

Figur 17 visar två olika resultat av en simulering enligt ovan. I den övre delen visas tillväxten av P-ackumulerande biomassa X_{PAO} , som man ser är betydande. Den nedre delen visar doseringen av järnklorid. Denna styrs av *JKL_Control* till ett visst börvärde och till följd av den biologiska P-aktiviteten kan doseringen minskas i detta fall med 40%.



Figur 17. Exempel på resultat från simuleringen i Avsnitt 7.2.1.

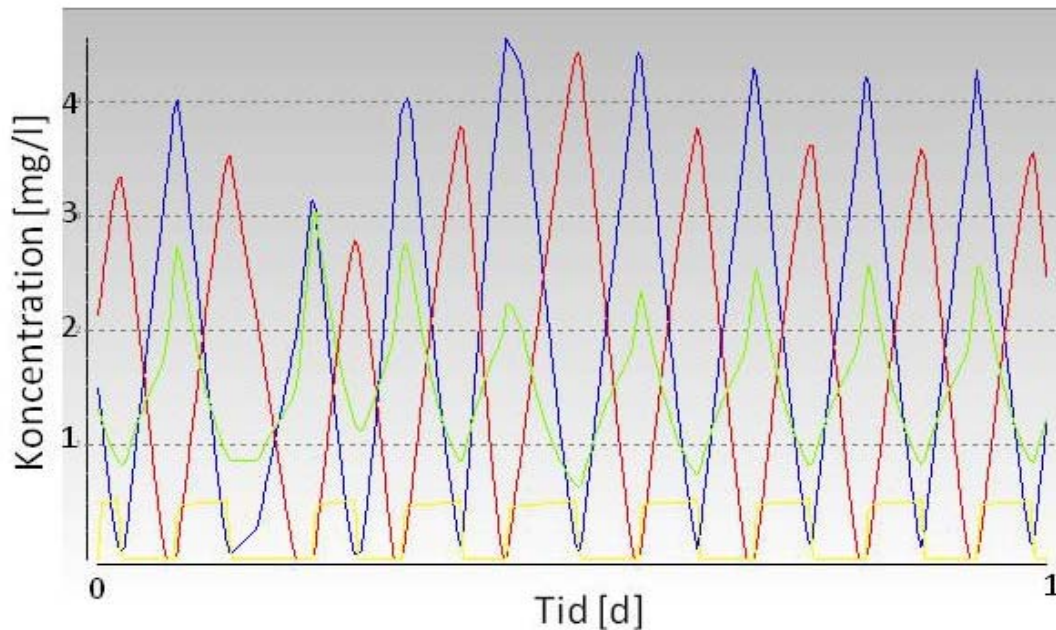
¹ På 'standard' dator tar detta ca 15 min.

Vi har nu erhållit två stycken experiment (*AvedoreOnline_noBioP.exp* och *AvedoreOnline_withBioP.exp*) och kan jämföra koncentrationsprofilerna i luftningstankarna mellan dessa.

Steg 4:

- I *AvedoreOnline_noBioP.exp*, välj en låg 'plot communication level', t ex 0.00347 (data sparas var 5:e minut).
- Simulera en dag.
- Gör samma sak med *AvedoreOnline_withBioP.exp*.

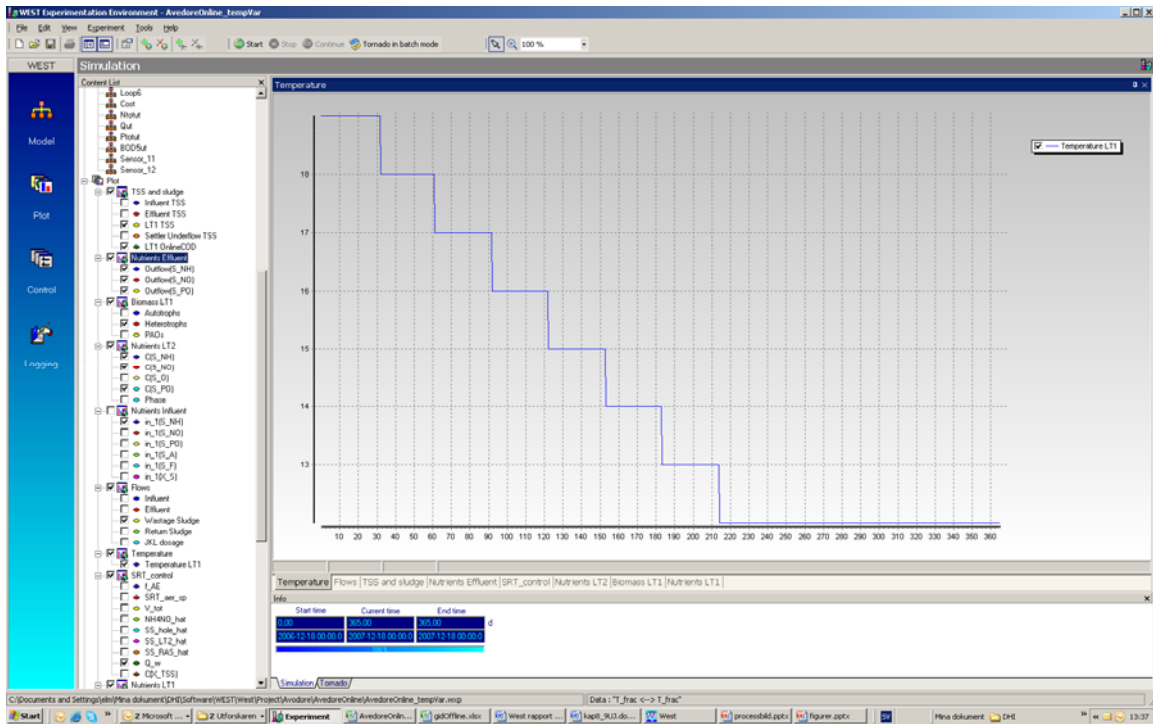
Figur 18 visar resultaten från en sådan simulering med bio-P modulen aktiverad. I jämförelse med Figur 4 ser man att t ex denitrifikationsfaserna förlängs vilket innebär att man får anaeroba perioder som gynnar tillväxten av X_{PAO}.



Figur 18. Koncentration av NH₄ (blå), NO₃ (röd), PO₄ (grön) och O₂ (gul) med MCC-regulatorns bio-P modul aktiverad. Jämför med Figur 4.

