



UPPSALA
UNIVERSITET

UPTEC W 25014

Examensarbete 30 hp

Juni 2025

Modellbaserad utvärdering av processlösningar och styrstrategier för den biologiska reningen vid Kungsängsverket i Uppsala

Klara Hansson



Abstract

Wastewater treatment is crucial to reduce negative impacts on human health and the environment. Therefore, multiple nutrients, pathogens and other micropollutants are treated in the Swedish wastewater treatment plants. Nitrogen is one of the nutrients that is removed since excessive discharges can lead to eutrophication and oxygen depletion in receiving waters.

Kungsängsverket, Uppsala's biggest wastewater treatment plant, is facing stricter requirements due to population growth, The European Union's revised Urban Wastewater Treatment Directive and a new permit with stricter removal requirements. To meet these challenges the plant is undergoing an upgrade.

This study explored the possibility of increasing the nitrogen removal in an activated sludge process by using external carbon dosing or by modifying the process configuration. Three different process designs were evaluated: step feed design (the current configuration), step feed with post-denitrification and combined pre- and post-denitrification. Additionally, various control strategies for carbon dosing and nitrate recirculation flow were tested: constant, flow based, and PI-control.

The process configurations and control strategies were evaluated based on operating cost and climate impact. The evaluation was conducted using process modelling, an effective method increasingly used in the Swedish wastewater sector. The method can be used to evaluate different process configurations, predict future scenarios and optimize processes, without changing the physical plant.

The result from the study showed that all evaluated configurations can reach the desired effluent concentration of nitrate (4,8 mg NO₃/l). The combined pre- and post-denitrification process was shown to provide the lowest operating cost and climate impact. For this configuration, PI-control of both carbon dosing and nitrate recirculation flow resulted in the lowest methanol consumption.

Keywords: Process modeling, wastewater treatment plant, biological nitrogen removal, activated sludge, external carbon source, methanol, control strategies.

Teknisk-naturvetenskapliga fakulteten

Uppsala universitet, Utgivningsort Uppsala/Visby

REFERAT

Modellbaserad utvärdering av processlösningar och styrstrategier för den biologiska reningen vid Kungsängsverket i Uppsala

Klara Hansson

Rening av avloppsvatten är viktigt för att minska negativ påverkan på miljön och människors hälsa. Flera olika näringsämnen, patogener och föroreningar avskiljs därför i de svenska reningsverken. Kväve är ett av dessa näringsämnen eftersom utsläpp av höga koncentrationer kan leda till övergödning och syrefria bottenar hos recipienten.

Kungsängsverket, Uppsalas största avloppsreningsverk, står inför ökade krav till följd av befolkningstillväxt, EU:s reviderade avloppsdirektiv samt ett nytt tillstånd med skärpta reningskrav. De ökade koncentrationerna av näringsämnen i kombination med skärpta utsläppsvillkor innebär att anläggningen behöver uppgraderas.

I denna studie undersöktes möjligheten att öka avskiljningen av nitrat i en aktivslamläggning genom tillsats av extern kolkälla eller modifiering av processlösningen. Tre olika processlösningar utvärderades: stegbeskickning (den befintliga processlösningen), stegbeskickning med efterdenitrifikation och kombinerad för- och efterdenitrifikation. Olika styrstrategier för dosering av kolkälla och nitratreturflöde undersöktes också: konstant, flödesbaserad och PI-reglerad styrning.

Processlösningarna och styrstrategierna utvärderades med avseende på driftskostnad och klimatpåverkan. Utvärderingen genomfördes genom simulering av processmodeller, en effektiv metod som används alltmer inom VA-branschen. Metoden kan användas för att utvärdera nya tekniker, prediktera framtidsscenario och optimera processer, utan att förändra den fysiska anläggningen.

Resultaten från studien visade att samtliga processlösningar som undersöktes kan uppnå önskad nitratkoncentration i utgående vatten (4,8 mg NO₃/l). Den kombinerade för- och efterdenitrifikationen uppvisade lägst driftskostnad och klimatpåverkan. För denna lösning gav PI-reglering av både metanoldosering och nitratreturflöde den lägsta metanolförbrukningen.

Nyckelord: Processmodellering, avloppsreningsverk, biologisk kväverening, aktivslamprocess, extern kolkälla, metanol, styrstrategier.

Institutionen för informationsteknologi, Uppsala universitet. Box 337, 751 05 UPPSALA

FÖRORD

Detta examensarbete har genomförts i samarbete med Uppsala Vatten och Avfall, och jag vill rikta ett stort tack till alla som på olika sätt har stöttat mig under arbetets gång.

Ett särskilt tack till mina handledare Diana Arvidsson och Johanna Andersson på Uppsala Vatten och Avfall. Diana, tack för ditt engagemang, din stöttning och alla dina insikter som har bidragit till att utveckla arbetet. Johanna, tack för dina noggranna genomläsningar och dina kloka synpunkter som hjälpt mig att lyfta arbetet ytterligare. Ert stöd har varit ovärderligt.

Jag vill även rikta ett varmt tack till min ämnesgranskare Bengt Carlsson vid Uppsala universitet. Ditt stöd, dina uppmuntrande ord och din förmåga att alltid komma med insiktsfulla reflektioner har varit mycket värdefulla och gett mig trygghet under arbetets gång.

Slutligen vill jag tacka hela spillvattenavdelningen på Uppsala Vatten och Avfall för att ni tagit emot mig så väl. Att få vara en del av ert team under den här perioden har varit både lärorikt och väldigt uppskattat.

Klara Hansson

Uppsala, juni 2025

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

I över hundra år har människor arbetat med att rena avloppsvatten. Det har minskat spridningen av sjukdomar och skyddat våra sjöar och hav från övergödning. Övergödning innebär att vattnet får för mycket näring, framför allt kväve och fosfor, vilket kan leda till algbloomning och syrebrist. Därför är det viktigt att reningsverken effektivt tar bort dessa ämnen innan avloppsvattnet släpps ut i naturen.

I takt med att Uppsala växer och fler människor ansluts till det kommunala avloppssystemet ställs högre krav på vattenreningen. Dessutom har EU infört skärpta miljökrav som bland annat innebär skärpta utsläppsvillkor för kväve. För att möta dessa krav uppgraderas stadens största reningsverk, Kungsängsverket.

Avloppsvattnet renas i tre steg; mekaniskt, biologiskt och kemiskt. I den mekaniska reningen passerar vattnet genom galler som fångar upp stora föremål som spolats ned i toaletten, handfatet eller duschen. Det kan vara tamponger, trasor eller annat skräp som fastnar här. I nästa steg, det biologiska steget, är det mikroorganismer som bryter ned näringsämnen, exempelvis kväve. I det sista steget, den kemiska reningen, tillsätts kemikalier som gör att fosfor kan avlägsnas från vattnet. Slammet som bildas i processen används bland annat till att producera biogas. Vattnet är efter dessa steg redo att släppas ut i närmsta vattendrag, som Fyrisån i Uppsala.

På Kungsängsverket finns tre biologiska reningssteg. Två av dem kommer att ersättas av ett helt nytt, medan det tredje, som kallas bio-C, ska effektiviseras och uppgraderas för att kunna avskilja mer kväve. Kvävet i avloppsvattnet finns i olika former, dessa är organiskt kväve, ammonium och nitrat. Vid kväverening sker huvudsakligen två processer; nitrifikation och denitrifikation. Vid nitrifikation omvandlas ammonium till nitrat, och denna process behöver syre. I det andra steget, denitrifikationen, omvandlas nitrat till kvävgas, och för denna process krävs organiskt material. På Kungsängsverket är det organiska materialet som finns i avloppsvattnet inte tillräckligt för att denitrifikationen ska fungera så att de nya kvävekraven uppfylls. Detta innebär att en extern kolkälla, som metanol, måste tillsättas i processen.

Det biologiska reningssteget kan utformas på olika sätt. Några av de vanligaste processlösningarna är fördenitrifikation, efterdenitrifikation och stegbeskickning. I fördenitrifikation leds avloppsvattnet först in i oluftade zoner och sedan in i luftade zoner. Från de luftade zonerna till de oluftade zonerna går en så kallad nitratretur, som recirkulerar det nitrat som bildas i de luftade zonerna. I denna processlösning utnyttjas det organiska materialet i det inkommande avloppsvattnet. I efterdenitrifikation leds avloppsvattnet i stället först in i luftade zoner, för att sedan ledas vidare till de oluftade zonerna. I denna processlösning har det organiska materialet i inkommande vattnet förbrukats i de första luftade zonerna, vilket innebär att organiskt material måste tillsättas för att denitrifikationen ska ske. Det organiska materialet som tillsätts kallas extern kolkälla. I en stegbeskickning leds avloppsvattnet i stället in på flera ställen i processen, med flera alternerande luftade och oluftade zoner. Denna processlösning ger en jämnare fördelning av näringsämnen i processen vilket medför ett jämnare syrebehov.

I denna studie modifierades en modell av bio-C i simuleringsprogrammet SUMO för att jämföra den befintliga processlösningen (stegbeskickning) med två andra processlösningar: stegbeskickning med efterdenitrifikation samt kombinerad för- och efterdenitrifikation. Resultaten visade att alla tre processlösningar kunde nå kraven för kväve, men att de krävde

olika mängder metanol. Den kombinerade för- och efterdenitrifikation hade den lägsta metanolförbrukningen. Processlösningen med stegbeskickning och efterdenitrifikation visade ge förhöjda koncentrationer av organiskt material i det utgående vattnet, vilket tyder på att den doserade metanolen i denna processlösning inte utnyttjas effektivt. Eftersom det finns krav även för organiskt material bör dessa koncentrationer hållas så låga som möjligt.

Det finns olika sätt att styra hur mycket metanol som ska tillsättas och hur stort nitratreturflödet ska vara. I denna studie utvärderades tre olika styrstrategier för metanoldoseringen och två för nitratreturen. För båda testades flödesbaserad styrning och styrning mot nitratkoncentration med en PI-regulator, och för metanoldoseringen testades även konstant dosering. PI-reglering av både metanoldoseringen och nitratreturen visade ge den lägsta metanolförbrukningen, vilket ledde till att denna styrstrategi också gav lägst klimatpåverkan och driftkostnad.

Dessutom identifierades några förbättringsåtgärder för den befintliga anläggningen, till exempel effektivare luftning och anpassning av volymer som luftas sommartid. Dessa åtgärder kan minska metanolförbrukningen för den befintliga anläggningen, utan att hela anläggningen måste byggas om.

ORDLISTA

Bio-C	Biologiskt reningssteg på C-blocket på Kungsängsverket i Uppsala
Slamålder	Mängden slam som finns i bassängerna dividerat med mängden slam som tas ut ur systemet
Aerob slamålder	Mängden slam som finns i de luftade zonerna dividerat med mängden slam som tas ut ur systemet per tidsenhet
COD	Kemisk syreförbrukning (eng. chemical oxygen demand), mått på förekomsten av organiskt material i vatten
BOD	Biokemisk syreförbrukning (eng. biochemical oxygen demand), ett ungefärligt mått både på förekomst av organiska föroreningar och på närvaro av bakterier. BOD_5 mäts under fem dygn och BOD_7 mäts under sju dygn. Omvandlingsfaktor: $BOD_7 \approx BOD_5 \cdot 1,17$
Hydrolys	Kemisk reaktion där bindningar spjälkas genom reaktion med vatten
Ammonifiering	Kemisk process där aminogrupeer omvandlas till ammonium
AOB	Ammoniumoxiderande bakterie (eng. ammonia oxidizing bacteria)
NOB	Nitritoxiderande bakterier (eng. nitrite oxidizing bacteria)
C/N-kvot	Förhållandet mellan kol och kväve

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	INLEDNING	1
1.1	SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR	3
1.2	AVGRÄNSNINGAR.....	3
2	TEORETISK BAKGRUND.....	5
2.1	KUNGSÄNGSVERKET.....	5
2.1.1	Bio-C	7
2.2	BIOLOGISK RENING MED AKTIVT SLAM.....	8
2.2.1	Kväve i avloppsvatten	9
2.2.2	Nitrifikation	9
2.2.3	Denitrifikation	10
2.2.4	Tillsats av extern kolkälla.....	11
2.2.5	Utformning av aktivslamprocesser.....	12
2.3	STYRSTRATEGIER.....	13
2.3.1	Nitratretur	15
2.3.2	Extern kolkälla	15
2.4	MODELLER FÖR AKTIVSLAMPROCESSEN	16
2.4.1	Kinetiska och stökiometriska samband	16
2.4.2	SUMO	19
2.4.3	Kalibrering och validering av modell.....	19
2.5	DRIFTKOSTNAD	20
2.6	KLIMATPÅVERKAN	21
3	METOD.....	22
3.1	PROCESSLÖSNINGAR.....	22
3.2	SIMULERINGSINSTÄLLNINGAR.....	23
3.3	STYRSTRATEGIER.....	25
3.3.1	Trimning av PI-regulatorns parametrar	25
3.4	DRIFTKOSTNAD	26
3.5	KLIMATPÅVERKAN	26
4	RESULTAT.....	27
4.1	JÄMFÖRELSE AV PROCESSLÖSNINGAR	27
4.1.1	Driftkostnad.....	30
4.1.2	Klimatpåverkan	30
4.2	FÖRDJUPAD STUDIE AV PROCESSLÖSNING 3	31
4.2.1	Flödesproportionell nitratretur	31

4.2.2	Flödesproportionell metanoldosering.....	32
4.2.3	Trimning av PI-regulator för metanoldosering.....	32
4.2.4	Trimning av PI-regulator för nitratretur	33
4.2.5	Utvärdering av styrstrategier	33
5	DISKUSSION	37
5.1	RENINGSRESULTAT	37
5.2	DRIFTKOSTNAD OCH KLIMATPÅVERKAN	38
5.3	STYRSTRATEGIER FÖR PROCESSLÖSNING 3	39
5.4	PRAKTISK TILLÄMPNING	39
6	SLUTSATSER.....	41
	REFERENSER.....	42
	Muntlig kommunikation.....	45
	BILAGOR	46

1 INLEDNING

Avloppsvatten innehåller en mängd olika näringsämnen, föroreningar och patogener som kan påverka både människors hälsa och miljön negativt om det släpps ut orenat. För att minska dessa risker renas avloppsvattnet innan det når våra sjöar och hav (Volcke et al. 2023).

Övergödning och syrefria bottenar är ett fortsatt stort problem i svenska vatten och Östersjön, trots omfattande rening (Havsmiljöinstitutet u.å). Kväve och fosfor är de näringsämnen som bidrar mest till övergödning, vilket är anledningen till att dessa avskiljs från avloppsvattnet (Volcke et al. 2023).

Den ökade medvetenheten om vattenmiljön och påverkan på människor och djurs hälsa har lett till strängare reningskrav. EU:s nya avloppsdirektiv ställer högre krav på bland annat kväverening, energieffektivitet och minskade utsläpp av växthusgaser (Europeiska unionens råd 2024). Dessa krav ska implementeras i svensk lagstiftning (Naturvårdsverket 2024), vilket ökar kraven på kommunala reningsverk att förbättra sin prestanda.

Reningsverken påverkas inte enbart av miljökrav utan också av samhällsutvecklingen. I Uppsala kommun förutspås folkmängden nå 318 000 personer år 2050, vilket innebär en ökning med 72 600 personer sedan 2023 (Uppsala kommun 2024). En växande befolkning innebär en större mängd avloppsvatten som ska renas, vilket leder till att belastningen på reningsverken ökar. För att möta både den ökade belastningen och strängare reningskrav byggs Uppsalas största reningsverk, Kungsängsverket, ut (Uppsala Vatten och Avfall 2024b).

Rening av avloppsvattnet sker i tre steg på Kungsängsverket; mekaniskt, biologiskt och kemiskt (Uppsala Vatten och Avfall 2024a). Det biologiska reningssteget står för den största avskiljningen av kväve och vid Kungsängsverket finns tre separata biologiska reningsprocesser: A-, B- och C-blocket. A- och B-blocket kommer i framtiden att ersättas med ett helt nytt reningssteg medan C-blocket (bio-C) ska modifieras för att öka kapaciteten (Uppsala Vatten och Avfall 2024b). För att uppfylla de skärpta reningskraven måste kväveavskiljningen på bio-C förbättras. En stor del av det utgående kvävet utgörs av nitrat och fullskaletester har visat att tillsats av extern kolkälla kan öka avskiljningsgraden och minska mängden nitrat som når recipienten (Uppsala Vatten och Avfall 2023b). Det inkommande vattnet till bio-C innehåller organiskt material som hittills varit tillräckligt för att nå dagens kvävekrav, men för att möta framtida ökade belastningar och strängare krav kan tillsats av en extern kolkälla bli nödvändig (Uppsala Vatten och Avfall 2023a). Samtidigt innebär användning av extern kolkälla både ökade driftkostnader och klimatpåverkan eftersom de ofta är av fossilt ursprung (Åmand et al. 2016). Därför är det viktigt att optimera doseringen och styrningen av processen.

En metod som blir allt vanligare inom VA-branschen är processmodellering och simuleringsstudier av modellerna. Det innebär att modeller av hela eller delar av reningsverkens processer tas fram. Det är en tids- och kostnadseffektiv metod som möjliggör prediktion av reningseffektivitet, kostnader och klimatpåverkan innan förändringar genomförs i verkligheten (Van Loosdrecht et al. 2023). Alternativet till processmodellering är ofta omfattande fullskaleförsök som kan störa den verkliga driften, innebära höga kostnader, risker och vara tidskrävande. Processmodellering är en relativt ny tillämpning i svenska reningsverk, men som används alltmer eftersom den möjliggör en mer flexibel processutveckling än tidigare (Wärff et al. 2020).

Detta examensarbete undersöker genom simulering av processmodeller hur kvävereningen på bio-C kan förbättras genom alternativa processlösningar och styrstrategier. Genom att identifiera en hållbar och effektiv lösning i ett tidigt skede kan detta arbete bidra till ett reningsverk som klarar av framtidens krav, både tekniskt, ekonomiskt och miljömässigt.

1.1 SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR

Syftet med studien är att identifiera en optimal processlösning och styrstrategi för dosering av extern kolkälla i ett av de biologiska reningsstegen på Kungsängsverket. Processlösningarna och styrstrategierna utvärderas med avseende på kväveavskiljningsgrad, driftkostnad och klimatpåverkan.

För att uppfylla syftet ska följande frågeställningar besvaras:

- Vilken processlösning av bio-C ger lägst driftkostnad och klimatpåverkan vid dosering av extern kolkälla för att uppnå önskade utgående nitratkoncentrationer?
- Kan den befintliga processlösningen av bio-C opereras annorlunda än idag för att öka kväveavskiljningen?
- Vilken driftstrategi för dosering av extern kolkälla och eventuell nitratretur är att föredra med avseende på driftkostnad och klimatpåverkan?

1.2 AVGRÄNSNINGAR

Modellerna i denna studie baseras på den biologiska reningen på bio-C men inkluderar för- och mellansedimenteringen. Kväverening antas enbart ske i denna del av processen, därför likställs kvävekoncentrationen i utflödet från mellansedimenteringen med kvävekoncentrationen i det utgående vattnet från reningsverket.

Studien syftar till att undersöka möjligheten att förbättra kvävereningen genom tillsats av extern kolkälla, med särskilt fokus på att minska nitratkoncentrationen. Vid utvärdering av reningsresultatet tas inte hänsyn till andra föroreningar, dock kontrolleras koncentrationen av organiskt material (BOD) i det utgående vattnet för att inte riskera förhöjda utsläpp till följd av dosering av extern kolkälla.

Två alternativa processlösningar av bio-C studeras i denna studie, andra möjliga processlösningar beaktas inte. Valet av dessa lösningar gjordes i samråd med Uppsala Vatten och Avfall, med fokus på de lokala förutsättningarna för att minimera behovet av ombyggnationer.

Modellerna utvärderas med avseende på kväveavskiljningsgrad, driftkostnader och klimatpåverkan. Dessa parametrar bedöms vara mest relevanta för studiens syfte. Klimatpåverkan inkluderar utsläpp kopplade till användning av extern kolkälla och ökad elförbrukning i de modifierade bio-C processerna. Emissioner av lustgas inkluderas inte i klimatpåverkansberäkningarna. Idag saknas tillräcklig kunskap för att kvantifiera lustgasutsläppen från Kungsängsverket, vilket gör det svårt att bedöma skillnaden i lustgasutsläpp mellan de olika processlösningarna som utvärderas. Andra aspekter, som ombyggnationskostnader och påverkan på andra föroreningar, omfattas inte heller i denna utvärdering.

Simuleringarna baseras på den nuvarande belastningen till bio-C. En framtida ökad belastning till reningsverket beaktas inte, då ett nytt biologiskt reningssteg planeras för att hantera denna.

