

Möjlighet till ökad tillämpning av biologisk fosforavskiljning (bio-P) på svenska avloppsreningsverk

En kunskapssammanställning med omvärldsbevakning och livscykelanalys

KARIN JÖNSSON | JES LA COUR JANSEN | SOFIA HÖGSTRAND
MAGDALENA SVANSTRÖM | CHRISTOFFER WÄRFF



Möjlighet till ökad tillämpning av biologisk fosforavskiljning (bio-P) på svenska avloppsreningsverk

En kunskapssammanställning med omvärldsbevakning och livscykelanalys

Karin Jönsson, Jes la Cour Jansen, Sofia Högstrand,
Magdalena Svanström, Christoffer Wärff

Rapport-nr: 2025-15

Författare: Karin Jönsson, Jes la Cour Jansen, Sofia Högstrand, Magdalena Svanström och Christoffer Wärf

Framsida: AI genererad i Adobe Firefly med prompt “wastewater treatment plant in Swedish landscape next to wheat fields, forest in background, water colour”

Kontaktuppgifter VA-teknik Södra:

Karin Jönsson, programledare

Inst. för processteknik och tillämpad biovetenskap,

Vattenförsörjnings- och avloppsteknik

Lunds Tekniska Högskola (LTH), Box 124, 221 00 Lund

karin.jonsson@ple.lth.se

www.va-tekniksodra.se

Förord

Inom detta projekt, initierat av Naturvårdsverket under 2023, har en kartläggning och analys av möjligheter och hinder för ökad tillämpning av biologisk fosforavskiljning (bio-P) på svenska avloppsreningsverk gjorts. Ökad tillämpning av bio-P skulle minska beroendet av de kemikalier som behövs för att uppnå fosforkraven och minska sårbarheten vid en eventuell brist på fällningskemikalier. En internationell utblick till länder där bio-P av olika skäl används i relativt stor utsträckning har gjorts och i projektet ingår även simulering av ett avloppsreningsverk utan/med kemikaliedosering med efterföljande modellering av miljöeffekter i ett verktyg för livscykelanalys (LCA).

Projektgruppen, ursprungligen bestående av Karin Jönsson (LTH), Jes la Cour Jansen (Jes la Cour Jansen ApS) och Sofia Högstrand (LTH), har under projektets gång kompletterats med Magdalena Svanström (Chalmers) och Christoffer Wärrf (RISE/LTH). Projektgruppen vill rikta sitt varma tack till alla som bidragit med de fakta och diskussioner som bildar underlag till denna rapport:

Lidköping Miljö och Teknik AB tackas särskilt för sin medverkan i projektet genom det EU-finansierade projektet LIWE Life (LIFE17ENV/SE/000384). Tack för dataunderlag till processmodellen samt värdefulla insikter och kommentarer längs vägen.

Gert Petersen (Gert P Environmental ApS) tackas för att ha gett en detaljerad inblick i den danska bio-P-statusen och -utvecklingen. Vidare är vi tacksamma för värdefulla diskussioner om idéer för att introducera bio-P i processer som inte är byggda för det från början. Slutligen vill vi också tacka för bidragen till utvärderingen av bio-P-statusen i Lettland.

Klara Westling (Svenskt Vatten) tackas för hjälp med tillgång till data från databasen VASS och *Åsa Wahlquist* tackas för hjälp med bearbetning av data.

Medlemmar i det svenska *Bio-P-nätverket* tackas för deltagande i den enkätundersökning som var en del av bakgrunden till detta projekt.

De danska energibolagen *Novafos*, *Hillerød Forsyning* och *Skanderborg Forsyning* tackas för deras bidrag till projektet med detaljerade driftdata från sina avloppsreningsverk.

Leon S. Downing (Global Practice and Technology Leader, Nutrient Removal & Recovery, Black & Veatch) tackas för översikten över bio-P-anläggningar i USA.

Paul Roeleveld (Director Business Development & Innovations, Royal Haskoning DHV) tackas för utvinningen av information om bio-P-anläggningar från den nederländska databasen (live-waves.databank.nl/jive) och för diskussioner om resonemanget kring bio-P i Nederländerna.