7.2.2 Exempel: Test av SRT-regulatorn

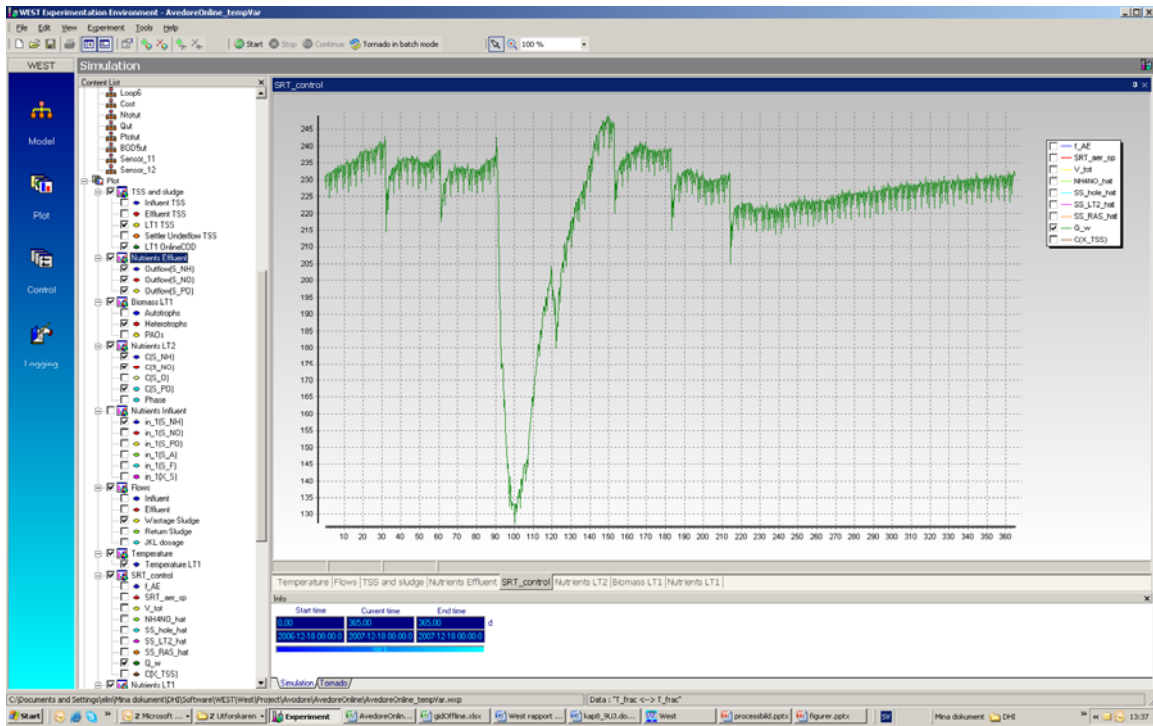
I detta exempel simuleras temperaturförändringar i processen. Tanken är inte att diskutera några exakta tal utan att illustrera modellens respons. Vi har använt *gidOnline.xls* för att skapa en indatafil i vilken temperaturen sjunker från 19 till 12 °C på 200 dagar i enlighet med Figur 19. Dessutom (visas ej) har en ökning i ammoniumbelastningen (30%) lagts in (stegstörning) mellan t=90 och t=120.



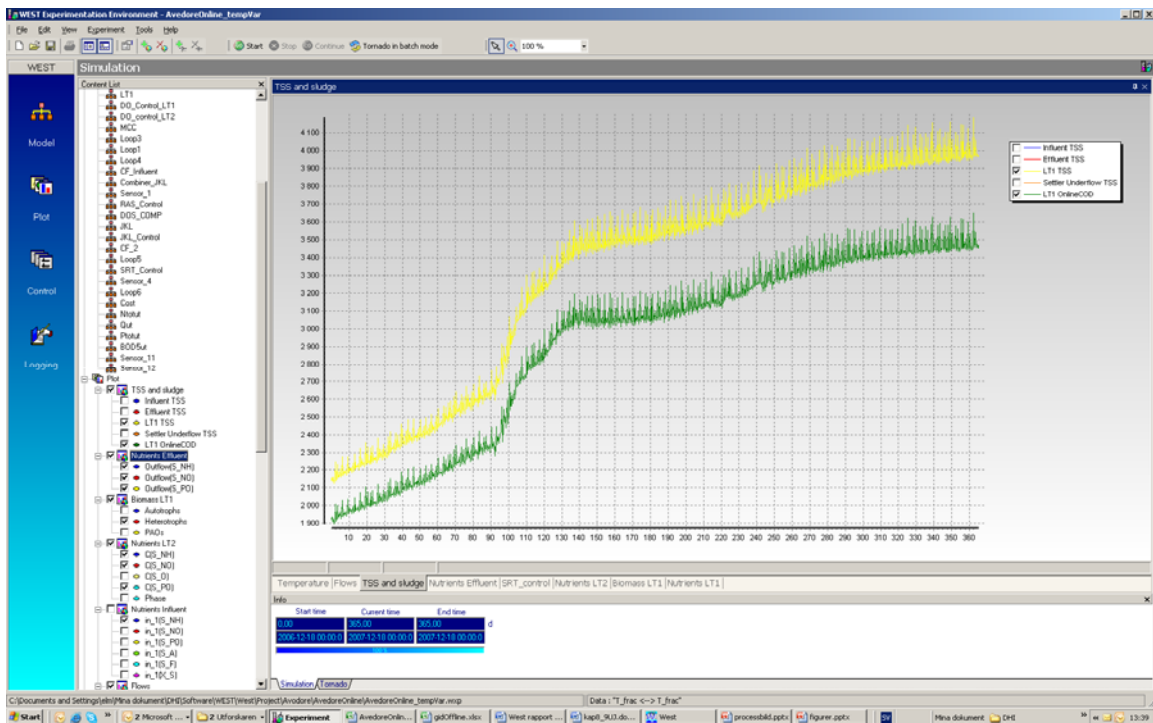
Figur 19. Temperatur variation i exempel i Avsnitt 7.2.2.

Figureorna 20-22 visar hur modellen varierar till följd av detta scenario. Figur 20 visar hur överskottslammet justeras då temperaturen ändras (var 30:e dag). Enligt modellen behövs inga stora variationer i detta flöde för att upprätthålla den medelkväve-koncentration i luftningstankarna som anges som parameter i regulatorn *SRT_Control*. Figur 21 visar att COD-koncentrationen ökar naturligt i tankarna då temperaturen sjunker.