För att spegla säsongsvariationer simuleras två förhållanden; sommar och vinter. Skillnaden mellan dessa är temperatur, vilket framför allt påverkar tillväxthastigheten för ammoniumoxiderande bakterier, övriga indata hålls konstanta. Det bör understrykas att dessa simuleringar inte återspeglar hela den naturliga säsongsvariationen, som temperaturvariationer

till följd av snösmältning eller kraftig nederbörd, då endast torrvädersflöde simuleras. De två simuleringarna pågår under 30 dagar med upprepad dygnsbelastning.

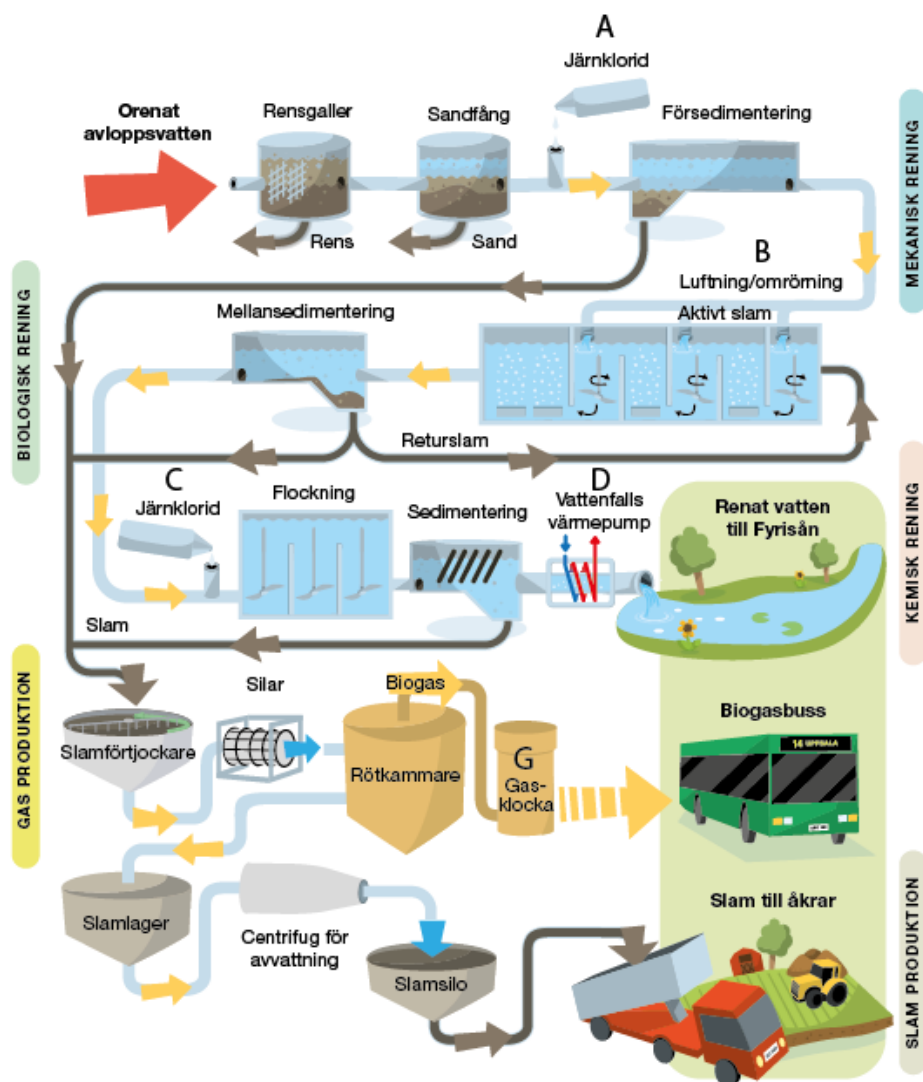
Metanol används som extern kolkälla i samtliga simuleringar. Valet grundas på att det är en välbeprövad kolkälla inom avloppsvattenrening som används av många reningsverk i Sverige (Nicolic' & Sundin 2006). Metanol är dessutom en av tre externa kolkällor som finns inbyggda i simuleringsprogrammet SUMO som används i detta arbete (Dynamita u.å.c). Andra kolkällor, som kan skilja sig både i egenskaper och miljöpåverkan, beaktas inte i detta arbete.

2 TEORETISK BAKGRUND

2.1 KUNGSÄNGSVERKET

Kungsängsverket är ett avloppsreningsverk som renar vatten från Uppsala stad samt ett antal kransorter utanför Uppsala (Uppsala Vatten och Avfall 2024a). Reningsverket är beläget sydost om Uppsala stad, längsmed Fyrisån (Uppsala Vatten och Avfall 2024a). Verket har idag tillstånd att hantera avloppsvattnet för 200 000 personekvivalenter (pe) (Uppsala Vatten och Avfall 2024a), ett nytt tillstånd har dock erhållits men inte tagits i anspråk ännu som ger verket tillstånd att hantera vatten från 330 000 pe (Nacka tingsrätt 2025). Reningsprocessen omfattar mekanisk, biologisk och kemisk rening, en översiktsbild av reningsstegen visas i Figur 1 (Uppsala Vatten och Avfall 2024a). Reningsverket är utformat för att avskilja synliga föroreningar, syreförbrukande ämnen, fosfor och kväve (Uppsala Vatten och Avfall 2024a).

Den mekaniska reningen avskiljer större föroreningar och partiklar i galler, sandfång och försedimentering (Uppsala Vatten och Avfall 2024a). I försedimentering fälls även fosfor ut genom tillsats av järnklorid. Den biologiska reningen är uppdelad i tre block, A-, B- och C-blocket, och i dessa avskiljs kväve och syreförbrukande ämnen. I det sista steget tillsätts järnklorid igen för att fälla ut resterande fosfor och flockar från det biologiska reningssteget i sedimenteringsbassänger. Det renade vattnet har utlopp i Fyrisån, och innan det släpps ut utvinns värme genom Vattenfalls värmepumpsanläggning. Fyrisån mynnar ut i Ekoln som är en del av Mälaren. Slammet som bildas i processen rötas för energiutvinning av biogas, och rötslammet används som biogödsel på åkermark (Uppsala Vatten och Avfall 2024a).



Figur 1. Schematisk bild över reningsstegen på Kungsängsverket i Uppsala (Uppsala Vatten och Avfall 2023:4).

Kungsängsverket har tillstånd enligt miljöskyddslagen att släppa ut renat avloppsvatten till Fyrisån (Uppsala Vatten och Avfall 2024a). Kraven för kväverening regleras i föreskriften NFS 2016:6, vilket innebär att kväveavskiljningen måste minst vara 70 % i reningsverket och i recipienten fram till Östersjön, alternativt att utsläppsvärdena från reningsverket inte överstiger 10 mg tot-N/l som årsmedelvärde (Uppsala Vatten och Avfall 2024a). Det kommande tillståndet har ett krav för BOD₇ på 8 mg O₂/l, vilket motsvarar en BOD₅-koncentration på 6,8 mg O₂/l.

Uppsala Vatten och Avfall ansökte om nytt miljötillstånd år 2020 för att ansluta fler personer till Kungsängsverket eftersom Uppsala växer (Arvidsson 2025, muntlig kommunikation). I februari 2025 meddelades det nya tillståndet som innebär att antal anslutna personer får ökas till 330 000 pe med krav på att anläggningen byggs om enligt det som står angivet i ansökan (Nacka tingsrätt 2025). Det nya tillståndet har strängare utsläppskrav, se Tabell 1.

Det nya avloppsdirektivet kommer dessutom troligen innebära ännu strängare kvävekrav på 8 mg tot-N/l (Andersson 2025, muntlig kommunikation). Uppsala Vatten och Avfall har som produktionsmål att verket ska nå en avskiljning på 80 % av villkoren, vilket blir 6,4 mg tot-

N/l för totalkväve, 1,6 mg NH₄/l för ammonium och 5,5 mg O₂/l för BOD₅ (6,4 mg O₂/l för BOD₇) (Ramboll 2023). Detta innebär att utgående nitratkoncentration inte får överstiga 4,8 mg NO₃/l.

Tabell 1. Årsmedelkoncentrationer för 2023 avseende hela reningsverket (Miljörapport 2023).

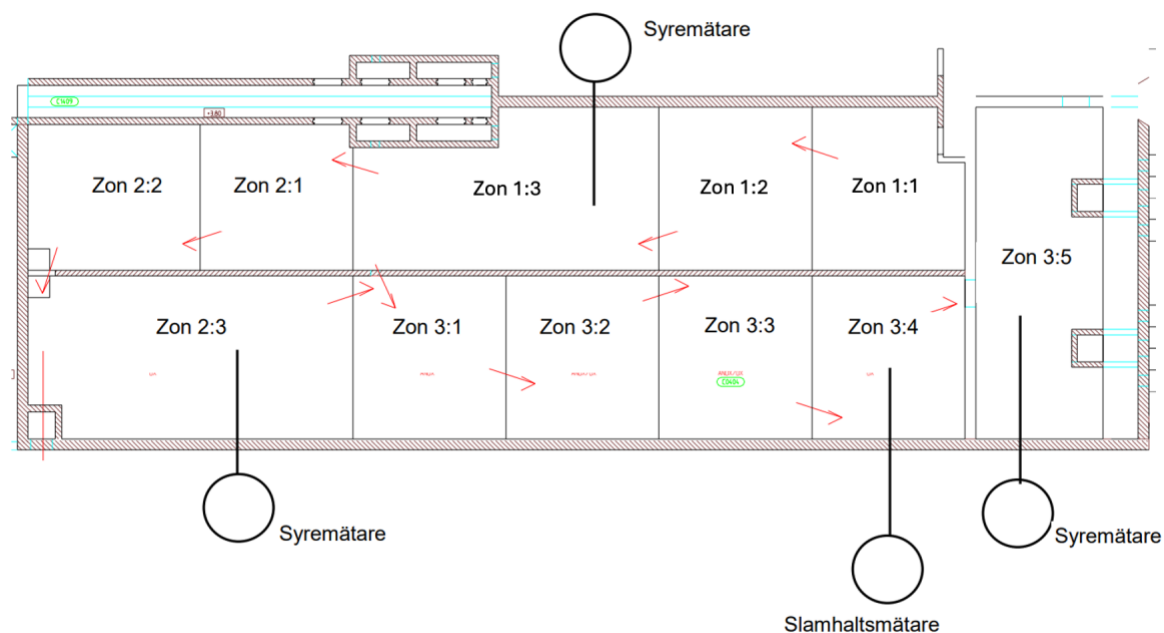
	Inkommande [mg/l]	Utgående [mg/l]	Reningseffektivitet [%]	Gällande tillstånd och utsläppsvillkor	Kommande tillstånd
Anslutna personer	-	-	-	200 000 pe	330 000 pe
BOD ₇	210	<3	98	10 mg/l	8 mg/l
NH ₄ -N	-	1,7	-	-	2 mg/l som månadsmedel apr-okt ¹
Tot-N	48	9,4	80	10 mg/l alt. 70 %	11 mg/l ²

¹Får överskridas två gånger under perioden

²Börjar gälla efter 12 månaders drift av det nya biologiska reningssteget

2.1.1 Bio-C

Bioblock C togs i drift i slutet på 90-talet och är en av de tre biologiska reningsstegen som finns på Kungsängsverket (Uppsala kommun 2001). Blocket består av fem identiska linjer med 11 zoner vardera. I Figur 2 visas en av linjerna. Varje linje har tre stegbeskickningar, vilket innebär att det inkommande vattnet till varje linje fördelas på tre ställen i linjen, i zon 1:2, 2:1 och 3:1. Den första zonen fungerar som en omblandningszon och är utrustad med omrörare, resterande zoner är utrustade med luftningssystem vilket möjliggör att antalet luftade zoner kan varieras beroende på behovet (Uppsala kommun 2001). I zon 3:2 och 3:3 i alla linjer är det förberett för att kunna dosera extern kolkälla, dock är denna utrustning gammal och kan i dagsläget inte användas för brandfarliga ämnen som metanol (Uppsala Vatten och Avfall 2023b).



Figur 2. Schematisk skiss ovanifrån av en av de fem identiska linjerna på bio-C. Inloppen finns i zon 1:2, 2:1 och 3:1 (Uppsala Kommun 2001:106).

Dagens kvävebelastning till bio-C är högre än vad den är dimensionerat för.

Dimensioneringen baserades på en belastning på 31 mg tot-N/l, den faktiska belastningen är i dagsläget 45–50 mg tot-N/l (Uppsala Vatten och Avfall 2023b). Anledningen till detta är att fler personer ansluts till ledningsnätet samtidigt som vattenanvändningen minskar, vilket leder till att näringsämnena koncentreras. Rejektvatten från rötrestavvattningen leds dessutom till bio-C, och detta vatten är väldigt koncentrerat och står för ungefär 19 % av den totala kvävebelastningen för processen (Uppsala Vatten och Avfall 2023b). En separat rejektvattenrening planeras att byggas i framtiden, vilket kommer att minska belastningen till bio-C (Uppsala Vatten och Avfall 2024b). Hur stor den framtida förväntade belastningen till bio-C kommer vara är inte klarlagt än, då det pågår en förstudie för undersökning av detta (Andersson 2025, muntlig kommunikation).

2.2 BIOLOGISK RENING MED AKTIVT SLAM

Den vanligaste metoden för att rena avloppsvatten från organiskt material och kväve är biologisk rening med aktivt slam (Svenskt Vatten 2021). I denna reningsmetod används mikroorganismer för att genom hydrolys och oxidation bryta ned organiskt material, samt avskilja fosfor och kväve. Aktivslamprocesser kan utformas på olika sätt, men gemensamt är att de innehåller minst en luftad zon där oxidation av organiskt material sker. Omrörning i bassängerna, via luftning eller mekaniska omrörare, är nödvändigt för att säkerställa kontakt mellan mikroorganismerna och det organiska materialet (Svenskt Vatten 2021).

För att även kunna avskilja kväve krävs det att processen innehåller både luftade och oluftade zoner (Svenskt Vatten 2021). Detta möjliggör att nitrifikation och denitrifikation kan ske, som tillsammans möjliggör kväveavskiljning genom att omvandla ammonium och nitrat till kvävgas som avgår till luften. Efter att vattnet passerat aktivslambassängerna separeras vattnet från mikroorganismerna och partiklarna (det så kallade slammet) genom sedimentering (Svenskt Vatten 2021).

En del av slammet tas ut från processen, denna del kallas överskottsslam, medan resterande återförs till processen som returslam för att upprätthålla en tillräcklig mängd biomassa i systemet (Svenskt Vatten 2021). Returslamflödet motsvarar vanligtvis 50 – 100 % av det högsta inkommande flödet och kan styras manuellt eller automatiskt. Hur mycket överskottsslam som tas ut påverkar slamåldern, det vill säga den genomsnittliga tiden som mikroorganismerna finns i systemet (Svenskt Vatten 2021). För att säkerställa nitrifikation krävs en slamålder som överstiger den kritiska slamåldern, den punkt där tillväxten hos nitrifierarna är lika med uttaget via överskottsslam (Hallin et al. 2003). En slamålder lägre än den kritiska leder till att de nitrifierande bakterierna spolats ut ur processen. En för hög slamålder kan dock försämra slamegenskaperna (Hallin et al. 2003).

2.2.1 Kväve i avloppsvatten

Kvävet i avloppsvattnet förekommer främst i form av ammonium (60–70 %) samt organiskt kväve (Tchobanoglous et al. 2014). Det organiska kvävet kan delas upp i lösligt och partikulärt, samt i nedbrytbart och icke-nedbrytbart (Volcke et al 2023). Eftersom ammonium är lösligt finns största andelen av kvävet i lösform (Volcke et al 2023).

Det organiska materialet i det inkommande vattnet är däremot till stor del partikulärt. Det innebär att en stor andel av detta avskiljs redan i försedimenteringen, medan kvävet i hög grad går vidare till aktivslamprocessen (Volcke et al 2023). Där omvandlas organiskt kväve till ammonium genom ammonifiering, och ammonium omvandlas till kvävgas genom nitrifikation och denitrifikation. En stor del av det kväve som är svårnedbrytbart sedimenterar och avskiljs genom uttag av överskottsslam (Tchobanoglous et al. 2014).

2.2.2 Nitrifikation

Nitrifikation är det första steget i den biologiska kvävereningen och innebär att ammonium (NH_4^+) oxideras till nitrit (NO_2^-), som i sin tur oxideras till nitrat (NO_3^-), vatten (H_2O) och vätejoner (H^+) bildas (Ekama et al. 2023). Den fullständiga reaktionsformeln är:



Vid kombination av (1) och (2) fås den totala reaktionsformeln:



Reaktionen utförs av autotrofa mikroorganismer som oxiderar oorganiska föreningar för att utvinna energi (Ekama et al. 2023). De vanligaste organismerna som utför denna process är ammoniumoxiderande bakterier (AOB) och nitritoxiderande bakterier (NOB) (Ekama et al. 2023), men det finns även fler organismer som kan utföra processen. Ammoniumoxiderande arkéer (AOA) och en annan organism som själv kan genomföra båda stegen i nitrifikationen, som kallas complete ammoniaoxidizers (CMX), är exempel på detta (Ding et al. 2024). Eftersom oxidation av oorganiskt material genererar mindre energi än organisk oxidation har dessa mikroorganismer en låg tillväxthastighet jämfört heterotrofer (Ekama et al. 2023; Svenskt Vatten 2021). Det mest kritiska för tillväxthastigheten är tillgång till syre och ammonium, samt gynnsamma förhållanden gällande pH och temperatur (Svenskt Vatten 2021). Denna process är alltså aerob, och fungerar optimalt vid ett pH på 7,5 – 8,5 och vid höga temperaturer (Svenskt Vatten 2021). Under vinterhalvåret kan lägre temperaturer bromsa tillväxten, vilket kräver en högre slamålder (Bengtsson et al. 2019).

För att de nitrifierande mikroorganismerna ska finnas kvar i processen trots sin låga tillväxthastighet måste slamåldern vara tillräckligt hög. En för låg slamålder leder till att de sköljs ut, medan en hög slamålder kan ge sämre slamegenskaper, öka luftningsbehovet (Svenskt Vatten 2021) och göra att kapaciteten för sedimenteringsbassängen överskrids (Arvidsson 2025, muntlig kommunikation).

Den aeroba slamåldern, θ_s , som är relevant för nitrifikationen, kan beräknas med följande formel (Svenskt Vatten 2021):

$$\theta_s = \frac{V \cdot SS_m}{Q_o \cdot SS_o + Q_u \cdot SS_u} \quad (4)$$

där:

V: volym av luftade bassänger [m^3]

SS_m : medelslamkoncentration i luftade bassänger [kg/m^3]

Q_o : överskottsslamflöde [m^3/dag]

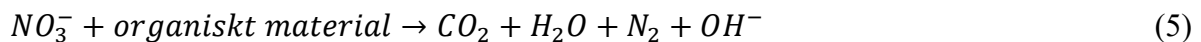
SS_o : medelslamkoncentration i överskottsslam [kg/m^3]

Q_u : flöde ut från sedimenteringen [m^3/dag]

SS_u : medelslamkoncentration i flöde ut från sedimenteringen [kg/m^3]

2.2.3 Denitrifikation

Denitrifikation är nästa steg i kväveavskiljningsprocessen och innebär att nitrat reduceras till kvävgas som avgår till atmosfären, den generella reaktionsformeln ges av (Tchobanoglous et al. 2014)



Reaktionen sker egentligen i flera steg, och produkterna i varje steg är följande (Ghafari et al. 2007):



Omvandlingen av nitrat till nitrit är den långsammaste, vilket gör att nitrit ofta förekommer i mycket låga koncentrationer (Timmermans & van Haute 1983).

Processen utförs av heterotrofa mikroorganismerna som oxiderar organiskt material för att utvinna energi (Svenskt Vatten 2021). Många av dessa kan både använda syre och nitrat som elektronacceptor, men eftersom syre ger mer energi kommer det att användas i första hand om det finns tillgängligt. Därför måste miljön vara anoxisk, det vill säga utan fritt syre, för att denitrifikation ska ske (Svenskt Vatten 2021).

Det organiska materialet som behövs för denitrifikation kan komma från inkommande avloppsvatten eller från en extern kolkälla, till exempel metanol (Svenskt Vatten 2021). Även denna process påverkas av temperaturen, där högre temperaturer ger en snabbare process (Svenskt Vatten 2021).