Cora Eichholz (Research Engineer at Department of Urban Water Management, Technical University of Berlin) och Dr. *Friedrich Hetzel* (Abteilungsleiter Wasser- und Abfallwirtschaft, DWA, Tyskland) tackas för deras bidrag med källor till presentationen av den tyska situationen i händelse av framtida brist på fällningskemikalier.

Projektet är huvudsakligen finansierat av Naturvårdsverket (projekt nr NV-06632-23) men medfinansieras även av Svenskt Vatten genom forskningsklustret VA-teknik Södra och av projektet LIWE Life (LIFE17ENV/SE/000384).

Lund i maj 2025

Sammanfattning

När man undersöker de globala framstegen inom biologisk fosfor- och kväverening blir det uppenbart att motiven som driver implementeringen av närsaltsavskiljning och omfattningen av den behandling som används varierar avsevärt mellan olika länder. Flera faktorer bidrar till dessa skillnader, bland annat nationella traditioner inom rening och reglering av avloppsvatten, ekonomiska överväganden, klimatförhållanden och önskan att utvinna fosfor för användning i jordbruket.

I många länder utgör avloppsreningsverk som använder biologisk fosforavskiljning (bio-P) en försumbar andel av det totala antalet, medan processen används i större utsträckning på andra håll. Generellt sett är kostnaden för kemikalier för fosforfällning den viktigaste faktorn som främjar bio-P. I vissa länder med måttliga krav på fosforavskiljning räcker det med enbart bio-P medan det i andra länder med strikta fosforkrav styr mot bio-P kombinerad med en mindre dos kemisk fällning för polering av fosfor eller mot enbart kemisk fällning för att säkerställa att avskiljningskraven kan uppfyllas. I Danmark har den höga beskattningen av utsläpp av fosfor varit ett incitament att använda kombinationen för att nå låga utsläppsvärden. Detta medför en ökad kostnad för kemikalier, men är trots det ekonomiskt lönsamt.

Många länder har undersökt fosforutvinning ur avloppsslam för att underlätta fosforåterföring till jordbruket. Bio-P kan potentiellt stödja denna återvinning genom struvitfällning, men antalet anläggningar med struvitfällning internationellt är lågt. Trots pågående internationella projekt för att utveckla tekniker för fosforutvinning från aska har framgångarna varit begränsade, även om potentialen för betydande fosforåtervinning kvarstår.

Sedan utvecklingen av den första bio-P-processen för cirka 50 år sedan har flera nya processer utvecklats. Hittills har endast tekniker med aktivt slam implementerats i större skala men utveckling pågår även inom biofilm/granulbaserade system. Alla processerna bygger på samma principer. Bio-P-bakterierna måste exponeras för anaeroba förhållanden med tillgång till lättnedbrytbar kolkälla i form av flyktiga fettsyror (VFA, volatile fatty acids). VFAn kan tas upp under frisättning av fosfor från energirika föreningar som ger den nödvändiga energin för upptag i efterföljande aeroba förhållanden där bakterierna kan utnyttja lagrad VFA för tillväxt och underhåll tillsammans med upptag av den lösta fosfor.

I denna rapport ingår endast system baserade på bio-P i aktivt slam men inte till exempel biofilmsprocesser. Eftersom bio-P-bakterierna är heterotrofa bakterier med en tillväxthastighet som liknar andra heterotrofa bakteriers kan bio-P-processerna utföras på aktivslamanläggningar med enbart avskiljning av organiskt material eller i kombination med kväverening. De olika alternativen för bio-P-konfigurationer i kombination med kväverening kan delas in i tre huvudgrupper med många undergrupper och möjligheter att kombinera huvudegenskaper. Huvudgrupperna kan särskiljas genom det sätt på vilket den nödvändiga VFAn blir tillgänglig för bio-P-processen. I den första huvudgruppen kommer VFAn från inloppet till anläggningen samt från hydrolys av detta inkommande organiska material under anaeroba förhållanden i aktivslamsystemet. I den andra huvudgruppen förbättras VFA-tillförseln genom hydrolys direkt i försedimenteringen alternativt i en separat hydrolysreaktor (primärslamshydrolys). Hydrolysen kan åstadkommas helt enkelt genom att hålla kvar slammet i sedimenteringsbassängerna under en längre tid än normalt och kontinuerligt pumpa upp slammet till ytan på sedimenteringsbassängen så att bildad VFA kan tvättas ur och följa med vattnet till biosteget. I den tredje gruppen sker hydrolysen till VFA med returslam som utgångspunkt. Detta sker i en anaerob reaktor placerad på returslamflödet (sidoströmshydrolys) där slamkoncentrationen är hög vilket gynnar en hög VFA-produktion.