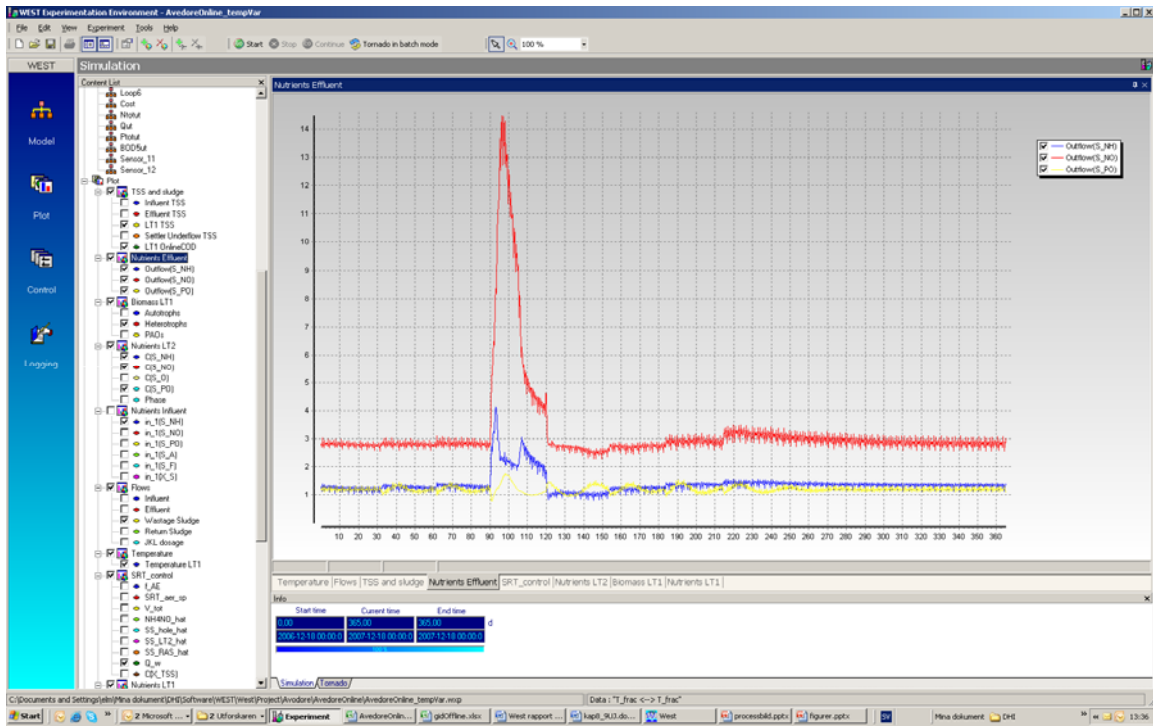
Den kraftigt ökade NH_4 -koncentrationen vid $t=90$ korrigeras med ett plötsligt minskat uttag av slam. I Figur 22 visas utgående koncentrationer av näringsämnen. Dessa håller en relativt konstant nivå utom för perioden med NH_4 -störningen.



Figur 20. Överskottslamuttag enligt exempel i Avsnitt 7.2.2.



Figur 21. COD (grön) och TSS (gul) i luftningstankarna enligt exempel i Avsnitt 7.2.2.



Figur 22. Nitrat (röd), ammonium (blå) och fosfat (gul) i utflödet enligt exempel i Avsnitt 7.2.2.

8 Resultat och slutsatser

Huvudresultaten av arbetet som beskrivs i denna rapport kan delas upp ett antal punkter.

Implementering av nya modeller som inte finns som standard i WEST

Avedores reningsverk är på sätt och vis unikt då det drivs intermittent (BioDeNitro) och med ett specifikt och relativt avancerat styrsystem (STAR[®]). Detta har gjort det nödvändigt att implementera specifika matematiska modeller, som inte finns tillgängliga som standard i nuvarande WEST. Följande modeller är nya och ingår i bifogad modellbas *Modelbase BIODENIPHO Costmodule*:

- En något modifierad version av processmodellen ASM2d, med avdödningshastigheter som beror på den omgivande miljön (aerob, anoxisk och anaerob). Denna nya 'Category' kallas för *ASM2d_CEP* och implementerades för att öka bio-P aktiviteten i modellen för att bättre efterlikna processen i den verkliga anläggningen.
- En modell avseende delar av det regelbaserade styrsystemet STAR2[®] har också implementerats. Det är nödvändigt att denna modell finns tillgänglig för att man verklighetstroget skall kunna simulera Avedore RA. De delar som implementerats är:
 - Den väl etablerade MCC-regulatorn (Multiple Criteria Control), *MCC*, som hanterar fasstyrningen i BioDeNitro-processen baserat på online mätningar av ammonium, nitrat och fosfat.
 - En regulatormodell för slamåldersstyrning enligt STAR[®].
- En kostnadsmodul har utvecklats. Den integrerade kostnadsmodulen ger användare av simuleringssmodellen en enkel metod att direkt kunna utvärdera olika drift- och styrstrategier och förändringar av reglerprinciper inom verket med avseende på ekonomiska faktorer.

Integrering av nya och gamla modeller och tillpassning till Avedores förhållanden

Förutom utveckling av de nya modellblocken har dessa även integrerats med redan tillgängliga modellmoduler och en konfiguration med fysiska komponenter för en biologisk linje på Avedore RA har implementerats. Denna innehåller tre biologiska tankar och en eftersedimenteringsbassäng.

På grund av de transienta flödesändringarna och därmed diverse numeriska problem som simulering av BioDeNitro-processen medför drog vi slutsatsen att de två huvudtankarna bäst modelleras som aktiv-slam enheter med viss variabel volym. En liten aktiv-slamvolym före eftersedimenteringen infördes också för att uppblandning av fällningskemikalier med avloppsvattnet ska kunna beskrivas. Den fullständiga modellen kalibrerades för en 14-dagarsperiod. Vid jämförelse av simulerade och uppmätta koncentrationer av ammonium, nitrat, fosfat och suspenderat material stämmer samtliga nyckelvariabler väl överens.

Användning av modellen

Tillgång till en väl kalibrerad och genomarbetad matematisk modell tillsammans med en väl fungerande simuleringsplattform är en stor tillgång för alla större reningsverk. Ett sådant system utgör ett centralt verktyg för kostnadseffektiv optimering av driften vid ett avloppsreningsverk såväl avseende kostnader som kvalitetsvariabler. WEST representerar en väl fungerande plattform i detta avseende. Nya operationella strategier, styrstrategier, förändringar/ombyggnad av processer, installation av nya delprocesser, sensorer och aktuatorer – allt kan testas och utvärderas genom simuleringar innan förändringarna genomförs i fullskala. Effekter av ändrade förhållanden avseende det inkommande avloppsvattnets mängd och karaktär kan också analyseras.

Det är dock viktigt att vara medveten om att modellering och simulering av avloppsreningsverksprocesser är komplicerat. För att den slutliga modellen skulle bli praktisk och kunna användas av personal på reningsverket har ett Excel-verktyg, vilket kan ses som ett tillbehör till simuleringsmodellen (se Figure 5.5), utvecklats. Detta program/verktyg kan användas för att skapa dynamiska indata (temperatur som varierar över året samt inflöde som varierar över dagen), för att transformera laboratorieanalyser av standardiserade vattenkvalitetsparametrar till modellvariabler samt för att enkelt ange parametervärden för de olika regulatorerna. I många fall utgörs de sistnämnda i STAR av kurvor, vilket gör det praktiskt att ha en visuell bild av inställningarna.

För att effektivt utnyttja WEST krävs (förutom en inledande tidsperiod för någon att lära sig programmet) att någon specifik person har möjlighet att arbeta med systemet som en del av sina ordinarie arbetsuppgifter. Kontinuitet i arbetet är centralt. WEST är inte ett program som lämpar sig för att arbeta med under några dagar och därefter inte använda under en längre tid. Detsamma gäller för de övriga simulatorer som nämnts i denna rapport. Dessutom krävs tämligen god kunskap om hur de matematiska modellerna fungerar och var deras begränsningar ligger. Självklart måste alla resultat från simuleringar alltid granskas med kritiska ögon och därför behövs såväl god processkunskap som god modelleringskunskap för att på bästa sätt kunna utnyttja de möjligheter som WEST (och andra simuleringsverktyg) erbjuder VA-branschen.