2.2.4 Tillsats av extern kolkälla

Behovet av extern kolkälla beror av flera faktorer, som mängden nitrat som ska reduceras och processens utformning (Tchobanoglous et al. 2014). Kolkällans egenskaper påverkar denitrifikationshastigheten. Desto mer lättnedbrytbart det organiska materialet är, desto snabbare går processen (Svenskt Vatten 2021). C/N-kvoten är ett mått som visar förhållandet mellan organiskt material (kol) och kväve. En låg C/N-kvot i avloppsvattnet kan leda till ofullständig denitrifikation, vilket kan innebära att intermediära produkter skapas, till exempel lustgas (N_2O), som är en växthusgas med stor klimatpåverkan (Itokawa et al. 1996). För att denitrifikationen ska ske effektivt bör C/N-kvoten i avloppsvattnet vara 3 – 3,5 kg BOD/kg N eller 4–5 kg COD/kg N (la Cour Jansen et al. 2021). För att beräkna hur stor mängd extern kolkälla som måste tillsättas brukar BOD/N kvoten att användas (Nicolic' & Sundin 2006). Svårigheter med detta är att kvoten inte visar hur lättnedbrytbart kolet är, vilket är en viktig faktor i denitrifikationsprocessen (Carlsson et al. 2019).

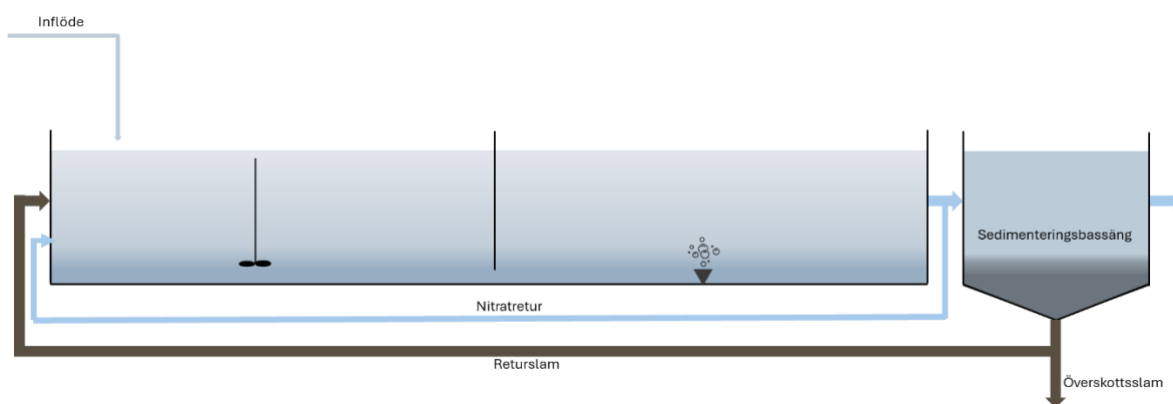
En av de vanligaste produkterna som används som extern kolkälla är metanol, eftersom det är lättillgängligt för mikroorganismerna och har ett högt innehåll av organiskt material (COD) (Fu et al. 2022). Metanol har ett COD-innehåll på 1,5 g COD/g metanol, och för att reducera 1 g nitrat till kvävgas krävs enligt teorin 2,86 g COD/g nitrat, men upp till cirka 4 g COD/g nitrat om cellsyntes tas i beaktning (Nicolic' & Sundin 2006). Denitrifikationshastigheten vid användning av metanol är 25 % högre än vid användning av det interna kolet i avloppsvattnet (Timmermans & van Haute 1983). Metanol är brandfarligt och kräver därför vissa säkerhetsåtgärder, det är dessutom oftast av fossilt ursprung vilket innebär en klimatpåverkan (Fu et al. 2022). Metanol har även en lång tillväxningsperiod och vid övergång från metanol till en annan kolkälla kan det ta tid innan mikrofloran anpassar sig, eftersom vissa arter gynnas av metanol och konkurrerar ut de andra (Timmermans & van Haute 1983).

På Kungsängsverket har flera projekt genomförts där tillsats av extern kolkälla undersökts. Ett av projekten var ett examensarbete där olika kolkällor jämfördes i labbskala. Det har även gjorts två fullskaletester av kolkällan Brenntaplust VP1 i en av linjerna på bio-C, där olika doser testades. Slutligen har tillsats av kolkälla undersökts genom modellering. Inga fullskaleförsök med metanol har tidigare gjorts, men doseringsbehovet har uppskattats till 153 $\text{m}^3/\text{år}$ för att uppnå en utgående nitratkoncentration på 4,8 mg NO_3/l , baserat på ett årsmedelflöde på 24 200 m^3/dygn i den befintliga processlösningen (Tejde 2022). Fullskaleförsök har däremot genomförts med Brenntaplust VP1 (Uppsala Vatten och Avfall 2023a; Uppsala Vatten och Avfall 2023b) och från labbtester uppskattades doseringsbehovet till 188 $\text{m}^3/\text{år}$ (Tejde 2022). Under försöken testades tre olika doser i en av fem linjer: 4,5 l/h, 7,5 l/h och 13,5 l/h, som valdes utifrån tidigare examensarbete (Tejde 2022) respektive modellering av doseringsbehovet (Marsilius 2024). Enligt modellering av doseringsbehovet skulle doserna på 7,5 l/h och 13,5 l/h ge en utgående total kvävekoncentration på 8 mg N/l (4,8 mg NO_3/l) respektive 6,4 mg N/l (4,3 mg NO_3/l) (Marsilius 2024). Testerna visade att denitrifikationen förbättrades vid tillsats av Brenntaplust VP, och att doseringsbehovet från modellering stämde väl överens med resultaten (Uppsala Vatten och Avfall 2023a), men att det ursprungliga doseringsbehovet från labbtester underskattats (Uppsala Vatten och Avfall 2023b).

2.2.5 Utformning av aktivslamprocesser

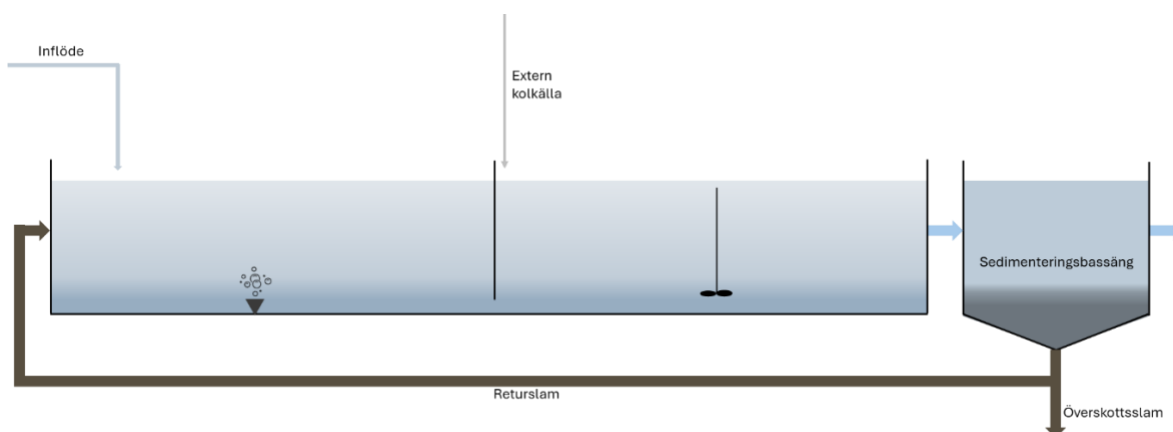
Aktivslamprocesser kan utformas på olika sätt beroende på förutsättningar och önskad grad av kväveavskiljning. Tre vanliga processlösningar är fördenitrifikation, efterdenitrifikation och stegbeskickning (Svenskt Vatten 2021).

Fördenitrifikation innebär att de första zonerna är oluftade, vilket skapar förutsättningar för denitrifikation genom att det inkommande organiska materialet kan nyttjas som kolkälla. Därefter följer luftade zoner där nitrifikation sker (Svenskt Vatten 2021). Eftersom nitrat bildas i de sista zonerna måste detta recirkuleras till de oluftade zonerna via en så kallad nitratretur för att kunna avgå som kvävgas, se Figur 3. För att undvika att syre i nitratreturflödet hämmar denitrifikationen leds nitratreturen ofta till en oluftad zon, en så kallad deox-zon, där resterande syre kan förbrukas innan vattnet i returflödet möter det inkommande vattnet. Detta minskar risken att syre oxideras i stället för nitrat vilket är avgörande för en effektiv denitrifikation (Svenskt Vatten 2021).



Figur 3. Processlösning med fördenitrifikation. Figur inspirerad av Svenskt Vatten (2021:121).

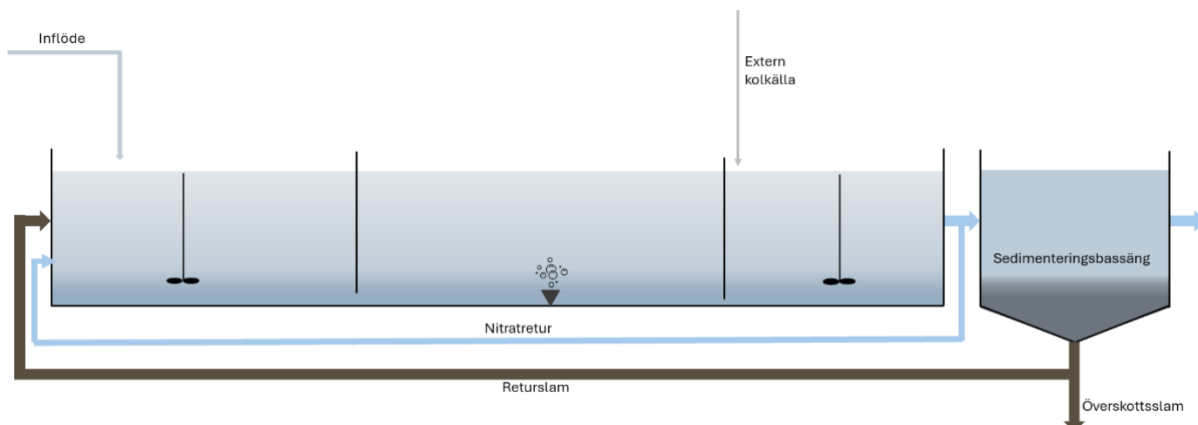
I en efterdenitrifikation är de första zonerna luftade, följt av oluftade zoner (Svenskt Vatten 2021), se Figur 4. I denna processlösning förbrukas det organiska materialet i det inkommande vattnet i de första zonerna och för att möjliggöra denitrifikation måste en extern kolkälla tillsättas (Svenskt Vatten 2021). I denna processlösning behövs ingen nitratretur.



Figur 4. Processlösning med efterdenitrifikation. Figur inspirerad av Svenskt Vatten (2021:120).

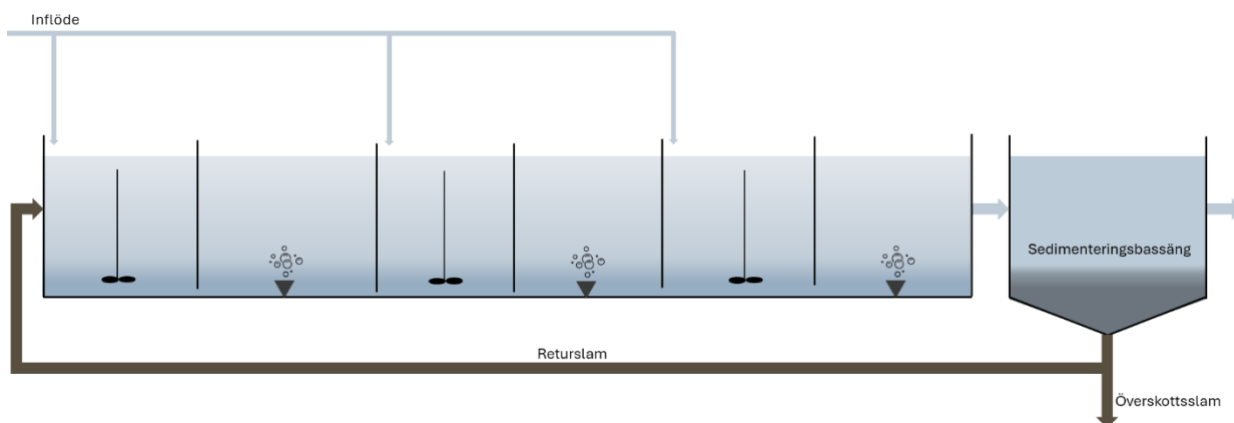
Det är även möjligt att kombinera fördenitrifikation och efterdenitrifikation om kväveavskiljningsgraden ska vara hög (Svenskt Vatten 2021). I en sådan processlösning nyttjas det organiska materialet i det inkommande vattnet i denitrifikationsprocessen, vilket minskar behovet av luftning, samtidigt som ytterligare oxidering av nitrat är möjligt i den sista

zonen (Svenskt Vatten 2021). Både nitratretur och extern kolkälla är nödvändig i denna processlösning, se Figur 5.



Figur 5. Processlösning med kombinerad för- och efterdenitrifikation.

Stegbeskickning (kaskadkväverening) är en annan slags processlösning där det inkommande vattnet fördelas på ett flertal zoner (Svenskt Vatten 2021), se Figur 6. Detta jämnar ut belastningen av näringsämnen över zonerna, vilket minskar risken för att luftningssystemet inte räcker till i början av processen (Svenskt Vatten 2021). I denna processlösning nyttjas även det organiska materialet i det inkommande vattnet för denitrifikation och tillräcklig kväverening uppnås ofta utan extern kolkälla eller nitratretur.



Figur 6. Processlösning med stegbeskickning. Figur inspirerad av Tchobanoglous et al. (2014:840).

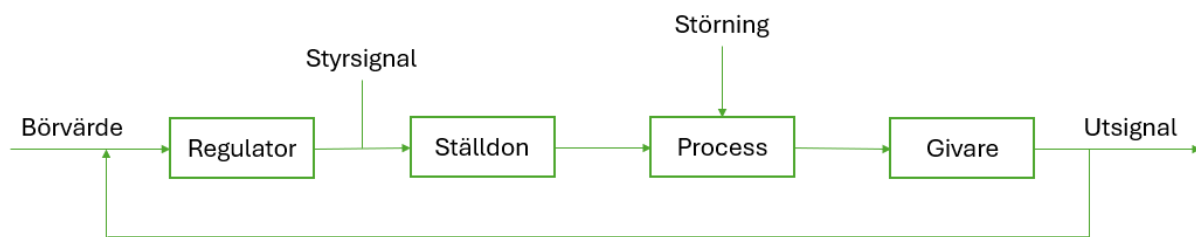
2.3 STYRSTRATEGIER

Syftet med aktivslamprocesser är att avskilja näringsämnen från avloppsvattnet och uppnå önskad reningsgrad eller koncentration. Med hjälp av reglerteknik kan processen styras för att nå detta mål. Det kan till exempel handla om att styra doseringen av kolkälla för att uppnå en viss nitratkoncentration ut från efterdenitrifikationen, eller att reglera mängden vatten som pumpas i nitratreturen för att styra nitratkoncentrationen ut från fördenitrifikationen. Det finns olika sätt att styra dessa, vanliga metoder i ett avloppsreningsverk är framkoppling eller återkoppling (Carlsson et al. 2019).

Med öppen styrning, som till exempel framkoppling, mäts inte det som ska styras, exempelvis nitratkoncentrationen. I stället doseras kolkällan exempelvis proportionellt mot inflödet eller tidsstyrt, där en viss mängd doseras på natten och en annan under dagen (Carlsson et al. 2019). Denna typ av styrning är teknisk enkel men problemet är att det som ska styras inte

alltid håller ett önskat värde samtidigt som det finns en risk för över- och underdosering och onödig pumpning som innebär både kostnader och klimatpåverkan för elkonsumtion (Carlsson et al. 2019).

Med återkoppling ställer operatören in önskat värde för det som ska styras (börvärde) som till exempel nitratkoncentrationen. En givare mäter den faktiska nitratkoncentrationen (utsignalen), och regulatören beräknar därefter styrsignalen som gör att utsignalen hålls nära börvärdet (Carlsson et al. 2019), se Figur 7. Det finns flera olika regulatorer som använder olika sätt att beräkna den styrsignal som skickas till ventilen, den vanligaste är PID-regulatorn (Carlsson et al. 2019).



Figur 7. Processkiss för ett system som regleras av en regulator. Figur inspirerad av Carlsson et al. (2019:12).

PID-regulatorn beräknar styrsignalen med en proportionell, integrerande och deriverande del. Beroende på vilka krav som ställs på processen kan alla eller någon/några av de tre delarna användas (Carlsson et al. 2019). I många industriella tillämpningar används endast PI-regulatorn, som ofta är tillräcklig för de processer som inte kräver snabb reglering (Carlsson et al. 2019).

PI-regulatorn beräknar styrsignalen med en proportionell och integrerande del

$$u(t) = K_p(e(t) + \frac{1}{T_i} \int_0^t e(t) dt) \quad (7)$$

där:

$u(t)$: styrsignal

K_p : regulatorns förstärkning

T_i : regulatorns integrationstid

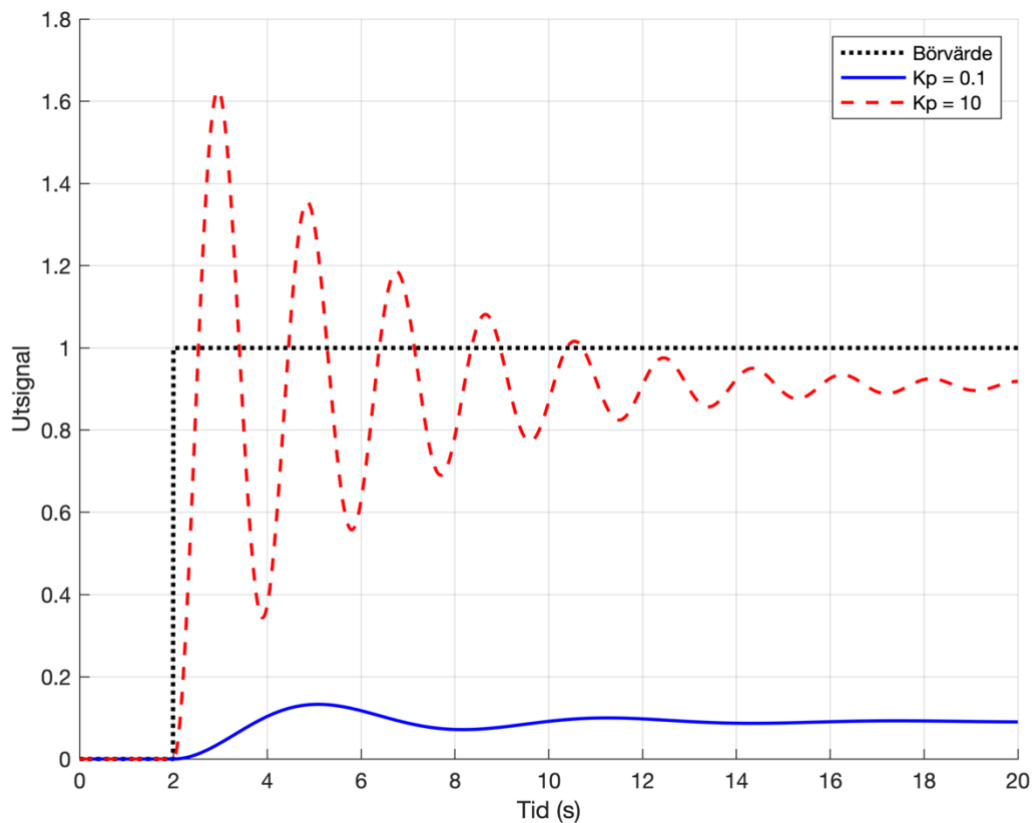
$e(t)$: reglerfelet (skillnaden mellan börvärde och utsignal)

En alternativ notation för styrsignalen är följande, där $K_i = \frac{K_p}{T_i}$ gäller.

$$u(t) = K_p \cdot e(t) + K_i \int_0^t e(t) dt \quad (8)$$

Parametrarna K_p och T_i (eller K_i) är designparametrar som manuellt måste bestämmas (Carlsson et al. 2019). Med endast en P-regulator går det inte att eliminera reglerfelet, men ett högt värde på K_p minskar reglerfelet, dock riskerar utsignalen att bli mer slängig, se Figur 8. När P-regulatorn kombineras med en integrerande del så kan reglerfelet bli noll. Värdet på T_i styr hur stor del av det integrerande felet som påverkar styrsignalen där ett stort värde på T_i

innebär en liten påverkan. Ett lågt T_i gör regleringen snabbare men mer slängig. Bestämning av parametrarna kan göras med manuell trimning, tumregler eller genom att beräkna parametrarna matematiskt, den senare kräver dock en matematisk modell av systemet som regleras (Carlsson et al. 2019).