Eftersom de olika huvudprinciperna kan kombineras och många andra mindre modifieringar har utvecklats för speciella tillämpningar, kan de flesta svenska avloppsreningsverk modifieras för att helt eller åtminstone delvis ha biologisk fosforavskiljning. Många svenska anläggningar är konstruerade

med flera bassänger i serie för kväverening. Sådana anläggningar kan ofta modifieras till bio-P med mindre ändringar i konstruktion eller drift. Särskilt om anläggningen är lågbelastad kan processen optimeras för att uppfylla måttliga utsläppskrav för fosfor. Anläggningar som är belastade nära det maximala kan implementera bio-P åtminstone under de varmare årstiderna då nästan alla anläggningar har ledig kapacitet. Vid implementering av bio-P på befintliga anläggningar med kväverening och kemisk fällning måste dock en eventuell minskad rening av kväve tas med i beräkningen eftersom bio-P-processen använder en del av det organiska materialet som annars kan användas för denitrifikation och eftersom bio-P kräver strikt anaeroba förhållanden i volymer som annars kan användas för denitrifikation. Problemets betydelse beror på de lokala omständigheterna och särskilt på avloppsvattnets sammansättning och anläggningens belastning. De flesta anläggningar förväntas dock kunna klara kvävekraven i det reviderade avloppsdirektivet även efter etablering av bio-P. Vid behov kan eventuell brist på organiskt material för denitrifikation åtgärdas genom införande av slamhydrolys eller tillsats av extern kolkälla. Om det ställs ännu strängare krav än direktivets finns olika sorters denitrifierande poleringsfilter att tillgå, om än endast i en handfull installationer internationellt.

Om anläggningar drivs med bio-P måste särskild uppmärksamhet ägnas åt slambehandlingen, eftersom bio-P-bakterierna kommer att avge fosfor i en röt-kammare eller om slammet lagras under anaeroba förhållanden. Snabb slambehandling utan långa lagringstider är därför viktig vid hantering av aerobt slam och för hantering av anaerobt slam kan pH-höjning, till exempel genom vakuumbehandling av slammet eller tillsats av en liten dos fällningskemikalier, vara en möjlighet.

För närvarande verkar avloppsreningsverk som är byggda för bio-P i allmänhet kunna uppfylla kraven i det reviderade avloppsdirektivet som årsmedelvärde; 0,7 mg/l totalfosfor för de mindre anläggningarna (< 150 000 PE) respektive 0,5 mg/l totalfosfor för större med viss kemisk fällning. Vidare blir en effektiv partikelseparation viktig när låga utsläppskrav ska uppfyllas eftersom en stor del av fosfor är kopplad till partiklarna. Om utsläppskravet skärps ytterligare ner till nivån ca 0,1 mg/l – som redan är fallet på flera håll i USA – behöver bio-P kombineras med en betydande mängd kemisk fällning och mycket effektiv partikelavskiljning. Vidare kommer avloppsvattnets innehåll av lösta fosforföreningar som inte kan fällas ut att spela en allt större roll ju lägre utsläppskriterierna är och kan vara avgörande för vilken utsläppskoncentrationen som är möjlig att nå.