9 Förslag till vidare arbete och förbättringar

Arbetet med att modellera ett reningsverk är i princip aldrig avslutat utan förbättringar och förändringar kan alltid göras. Dock måste dylika förändringar alltid vägas mot verklighetens behov, kostnader och inte minst för vilka syften man ämnar utnyttja sina simuleringar och de erhållna resultaten. Nedan anges ett antal punkter som potentiellt ytterligare kan förbättra WEST-Avedore systemet.

- Ytterligare kalibreringen av processmodellparametrar genom att analysera fler dynamiska perioder under andra temperaturer och driftsförhållanden. Särskilda mätkampanjer med intensiv sampling av ett stort antal variabler under viss tid krävs ofta för ett lyckat slutresultat. I det nuvarande systemet torde detta vara särskilt viktigt för bio-P processen och den kemiska fällningen.
- Den tillgängliga bio-P delen av ASM2d har uppenbara begränsningar och det är inte säkert att en ytterligare kalibrering kan lösa alla problem. En förändring av själva modellstrukturen och de ingående processerna kan behöva göras.
- Inkludera modeller för utjämningsbassäng och försedimentering för att kunna analysera hela processen från det inkommande avloppsvattnet till verket till utgående vatten.
- Inkludera slamhanteringen i modellen (förtjockning, rötning, avvattning etc) för att kunna analysera avloppsreningsverket som helhet och inkludera effekter av återföring av vattenströmmar från denna behandling (rejektvatten). Att kunna simulera det kompletta verket förhindrar också att problem bara flyttas från en delprocess till en annan och att verket blir sub-optimerat.
- Införa en reaktiv sedimenteringsmodell. I den nuvarande modellen sker inga biologiska reaktioner, vilket är en avsevärd förekling jämfört med verkligheten.
- Inkludera väsentliga processtörning (t ex inhibering) som man av erfarenhet vet har en betydande effekt på verkets kapacitet.
- Inkludera störningar på mätsignaler och modeller som beskriver sensorerna i större detalj (t ex inkluderar kalibrering, drift, failure) för att på så sätt åstadkomma en mer realistisk styrning av de olika processerna.
- Av mera praktisk natur är det faktum att de nyutecklade modellerna behöver integreras med de nya modellbaser som kommer med nya WEST-releaser. *Modelbase Biedenipho Costmodule* går att simulera i WEST ver 3.7.5 men bara med de modeller som fanns tillgängliga redan i ver 3.7.3. De modeller som är nya i ver 3.7.5, t ex modeller för trickling filter och membran finns inte i *Modelbase Biedenipho Costmodule*. Samma sak kommer uppstå med framtida uppdaterade versioner.

- En modell som upplevs enklare för användaren med ökad flexibilitet, t ex att kunna stänga av, sätta på, välja typ av regulator på ett enklare sätt. Möjligheter att skapa externa användarinterface och koppla dessa till WEST-plattformen har inte undersökts inom detta projekt.

Slutligen finns också möjlighet att integrera en fullständig simuleringmodell för avloppsreningsverket med en simuleringsmodell för det tillhörande ledningsnätet och en modell för vad som sker i recipienten. Detta ger möjlighet att analysera det urbana avloppsvattensystemet och dess effekter ända från källan till naturen.

De flesta av de ovanstående möjligheterna medför dock en *drastisk* ökning av komplexiteten i simuleringsmodellen, omfattande kalibreringsproblem, numeriska problem etc. Tolkningen av resultat blir också ofta svårare då mängden data som genereras av dylika system är mycket omfattande. Återigen är det viktigt att påpeka att det är användarens syfte med sina simuleringsmodeller och vad resultaten ska utnyttjas till som avgör i vilken riktning man bör gå och hur komplext simuleringssystemet behöver vara.

10 Referenser

Beaupré, M., Rieger, L., Vanrolleghem, P.A. och Jeppsson, U. (2008). *Implementation of a dynamic cost calculation module for Avedøre WWTP using WEST*. Technical Report, Department of Industrial Electrical Engineering and Automation, Lund University, LUTEDX/(TEIE-7228)/1-46/(2008).

Gernaey, K.V. och Jørgensen, S.B. (2004). Benchmarking combined biological phosphorus and nitrogen removal wastewater treatment processes. *Control Engineering Practice*, **12**, 357-373.

Henze, M., Gujer, W., Mino, T. och van Loosdrecht, M. (2000). *Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3*. Scientific and Technical Report No 9., IWA Publishing, London, UK.

Henze, M., Harremoes, P., la Cour Jansen, J. och Arvin, E. (1990). *Spildevandsrensning – Biologisk och Kemisk*. Polyteknisk Forlag, , Lyngby, Danmark.

Ingildsen, P., Rosen, C., Gernaey, K.V., Guildal, T., Nielsen, M.K. and Jacobsen, B.N. (2006). Modelling and control strategy testing of biological and chemical phosphorus removal at Avedøre WWTP. *Wat. Sci. Tech.*, **53**(4-5), 105-113.

Rosén, C. (2006). *Slamålderstyrning*. Teknisk rapport inom projekt OpDrift.

Rosén, C., Lindblom, E. och Jeppsson, U. (2006). *Informationsunderlag för modellering/simulering inom projektet*. Teknisk rapport inom projekt OpDrift.

Takács, I., Patry, G.G. och Nolasco, D. (1991). A dynamic model of the clarification-thickening process. *Wat. Res.*, **25**(10), 1263-1271.

Bilaga 1

Indatafiler - struktur

För alla modeller som bifogas denna rapport skall tid t [d], flöde [m^3/d], koncentrationer av 19 stycken ASM2d-komponenter [g/m^3] samt temperatur [$^{\circ}\text{C}$] anges i indatafilen enligt Tabell B1-a.

Tabell B1-a. Indatavariabler som skall anges för samtliga modeller.

%%Version3.3												
%%BeginHeader												
t	in_1(H2O)	in_1(S_I)	in_1(S_O)	in_1(S_N2)	in_1(S_F)	in_1(S_A)	in_1(S_NO)	in_1(S_PO)	in_1(S_NH)	in_1(S_ALK)	in_1(X_I)	in_1(X_S)
d	m3/d	g/m3	g/m3	g/m3	g/m3	g/m3	g/m3	g/m3	g/m3	g/m3	g/m3	g/m3
%%EndHeader												
0	14000	28,66667	0	0	73,73333	55,3	0.7	11.3	55	6,8	28,6667	222,3
0,041667	9000											
0,083333	7000											
0,125	6000											

in_1(X_H)	in_1(X_PAO)	in_1(X_PP)	in_1(X_PHA)	in_1(X_AUT)	in_1(X_TSS)	in_1(X_MEOH)	in_1(X_MEP)	Temp_LT
g/m3	g/m3	g/m3	g/m3	g/m3	g/m3	g/m3	g/m3	degC
20	1	0	1	1	245,775	0	0	19

För att köra *AvedoreOffline* måste ytterligare 7 stycken variabler för fasinställningarna anges i enlighet med Tabell B1-b.