Figur 8. Systemet styrs av en P-regulator med ett steg i börvärdet från 0 till 1. Den streckade linjen illustrerar utsignalen vid ett högt värde på K_p och den heldragna linjen visar utsignalen vid ett lågt värde på K_p . Figur inspirerad av Carlsson et al. (2019:22).

2.3.1 Nitratretur

Det finns flera styrstrategier för en nitratretur, exempelvis flödesproportionell styrning eller nitratstyrning av den sista zonen i fördenitrifikationen (Yuan et al. 2002). Flödesproportionell styrning är vanligt och recirkulationen brukar då vara 2–5 gånger större än inflödet (Svenskt Vatten 2021). Vid nitratstyrning styrs pumpningen i stället av en regulator för att hålla nitratkoncentrationen i den sista oluftade zonen konstant (Yuan et al. 2002). Detta kan förbättra kväveavskiljningen och minskar risken för onödig returpumpning (Yuan et al. 2002). Ett börvärde på 2 mg NO_3/l i slutet av den sista anoxa zonen visade i en studie ge stabil drift och effektivt nyttjande av det organiska materialet i inkommande vatten (Ingildsen 2002).

2.3.2 Extern kolkälla

En konstant dosering av extern kolkälla är ofta inte optimal på grund av varierande belastning in till reningsverket (Carlsson et al. 2019). För låg dosering innebär att nitrat inte reduceras helt, vilket leder till högre nitratutsläpp. För hög dosering innebär onödiga kostnader och klimatpåverkan, en ökad slamproduktion och risk för högre BOD-koncentrationer i utgående vatten. Det är därför viktigt att doseringen sker behovsanpassat och styrning av denna underlättar en optimal dosering. En strategi är att använda flödesproportionell styrning, där

dosering av kolkälla styrs av flödet av det inkommande vattnet. Detta garanterar dock inte att doseringen sker optimalt eftersom nitratkoncentrationen inte mäts. För att hålla nitratkoncentrationen konstant kan i stället regulatorstyrning av nitratkoncentrationen i det utgående vattnet implementeras (Carlsson et al. 2019).

2.4 MODELLER FÖR AKTIVSLAMPROCESSEN

Modellering av komplexa system används inom många områden, även inom avloppsrening (Henze et al. 2006). För att nå konsensus kring modellering av avloppsrening togs den första standardmodellen fram av forskare på International Water Association (IWA), modellen kallas Active Sludge Model 1 (ASM1). Modellen bygger på kinetiska och stökiometriska samband för de processer som sker i en aktivslamanläggning. Därefter har modellen vidareutvecklats till bland annat ASM2 och ASM3. ASM2 inkluderar biologisk fosforavskiljning och i ASM3 har tillväxtdynamiken hos mikroorganismer förbättrats samt inkluderas substratlagring, vilket lämpar sig bättre för modellering av dynamiska förhållanden (Henze et al. 2006).

Modeller används inom reningsverk för att till exempel utvärdera ombyggnationer eller testa driftförändringar, utan att störa den verkliga driften (van Loosdrecht et al. 2023). Det möjliggör tids- och kostnadseffektiva analyser, men resultaten begränsas av antaganden och kvalitén på den data som används för kalibrering och validering (van Loosdrecht 2023). Flera reningsverk i Sverige använder idag processmodellering som ett hjälpmedel för att förstå och förbättra sina processer (Wärff et al. 2020), och med processmodellering ses en potential att effektivisera arbetssätten inom VA-organisationer (Andersson et al. 2024). Modellering kan dock vara tidskrävande, eftersom både upplärning av programvaran och insamling av data kräver arbete (Wärff et al. 2020).

För god praxis inom modellering av reningsverk har IWA tagit fram riktlinjer som kallas Good Modelling Practice (GMP) (Rieger et al. 2012). Arbetsgången omfattar:

1. *Projektdefinition*; mål och omfattning tas fram
2. *Datainsamling och datahantering*; insamling, hantering och tolkning av data
3. *Modellupbyggnad*; konfigurerering av modell
4. *Kalibrering och validering*; justering av parametrar till dess att utdata från modellen stämmer överens med verklig uppmätt data och kontroll av detta
5. *Simulering och resultat*; förhållanden som ska simuleras bestäms, simuleringarna genomförs och resultaten analyseras

Metoden används för att säkerställa att modellen ger tillförlitliga och användbara resultat för exempelvis beslutsfattande och processoptimering (Rieger et al. 2012).

2.4.1 Kinetiska och stökiometriska samband

Alla ASM bygger på matematiska samband som beskriver hur koncentrationen av mikroorganismer (biomassa) och substrat förändras över tid i biologiska reningsprocesser som aktivslambassänger (Henze et al. 2006). Varje mikrobiologisk process bestäms av tillväxthastigheter som beskriver hur snabbt en viss process sker, och Gujer-matrisen, som beskriver sambanden mellan de olika komponenterna och processerna. Gujer-matrisen visar hur varje biologisk process, som exempelvis tillväxt och nedbrytning, påverkar olika komponenter i systemet, som koncentration av substrat, biomassa och löst syre. Se Henze et al. (2006) för en schematisk skiss för ett exempel av Gujer-matrisen.

Hur effektiv en process är, exempelvis oxidering av ammonium, beror av den specifika tillväxthastigheten och substratutbytet för biomassan, hastighet för substratanvändning och nedbrytningshastigheten (Tchobanoglous et al. 2014). Alla dessa processförändringar summeras och förändringar i de olika komponenterna kan bestämmas med hjälp av Gujer matrisen (Henze et al. 2006).

Biomassans koncentration förändras generellt enligt följande uttryck (Najafpour 2007)

$$\frac{dX}{dt} = \mu \cdot X \quad (9)$$

där:

μ : specifik tillväxthastighet [h^{-1}]

X : koncentration av biomassa [$\frac{g}{m^3}$]

Den specifika tillväxthastigheten (μ) beskrivs vanligtvis med Monodkinetik, där tillväxthastigheten endast beror av koncentrationen av det begränsande substratet (Ekama et al. 2023). Monods ekvation, ekvation (10), är en förenkling av verkligheten och tar inte hänsyn till exempelvis begränsande faktorer eller inhibering. Simuleringsprogram som SUMO simulerar mer komplexa samband, men följande ekvation är en grundkomponent i de flesta matematiska modeller

$$\mu(S) = \mu_{max} \cdot \frac{S}{(K_s + S)} \quad (10)$$

där:

μ_{max} : maximal specifik tillväxthastigheten för mikroorganismen [h^{-1}]

S : substratkoncentrationen av det begränsande substratet [$\frac{g}{m^3}$]

K_s : halvmätnadskonstanten, värdet på S då $\mu(S) = \frac{\mu_{max}}{2}$ [$\frac{g}{m^3}$]

Parametrarna μ_{max} och K_s bestäms empiriskt, och beror av yttre faktorer som pH, temperatur och toxiska substanser som hämmar tillväxt (Monod 1949). Eftersom mikrobiell aktivitet är temperaturberoende kan den maximala specifika tillväxthastigheten justeras enligt (Tchobanoglous et al. 2014)

$$\mu_{max,T} = \mu_{max,20} * \theta^{T-20} \quad (11)$$

där:

$\mu_{max,T}$: maximal specifik tillväxthastigheten vid temperatur T

$\mu_{max,20}$: maximal specifik tillväxthastigheten vid 20 °C

θ : temperatur-aktivitets koefficient

T : temperatur [°C]

Hur mycket biomassa som bildas per konsumerat substrat beskrivs av utbytet (Y) (Tchobanoglous et al. 2014).

$$Y = \frac{g \text{ biomassa producerad}}{g \text{ substrat konsumerad}} \quad (12)$$

Med hjälp av dessa samband och Gujer-matrisen kan förändringar i olika komponenter modelleras, vilket utgör grunden i simuleringsverktyg som SUMO.

2.4.1.1 Nitrifikation och denitrifikation

Två viktiga mikrobiella processer är nitrifikation och denitrifikation, som båda kan beskrivas med ovanstående kinetiska samband.

Hastigheten för oxidation av ammonium (r_{NH}) beror av koncentrationen av AOB, syre och ammonium, och kan därför beskrivas med följande uttryck (Tchobanoglous et al. 2014)

$$r_{NH} = \left(\frac{\mu_{max,AOB}}{Y_{AOB}} \right) \left(\frac{S_{NH}}{S_{NH} + K_{NH}} \right) \left(\frac{S_O}{S_O + K_{O,AOB}} \right) X_{AOB} \quad (13)$$

där:

$\mu_{max,AOB}$: maximal specifika tillväxthastigheten för AOB $\left[\frac{g \text{ VSS}}{g \text{ VSS} \cdot dag} \right]$

Y_{AOB} : utbytet för AOB $\left[\frac{g \text{ VSS}}{g \text{ VSS}} \right]$

S_{NH} : ammoniumkoncentration $\left[\frac{mg}{l} \right]$

K_{NH} : halvmätnadskonstanten för ammonium $\left[\frac{mg}{l} \right]$

S_O : koncentration av löst syre $\left[\frac{mg}{l} \right]$

$K_{O,AOB}$: halvmätnadskonstanten för löst syre för AOB $\left[\frac{mg}{l} \right]$

X_{AOB} : koncentration av AOB $\left[\frac{mg}{l} \right]$

Hastigheten för förbrukning av nitrat (r_{NO}) beror i stället av tillgång till organiskt material och nitratkoncentrationen i vattnet men hämmas vid förekomst av löst syre, och kan därför beskrivas med följande uttryck (Tchobanoglous et al. 2014)

$$r_{NO} = \left(\frac{1 - 1,42Y_H}{2,86} \right) \left[\frac{\mu_{H,max} \cdot S_s}{Y_H(S_s + K_s)} \right] \left(\frac{S_{NO}}{S_{NO} + K_{NO}} \right) \left(\frac{S_O}{S_O + K'_O} \right) (\eta) X_H \quad (14)$$

där:

$\mu_{H,max}$: maximal specifika tillväxthastigheten för denitrifierande heterotrofer $\left[\frac{g \text{ VSS}}{g \text{ VSS} \cdot dag} \right]$

Y_H : utbytet för denitrifierande heterotrofer $\left[\frac{g \text{ VSS}}{g \text{ VSS}} \right]$

S_S : koncentration av lättillgängligt nedbrytbart organiskt substrat $\left[\frac{mg}{l}\right]$

K_S : halvmätnadskonstanten för substrat $\left[\frac{mg}{l}\right]$

S_{NO} : nitratkoncentration $\left[\frac{mg}{l}\right]$

K_{NO} : halvmätnadskonstanten för nitrat $\left[\frac{mg}{l}\right]$

K'_O : inhiberingskoefficient för löst syre vid nitratreduktion $\left[\frac{mg}{l}\right]$

η : andel av substratnyttjande med nitrat som elektronacceptor kontra syre

X_H : koncentration av denitrifierande heterotrofer $\left[\frac{mg}{l}\right]$

Dessa ekvationer är centrala för modellering av kväverening.

2.4.2 SUMO

SUMO är en kommersiell simuleringsprogramvara som används för att modellera processer i reningsverk. I denna studie används version SUMO 2022. För att beskriva processerna kombineras flera modeller, bland annat ASM, anaerobic digestion model (ADM), och Equilibrium model (Dynamita u.å.a). Equilibrium model är en jämviktsmodell som beskriver hur kemiska ämnen fördelas mellan olika former vid jämvikt, och är en viktig del för de biologiska processerna. Dessa modeller möjliggör simulering av mikrobiologisk tillväxt och avdödning, ammonifiering, nitrifikation, denitrifikation och sedimentering (Dynamita u.å.a).

För att genomföra en simulering krävs data om reningsverket, detta inkluderar bland annat det inkommande vattnets sammansättning och flöde, bassängvolym och styrinställningar (Dynamita u.å.a).

Dynamita, utvecklaren av SUMO, har utvecklat flera modeller som är anpassade för olika typer av reningsverk och processtekniker (Dynamita u.å.b). SUMO1 inkluderar heterotrofa bakterier som oxiderar organiskt material och genomför denitrifikation samt fosforavskiljning. I denna modell sker nitrifikationen i ett steg av nitrifierande bakterier (X_{NITO}) där ammonium oxideras direkt till nitrat. SUMO2, som används i detta arbete, är en vidareutveckling av SUMO1 och innefattar tvåstegsnitrifikation. I tvåstegsnitrifikation oxideras ammonium till nitrit av ammoniumoxiderande bakterier (X_{AOB}), som sedan oxideras till nitrat av nitratoxiderande bakterier (X_{NOB}) (Dynamita u.å.b).

2.4.3 Kalibrering och validering av modell

Modellen som ligger till grund för detta arbete är framtagen av Uppsala Vatten och Avfall i simuleringsprogrammet SUMO av Dynamita. Den representerar bio-C, inklusive försedimentering och mellansedimentering.

Modellen har kalibrerats i två tidigare projekt utförda av Uppsala Vatten och Avfall med indata från ordinarie provtagningar, mätkampanjer samt fullskaleförsök med kolkälla (Marsilius 2024). I det första projektet låg fokus på nitrat. I det projektet byggdes en modell av bio-C upp i SUMO, som återspeglar den verkliga processlösningen av anläggningen. Modellen kalibrerades med indata som baserades på dygnsprovtagningar för årsmedel 2022 vid Kungsängsverket. För att få dynamiska indata som varierar över dygnet användes data

från ett Excel datablad av Dürrenmatt et al. (2012) som genererar dygnsvariationer i avloppsvattenflöde och koncentrationer. Massflödesbaserade indata användes för att få mer representativa värden vid exempelvis nederbörd (Marsilius 2024). Utökad karaktärisering av inkommande avloppsvatten genomfördes genom COD-fraktionering, där resultaten användes som indata i modellen. Efter denna kalibrering följde modellen utgående nitrat väl med avseende på trender och utgående koncentrationer, det som skiljde sig var att modellen uppvisade en mer utjämnad nitratkoncentration över dygnet än verkligheten (Marsilius 2024).

I nästa modelleringsprojekt på Uppsala Vatten och Avfall kalibrerades modellen ytterligare, med ett större fokus på ammonium, eftersom modellen visade högre nitrifikationshastighet än verkligheten (Uppsala Vatten och Avfall 2024c). För denna kalibrering användes dynamiska indata för inflödet, COD, totalkväve och totalfosfor som hämtats från en mätkampanj som pågick under fyra dygn med torrvädersflöden där flödesproportionella prover togs varannan timme. Dessa värden korrelerade huvudsakligen bra med den dygnsvarierande indatan från Dürrenmatt et al. (2012) och de matades in i SUMO som massflöden likt tidigare projekt (Marsilius 2024; Uppsala Vatten och Avfall 2024c). I detta projekt justerades även tillväxthastigheten för AOB för den aktuella vattentemperaturen 16 °C, lufttillförseln begränsades för att likna de verkliga förhållandena och andelen ej biotillgänglig organiskt material minskades. Koncentrationerna av COD och kväve i rejektivattnet som kommer till bio-C från slamavvattningen ändrades även efter att karaktärisering av rejektivattnet utförts. Efter dessa justeringar stämde modellens resultat för ammonium bättre med verklig uppmätt data för referensperioden (november-december 2023) (Uppsala Vatten och Avfall 2024c).

2.5 DRIFTKOSTNAD

Driftkostnaden för bio-C kommer huvudsakligen från elförbrukning från pumpar och blåsmaskiner. Vid tillsats av extern kolkälla tillkommer en kostnad för denna. Nyckeltal för metanol- och elförbrukningskostnad visas i Tabell 2.

Tabell 2. Nyckeltal för kostnad för metanol och elförbrukning.

Kostnad metanol [kr/ton]	Kostnad el [kr/kWh]
7 800 (Arvidsson 2025, muntlig kommunikation)	1,2 (Arvidsson 2025, muntlig kommunikation)

En uppskattning av elförbrukningen från centrifugalpumpar kan beräknas med (Karassik et al. 2008)

$$P_i = \frac{\rho \cdot Q \cdot g \cdot H}{\eta_{pump} \cdot \eta_{motor}} \quad (15)$$

där:

P_i : den effekt som måste tillföras pumpen [W]

Q: vattnets flöde $\left[\frac{m^3}{s}\right]$

g: tyngdacceleration $\left[\frac{m}{s^2}\right]$

H: lyfthöjden [m]

η_{pump} och η_{motor} : verkningsgrad för pump respektive motor

2.6 KLIMATPÅVERKAN

Klimatpåverkan för bio-C kommer huvudsakligen från lustgasemissioner och elförbrukning från pumpar och blåsmaskiner. Vid tillsats av extern kolkälla tillkommer en klimatpåverkan från denna. Lustgasemissioner beror av flera parametrar, och kan vara svår att kvantifiera utan fysiska mätningar (Yang et al. 2022). Nyckeltal för klimatpåverkan från metanol och elförbrukning visas i Tabell 3.

Tabell 3. Nyckeltal för klimatpåverkan för metanol och elförbrukning.

Klimatpåverkan fossil metanol ¹ [kg CO ₂ -ekv/ton]	Klimatpåverkan el [kg CO ₂ -ekv/kWh]
1 982 (Svenskt Vatten u.å)	0,014 (Svenskt Vatten u.å)

¹Tillverkning och respiration

3 METOD

Simulering av processmodeller används i detta arbete för att utvärdera reningsresultat vid tillsats av en extern kolkälla samt för att jämföra alternativa processlösningar av den biologiska reningen på Kungsängsverket i Uppsala. Olika styrstrategier för dosering av extern kolkälla utvärderas också genom simulering av processmodellerna.

Steg 1–4 i arbetsgången för riktlinjerna för god praxis inom modellering av reningsverk (GMP) (se avsnitt 2.4) är utfört innan denna studie (projektdefinition, datainsamling och datahantering, modelluppbyggnad, kalibrering och validering). För att uppfylla studiens syfte utfördes endast det sista steget, simulering och resultat. Modellerna i studien har modifierats, olika förhållanden har simulerats och resultaten har analyserats för att identifiera processlösningen och styrstrategierna som gav lägst driftkostnad och klimatpåverkan

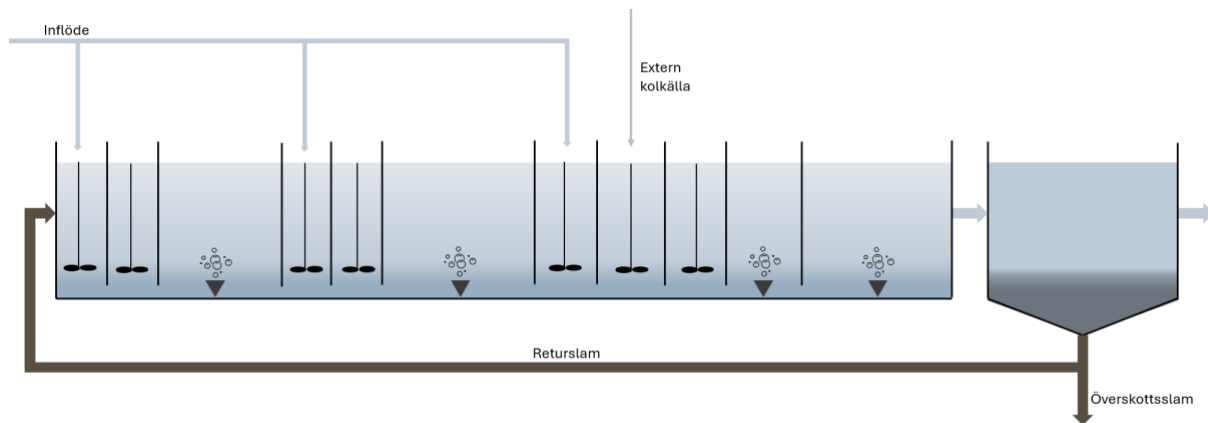
I denna studie användes en iterativ metod, med följande steg:

1. Modifiering av ursprungmodellen för att få de två alternativa processlösningarna
2. Bestämning av de förhållanden som skulle simuleras
3. Undersökning av de optimala driftsätten för modellerna
 - a. Vilka zoner som ska vara luftade/oluftade för att uppnå god nitrifikation och denitrifikation
 - b. Justering av överskottsslamuttag för att uppnå den slamålder som krävs för god nitrifikation
 - c. Bestämning av doseringspunkt för extern kolkälla för maximalt utnyttjande av det organiska materialet
 - d. Bestämning av nitratreturflöde för processlösningen med kombinerad för- och efterdenitrifikation (3.a och 3.b)
4. Simulering av modellerna under vinter- och sommarförhållanden
 - a. Bestämning av konstant metanoldosering för att nå ett utgående medelvärde av nitratkoncentrationen på 4,8 mg NO₃/l
5. Jämförelse av modellerna med avseende på klimatpåverkan och driftkostnad vid en konstant metanoldosering
6. Vidare undersökning av den modell som gav lägst klimatpåverkan och driftkostnad
 - a. Utveckling av styrstrategier för metanoldosering och nitratreturflöde
 - b. Testning av styrstrategier
 - c. Utvärdering av styrstrategier med avseende på klimatpåverkan och driftkostnad