Nivån på den fosforavskiljning som kan uppnås vid anläggningar som byggts om från kemisk fällning (kem-P) till biologisk fosforavskiljning kan inte förutsägas i detalj. Många svenska anläggningar med måttlig belastning förväntas dock kunna nå utsläppsgränserna eftersom många anläggningar mer eller mindre kan sägas redan vara byggda för bio-P och endast kräver måttlig ombyggnad, till exempel i form av rördragning för returslam. För anläggningar med högre belastning kan utsläppsgränserna nås under de varmare årstiderna då det finns överkapacitet. Eftersom bio-P är mindre temperaturkänslig än nitrifikation kan reningsverkets processer under den kalla årstiden optimeras så att nitrifikation och denitrifikation är optimala (framföra allt säkerställa att man inte tappar nitrifikationen) och så att bio-P blir så bra som möjligt.

Anläggningar utan krav på kväverening kan lättare ställas om för bio-P-drift eftersom de strikt anaeroba förhållanden som krävs för bio-P lättare uppnås om inget nitrat förekommer i anläggningen. Under de varmare årstiderna måste nitrifikation undvikas om bio-P-processen ska kunna gynnas.

Anläggningar med bio-P behöver mer övervakning och kontroll än anläggningar med kem-P. I USA tenderar anläggningar, som är konstruerade för mindre än 50 000 PE, att använda kemisk fällning. Däremot drivs många anläggningar på ner till 10 000 PE, och till och med lägre, med bio-P i Danmark och Lettland.

För att undersöka skillnader i miljöpåverkan mellan reningsverk med bio-P jämfört med kem-P, samt hur en eventuell kemikaliebrist skulle slå mot miljöpåverkan för respektive konfiguration, genomfördes en livscykelanalys (LCA). Denna baserades på dynamisk modellering av de båda

processkonfigurationerna. Föga överraskande kan det konstateras att konfigurationen för kem-P är mer känslig för tillgång på fällningskemikalier än bio-P-konfigurationen. Är mottagande recipient känslig för tillskott av fosfor och om tillgång på fällningskemikalier bedöms som osäker kan det således vara aktuellt att reflektera över möjliga alternativ. Kem-P kräver således fällningskemikalier för att fungera, men även bio-P behöver kompletteras med en viss mängd kemisk fällning för att klara strikta reningskrav. Fällningskemikalier kan även innebära tillskott av tungmetaller. Om slammet är tänkt att spridas på åkermark kan det vara relevant att se över kemikalieanvändningen och utvärdera möjliga alternativ. Även allmänt uppströmsarbete för att minska inkommande halter av tungmetaller är viktigt, och det kan vara stora skillnader i inkommande halter mellan olika reningsverk. Klimatpåverkan var den miljöpåverkanskategori som fick störst påverkan på det viktade resultatet. I denna kategori dominerade utsläpp av metan och lustgas från reningsverket både för bio-P och kem-P. Simuleringarna indikerade dock ökade metanutsläpp i bio-P-konfigurationen jämfört med kem-P, men mätningar i fullskala krävs för att bedöma eventuella skillnader i utsläpp mellan konfigurationerna.

En eventuell ökad implementering av bio-P nationellt kan få både positiva och negativa effekter. Bland fördelarna kan nämnas minskat fällningskemikalieanvändande och -beroende vilket minskar risken för stora fosforutsläpp vid långvarig kemikaliebrist och därmed risken för övergödning. Minskad användning av fällningskemikalier skulle även medföra minskad mängd tungmetaller i utgående vatten och slam och därtill ökar potentialen för näringsåtervinning, exempelvis i form av struvit. Bland utmaningarna kan nämnas en viss ökning av energiåtgång, minskad biogaspotential samt potentiellt ökade direkta utsläpp av växthusgaser. Kvarvarande frågetecken behöver dock redas ut, vilka inkluderar bedömning av storleken på dessa metanutsläpp, kostnadsberäkning samt tydligare beskrivning av hur en framtida kemikaliebrist skulle kunna se ut.

Summary

When examining global progress in biological phosphorus and nitrogen removal, it becomes clear that the incentives driving the implementation of nutrient removal and the extent of treatment used vary significantly between countries. Several factors contribute to these differences, including national traditions in wastewater treatment and regulation, economic considerations, climate conditions, and the desire to recover phosphorus for agricultural use.