Tabell B1-b. Specifika indatavariabler som behöver definieras för *AvedoreOffline*.

Splitter_feed	Splitter_LT1	Splitter_LT2	DOset_LT1	DOset_LT2	N_LT1	N_LT2
1	0	1	1	0	1	1
1	0	0	1	0	0	1
1	0	1	0	0	1	1
1	0	0	0	0	0	1

För att köra *AvedoreOffline_kalibrering* skall samtliga variabler i Tabellerna B1-a och B1-b ovan anges samt returslamflödet [m^3/d], överskottslamuttaget [m^3/d] och dosering av järnklorid [m^3/d] enligt Tabell B1-c.

Tabell B1-c. Ytterligare indatavariabler som behöver definieras för *AvedoreOffline_kalibrering*.

Qretur	Qw	Qjkl
m ³ /d	m ³ /d	m ³ /d
3402	112,3	0,134

I modellen *AvedoreOnline* ersätts många av variablerna ovan med parametervärden för de ingående regulatorerna. Dessa listas i Tabell B1-d.

Tabell B1-d. Nödvändiga indata (förutom de som ges i Tabell B1-a) för modellen *AvedoreOnline*.

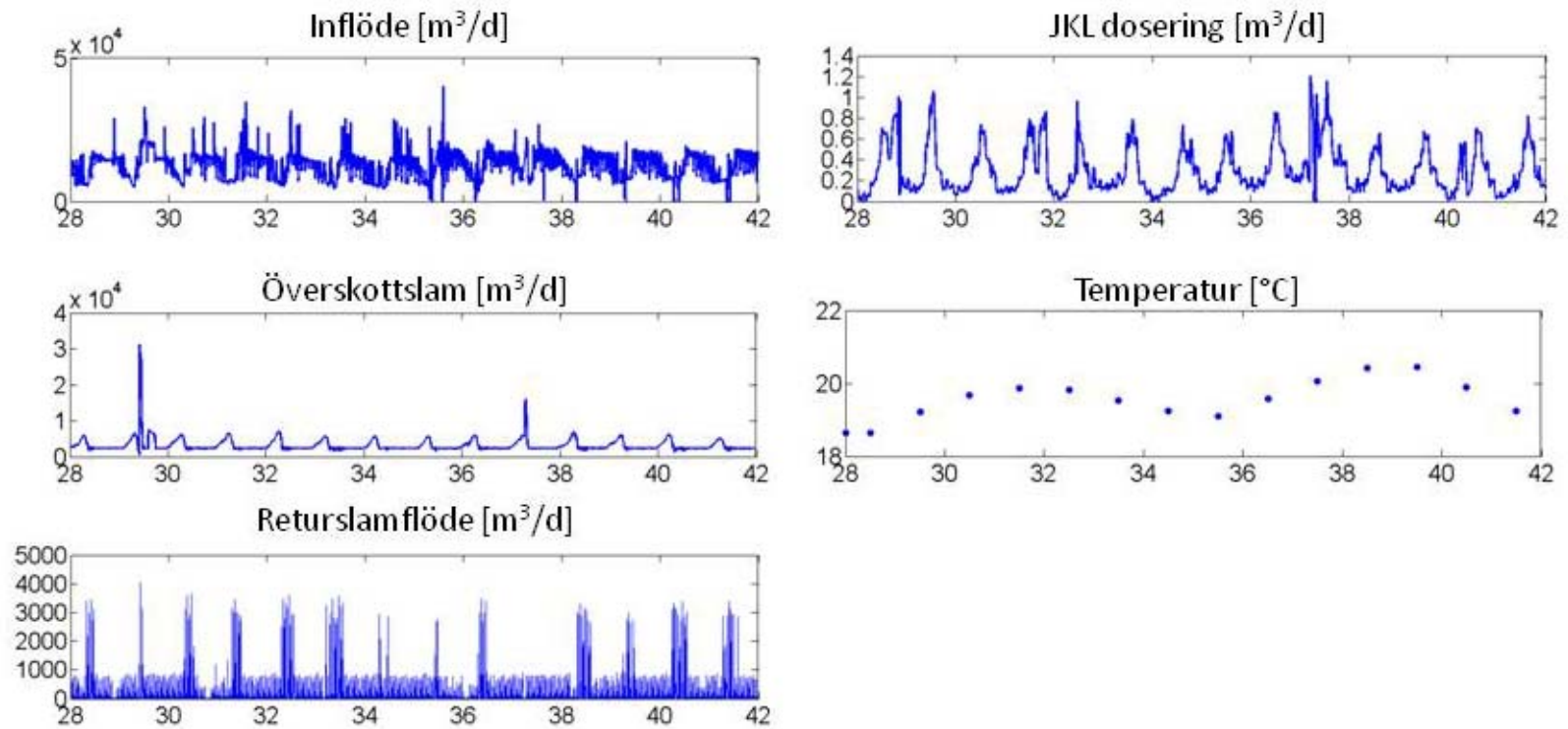
k_N_NO_1	k_N_NO_2	k_N_NO_3	k_N_NO_4	k_N_NH_1	k_N_NH_2	k_N_NH_3	k_N_NH_4	k_DN_NO_1	k_DN_NO_2	k_DN_NO_3	k_DN_NO_4	k_DN_NH_1
0,05	3	6	11	0,1	0,15	0,2	1	0,01	0,05	1	9	0,01

k_DN_NH_2	k_DN_NH_3	k_DN_NH	NTOT_1	NTOT_2	NTOT_3	NTOT_4	dPO4_1	dPO4_2	dPO4_3	dPO4_4	PO4_lim_1
6	9	12	0	4	5	7	4	2,5	-3	-3,5	1

NH4_min	T_frac	T_max	T_min	SRT_aer_5	tau_srt	K_N	NH4NO_sp
0,1	0,25	0,125	0,0208	19	15	15	4

Bilaga 2

Använda indataserier vid kalibreringen



Bilaga 3

Processmatris för ASM2d modifieringarna

Tabell B3-1. En jämförelse mellan avdödningsprocesserna såsom de är implementerade i ASM2d default och som de är implementerade i den modifierade versionen i WEST-Avedore (ASM2d_CEP).