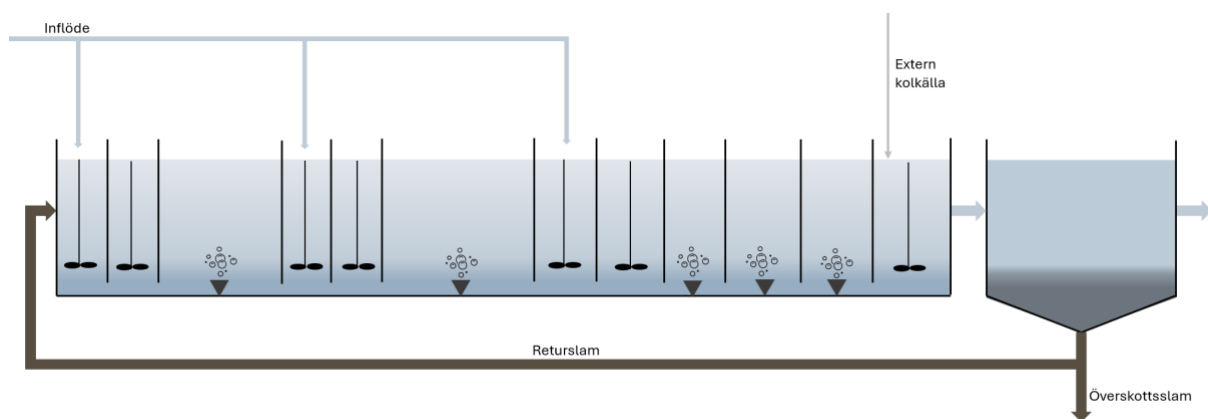
3.1 PROCESSLÖSNINGAR

I detta arbete har två alternativa processlösningar av bio-C modellerats och jämförts med den nuvarande processen. De alternativa processlösningarna baseras på samma indata och volymer som den befintliga processen, men processlösningen har modifierats genom förändrade beskicksningspunkter och ändring av vilka zoner som är luftade respektive oluftade. Följande processlösningar har utvärderats:

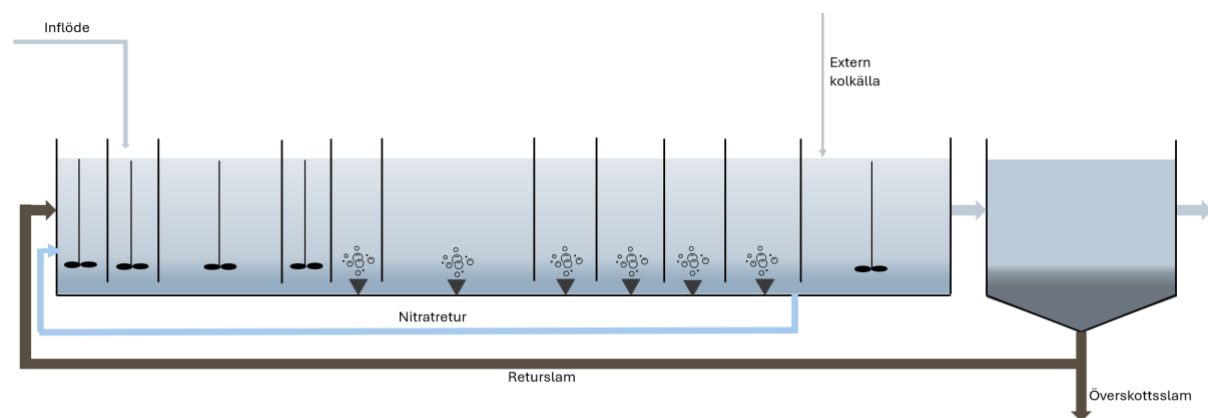
- Befintlig bio-C, processlösning med stegbeskickning, processlösning #1, se Figur 9
- Processlösning med stegbeskickning och efterdenitrifikation, processlösning #2, se Figur 10
- Processlösning med kombinerad för- och efterdenitrifikation med nitratretur, processlösning #3, se Figur 11



Figur 9. Skiss av den befintliga processlösningen på bio-C (processlösning 1).



Figur 10. Skiss av processlösning 2 med stegbeskickning och efterdenitrifikation.



Figur 11. Skiss av processlösning 3 med kombinerad för- och efterdenitrifikation.

3.2 SIMULERINGSINSTÄLLNINGAR

Två förhållanden valdes; sommar och vinter. Varje förhållande kördes under 30 dagar vardera. Skillnaden mellan scenarierna var vattentemperatur och tillväxthastighet för ammoniumoxiderande bakterierna, som justerades för att återspegla säsongsvariationerna, se Tabell 4. Tillväxthastigheten vid 16°C justerades enligt ekvation (11). I denna studie sattes $\theta=1,06$ i enlighet med tidigare simuleringsstudier på Kungsängsverket (Uppsala Vatten och Avfall 2024c), vilket resulterade i en tillväxthastighet på $0,64 \text{ dag}^{-1}$.

Tabell 4. Inparametrar för vinter- och sommarförhållanden.

Årstim	Vattentemperatur [°C]	Tillväxthastighet AOB [1/dag]
Sommar	20	0,9
Vinter	16	0,64

För bestämning av vilka zoner som skulle vara luftade och oluftade för sommar- och vinterförhållandet testades olika driftsätt för modellerna. För processlösning 1 finns en driftinstruktion av Uppsala kommun (2001) som beskriver två olika driftfall, denna användes som utgångspunkt, men driftsättet justerades för att nå en högre kväveavskiljning. De driftsätt som gav en erforderlig nitrifikation och denitrifikation användes för vidare analys. De valda driftinställningarna finns i Bilaga 4.

Följande operativa inställningar ändrades för alla modeller i denna studie, jämfört med tidigare projekt (Marsilius 2024; Uppsala Vatten och Avfall 2024c):

- Ingen övre begränsning för luftflödet som syresätter de luftade zonerna så att syrebörvärdet på 1,8 mg O₂/l ska upprätthållas
- Lägre uttag av överskottsslam för samtliga processlösningar jämfört med det uttag som användes vid kalibrering av modellen, se Bilaga 4. Detta gjordes för att erhålla erforderlig slamålder.

Doseringspunkt för extern kolkälla bestämdes för varje modell. Val av doseringspunkt baserades på praktiska begränsningar och reningsresultat. Bland de genomförbara alternativen valdes den punkt som gav den mest effektiva denitrifikationen.

För processlösningen med kombinerad för- och efterdenitrifikation (3.a och 3.b) valdes ett nitratreturflöde genom en avvägning mellan att uppnå god denitrifikation utan att påverka nitrifikationen avsevärt.

Bestämning av konstant metanoldosering för att nå utgående nitrat 4,8 mg NO₃/l gjordes för alla modeller under vinter- och sommarförhållandet. Klimatpåverkan och driftkostnad för alla modeller med tillsats av extern kolkälla (1.b, 2.b och 3.b) utvärderades.

Simuleringarna som utfördes för att jämföra de olika processlösningarna presenteras i Tabell 5.

Tabell 5. Simuleringsfall som genomfördes för att jämföra olika processlösningar av bio-C.

Simuleringsfall	Processlösning	Nitratretur	Extern kolkälla	Förhållande
1.a	Befintlig	Ingen	Ingen	Sommar
				Vinter
1.b	Befintlig	Ingen	Dosering i zon 3:2	Sommar
				Vinter
2.a	Stegbeskickning med efterdenitrifikation	Ingen	Ingen	Sommar
				Vinter
2.b	Stegbeskickning med efterdenitrifikation	Ingen	Dosering i efterdenitrifikation	Sommar
				Vinter
3.a	Kombinerad för- och efterdenitrifikation	2,5x inkommande	Ingen	Sommar
				Vinter
3.b	Kombinerad för- och efterdenitrifikation	3x inkommande	Dosering i efterdenitrifikation	Sommar
				Vinter

3.3 STYRSTRATEGIER

För den processlösning med lägst driftkostnad och klimatpåverkan utvecklades och utvärderades styrstrategier för dosering av extern kolkälla. Två styrstrategier utvärderades:

- Flödesproportionell dosering, där doseringen sker proportionellt mot inflödet
- PI-reglering, där doseringen styrs mot nitratkoncentrationen i utflödet

Den alternativa processlösningen med kombinerad för- och efterdenitrifikation kräver en nitratretur, två styrstrategier utvärderades även för denna:

- Flödesproportionell styrning, där nitratreturflödet sker proportionellt mot inflödet
- PI-reglering, där nitratreturflödet styrs mot nitratkoncentrationen i flödet ut från fördenitrifikationen

För den konstanta och flödesbaserade metanoldoseringen justerades dosen så att produktionsmålet för nitrat (4,8 mg NO₃/l) uppnåddes. För styrning av metanoldosering med regulatorn var börvärdet inställt på 4,8 mg NO₃/l.

För PI-reglering av nitratreturflödet testades börvärden på 0,3, 1 respektive 2 mg NO₃/l i den sista anoxa zonen i fördenitrifikationen.

3.3.1 Trimning av PI-regulatorns parametrar

PI-regulatorerna som används för dosering av extern kolkälla och nitratretur trimmades manuellt genom att studera processens utsignal för det slutna systemet. Indatan och slamåldern hölls konstant för att systemet skulle nå sitt stationära tillstånd. Slamåldern ställdes in på 20 dagar, vilket innebär att SUMO styr slamuttaget så att en slamålder på 20 dagar alltid upprätthålls. För att undersöka processen ändrades börvärdet och processens snabbhet, översläng och eventuella oscillationer studerades. En iterativ justering av K_p och K_i

genomfördes för att nå en stabil och acceptabel reglering. Parametrarna K_p och K_i valdes så att regulatorn är tillräckligt snabb för att kunna anpassa styrsignalen till variationer i kvävebelastningen, samtidigt som nitratkoncentration hålls inom acceptabla gränser.

3.4 DRIFTKOSTNAD

Driftkostnaden utöver dagens driftkostnad för de olika processlösningarna och för styrstrategierna för processlösningen med lägst driftkostnad och klimatpåverkan beräknades genom att inkludera kostnader för metanolförbrukning och elförbrukning för nitratreturpumpen. För beräkning av elförbrukning för nitratreturpump användes ekvation (15) och lyfthöjden antogs vara 1 m och verkningsgraden 0,75. Pumparna antas vara i drift kontinuerligt. Densiteten för metanol är 0,787 ton/m³ (Blackman & Gahan 2014). Resterande beräkningarna gjordes med ekvation (16–21). Nyckeltalen för metanol- och elkostnad finns i Tabell 3.

$$\text{Volymflöde metanol} \left[\frac{m^3}{\text{år}} \right] = 30 \left[\frac{\text{dag}}{\text{månad}} \right] * 6 \left[\frac{\text{månader}}{\text{år}} \right] \cdot (\text{metanoldos sommar} \left[\frac{m^3}{\text{dag}} \right] + \text{metanoldos vinter} \left[\frac{m^3}{\text{dag}} \right]) \quad (16)$$

$$\text{Massflöde metanol} \left[\frac{\text{ton}}{\text{år}} \right] = \text{Volymflöde metanol} \left[\frac{m^3}{\text{år}} \right] \cdot \text{densitet metanol} \left[\frac{\text{ton}}{m^3} \right] \quad (17)$$

$$\text{Driftkostnad metanol} \left[\frac{kr}{\text{år}} \right] = \text{Massflöde metanol} \left[\frac{\text{ton}}{\text{år}} \right] \cdot \text{pris metanol} \left[\frac{kr}{\text{ton}} \right] \quad (18)$$

$$\text{Driftkostnad el} \left[\frac{kr}{\text{år}} \right] = \text{Elförbrukning} \left[\frac{kWh}{\text{år}} \right] \cdot \text{pris el} \left[\frac{kr}{kWh} \right] \quad (19)$$

$$\text{Total driftkostnad} \left[\frac{kr}{\text{år}} \right] = \text{driftkostnad el} \left[\frac{kr}{\text{år}} \right] + \text{driftkostnad metanol} \left[\frac{kr}{\text{år}} \right] \quad (20)$$

3.5 KLIMATPÅVERKAN

Beräkningarna omfattade endast den klimatpåverkan som tillkommer jämfört med dagens processlösning av bio-C. Klimatpåverkan uppskattades för de olika processlösningarna och för styrstrategierna för processlösningen som gav lägst driftkostnad och klimatpåverkan. Klimatpåverkan för metanol samt klimatpåverkan för elförbrukning av nitratreturpump inkluderades och beräknades med ekvation (21–23). Nyckeltalen som användes vid beräkningarna finns i Tabell 3.

$$\text{Klimatpåverkan metanol} \left[\frac{kg \text{ CO}_2 \text{ ekv}}{\text{år}} \right] = \text{Massflöde metanol} \left[\frac{\text{ton}}{\text{år}} \right] \cdot \text{klimatpåverkan metanol} \left[\frac{kg \text{ CO}_2 \text{ ekv}}{\text{ton}} \right] \quad (21)$$

$$\text{Klimatpåverkan el} \left[\frac{kg \text{ CO}_2 \text{ ekv}}{\text{år}} \right] = \text{Elförbrukning} \left[\frac{kWh}{\text{år}} \right] \cdot \text{klimatpåverkan el} \left[\frac{kg \text{ CO}_2 \text{ ekv}}{kWh} \right] \quad (22)$$

$$\text{Total klimatpåverkan} \left[\frac{kg \text{ CO}_2 \text{ ekv}}{\text{år}} \right] = \text{klimatpåverkan el} \left[\frac{kg \text{ CO}_2 \text{ ekv}}{\text{år}} \right] + \text{klimatpåverkan metanol} \left[\frac{kg \text{ CO}_2 \text{ ekv}}{\text{år}} \right] \quad (23)$$

4 RESULTAT

4.1 JÄMFÖRELSE AV PROCESSLÖSNINGAR

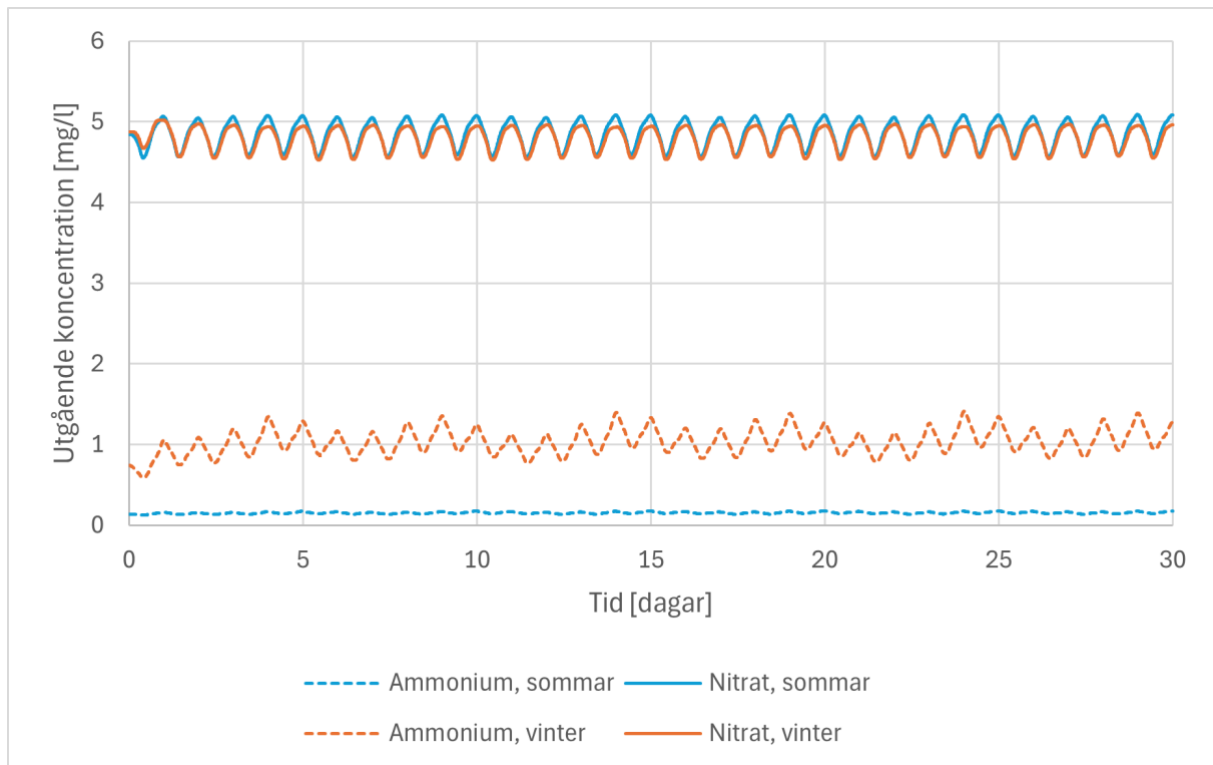
Den metanoldos som behövs för att uppnå en utgående nitratkoncentration på 4,8 mg NO₃/l som medelvärde under 30 dagar undersöktes för de tre processlösningarna. Resultaten visas i Tabell 6. Processlösningen med stegbeskickning (1.b) kräver den högsta metanoldosen av de tre processlösningarna, både under vinterförhållandet och under sommarförhållandet. Under sommarförhållandet med ett alternativt driftsätt, där zon 3:4 hålls oluftad, minskade dock metanolbehovet, och en lägre metanoldos var tillräcklig.

Processlösningen med stegbeskickning och efterdenitrifikation (2.b) kräver högre metanoldos under sommarförhållandet jämfört med vinterförhållandet. För processlösningen med kombinerad för- och efterdenitrifikation (3.b) krävs i stället en högre metanoldos under vinterförhållandet. Denna processlösning (3.b) kräver lägst metanoldos av de tre processlösningarna. En nitratretur krävs för denna processlösning.

Tabell 6. Metanoldos och nitratreturflöde som krävs för att nå utgående nitrat 4,8 mg NO₃/l.

Processlösning	Årstid	Förbrukad metanol [m ³ /dag]	Nitratreturflöde [m ³ /dag]
Stegbeskickning (1.b)	Sommar	1,7	-
	Sommar (3:4 oluftad)	0,60	-
	Vinter	1,5	-
Stegbeskickning med efterdenitrifikation (2.b)	Sommar	1,2	-
	Vinter	0,99	-
Kombinerad för- och efterdenitrifikation (3.b)	Sommar	0,74	89 000
	Vinter	0,81	89 000

De resulterande utsläppskoncentrationerna av totalkväve, nitrat, ammonium och BOD₅ för de metanoldoser som presenterades i Tabell 6 visas i Tabell 7. I Figur 12 visas utgående kvävekoncentrationer för processlösningen med stegbeskickning och med metanoldosering (1.b).



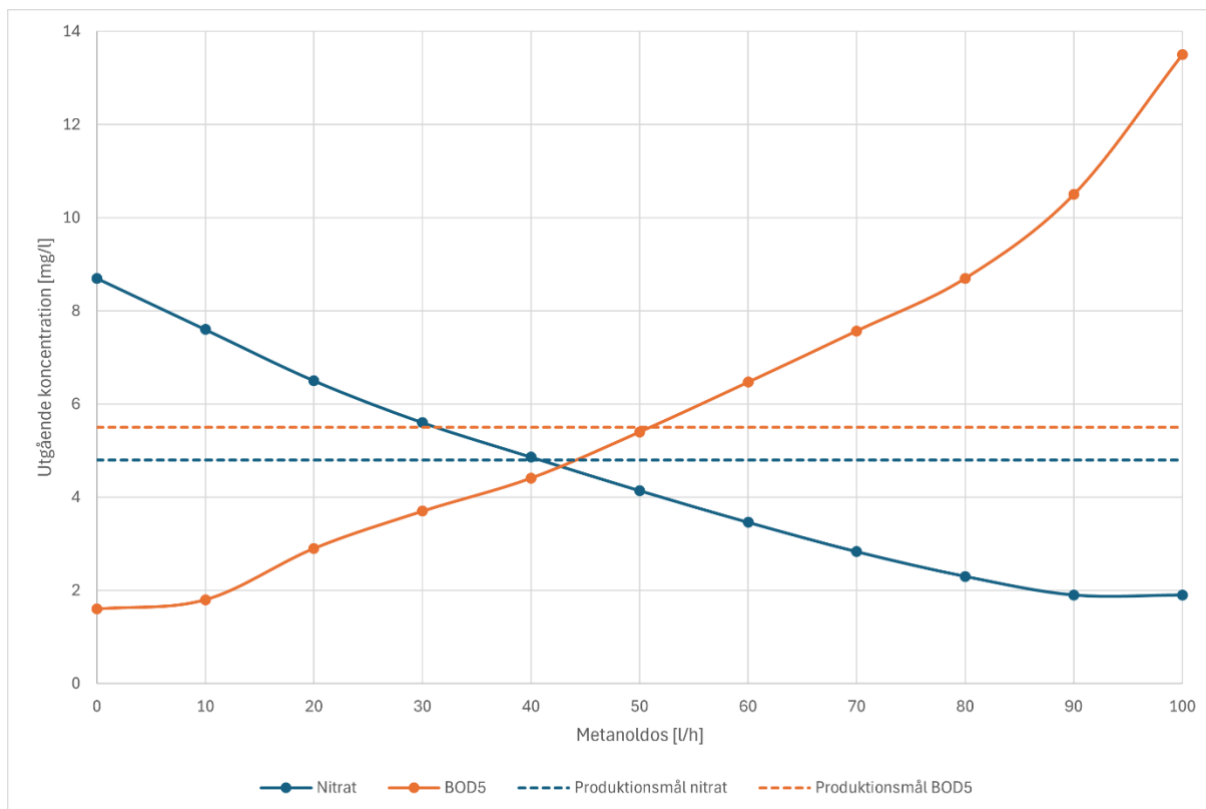
Figur 12. Utgående nitrat- och ammoniumkoncentrationer för processlösningen med stegbeskickning med metanoldosering (1.b).