In many countries, wastewater treatment plants using biological phosphorus removal (bio-P) make up a negligible proportion of the total, while the process is more widely used in other regions. Generally, the cost of chemicals for phosphorus precipitation is the main factor promoting bio-P. In some countries with moderate phosphorus removal requirements, bio-P alone is sufficient, while in other countries with stricter phosphorus requirements, a combination of bio-P and a smaller dose of precipitation chemicals for phosphorus polishing, or solely chemical precipitation, is used to ensure that removal requirements can be met. In Denmark, the high taxation on phosphorus emissions has been an incentive to use the combination in order to achieve low discharge values. This leads to increased chemical costs but is still economically beneficial.

Many countries have explored phosphorus recovery from sewage sludge to facilitate phosphorus recycling for agriculture. Bio-P can potentially support this recovery through struvite precipitation, but the number of plants with struvite precipitation internationally is low. Despite ongoing international projects to develop technologies for phosphorus recovery from ash, successes have been limited, although the potential for significant phosphorus recycling remains.

Since the development of the first bio-P process about 50 years ago, several new processes have been developed. So far, only activated sludge-based processes have been implemented on a larger scale, but development is also underway for biofilm/granular-based systems. All these processes are based on the same principles. Bio-P bacteria must be exposed to anaerobic conditions with available VFAs, which can be taken up during the release of phosphorus from energy-rich compounds that provide the necessary energy for uptake in subsequent aerobic conditions, where the bacteria can utilize the VFA for growth and maintenance, along with the uptake of dissolved phosphorus.

This report only includes systems based on bio-P in activated sludge. Since bio-P bacteria are heterotrophic bacteria with a growth rate similar to other heterotrophic bacteria, bio-P processes can be implemented in activated sludge plants that only remove organic material or in combination with nitrogen removal. The different bio-P configuration options in combination with nitrogen removal can be divided into three main groups, with many subgroups and opportunities to combine key characteristics. The main groups can be distinguished by the way the necessary VFAs become available for the bio-P process. In the first main group, VFAs come from the influent to the plant and from the hydrolysis of this incoming organic material under anaerobic conditions in the activated sludge system. In the second main group, the VFA supply is improved through hydrolysis in the primary sedimentation (primary sludge hydrolysis). The hydrolysis can be facilitated simply by keeping the sludge in the sedimentation tanks for a longer time than usual and continuously pumping the sludge to the surface of the sedimentation tank so that the formed VFA can be washed out and follow the water to the biological stage. In the third group, hydrolysis to VFAs occurs with return sludge as a starting point. This happens in an anaerobic reactor placed on the return sludge flow (side-stream hydrolysis), where the solids concentration is high, which favors high VFA production.

Since the different main principles can be combined and many other smaller modifications have been developed for specific applications, most Swedish wastewater treatment plants can be modified to have biological phosphorus removal either fully or at least partially. Many Swedish plants are designed with several tanks in series for nitrogen removal. Such plants can often be modified to bio-P with minor changes in design or operation. Especially if the plant is operating below capacity, the

process can be optimized to meet moderate phosphorus discharge requirements. Plants that are close to full capacity can implement bio-P at least during the warmer seasons when most plants have available capacity. However, when implementing bio-P in existing plants with nitrogen removal and chemical precipitation, any potential reduction in nitrogen removal must be considered, as the bio-P process uses some of the organic material that would otherwise be used for denitrification and because bio-P requires strict anaerobic conditions in volumes that would otherwise be used for denitrification. The significance of this issue depends on local circumstances, particularly on the composition of the wastewater and the plant's load. However, most plants are expected to be able to meet the nitrogen requirements of the revised wastewater directive even after establishing bio-P. If necessary, any lack of organic material for denitrification can be addressed by introducing sludge hydrolysis or adding an external carbon source. If stricter requirements than the directive are imposed, various types of denitrifying polishing filters are available, although only a handful of installations exist internationally.

If plants are operated with bio-P, special attention must be paid to sludge treatment, as bio-P bacteria will release phosphorus in a digester or if the sludge is stored under anaerobic conditions. Rapid sludge treatment without prolonged storage is therefore important when handling aerobic sludge. For handling of anaerobic sludge, raising the pH, for example by vacuum treatment of the sludge or adding a small dose of precipitation chemicals, can be a possibility.