Process	ASM2d	ASM2d_CEP	
LysisOfHetero	$b_H \cdot X_{BH}$	$b_H \cdot \left(\frac{S_O}{K_O + S_O} + \eta_{H,NO3,end} \cdot \frac{K_O}{K_O + S_O} \cdot \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \cdot X_{BH}$	
LysisOfXPAO	$b_{PAO} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot X_{PAO}$	$b_{PAO} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot \left(\frac{S_O}{K_O + S_O} + \eta_{P,NO3,end} \cdot \frac{K_O}{K_O + S_O} \cdot \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \cdot X_{PAO}$	
LysisOfXPP	$b_{PP} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot X_{PP}$	$b_{PP} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot \left(\frac{S_O}{K_O + S_O} + \eta_{PP,NO3,end} \cdot \frac{K_O}{K_O + S_O} \cdot \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \cdot X_{PP}$	
LysisOfXPHA	$b_{PHA} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot X_{PHA}$	$b_{PHA} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot \left(\frac{S_O}{K_O + S_O} + \eta_{PHA,NO3,end} \cdot \frac{K_O}{K_O + S_O} \cdot \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \cdot X_{PHA}$	
LysisOfAuto	$b_A \cdot X_{BA}$	$b_A \cdot \left(\frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} + \eta_{A,NO3,end} \cdot \frac{K_{O,A}}{K_{O,A} + S_O} \cdot \frac{S_{NO}}{K_{NO,A} + S_{NO}} \right) \cdot X_{BH}$	
		$\eta_{H,NO3,end} = 0.5$ $\eta_{P,NO3,end} = 0.33$ $\eta_{PP,NO3,end} = 0.33$	$\eta_{PHA,NO3,end} = 0.33$ $\eta_{A,NO3,end} = 0.33$ $K_{NO,A} = 0.5$

Bilaga 4

Nomenklatur

I de nedanstående tabellerna redovisas de symboler och förkortningar som beskriver de olika modellvariabler och modellparametrar i ASM2d och den utnyttjade sedimenteringsmodellen. Då dessa är delvis olika i standardreferenserna (Henze *et al.*, 2000; Takacs *et al.*, 1991) jämfört med WEST kan dessa tabeller underlätta förståelsen. Generellt representerar S ett löst ämne och X ett partikulärt ämne.

Tabell B4-a. Tillståndsvariabler i ASM2d.

Henze <i>et al.</i> (2000)	Beskrivning	WEST	Enhet
S_{O_2}	Löst syre	C(S_O)	g O ₂ m ⁻³
S_F	Fermenterbart, biologiskt lättnedbrytbart löst organiskt material	C(S_F)	g COD m ⁻³
S_A	Fermentationsprodukter antagna att vara acetat	C(S_A)	g COD m ⁻³
S_{NH_4}	Ammoniumkväve (grundform + joniserad form)	C(S_NH)	g N m ⁻³
S_{NO_3}	Nitrat- och nitritkväve	C(S_NO)	g N m ⁻³
S_{PO_4}	Oorganiskt löst fosfor, huvudsakligen i form av ortho-fosfat	C(S_PO)	g P m ⁻³
S_I	Inert löst organiskt material	C(S_I)	g COD m ⁻³
S_{ALK}	Alkalinitet som HCO ₃ ⁻	C(S_ALK)	mol HCO ₃ ⁻ m ⁻³
S_{N_2}	Löst kvävgas	C(S_N2)	g N m ⁻³
X_I	Inert partikulärt organiskt material	C(X_I)	g COD m ⁻³
X_S	Långsamt biologiskt nedbrytbart organiskt material	C(X_S)	g COD m ⁻³
X_H	Heterotrof biomassa	C(X_H)	g COD m ⁻³
X_{PAO}	Fosfatackumulerande biomassa	C(X_PAO)	g COD m ⁻³
X_{PP}	Polyfosfat	C(X_PP)	g P m ⁻³
X_{PHA}	Cellintern lagringsprodukt hos X_{PAO}	C(X_PHA)	g COD m ⁻³
X_{AUT}	Autotrof nitrifierande biomassa	C(X_AUT)	g COD m ⁻³
X_{TSS}	Totalt suspenderat	C(X_TSS)	g TSS m ⁻³

	material		
X_{MeOH}	Metallhydroxider, antagna att vara $Fe(OH)_3$	$C(X_MEOH)$	$g\ TSS\ m^{-3}$
X_{MeP}	Metallfosfat, antaget att vara $FePO_4$	$C(X_MEP)$	$g\ TSS\ m^{-3}$
–	Vatten	$C(H_2O)$	$g\ m^{-3}$

Det är viktigt att inse att WEST internt arbetar med massa snarare än koncentration och detta medför att vatten representeras som en särskild variabel. Koncentrationer anges i WEST med bokstaven C (t ex $C(S_O)$) medan massor anges med bokstaven M (t ex $M(S_O)$). Dessutom anges in- och utflöden som massflöden (t ex $Inflow(S_O)$ och $Outflow(S_O)$) i enheten $g\ d^{-1}$. Observera också att enheten $mg\ L^{-1}$ är identisk med enheten $g\ m^{-3}$.

Tabell B4-b. Tillståndsvariabler i sedimenteringsmodellen.

Takacs <i>et al.</i> (1991)	Beskrivning	WEST	Enhet
$X_1 \dots X_{10}$	Koncentration av TSS i lager 1...10 (lager 1 representerar översta och 10 nedersta lagret)	$X_Layer(1...10)$	$g\ TSS\ m^{-3}$
–	Löst syre i lager 1...10	$C(S_O)(1...10)$	$g\ O_2\ m^{-3}$
–	Fermenterbart, biologiskt lättnedbrytbart löst organiskt material i lager 1...10	$C(S_F)(1...10)$	$g\ COD\ m^{-3}$
–	Fermentationsprodukter antagna att vara acetat i lager 1...10	$C(S_A)(1...10)$	$g\ COD\ m^{-3}$
–	Ammoniumkväve (grundform + joniserad form) i lager 1...10	$C(S_NH)(1...10)$	$g\ N\ m^{-3}$
–	Nitrat- och nitritkväve i lager 1...10	$C(S_NO)(1...10)$	$g\ N\ m^{-3}$
–	Oorganiskt löst fosfor, huvudsakligen i form av ortho-fosfat i lager 1...10	$C(S_PO)(1...10)$	$g\ P\ m^{-3}$
–	Inert löst organiskt material i lager 1...10	$C(S_D)(1...10)$	$g\ COD\ m^{-3}$
–	Alkalinitet som HCO_3^- i lager 1...10	$C(S_ALK)(1...10)$	$mol\ HCO_3^-\ m^{-3}$
–	Löst kvävgas i lager 1...10	$C(S_N_2)(1...10)$	$g\ N\ m^{-3}$
–	Inert partikulärt organiskt material i lager 1...10	$C(X_D)(1...10)$	$g\ COD\ m^{-3}$
–	Långsamt biologiskt	$C(X_S)(1...10)$	$g\ COD\ m^{-3}$

	nedbrytbart organiskt material i lager 1...10		
–	Heterotrof biomassa i lager 1...10	C(X_H)(1...10)	g COD m ⁻³
–	Fosfatackumulerande biomassa i lager 1...10	C(X_PAO)(1...10)	g COD m ⁻³
–	Polyfosfat i lager 1...10	C(X_PP)(1...10)	g P m ⁻³
–	Cellintern lagringsprodukt hos X _{PAO} i lager 1...10	C(X_PHA)(1...10)	g COD m ⁻³
–	Autotrof nitrifierande biomassa i lager 1...10	C(X_AUT)(1...10)	g COD m ⁻³
–	Totalt suspenderat material i lager 1...10	C(X_TSS)(1...10)	g TSS m ⁻³
–	Metallhydroxider i lager 1...10	C(X_MEOH)(1...10)	g TSS m ⁻³
–	Metallfosfat i lager 1...10	C(X_MEP)(1...10)	g TSS m ⁻³
–	Vatten i lager 1...10	C(H ₂ O)(1...10)	g m ⁻³