Processlösningen med stegbeskickning (1.b) och processlösningen med kombinerad för- och efterdenitrifikation (3.b) uppnår relativt lika kväveavskiljning, men båda processlösningarna har ett något förhöjda utgående BOD₅-koncentrationer jämfört med då inget externt kol tillsattes, ungefär 20 % ökning. Processlösningen med stegbeskickning och efterdenitrifikation (2.b) har högst utgående totalkvävekoncentration under vintern jämfört med processlösningarna med metanoldosering (1.b och 3.b). Denna processlösning (2.b) har dessutom en ökad utgående BOD₅-koncentration på ungefär 160 % jämfört med utan metanoldosering. Under sommarförhållandet har 2.b liknande kväveavskiljning som de andra processlösningarna.

Tabell 7. Medelvärden för utsläppskoncentrationer för alla tre processlösningar utan extern kolkälla (a) och då tillräcklig mängd metanol doseras för att nå utgående nitratkoncentration på 4,8 mg NO₃/l (b).

Processlösning	Årstid	Totalkväve [mg/l]	Nitrat [mg/l]	Ammonium [mg/l]	BOD ₅ [mg/l]
1.a	Sommar	11,7	10,0	0,14	1,7
	Vinter	12,0	8,8	1,5	1,7
1.b	Sommar	6,6	4,8	0,2	1,9
	Sommar (3:4 oluftad)	6,8	4,8	0,5	1,8
	Vinter	7,5	4,8	1,0	2,0
2.a	Sommar	11,8	10	0,3	1,5
	Vinter	11,8	8,7	1,6	1,6
2.b	Sommar	6,4	4,7	0,2	3,8
	Vinter	8,2	4,8	2,0	4,6
3.a	Sommar	11,4	9,6	0,43	1,5
	Vinter	10,9	7,5	2,0	1,6
3.b	Sommar	6,7	4,8	0,5	1,8
	Vinter	7,8	4,7	1,6	2,1

För att vidare undersöka den förhöjda BOD₅-koncentration för processlösning 2.b gjordes tester med olika doser för att undersöka hur den förhöjda BOD₅-koncentrationen påverkas av metanoldoseringen, resultatet visas i Figur 13. Utgående BOD₅-koncentrationen ökar med en ökad metanoldosering, medan utgående nitratkoncentration minskar med en ökad metanoldosering. Vid en metanoldosering mellan 90–100 l/h sjunker inte nitratkoncentrationen mer, däremot fås en större ökning av BOD₅-koncentrationen.



Figur 13. Utgående BOD₅- och nitratkoncentration och för processlösning 2 vid olika metanoldoser under vinterförhållandet. Produktionsmålen för nitrat är 4,8 mg NO₃/l och för BOD₅ 5,5 mg O₂/l (BOD₇ är 6,4 mg O₂/l).

4.1.1 Driftkostnad

I Tabell 8 visas driftkostnader för de tre processlösningarna. Den processlösning som resulterar i lägst driftkostnad är 3.b. Den processlösning som resulterar i högst driftkostnad är processlösning 1.b eller 2.b, beroende på driftsätt för 1.b under sommaren. För 1.b och 2.b består driftkostnaden endast av kostnaden för metanol, medan en liten del av driftkostnaden för 3.b består av kostnaden för nitratreturpumpen.

Tabell 8. Driftkostnad för att nå utgående nitratkoncentration 4,8 mg NO₃/l för de tre processlösningarna.

Processlösning	Driftkostnad metanol [kr/år]	Driftkostnad el [kr/år]	Total driftkostnad [kr/år]
1.b 3:4 luftad sommar	3 500 000 kr	-	3 500 000 kr
1.b 3:4 oluftad sommar	2 300 000 kr	-	2 300 000 kr
2.b	2 400 000 kr	-	2 400 000 kr
3.b	1 700 000 kr	140 000 kr	1 900 000 kr

4.1.2 Klimatpåverkan

I Tabell 9 visas klimatpåverkan av metanol och elkonsumtion från nitratreturpump för de tre processlösningarna. Den totala klimatpåverkan är lägst för processlösning 3.b, och högst för 1.b eller 2.b, beroende på driftsätt för 1.b under sommaren. Den största delen av klimatpåverkan kommer från metanolen. Klimatpåverkan från metanoldosering för

processlösningarna varierar mellan 5,9 – 12 % av den totala klimatpåverkan från Kungsängsverket.

Tabell 9. Klimatpåverkan för att nå utgående nitratkoncentration 4,8 mg NO₃/l för de tre processlösningarna.

Processlösning	Klimatpåverkan metanol [ton CO ₂ -ekv/år]	Klimatpåverkan el [ton CO ₂ -ekv/år]	Total klimatpåverkan [ton CO ₂ -ekv/år]	Andel av Kungsängsverket totala utsläpp under 2024 (7 502 ton CO ₂ -ekv/år)
1.b 3:4 luftad sommar	900	0	900	12 %
1.b 3:4 oluftad sommar	590	0	590	7,9 %
2.b	600	0	600	8,0 %
3.b	440	1,6	440	5,9 %

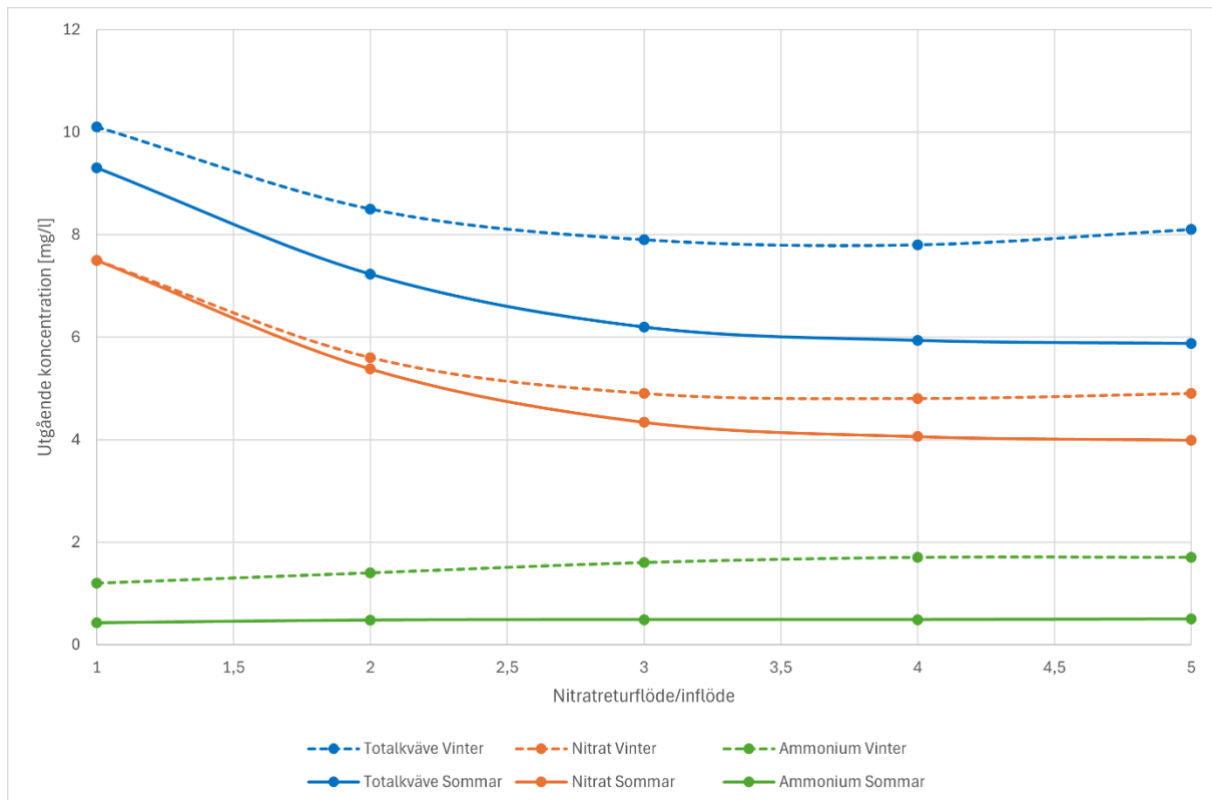
4.2 FÖRDJUPAD STUDIE AV PROCESSLÖSNING 3

Processlösning 3 resulterade i den lägsta driftkostnaden och klimatpåverkan av de tre processlösningarna, därför undersöktes den vidare. Resultaten för testning av olika styrstrategier för metanoldosering och nitratreturen beskrivs nedan.

4.2.1 Flödesproportionell nitratretur

Figur 14 visar hur utgående koncentrationer av nitrat, totalkväve- och ammonium påverkas av nitratreturflödet för processlösning 3. Nitratkoncentrationen minskar med ett högre nitratreturflöde upp till ett flöde som är tre gånger större än inflödet under vinterförhållandet och fyra gånger större under sommaren. Ammoniumkoncentrationen är stabil under sommaren, men ökar vid högre nitratreturflöden under vintern.

För att undvika en försämrad nitrifikation och samtidigt nyttja det organiska materialet i inkommande vatten valdes ett nitratreturflöde som är tre gånger det inkommande flödet för vidare analyser i den flödesstyrda styrstrategin. Detta flöde bedöms ge en stabil rening utan att äventyra nitrifikationen.



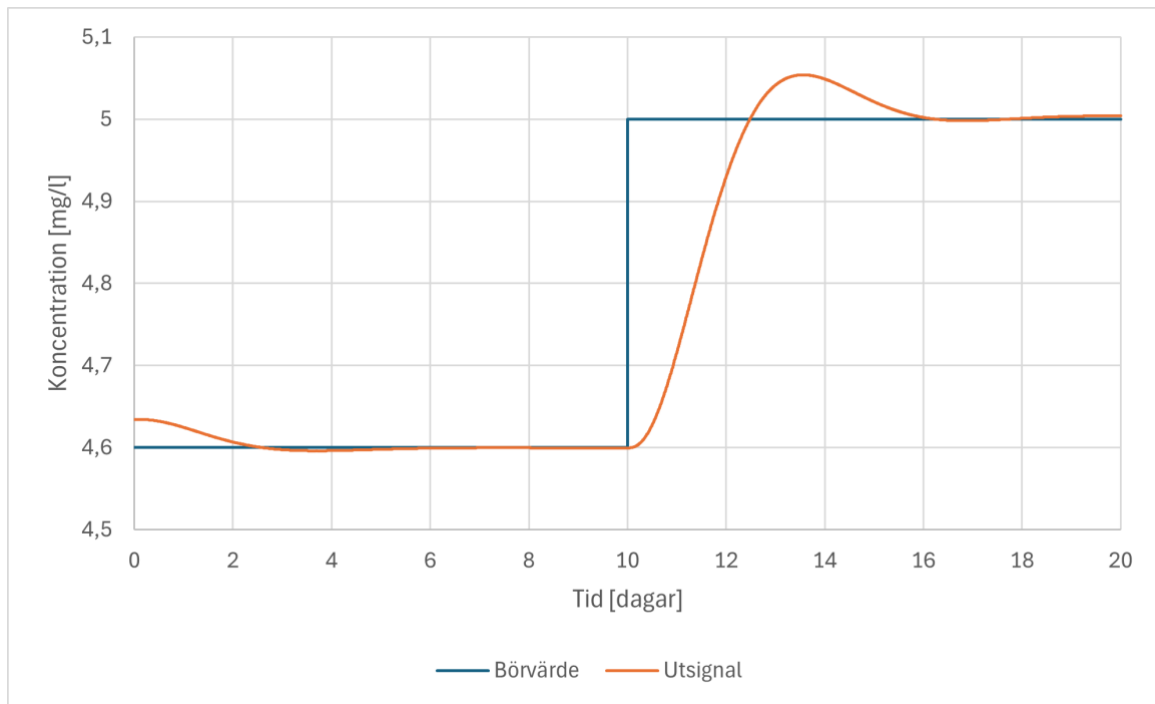
Figur 14. Utgående kvävekoncentrationer som en funktion av nitratreturflödet vid en metanoldosering på 0,806 m³/dag under vinterförhållande.

4.2.2 Flödesproportionell metanoldosering

Kvoten mellan metanoldoseringen och det inkommande flödet som krävs för att nå en utgående nitratkoncentration på 4,8 mg NO₃/l vid ett nitratreturflöde som är tre gånger större än det inkommande identifierades till 26 ppm under sommarförhållandet och 28 ppm under vinterförhållandet, vilket motsvarar 0,744 l/h respektive 0,806 l/h. Resultaten visas i Tabell 10.

4.2.3 Trimning av PI-regulator för metanoldosering

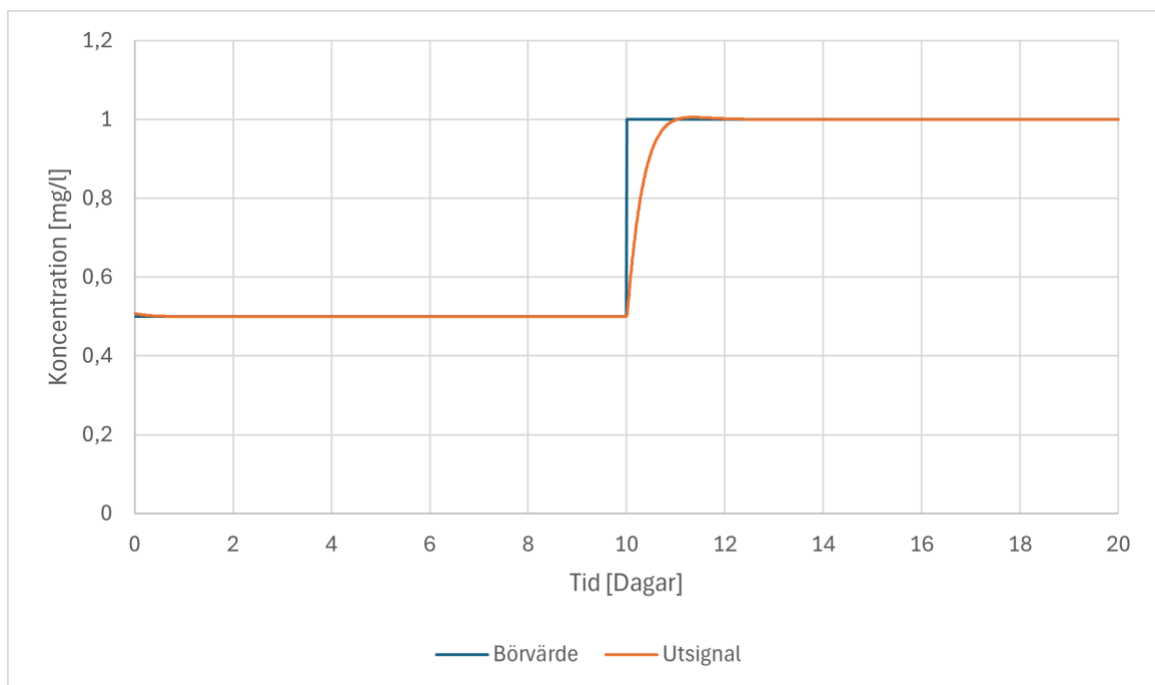
Regulatorns parametrar bestämdes till $K_p=0,0007$ och $K_i=0,0012$. Stegsvaret för det slutna systemet visas i Figur 15.



Figur 15. Stegsvaret för det slutna systemet med $K_p=0,0007$ och $K_i=0,0012$. Börvärdet ändras från 4,6 mg NO_3/l till 5 mg NO_3/l .

4.2.4 Trimning av PI-regulator för nitratretur

Parametrarna för regulatoren som styr nitratreturen bestämdes till $K_p=500$ och $K_i=100$. Stegsvaret för det slutna systemet visas i Figur 16.



Figur 16. Stegsvaret för det slutna systemet med $K_p=500$ och $K_i=100$. Börvärdet ändras från 0,5 mg NO_3/l till 1 mg NO_3/l .

4.2.5 Utvärdering av styrstrategier

De utvärderade styrstrategierna visas i Tabell 10.

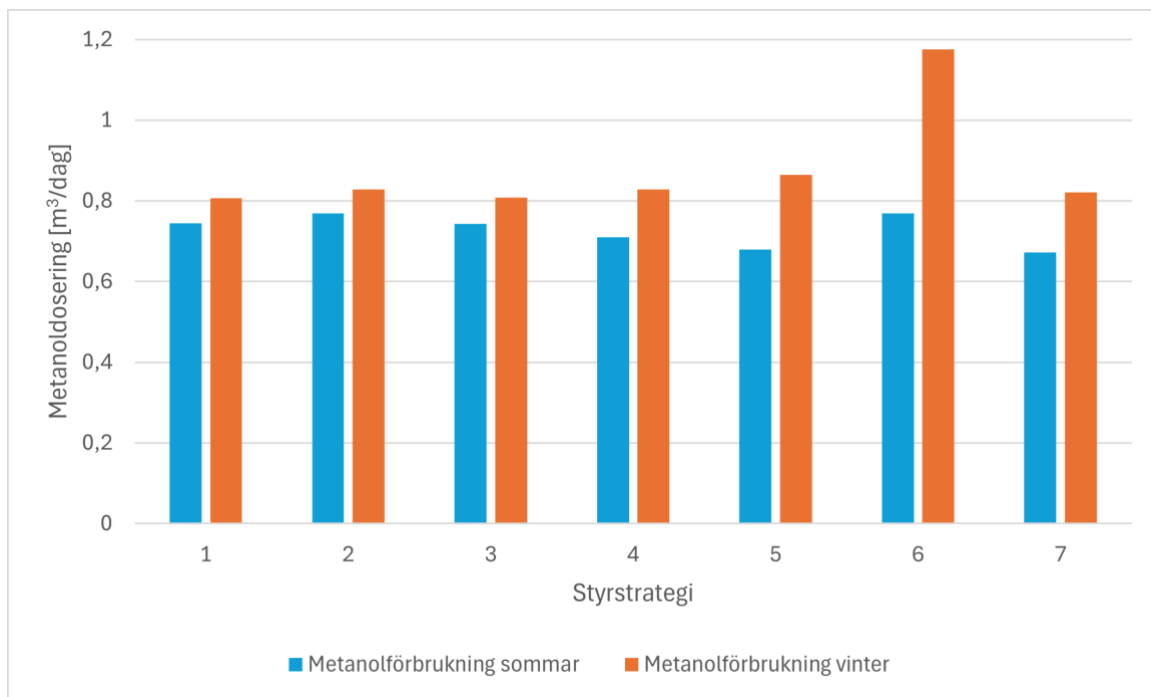
Tabell 10. De olika styrstrategierna som testats.

Strategi	Styrning extern kolkälla	Styrning nitratretur
1	Konstant	Flödesproportionell (300%)
2	Flödesproportionell	Flödesproportionell (300%)
3	PI mot nitrat	Flödesproportionell (300%)
4	Flödesproportionell	PI mot nitrat BV = 2 mg/l
5	Flödesproportionell	PI mot nitrat BV = 1 mg/l
6	Flödesproportionell	PI mot nitrat BV = 0,3 mg/l
7	PI mot nitrat	PI mot nitrat BV = 1 mg/l

Den mängd metanol som krävdes för att uppnå en utgående nitratkoncentration på 4,8 mg NO₃/l för de utvärderade styrstrategierna visas i Figur 17.