Currently, wastewater treatment plants built for bio-P generally seem to be able to meet the requirements of the revised wastewater directive as an annual average; 0.7 mg/l total phosphorus for smaller plants (< 150,000 PE) and 0.5 mg/l total phosphorus for plants larger than 150,000 PE with some chemical precipitation. Furthermore, effective particle separation becomes important when low discharge requirements must be met since a large portion of the phosphorus is bound to particles. If the discharge requirement is further tightened to a level of approximately 0.1 mg/l – as is already the case in several parts of the USA – bio-P needs to be combined with a significant amount of chemical precipitation and very efficient particle removal. Additionally, the content of dissolved phosphorus compounds in the wastewater that cannot be precipitated will play an increasingly important role as the discharge criteria become stricter, and it may determine the achievable effluent concentration.

The level of phosphorus removal that can be achieved at plants that have been converted from chemical precipitation (chem-P) to biological phosphorus removal cannot be predicted in detail. However, many Swedish plants with moderate loads are expected to be able to meet discharge limits, as many plants can more or less already be considered built for bio-P and only require moderate modifications, such as piping for return sludge. For plants with higher loads, the discharge limits can be met during the warmer seasons when the plant operates below capacity. Since bio-P is less temperature sensitive than nitrification, the treatment plant processes can be optimized during the cold season so that nitrification and denitrification are optimal (mainly making sure that nitrification is not lost), and bio-P is as efficient as possible.

Plants without nitrogen removal requirements can more easily be switched to bio-P operation, as the strictly anaerobic conditions required for bio-P are more easily achieved if no nitrate is present in the plant. During the warmer seasons, nitrification must be avoided if the bio-P process is to be favored.

Plants with bio-P require more monitoring and control than plants with chemical precipitation. In the USA, plants designed for less than 50,000 PE tend to use chem-P. However, many plants down to 10,000 PE and even lower are operated with bio-P in Denmark and Latvia.

To investigate the environmental impact differences between wastewater treatment plants using bio-P versus chem-P, and how a potential shortage of chemicals might affect the environmental impact for each configuration, a life cycle assessment (LCA) was conducted. This was based on dynamic modeling of both process configurations. Unsurprisingly, it was found that the chem-P configuration is

more sensitive to the availability of precipitation chemicals than the bio-P configuration. If the receiving water body is sensitive to phosphorus input and the availability of precipitation chemicals is uncertain, it may therefore be relevant to consider possible alternatives. Chem-P requires precipitation chemicals to function, but bio-P also needs to be supplemented with a certain amount of chemical precipitation to meet strict treatment standards. Precipitation chemicals can also contribute to heavy metal inputs. If the sludge is intended to be spread on agricultural land, it may be relevant to review chemical usage and evaluate possible alternatives. General upstream work to reduce incoming concentrations of heavy metals is also important, as there can be large differences in incoming concentrations between different treatment plants. Climate impact was the environmental impact category that had the greatest effect on the weighted result. In this category, methane and nitrous oxide emissions from the treatment plant dominated both bio-P and chem-P scenarios. However, the simulations indicated increased methane emissions in the bio-P configuration compared to chem-P, but full-scale measurements are required to assess any emission differences between the configurations.

An increase in the implementation of bio-P on a broader scale in Sweden could have both positive and negative effects. Among the advantages, a reduction in the use and dependency on precipitation chemicals is worth mentioning, as this reduces the risk of large phosphorus releases during prolonged chemical shortages and thereby the risk of eutrophication. Reduced use of precipitation chemicals would also result in a lower amount of heavy metals in the outgoing water and sludge, and increase the potential for nutrient recovery, such as in the form of struvite. Among the challenges, an increase in energy consumption, reduced biogas potential, and potentially increased direct greenhouse gas emissions could be noted. However, remaining uncertainties need to be clarified, including the assessment of the size of these methane emissions, cost calculations, and a clearer description of what a future chemical shortage might look like.