Den ursprungliga lagersedimenteringsmodellen tar endast hänsyn till TSS koncentrationerna i de olika lagren och omvandling till de olika modellkomponenterna i de utgående flödena baseras på dessas relation till TSS i det inkommande flödet. Sedimenteringsmodellen i WEST är en vidareutvecklad version av Takacs *et al.* (1991), vilket innebär att samtliga koncentrationer av alla modellkomponenter beräknas i varje individuellt lager. På samma sätt som för ASM2d modellen anges in- och utflöden i WEST som massflöden (t ex Inflow(S_O) och Outflow(S_O)) i enheten g d⁻¹.

Antalet modellparametrar som utnyttjas i ASM2d är mycket omfattande. Detta medför också att modellkalibrering är en komplicerad uppgift. Nedan anges dessa parametrar avseende Henze *et al.* (2000) och WEST. Defaultvärden för ASM2d anges samt de värden som utnyttjas i WEST.

Tabell B4-c. Modellparametrar i ASM2d. Defaultvärden för ASM2d anges i kolumn 1 och utnyttjade värden i WEST i kolumn 3 (inom parantes). För parametrar där dessa skiljer sig åt har raderna markerats i grått. De parametrar som anses vara temperaturberoende har markerats med en asterisk i kolumn 1.

Henze <i>et al.</i> (2000)	Beskrivning	WEST	Enhet
Omvandlingsfaktorer för masskonservering			
<i>Kväve, löst material</i>			
<i>i_{N,SI}</i> (0.01)	Kväveinnehåll i S _I	i_N_S_I (0.01)	g N (g COD) ⁻¹
<i>i_{N,SF}</i> (0.03)	Kväveinnehåll i S _F	i_N_BM (0.03)	g N (g COD) ⁻¹
<i>Kväve, partikulärt material</i>			

$i_{N,XI} (0.02)$	Kväveinnehåll i X_I	$i_{N_X_I} (0.02)$	g N (g COD)^{-1}
$i_{N,XS} (0.04)$	Kväveinnehåll i X_S	$i_{N_X_S} (0.04)$	g N (g COD)^{-1}
$i_{N,BM} (0.07)$	Kväveinnehåll i biomassa	$i_{N_BM} (0.07)$	g N (g COD)^{-1}
<i>Fosfor, löst material</i>			
$i_{P,S_I} (0.0)$	Fosforinnehåll i S_I	$i_{P_S_I} (0.0)$	g P (g COD)^{-1}
$i_{P,S_F} (0.01)$	Fosforinnehåll i S_F	$i_{P_S_F} (0.01)$	g P (g COD)^{-1}
<i>Fosfor, partikulärt material</i>			
$i_{P,XI} (0.01)$	Fosforinnehåll i X_I	$i_{P_X_I} (0.01)$	g P (g COD)^{-1}
$i_{P,XS} (0.01)$	Fosforinnehåll i X_S	$i_{P_X_S} (0.01)$	g P (g COD)^{-1}
$i_{P,BM} (0.02)$	Fosforinnehåll i biomassa	$i_{P_BM} (0.02)$	g P (g COD)^{-1}
<i>Totalt suspenderat material (TSS)</i>			
$i_{TSS,XI} (0.75)$	TSS:COD förhållande i X_I	$i_{TSS_X_I} (0.75)$	$\text{g TSS (g COD)}^{-1}$
$i_{TSS,XS} (0.75)$	TSS:COD förhållande i X_S	$i_{TSS_X_S} (0.75)$	$\text{g TSS (g COD)}^{-1}$
$i_{TSS,BM} (0.9)$	TSS:COD förhållande i biomassa	$i_{TSS_BM} (0.9)$	$\text{g TSS (g COD)}^{-1}$
Stoikiometriska parametrar			
<i>Hydrolys</i>			
$f_{S_I} (0.0)$	Produktion av S_I vid hydrolys	$f_{S_I} (0.0)$	$\text{g COD (g COD)}^{-1}$
<i>Heterotrof biomassa</i>			
$Y_H (0.625)$	Yield (mängd biomassa skapat per mängd substrat förbrukat)	$Y_H (0.625)$	$\text{g COD (g COD)}^{-1}$
$f_{X_I} (0.1)$	Fraktion av X_I vid död av biomassa	$f_{X_I} (0.1)$	$\text{g COD (g COD)}^{-1}$
<i>Fosfatackumulerande biomassa</i>			
$Y_{PAO} (0.625)$	Yield (mängd biomassa skapat per mängd PHA förbrukat)	$Y_{PAO} (0.625)$	$\text{g COD (g COD)}^{-1}$
$Y_{PO_4} (0.4)$	Yield (PO_4 släpp per mängd PHA lagrat)	$Y_{PO} (0.4)$	g P (g COD)^{-1}
$Y_{PHA} (0.2)$	Yield (mängd PHA som krävs per mängd polyfosfat lagrat)	$Y_{PHA} (0.2)$	g COD (g P)^{-1}
$f_{X_I} (0.1)$	Fraktion av X_I vid död av biomassa	$f_{X_I} (0.1)$	$\text{g COD (g COD)}^{-1}$
<i>Autotrof nitrifierande biomassa</i>			