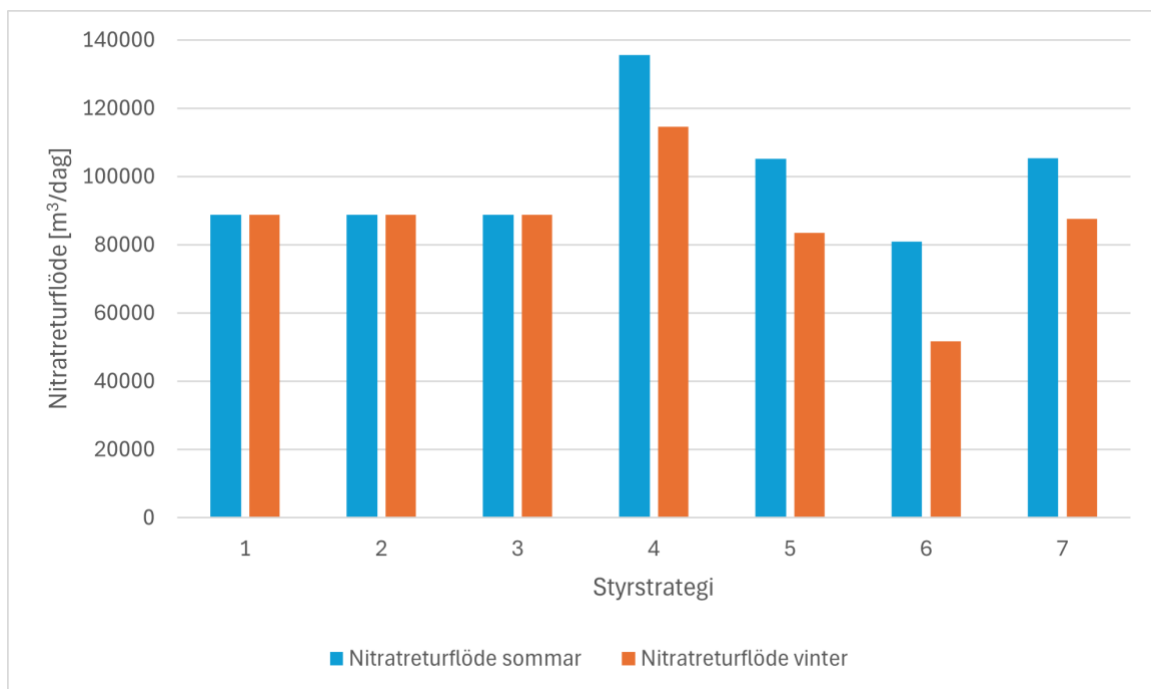
För samtliga styrstrategier krävdes mer metanol under vinterförhållandet för att uppnå produktionsmålet. Styrning med PI-regulator för både metanoldosering och nitratreturflöde gav den lägsta metanolförbrukningen (strategi 7).

För styrning av nitratreturflödet med PI-regulatorn gav börvärdet på 2 mg NO₃/l lägst metanolförbrukning jämfört med börvärden på 0,3 och 1 mg NO₃/l, dock marginellt mindre jämfört med 1 mg NO₃/l.



Figur 17. Metanolförbrukning för de olika styrstrategierna.

I Figur 18 visas nitratreturflödet för respektive styrstrategi. För samtliga strategier med PI-styrning av nitratreturflödet är det ett högre nitratreturflöde under sommaren (strategi 4–7). PI-reglering av nitratreturen med ett börvärde på 2 mg NO₃/l (strategi 4) resulterade i den högsta flödet, medan ett börvärde på 0,3 mg NO₃/l (strategi 6) resulterade i det lägsta flödet.



Figur 18. Nitratreturflöde för de olika styrstrategierna.

Värden för metanolförbrukning och nitratreturflöde för de olika styrstrategierna finns i Bilaga 5 och de utgående koncentrationerna av totalkväve, nitrat, ammonium och BOD₅ finns i Bilaga 6.

4.2.5.1 Driftkostnader

I Tabell 11 visas driftkostnader för respektive styrstrategi. Den styrstrategi som resulterar i lägst driftkostnad är strategi 7, som använder nitratstyrning både för metanoldosering och nitratreturen. Den styrstrategi som resulterar i högst driftkostnad är strategi 6, där flödesbaserad metanoldosering användes och börvärdet för nitratreturen var inställd på 0,3 mg NO₃/l. Den största delen av driftkostnaden består av kostnaden för metanol.

Tabell 11. Total driftkostnad för de olika styrstrategierna.

Strategi	Driftkostnad metanol [kr/år]	Driftkostnad el [kr/år]	Total driftkostnad [kr/år]
1	1 700 000	140 000	1 800 000
2	1 800 000	140 000	1 900 000
3	1 700 000	140 000	1 800 000
4	1 700 000	200 000	1 900 000
5	1 700 000	150 000	1 900 000
6	2 200 000	100 000	2 300 000
7	1 600 000	150 000	1 800 000

4.2.5.2 Klimatpåverkan

I Tabell 12 visas klimatpåverkan för de respektive styrstrategi. Den totala klimatpåverkan var lägst för strategi 7, medan strategi 6 gav högst. Den största delen av klimatpåverkan består av klimatpåverkan från metanolen.

Tabell 12. Klimatpåverkan från metanol, elförbrukning samt total klimatpåverkan för de olika styrstrategierna.

Strategi	Klimatpåverkan metanol [ton CO ₂ -ekv/år]	Klimatpåverkan el [ton CO ₂ -ekv/år]	Total klimatpåverkan [ton CO ₂ -ekv/år]
1	440	1,6	440
2	450	1,6	450
3	440	1,6	440
4	430	2,3	430
5	430	1,7	440
6	550	1,2	550
7	420	1,8	420

5 DISKUSSION

5.1 RENINGSRESULTAT

Modellen som används är en förenkling av verkligheten och trots kalibrering bör resultaten tolkas med försiktighet. Resultaten bör inte tolkas som exakta värden, utan snarare användas för att identifiera trender och jämföra förhållanden och processlösningar. Resultaten är särskilt känsliga för antaganden kring tillgängligt syre, biologisk aktivitet och slamålder.

Samtliga processlösningar av bio-C som utvärderats i denna studie kan nå produktionsmålet för nitrat (4,8 mg NO₃/l) vid tillsats av metanol. Den befintliga processlösningen (1.b) kräver högst metanoldosering av de tre processlösningarna. En anledning till detta är att nitrat bildas i den sista zonen, vilket kräver att denitrifikationen i de oluftade zonerna innan måste vara nästintill fullständig för att utgående nitrat inte ska överstiga produktionsmålet (Tejde 2022). I den befintliga processlösningen alternerar dessutom de luftade och oluftade zonerna flera gånger, vilket ökar risken att syre överförs till de oluftade zonerna. Med syre i de oluftade zonerna försämras denitrifikationen, eftersom mikroorganismerna i första hand reducerar syre, samtidigt som det organiska materialet förbrukas (Svenskt Vatten 2021). Vid det alternativa driftsättet för processlösning 1.b, där zon 3:4 inte luftas sommartid, krävdes en betydligt mindre metanoldosering. I dagsläget är detta inte möjligt eftersom inga omrörare är installerade i denna zon. Anledningen till att detta driftsätt fungerade bra kan vara att nitrifikationen inte kräver så stora luftade volymer sommartid, och då zon 3:4 är oluftad får mikroorganismerna och substratet en längre kontakttid, vilket förbättrar denitrifikationen. I den kombinerade för- och efterdenitrifikationen (3.b) kan den externa kolkällan nyttjas mer effektivt och har därför en lägre metanolförbrukning.

Resultaten visade att nitrifikationen är känslig för variationer i temperatur och tillväxthastigheten för AOB. I vinterförhållandet fungerade nitrifikationen sämre för processlösningen med stegbeskickning och efterdenitrifikation (2) och processlösningen med för- och efterdenitrifikation (3) än för processlösningen med stegbeskickning (1), vilket indikerar att dessa kräver större luftade volymer eller högre slamålder för att bibehålla nitrifikationen. Processlösningar med stegbeskickning har fördelen att de kan ha en högre slamålder med samma volym som en konventionell processlösning (Tchobanoglous et al. 2014), vilket gynnar nitrifikationen. För att kompensera för den försämrade nitrifikationen minskades uttaget av överskottslam i modellen, vilket ökade slamåldern och förbättrade nitrifikationen för alla modeller. Detta innebär att slamhalten i modellerna är högre än vad modellen ursprungligen kalibrerats med och högre än den verkliga driften idag. Problem som kan komma med en högre slamålder kan vara dåliga slamegenskaper, slamflykt och slamsvälling (Svenskt Vatten 2021). En högre slamålder på bio-C har tidigare visat sig vara svårt att upprätthålla på grund av att mellansedimenteringen inte klarar av en högre belastning vilket leder till slamflykt (Arvidsson 2025, muntlig kommunikation). Huruvida det finns möjliga lösningar att åtgärda detta för att möjliggöra en högre slamålder bör undersökas vidare.

Det bör även betonas att i simuleringarna antogs att luftflödet som syresätter de luftade zonerna inte har någon övre begränsning. Detta möjliggör i simuleringsprogrammet SUMO att syrebörvärdet på 1,8 mg O₂/l alltid hålls konstant i alla luftade zoner, eftersom simuleringsprogrammet automatiskt styr luftningen i denna studie. I den verkliga anläggningen klarar inte luftningssystemet att upprätthålla börvärdet i samtliga luftade zoner när belastningen är hög, vilket innebär att resultaten från simuleringen möjligtvis underskattar

problemen med nitrifikation vintertid för verklig drift. Möjligheten till att förbättra luftningssystemet och styrstrategin för detta bör undersökas vidare, då det kan förbättra nitrifikationen. En styrstrategi som har visat sig vara energieffektiv samtidigt som ammoniumkoncentrationen kan styras är ammoniumåterkoppling (Åmand 2015), även kallat ammonium-based aeration control (ABAC). Denna styrning innebär att börvärdet för syreregulatorerna ställs in automatiskt beroende på ammoniumkoncentrationen i slutet av de luftade zonerna (Åmand 2015).

Vid en högre koncentration av organiskt material försämras nitrifikationen (Hu et al 2009). Detta beror på att heterotrofa mikroorganismer gynnas av det organiska materialet och konkurrerar med de nitrifierande bakterierna om syre (Hu et al 2009). I processlösningen med stegbeskickning (1.b) och processlösningen med kombinerad för- och efterdenitrifikation (3.b) krävdes större luftade volymer under vinterförhållandet med metanoldosering jämfört med utan metanoldosering för att ammoniumkoncentrationen skulle hållas under ammoniumkravet (2 mg NH_4/l). I processlösningen med stegbeskickning och efterdenitrifikation utan metanoldosering 2.a och med metanoldosering 2.b var alla luftade volymer densamma med och utan tillsats av extern kolkälla, och resultaten visar att ammoniumkoncentrationen ökar vid tillsats av extern kolkälla. Resultaten visade att det var en högre koncentration COD i returslammet, vilket indikerar att rester av organiskt material från den externa kolkällan förs tillbaka till processen och försämrar nitrifikationen genom att förbruka syre.

Processlösning 1.b och 3.b visade något förhöjda BOD_5 -koncentrationer vid tillsats av metanol, från 1,7 mg O_2/l till 1,9 mg O_2/l respektive 1,5 till 2 mg O_2/l , medan processlösning 2.b visade kraftigt förhöjda värden, från 1,5 mg O_2/l till 4,2 mg O_2/l . Detta tyder på att en del av den externa kolkällan inte hinner nyttjas i processlösning 2.b, vilket kan bero på att den sista zonen där kolkällan tillsätts är för liten och att kontakttiden mellan substrat och mikroorganismer är för kort. Den förhöjda halten överstiger dock inte villkoret för Kungsängsverket i det nya tillståndet, som är 6,8 mg BOD_5/l (8 mg BOD_7/l). Trots detta bör koncentrationerna hållas nere eftersom det organiska materialet förbrukar syre i recipienten vilket kan bidra till syrefria bottenar (Sveriges miljömål 2025), samtidigt som en dosering av extern kolkälla som inte utnyttjas innebär onödiga kostnader och klimatpåverkan.

5.2 DRIFTKOSTNAD OCH KLIMATPÅVERKAN

Eftersom doseringen av extern kolkälla i studien baserades på fossil metanol blir klimatpåverkan särskilt hög. Priset på metanol har dessutom ökat markant under senaste åren (Arvidsson 2025, muntlig kommunikation). För alla processlösningar och styrstrategier utgör klimatpåverkan från metanoldosering en relativt stor andel av hela Kungsängsverket klimatpåverkan. Det finns dock fler kolkällor på marknaden, som både kan vara billigare och ge en lägre klimatpåverkan än metanol. Det är därför av stor ekonomisk och miljömässig vikt att minimera behovet av extern kolkälla och att utvärdera externa kolkällor med mindre klimatpåverkan än metanol med fossilt ursprung.

Beräkningar för klimatpåverkan och driftkostnader avgränsades i detta arbete. Lustgasutsläpp var en av de parametrar som inte togs hänsyn till. Lustgasavgångar från reningsverk är vanligtvis störst från det biologiska reningssteget och dessa är svåra att kvantifiera och förutspå då de kan variera kraftigt eftersom de beror av flera processparametrar och driftsätt (Yang et al. 2022). Svenskt Vattens klimatberäkningsverktyg (Svenskt Vatten u.å) beräknar

lustgasutsläppen endast utifrån mängden kväve som avskiljs, men för att bedöma hur lustgasavgången skulle förändras av tillsats av extern kolkälla eller ombyggnation bör utvärderas vidare.

5.3 STYRSTRATEGIER FÖR PROCESSLÖSNING 3

Samtliga testade styrstrategier för dosering av extern kolkälla och nitratretur fungerade väl, med små skillnader i doseringsmängd, klimatpåverkan och driftkostnad. Dock visade sig börvärdet för nitratreturen ha stor påverkan på resultatet. Ett för lågt börvärde resulterade i ökad metanoldosering, vilket syntes tydligt för strategi 6, där börvärdet var satt till 0,3 mg NO₃/l i den sista anoxa zonen i fördenitrifikationen. Ett högre börvärde rekommenderas därför. Tidigare studier (Ingildsen 2002), föreslår 2 mg NO₃/l, men i denna studie gav 1 mg NO₃/l ett likvärdigt resultat samtidigt som påverkan på nitrifikationen blev mindre.

Vid bestämning av det optimala nitratreturflödet visade resultaten att det krävs en avvägning mellan att minimera förbrukningen av extern kolkälla och risk för försämring av nitrifikationen. Vid implementering i verklig drift är det därför viktigt att undersöka det optimala flödet för den fysiska anläggningen vid olika temperaturer och belastning.

PI-reglering för både metanoldosering och nitratretur gav en marginellt lägre klimatpåverkan och driftkostnad. I praktiken är detta den enda typ av styrning som kan hålla utsignalen nära ett inställt börvärde. För bestämning av parametrar till PI-regulatorn är en långsammare reglering att föredra eftersom processen är långsam och överdosering bör undvikas. Konstant- och flödesbaserad dosering fungerade bra under de förhållanden som simulerades, men eftersom inga högflöden eller kraftigt varierande belastningar simulerades kan resultaten överskatta styrstrategiernas prestanda. För att undersöka dessa skillnader närmare är ett alternativ att utveckla modellen för att testa fler driftförhållanden, exempelvis med högflöden och lägre temperaturer.

Vid implementering av enklare strategier som flödesbaserad dosering krävs noggrann inställning av min- och maxvärden för att undvika över- eller underdosering. I det nya tillståndet för Kungsängsverket finns ett utsläppsvillkor för ammonium mellan april-oktober, och med en överdriven nitratreturpumpning finns en risk för försämrade nitrifikation. Ett för litet nitratreturflöde kräver i stället att mer kolkälla behöver doseras. En överdriven metanoldosering innebär risk för förhöjda utgående BOD-koncentrationer, onödiga kostnader och klimatpåverkan, samtidigt som en för låg dosering riskerar utgående totalkvävekoncentration som överstiger kraven. Det är därför viktigt med en pålitlig styrning som kan hålla de utgående koncentrationerna vid ett önskat värde.

Störningarna som påverkar metanoldoseringen och nitratreturen är den varierande belastningen under dygnet. För att eliminera störningarna kan återkoppling av nitratkoncentrationen kombineras med framkoppling, där den inkommande nitratkoncentrationen också mäts, och på så sätt minimeras störningen i utsignalen. Denna typ av reglerstrategi kräver ännu fler givare, men kan ändå vara intressant att undersöka vidare.

5.4 PRAKTISK TILLÄMPNING

Studien visar att kvävereningen på bio-C kan förbättras genom optimering av nuvarande process med extern kolkälla, alternativa driftsätt och effektivare luftningssystem med ökad kapacitet så att syrebörvärdet kan hållas även vid högbelastning. PI-reglering visade potential för optimerad dosering men kräver investering i givare och ett ökat underhållsbehov.

Att modifiera reningssteget och implementera en kombinerad för- och efterdenitrifikation (processlösning 3.b) är också ett alternativ för att öka reningseffektiviteten och minimera användandet av kolkälla. Något som bör tas i beaktning är dock att säkerställa att de befintliga volymerna räcker till för denna processlösning, eftersom resultaten tyder på att nitrifikationen i denna processlösning är känsligare och kräver en högre slamålder. Ombyggnationskostnader är inte inkluderade i denna studie, men är något som bör undersökas vidare.

Styrning av metanoldosering och nitratreturflöde med PI-reglering har fungerat bra i simuleringsstudien. Det är dock viktigt att ha pålitliga givare och instrument, något som kan vara svårt på reningsverk eftersom givare ofta sätts igen på grund av vattenmiljön. För mätning av nitrat finns optiska givare som är mer exakta än potentiometriska givare och underlättar därför regleringen (Arvidsson 2025, muntlig kommunikation).

6 SLUTSATSER

Från den genomförda studien kan följande slutsatser dras:

- Enligt simuleringarna kan alla tre processlösningar nå produktionsmålet för nitrat på 4,8 mg NO₃/l vid tillsats av extern kolkälla och med en ökad slamålder.
- Vid stegbeskickning med efterdenitrifikation (processlösning 2) finns en risk för förhöjda BOD-koncentrationer i utflödet från mellansedimenteringen vid tillsats av extern kolkälla.
- Kombinerad för- och efterdenitrifikation (processlösning 3) ger den lägsta driftkostnaden och klimatpåverkan av de tre processlösningarna som utvärderats i denna studie.
- Dagens processlösning (processlösning 1) kan effektiviseras med luftningssystem som kan upprätthålla önskvärt syrebörvärde även vid hög belastning. Effektivare luftning tar mindre volym i anspråk, vilket leder till större volym för denitrifikation och en lägre metanolförbrukning.
- För stegbeskickning med efterdenitrifikation (processlösning 2) och kombinerad för- och efterdenitrifikation (processlösning 3) finns ett behov av att öka slamåldern jämfört med befintlig processlösning. Konsekvenserna av en ökad slamålder bör utredas vidare.
- Tillsats av metanol kan försämma nitrifikationen om rester från det organiska materialet förs tillbaka till processen genom returslammet.
- Styrning av metanoldosering och nitratreturflöde med PI-reglering resulterar i den lägsta metanolförbrukningen, samtidigt som över- och underdosering undviks.

Modellen som används är en förenkling av verkligheten och trots kalibrering bör resultaten tolkas med försiktighet. Resultaten bör inte tolkas som exakta värden, utan snarare användas för att identifiera trender och jämföra förhållanden och processlösningar. Resultaten är särskilt känsliga för antaganden kring tillgängligt syre, biologisk aktivitet och slamålder.