Ordlista

A/O	Bio-P-process utan kväverening med enbart en anaerob och en syresatt reaktor
A2/O	Bio-P-process bestående av en anaerob, en anoxisk och en syresatt reaktor
Anaerob	Utan syre eller nitrat
Anammox	Anaerob ammoniumoxidation
Aerob	Syre närvarande
Anoxisk	Utan syre, men med nitrat
AS	Aktivt slam
BardenPho	Bio-P-process utvecklad av James Barnard
Bio-P	Biologisk fosforavskiljning
BOD	”Biochemical Oxygen Demand” (Biokemisk syreförbrukning)
COD	”Chemical Oxygen Demand” (Kemisk syreförbrukning)
COD/P	Kvot mellan COD och Total-P i avloppsvatten
FFR	”Fixed Film Reactor” (anläggning baserad på biofilm på fast bärmaterial)
GAO	Glykogenackumulerande organismer
Kem-P	Kemisk fällning av fosfor
LCA	Livscykelanalys
MBBR	”Moving Bed Biofilm Reactor” (anläggning baserad på biofilm på rörliga bärare)
Metall/Tot-P	Kvot mellan tillsats av metall (koagulant) och Total-P
ORP	”Oxygen Redox Potential” (Redoxpotential)
PAO	Polyfosfatackumulerande organismer
PE	Personekvivalenter
PHA	Polyhydroxyalkanoater
S2EBPR	”Sidestream Enhanced Biological Phosphorus Removal” (Amerikansk beteckning för sideströmshydrolys)
Slamox	Syresatt reaktor på returslamström
Slamanox	Syrefri reaktor på returslamström
TSS	”Total suspended solids” (Total suspenderad substans)
UCT	Bio-P-process utvecklad vid University of Cape Town
VASS	Svenskt Vattens Statistik System där man samlar information om de olika VA-organisationerna runt om i Sverige.
VFA	”Volatile Fatty Acids” (Flyktiga fettsyror som är lättnedbrytbara organiska föreningar)

Innehållsförteckning

Förord.....	3
Sammanfattning.....	5
Summary	9
Ordlista	13
1 Inledning.....	19
1.1 Syfte	20
1.2 Avgränsningar.....	20
1.3 Metod och material	20
2 Drivkrafter internationellt för införande av bio-P och långtgående rening av fosfor och kväve...	21
3 Avskiljning av fosfor i dagens avloppsreningsverk	23
3.1 Fosforavskiljning	23
3.2 Förutsättningar för bio-P.....	24
3.3 Bio-P i Sverige.....	25
4 Förslag till principer för utbyggnad av kommunala avloppsreningsverk till Bio-P	27
4.1 Principiella processutformningar för bio-P-anläggningar.....	27
4.1.1 Ursprunglig bio-P - A2/O-processen och BardenPho.....	28
4.1.2 Klassisk bio-P – UCT-processen.....	28
4.1.3 Primärslamshydrolys	30
4.1.4 Sidoströmshydrolys	31
4.1.5 Bio-P utan kväverening - A/O-processen	31
4.2 Metoder för att förbättra/inkludera bio-P-processen på befintliga anläggningar	32
4.2.1 Lågbelastade anläggningar med nitrifikation och minst två denitrifikationstankar.....	34
4.2.2 Reningsverk som redan har sidoströmshydrolys för kväveavskiljning från rejektvatten	35
4.2.3 Högbelastade anläggningar utan nitrifikation.....	35
4.3 Vad är viktigt att tänka på vid hantering av överskottsslam från en bio-P-process?	36
Långtgående rening av fosfor och kväve.....	39
4.4 Teknik implementerad i fullskala för att uppnå låga totalfosforkoncentrationer	39
4.5 Tekniker testade i pilotskala för att nå låga totalfosforkoncentrationer.....	40
4.6 Status för teknik för låga totalfosforkoncentrationer	42
4.7 Tekniker implementerade i fullskala för att nå låga koncentrationer av totalkväve	42
4.8 Status för tekniker för långtgående kväverening	44
5 Internationell utblick	47
5.1 Bio-P i Danmark	47
5.1.1 Storleksfördelning för anläggningar över 10 000 PE mellan bio-P-anläggningar och fällningsanläggningar (kem-P).....	47
5.1.2 Utsläpp av fosfor	48
5.1.3 Utsläpp av kväve	49