Y_A (0.24)	Yield (mängd biomassa skapat per mängd NO_3^- -N förbrukat)	Y_AUT (0.24)	g COD (g N)^{-1}
f_{XI} (0.1)	Fraktion av X_I vid död av biomassa	f_X_I (0.1)	$\text{g COD (g COD)}^{-1}$
Kinetiska parametrar vid 20 °C			
<i>Hydrolys av X_S</i>			
K_h (3.0) *	Hydrolyshastighet	k_h (3.0)	d^{-1}
η_{NO_3} (0.6)	Reduktionsfaktor för hydrolys i anoxiska förhållanden	n_NO_HYD (0.8)	–
η_{fe} (0.4)	Reduktionsfaktor för hydrolys i anaeroba förhållanden	n_fe (0.4)	–
K_{O_2} (0.2)	Halvmättnadskoefficient för syre	K_O (0.2)	$\text{g O}_2 \text{ m}^{-3}$
K_{NO_3} (0.5)	Halvmättnadskoefficient för nitrat	K_NO (0.1)	g N m^{-3}
K_X (0.1)	Halvmättnadskoefficient för partikulärt COD	K_X (0.1)	$\text{g } X_S (\text{g } X_H)^{-1}$
<i>Heterotrof biomassa</i>			
μ_H (6.0) *	Maximal tillväxthastighet på substrat	μ_H (6.0)	$\text{g } X_S (\text{g } X_H)^{-1} \text{ d}^{-1}$
q_{fe} (3.0) *	Max hastighet för fermentation	Q_fe (3.0)	$\text{g } S_F (\text{g } X_H)^{-1} \text{ d}^{-1}$
η_{NO_3} (0.8)	Reduktionsfaktor för denitrifikation	n_NO_HET (0.8)	–
b_H (0.4) *	Avdödningshastighet	b_H (0.4)	d^{-1}
K_{O_2} (0.2)	Halvmättnadskoefficient för syre	K_O (0.2)	$\text{g O}_2 \text{ m}^{-3}$
K_F (4.0)	Halvmättnadskoefficient för fermentation av S_F	K_F (4.0)	g COD m^{-3}
K_{fe} (4.0)	Halvmättnadskoefficient för tillväxt på S_F	K_fe (4.0)	g COD m^{-3}
K_A (4.0)	Halvmättnadskoefficient för tillväxt på S_A	K_A (4.0)	g COD m^{-3}
K_{NO_3} (0.5)	Halvmättnadskoefficient för nitrat	K_NO (0.1)	g N m^{-3}
K_{NH_4} (0.05)	Halvmättnadskoefficient för ammonium (näringämne)	K_NH (0.04)	g N m^{-3}
K_P (0.01)	Halvmättnadskoefficient för fosfat (näringämne)	K_P (0.01)	g P m^{-3}
K_{ALK} (0.1)	Halvmättnadskoefficient för alkalinitet	K_ALK (0.1)	$\text{mol HCO}_3^- \text{ m}^{-3}$

<i>Fosfatackumulerande biomassa</i>			
q_{PHA} (3.0) *	Hastighet för lagring av X_{PHA}	Q_PHA (3.0)	$g X_{PHA} (g X_{PAO})^{-1} d^{-1}$
q_{PP} (1.5) *	Hastighet för lagring av X_{PP}	Q_PP (1.5)	$g X_{PP} (g X_{PAO})^{-1} d^{-1}$
μ_{PAO} (1.0) *	Maximal tillväxthastighet	mu_PAO 1.0)	d^{-1}
η_{NO_3} (0.6)	Reduktionsfaktor för anoxisk aktivitet	n_NO_PAO (0.4)	–
b_{PAO} (0.2) *	Avdödningshastighet för X_{PAO}	b_PAO (0.1)	d^{-1}
b_{PP} (0.2) *	Nedbrytningshastighet för X_{PP}	b_PP (0.2)	d^{-1}
b_{PHA} (0.2) *	Nedbrytningshastighet för X_{PHA}	b_PHA (0.2)	d^{-1}
K_{O_2} (0.2)	Halvmättnadskoefficient för syre	K_O (0.2)	$g O_2 m^{-3}$
K_{NO_3} (0.5)	Halvmättnadskoefficient för nitrat	K_NO (0.1)	$g N m^{-3}$
K_A (4.0)	Halvmättnadskoefficient för tillväxt på S_A	K_A (4.0)	$g COD m^{-3}$
K_{NH_4} (0.05)	Halvmättnadskoefficient för ammonium (näringämne)	K_NH (0.04)	$g N m^{-3}$
K_{PS} (0.2)	Halvmättnadskoefficient för fosfor vid lagring av polyfosfat	K_PS (0.2)	$g P m^{-3}$
K_P (0.01)	Halvmättnadskoefficient för fosfat (näringämne)	K_P (0.01)	$g P m^{-3}$
K_{ALK} (0.1)	Halvmättnadskoefficient för alkalinitet	K_ALK (0.1)	$mol HCO_3^- m^{-3}$
K_{PP} (0.01)	Halvmättnadskoefficient för polyfosfat	K_PP (0.02)	$g X_{PP} (g X_{PAO})^{-1}$
K_{MAX} (0.34)	Max kvot av X_{PP}/X_{PAO}	K_MAX (0.34)	$g X_{PP} (g X_{PAO})^{-1}$
K_{IPP} (0.02)	Inhiberingskoefficient för lagring av polyfosfat	K_IPP (0.02)	$g X_{PP} (g X_{PAO})^{-1}$
K_{PHA} (0.01)	Halvmättnadskoefficient för PHA	K_PHA (1.0)	$g X_{PHA} (g X_{PAO})^{-1}$
<i>Autotrof nitrifierande biomassa</i>			
μ_{AUT} (1.0) *	Maximal tillväxthastighet	mu_AUT (0.7)	d^{-1}
b_{AUT} (0.15) *	Avdödningshastighet	b_AUT (0.15)	d^{-1}
K_{O_2} (0.5)	Halvmättnadskoefficient för syre	K_O_AUT (0.5)	$g O_2 m^{-3}$
K_{NH_4} (0.1)	Halvmättnadskoefficient för ammonium (substrat)	K_NH_AUT (0.1)	$g N m^{-3}$
K_{ALK} (0.5)	Halvmättnadskoefficient	K_ALK_AUT (0.5)	$mol HCO_3^- m^{-3}$

	för alkalinitet		
K_P (0.01)	Halvmättnadskoefficient för fosfat (närlingsämne)	K_P (0.01)	g P m^{-3}
<i>Kemisk fällning</i>			
k_{PRE} (1.0)	Hastighet för utfällning av fosfor	k_P (0.1)	$\text{m}^{-3} (\text{g Fe(OH)}_3)^{-1} \text{d}^{-1}$
k_{RED} (0.6)	Hastighet för återlösning	K_RED (0.06)	d^{-1}
K_{ALK} (0.5)	Halvmättnadskoefficient för alkalinitet	K_ALK (0.5)	$\text{mol HCO}_3^- \text{m}^{-3}$

Slutligen anges de modellparametrar som utnyttjas i sedimenteringsmodellen. För denna modell finns inga defaultvärden men de värden som utnyttjas i WEST anges. Inga av dessa parametrar är beroende av temperaturen.

Tabell B4-d. Modellparametrar i sedimenteringsmodellen. Utnyttjade värden i WEST anges i kolumn 3 (inom parantes).

Takacs et al. (1991)	Beskrivning	WEST	Enhet
f_{ns}	Fraktion av inkommande partikulärt material som inte sedimenterar	f_ns (0.00228)	–
r_h	Karaktäriserar sedimentering vid 'hindered settling'	r_H (0.000576)	$\text{m}^3 \text{g}^{-1}$
r_p	Karaktäriserar sedimentering vid låga TSS koncentrationer	r_P (0.00286)	$\text{m}^3 \text{g}^{-1}$
v_0	Maximal teoretisk sedimenteringshastighet	v0 (474)	m d^{-1}
v_0'	Maximal praktisk sedimenteringshastighet	v00 (250)	m d^{-1}
X_t	Särskilt tröskelvärde i modellen	X_T (3000)	g m^{-3}