REFERENSER

- Andersson, J., Andersson, S.L., Arvidsson, D., Kanders, L., Lind, P., Lindblom, E.U., Marsilius, B., Mohlander, M., Olofsson, L., Rappmann, T., Samuelsson, O., Sehlén, R. (2024). *Simulering för hållbar dimensionering av reningsverk – SIMDIM*. Smart Built environment. Rapport U10-2022-13. [Simulering för hållbar dimensionering av reningsverk](#)
- Bengtsson, S., Fujii, D., Arnell, M., Andersson, S., Carlsson, B., Held, H., Gustavsson, D. (2019). *Effektiv luftning: Design, drift, underhåll och upphandling av luftningsutrustning för kommunala avloppsreningsverk*. Svenskt Vatten Utveckling. Rapport Nr 2019–23. <https://vattenindustrin.se/wp-content/uploads/sites/42/2020/03/ELSA-SVU-rapport-2019-23.pdf> [2023-03-11]
- Blackman, A., Gahan, L. (2014). *Aylward and Findlay's SI Chemical Data*. Upplaga 7, John Wiley & Sons.
- Carlsson, B., Åmand, L., Hallin, S. (2019). *Reglerteknik och mikrobiologi i avloppsreningsverk*. Svenskt Vatten. Publikation U10.
- Ding, F., He, T., Qi, X., Zhang, H., An, L., Xu, S., Zhang, X. (2024). Comammox Nitrospira dominates the nitrification in artificial coniferous forest soils of the Qilian Mountains. *Science of The Total Environment*. 906. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167653>
- Dürrenmatt D.J., Ahnert, M., Alex, G., Keyzers, C., Langergraber, G., Poutiainen, H., Schmuck, S., Spering, V., Winkler, S. (2012). *Excel Workbook for the Generation of diurnal variation for influent data for dynamic simulation (1.0)*. [Excel datablad]
- Dynamita (u.å.a). *SUMO2022 kursmaterial*. [Intern video]
- Dynamita (u.å.b). *Process models in SUMO: List of process models available in SUMO with short description*. https://wiki.dynamita.com/en/process_model [2025-02-28]
- Dynamita (u.å.c) *Process units in SUMO*. https://wiki.dynamita.com/en/process_units [2025-05-05]
- Ekama, G., Wentzel, M., Van Loosdrecht, M. (2023). Nitrogen removal. I: Chen, G., van Loosdrecht, M., Ekama, G., Brdjanovic, D. (red.) *Biological Wastewater Treatment Principles, Modelling and Design 2nd edition*. IWA Publishing. 161–238. <https://doi.org/10.2166/9781789060362>
- Europeiska unionens råd (2024). *EUROPAPARLAMENTETS OCH RÅDETS DIREKTIV (EU) 2024 om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse (omarbetning)*. <https://data.consilium.europa.eu/doc/document/PE-85-2024-INIT/sv/pdf> [2025-05-11]
- Ghafari, S., Hasan, M., Kheireddine Aroua, M. (2007). Bio-electrochemical removal of nitrate from water and wastewater—A review. *Bioresource Technology*. 99 (10). 3965-3974. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.05.026>
- Najafpour, G.D. (2007). CHAPTER 5 - Growth Kinetics. I: Najafpour, G.D. (red.) *Biochemical Engineering and Biotechnology*. Elsevier. 81-141. <https://doi.org/10.1016/B978-044452845-2/50005-7>

- Hallin, S., Lindgren, P-E., Kokalj, Stefan., Rothman, M. (2003). *Strategier för effektiv nitrifikation – slamålderns betydelse*. Svenskt Vatten. VA-forsks rapport nr 10. https://vav.griffel.net/filer/VA-Forsk_2003-10.pdf [2025-03-10]
- Havsmiljöinstitutet (u.å). *Övergödning*. <https://www.sverigesvattenmiljo.se/sa-mar-vara-vatten/2023/sammanfattningar/0/0/4> [2025-02-24]
- Henze, M., Gujer, W., Mino, T., van Loosedrecht, M. (2006). Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3. *Scientific and technical report No. 9*. IWA Publishing, Volym (5). <https://doi.org/10.2166/9781780402369>
- Hu, J., Li, D., Liu, Q., Tao, Y., He, X., Wang, X., Li, X., Gao, P. (2009). Effect of organic carbon on nitrification efficiency and community composition of nitrifying biofilms. *Journal of Environmental Sciences*. 21, 387–394.
- Ingildsen, P. (2002). *Realising full-scale control in wastewater treatment systems using in situ nutrient sensors*. Doktorsavhandling. Lund University. <https://lucris.lub.lu.se/ws/portalfiles/portal/5917103/716091.pdf> [2025-02-26]
- Itokawa, H., Hanaki, K., Matsuo, T. (1996). Nitrous oxide emission during nitrification and denitrification in a full-scale night soil treatment plant. *Water Science and Technology*. Volym (34). Sida 277-284. [https://doi.org/10.1016/0273-1223\(96\)00542-2](https://doi.org/10.1016/0273-1223(96)00542-2) 0
- Karassik, I., Messina, J., Cooper, P., Heald, C. (2008). *Pump handbook*. 4de upplagan, McGraw Hill.
- la Cour Jansen, J., Harremoës, P., Henze, M. (2021). Treatment Plants for Denitrification. I: la Cour Jansen, J., Arvin, E., Henze, M., Harremoës, P (red.) *Wastewater treatment: Biological and Chemical Processes*. Polyteknisk Forlag. 235–269.
- Marsilius, B. (2024). *Simulering för hållbar dimensionering av ARV: Resultat – modellering av C-blocket i SUMO*. Uppsala Vatten och Avfall. UVA-2022-00878-1 [Internt material]
- Monod, J. (1949). *The growth of bacterial cultures*. Frankrike: Pasteur Institute. <https://doi.org/10.1146/annurev.mi.03.100149.002103>
- Nacka tingsrätt (2025). NACKA TINGSRÄTT Mark- och miljödomstolen. DOM (DELDOM). 2025-02-27 meddelad i Nacka. Mål nr M 3506–20 [internt material]
- Naturvårdsverket (2024). *Nu har det omarbetade avloppsdirektivet trätt i kraft*. <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/avlopp/aktuellt/eus-forslag-till-reviderat-avloppsdirektiv-diskuteras-i-ministerradet/> [2025-05-11]
- Nikolic', A., Sundin, A-M. (2006). Teknik för förbättrad kväverening i Sverige – resultat av landsomfattande enkätundersökning. *VATTEN* 62:313–322. https://www.tidskriftenvatten.se/wp-content/uploads/2017/04/48_article_2149.pdf
- Ramboll (2023). *Principförslag Kungsängsverket*. [Internt material]
- Rieger, L., Gillot, S., Langergraber, G., Ohtsuki, T., Shaw, A., Takács, I., Winkler, S. (2012). Guidelines for Using Activated Sludge Models. *Scientific and Technical Report No. 22*. IWA Publishing, Volym (11). <https://doi.org/10.2166/9781780401164>
- Svenskt Vatten (2021). *Avloppsteknik 2: Reningsprocessen*. Upplaga 2, Svenskt Vatten.

Svenskt Vatten (2024). *Klimatberäkningsverktyg för VA-anläggningar: Användarmanual*. Version 3. sv-klimatberakningsmodell_va-anlaggningarn_anvandarmanual-mars2024.pdf [2025-02-27]

Svenskt Vatten (u.å). *Klimatberäkningsverktyg drift* (XLSX) [Beräkningsverktyg]. [klimatberakningsverktyg_240206.xlsx](https://sv-klimatberakningsmodell_va-anlaggningarn_anvandarmanual-mars2024.pdf) [2025-04-22]

Sveriges miljömål (2025). *Syrefattiga och syrefria bottnar*. [Syrefattiga och syrefria bottnar - Sveriges milj](https://sverigesmiljomal.se/miljomalen/ingen-overgodning/syrefattiga-och-syrefria-bottnar/omal)<https://sverigesmiljomal.se/miljomalen/ingen-overgodning/syrefattiga-och-syrefria-bottnar/omal> [2025-05-07]

Tchobanoglous, G., Stensel, H.D., Tsuchihashi, R., Burton, F. (2014). *Wastewater engineering: Treatment and resource recovery*. 5e upplagan. New York: McGraw-Hill.

Timmermans, P., van Haute, A. (1983). Denitrification with methanol: Fundamental study of the growth and denitrification capacity of *Hyphomicrobium* sp. *Water Research*. Volym (17), Sida 1249–1255. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(83\)90249-X](https://doi.org/10.1016/0043-1354(83)90249-X)

Tejde, L. (2022). *Satsvisa laboratorieförsök för utvärdering av kolkällor i denitrifikation*. (UPTEC W 22023). Uppsala universitet. Institutionen för geovetenskaper. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1682279/FULLTEXT01.pdf>

Uppsala kommun (2001). *Kungsängsverket Driftinstruktion Pärm 2 (2)*. [Intern material]

Uppsala kommun (2024). *Befolkningsprognos - Uppsala kommun 2024–2050*. (KSN-2024-00327). https://www.uppsala.se/contentassets/38b84a806ecf415485901e2d4b3adf47/befolkningsprognos_uppsala-kommun_2024.pdf

Uppsala Vatten och Avfall (2023a). *Försök med Brenntapplus VP3 som kolkälla i Bio-C linje 3 på Kungsängsverket 2023 Vinter*. (UVA-2022-00836) [Internt material]

Uppsala Vatten och Avfall (2023b). *Försök med Brenntapplus VP3 som kolkälla i Bio-C linje 3 på Kungsängsverket 2023 sommar*. UVA-2022-00836. [Internt material]

Uppsala Vatten och Avfall (2024a). *MILJÖRAPPORT 2023 – Kungsängsverket*. <https://www.uppsalavatten.se/download/18.5ee3b46d19271686b47dd39/1729522836080/Milj%C3%B6rapport%20Kungs%C3%A4ngsverket%202023.pdf> [2025-02-24]

Uppsala Vatten och Avfall (2024b). *Programdirektiv: Kungsängsverket 2025–2034*. (UVA-2024-00635) [Internt material]

Uppsala Vatten och Avfall (2024c). *Rapport – Utredning. Modellering av returslamflöde och nitratretur på Bio C*. [Internt material]

Van Loosdrecht, M., Ekama, G., Lopez Vazquez, C., Meijer, S., Hooijmans, C., and Brdjanovic, D. (2023). Modelling activated sludge processes. I: Chen, G., van Loosdrecht, M., Ekama, G., Brdjanovic, D. (red.) *Biological Wastewater Treatment Principles, Modelling and Design 2nd edition*. IWA Publishing. 613-663. <https://doi.org/10.2166/9781789060362>

Volcke et al. (2023). Wastewater characteristics. I: Chen, G., van Loosdrecht, M., Ekama, G., Brdjanovic, D. (red.) *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design 2nd edition*. IWA Publishing. 77–110. <https://doi.org/10.2166/9781789060362>

Wärff, C., Arnell, M., Ahlström, M. (2020). *Processmodellering av avloppsreningsverk - Kunskapsspridning om ett kraftfullt verktyg för drift och design*. Svenskt Vatten AB. Rapport Nr. 2020–03. <http://vav.griffel.net/filer/svu-rapport-2020-03.pdf>

Yang, J., Kanders, L., Bornold, N. (2022). *Vägledning för lustgasmätning vid avloppsreningsverk*. Rapport Nr 2022–11. Svenskt Vatten Utveckling. <https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/wp-content/uploads/2023/03/svu-rapport-2022-11.pdf> <https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/wp-content/uploads/2023/03/svu-rapport-2022-11.pdf>

Yuan, Z., Oehmen, A., Ingildsen, P. (2002). Control Of Nitrate Recirculation Flow In Predenitrification Systems. *Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research*. Volym (45). <https://doi.org/10.2166/wst.2002.0544>

Åmand, L. (2015). *Implementering och utvärdering av ammoniumåterkoppling i fullskala*. https://vav.griffel.net/filer/C_IVL2015-B2200.pdf

Åmand, L., Andersson, S., Oliveira, F., Rahmberg, M., Arnell, M., Junested, C. (2016). *Nya utsläppskrav för svenska reningsverk – effekter på reningsverkens totala miljöpåverkan*. Svenskt Vatten Utveckling. Rapport Nr 2016–12. [SVU-rapport_2016-12rev.pdf](#)

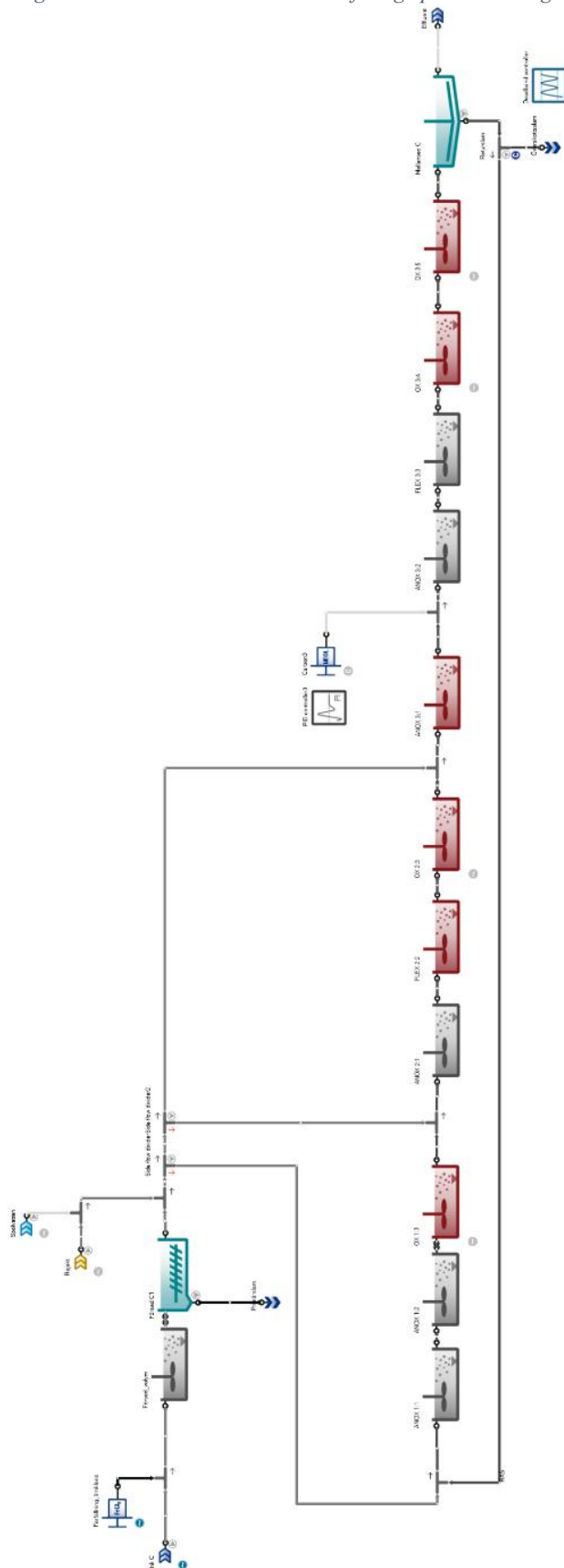
Muntlig kommunikation

Diana Arvidsson, Utredningsingenjör Uppsala Vatten och Avfall (2025)

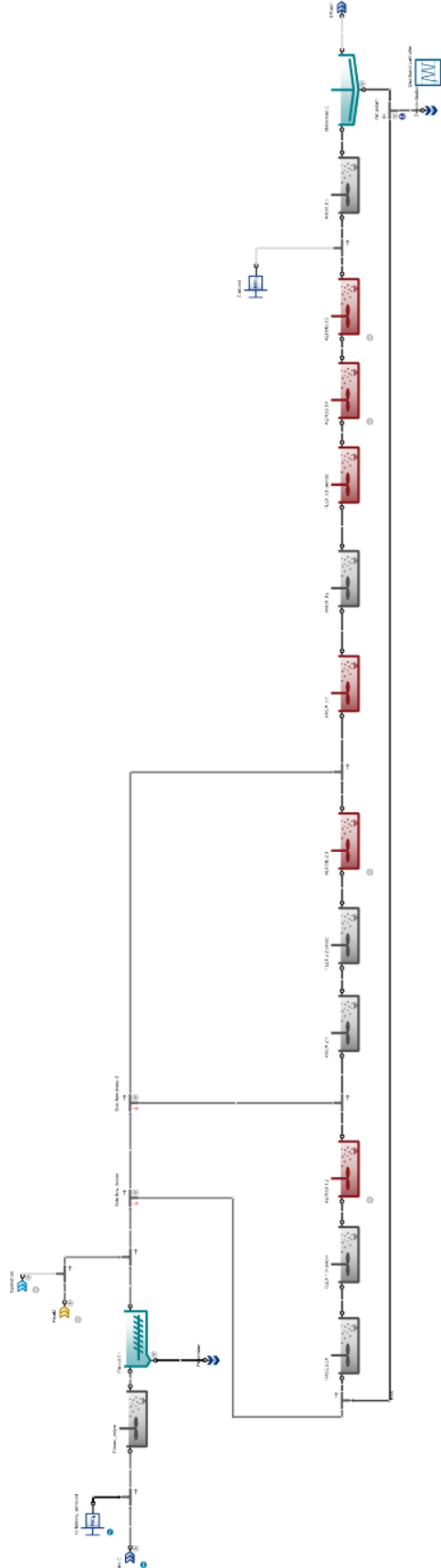
Johanna Andersson, Utredningsingenjör Uppsala Vatten och Avfall (2025)

BILAGOR

Bilaga 1. Processkiss i SUMO av den befintliga processlösningen på bio-C.



Bilaga 2. Processkiss i SUMO av processlösning 2, med stegbeskickning och efterdenitrifikation.



Bilaga 4. Driftinställningar för de olika processlösningarna.

Processlösning	1a	1b			2.a, 2.b	3a	3b	
Förhållande	Sommar Vinter	Sommar	Alternativ sommar	Vinter	Sommar Vinter	Sommar Vinter	Sommar	Vinter
Zon 1:1 896 m3	Olufiad	Olufiad	Olufiad	Olufiad	Olufiad	Olufiad	Olufiad	Olufiad
Zon 1:2 896 m3	Olufiad	Olufiad	Olufiad	Olufiad	Olufiad	Olufiad	Olufiad	Olufiad
Zon 1:3 1792 m3	Luftad	Luftad	Luftad	Luftad	Luftad	Olufiad	Olufiad	Olufiad
Zon 2:1 896 m3	Olufiad	Olufiad	Olufiad	Olufiad	Olufiad	Olufiad	Olufiad	Luftad
Zon 2:2 896 m3	Olufiad	Olufiad	Olufiad	Luftad	Olufiad	Luftad	Luftad	Luftad
Zon 2:3 1878 m3	Luftad	Luftad	Luftad	Luftad	Luftad	Luftad	Luftad	Luftad
Zon 3:1 936 m3	Olufiad	Olufiad	Olufiad	Olufiad	Olufiad	Luftad	Luftad	Luftad
Zon 3:2 936 m3	Olufiad	Olufiad Kolkälla	Olufiad Kolkälla	Olufiad Kolkälla	Olufiad	Luftad	Luftad	Luftad
Zon 3:3 936 m3	Olufiad	Olufiad	Olufiad	Olufiad	Luftad	Luftad	Luftad	Luftad
Zon 3:4 936 m3	Luftad	Luftad	Olufiad	Luftad	Luftad	Luftad	Luftad	Luftad
Zon 3:5 2200 m3	Luftad	Luftad	Luftad	Luftad	Luftad Kolkälla (2.b)	Olufiad	Olufiad Kolkälla	Olufiad Kolkälla
Andel luftad [%]	52	52	45	58	50	49	49	56
Returslam	3200–3600 mg TSS/l i zon 3:4 Dödbandregulator 300 – 800 m3/h							

Bilaga 5. Förbrukad mängd metanol och nitratreturflöde för de olika styrstrategierna.

Strategi	Styrning extern kolkälla	Styrning nitratretur	Årstid	Förbrukad metanol [m ³ / dag]	Nitratreturflöde [m ³ /dag]
1	Konstant	Flödesproportionell (300%)	Sommar	0,744	88 741
			Vinter	0,806	88 741
2	Flödesproportionell	Flödesproportionell (300%)	Sommar	0,769	88 741
			Vinter	0,828	88 741
3	PI mot nitrat	Flödesproportionell (300%)	Sommar	0,743	88 741
			Vinter	0,808	88 741
4	Flödesproportionell	PI mot nitrat BV = 2 mg/l	Sommar	0,710	135 614
			Vinter	0,828	114 580
5	Flödesproportionell	PI mot nitrat BV = 1 mg/l	Sommar	0,680	105 261
			Vinter	0,864	83 594
6	Flödesproportionell	PI mot nitrat BV = 0,3 mg/l	Sommar	0,769	80 950
			Vinter	1,175	51 775
7	PI mot nitrat	PI mot nitrat BV = 1 mg/l	Sommar	0,672	105 322
			Vinter	0,821	87 667

Bilaga 6. Utgående medelkoncentrationer över 30 dagar för de olika styrstrategierna.

Strategi	Årstid	Totalkväve [mg/l]	Nitrat [mg/l]	Ammonium [mg/l]	BOD₅ [mg/l]
1	Sommar	6,7	4,8	0,5	1,8
	Vinter	7,8	4,7	1,6	2,1
2	Sommar	6,6	4,7	0,5	1,9
	Vinter	7,8	4,8	1,6	2,3
3	Sommar	6,7	4,8	0,5	1,8
	Vinter	7,7	4,8	1,5	2,0
4	Sommar	6,7	4,8	0,5	1,9
	Vinter	7,7	4,8	1,5	2,2
5	Sommar	6,7	4,8	0,5	1,9
	Vinter	7,6	4,8	1,4	2,2
6	Sommar	6,6	4,7	0,5	1,9
	Vinter	7,4	4,8	1,3	2,2
7	Sommar	6,7	4,8	0,5	1,8
	Vinter	7,7	4,8	1,5	2,0