5.1.4	Användning av kemikalier vid danska avloppsreningsverk med respektive utan bio-P..	49
5.1.5	Processer för att nå låga fosfornivåer	51
5.1.6	Processer för att nå låga kvävevärden	55
5.2	Bio-P i Tyskland	55
5.2.1	Fosforkrav på avloppsreningsverk i Tyskland och andelen reningsverk med bio-P	56
5.2.2	Förslag på processteknisk justering för minskad åtgång av fällningsmedel i Tyskland..	57
5.3	Bio-P i USA	57
5.3.1	Anläggningarnas storleksfördelning mellan bio-P-anläggningar och kem-P-anläggningar	57
5.3.2	Föredragna bio-P-processer i USA.....	57
5.3.3	Överväganden för sidoströmshydrolysreaktorn.....	59
5.3.4	Processer för att nå låga fosforvärden	59
5.4	Bio-P i Nederländerna.....	59
5.5	Bio-P i Lettland.....	60
6	Livscykelanalys (LCA)	61
6.1	Mål och omfattning.....	61
6.1.1	Dynamisk processimulering av avloppsrening	61
6.1.2	Avloppssystemen och deras systemgränser	63
6.2	Livscykelinventering.....	64
6.3	Miljöpåverkansbedömning och tolkning	65
7	Konsekvenser av övergång till Bio-P på bred front i Sverige	66
7.1	Nackdelar	66
7.2	Fördelar	67
8	Slutsatser	69
9	Conclusions	71
	Referenser.....	73
	Bilaga A Grundläggande beräkningar för massbelastningen av slam till en sedimenteringsbassäng och möjlig ökning av hydraulisk kapacitet i sedimenteringsbassängen p g a reducerat returslamflöde	79
	Bilaga B LCA.....	83
	B.1 Processimulering.....	83
	B.2 Mål och omfattning.....	87
	Scenarier.....	87
	Funktionell enhet.....	87
	Miljöpåverkansbedömning.....	87
	Tolkning	89
	Datakrav och datakvalitetskrav	89
	Antaganden och begränsningar	90
	B.3 Livscykelinventering	91

Produktion av kemikalier	91
Transport av kemikalier.....	91
Produktion av energi	91
Avloppsrening – direkta luftutsläpp	92
Utgående avlopp.....	92
Transport av slam och struvit	93
Slamlagring	94
Spridning på åkermark	94
Ersättning av matproduktion	94
Ersättning av mineralgödsel	95
Ersättning av energiproduktion	96
B.4 Miljöpåverkansbedömning och tolkning	97
Klimatpåverkan	98
Humantoxicitet, ej cancer.....	100
Övergödning av mark, försurning samt bildning av små partiklar	101
Övergödning av sötvattensekosystem	102
Bilaga C Nationell uppskalning	103

1 Inledning

Det finns i princip två huvudalternativ för att avskilja fosfor ur avloppsvatten: kemisk fällning (härefter benämnt kem-P) eller biologisk fosforavskiljning (bio-P). I Sverige idag är kemisk fällning vanligare än den biologiska metoden, och enligt Svenskt Vattens databas VASS (VASS, 2024) finns totalt 46 svenska avloppsreningsverk som drivs med bio-P i högre eller lägre grad, varav 32 är större än 2000 personekvivalenter (PE). Det är vanligt att bio-P kombineras med stöddosering av fällningskemikalier, speciellt om låga utsläppsnivåer ska nås. Ökad tillämpning av bio-P skulle minska beroendet av de kemikalier som behövs för att uppnå fosforkraven och minska sårbarheten vid en eventuell brist på fällningskemikalier.

Det finns lång svensk erfarenhet av bio-P, bland annat på Öresundsverket i Helsingborg som drivs delvis eller helt med biologisk fosforavskiljning i över 30 år. Denna studie bygger delvis vidare på tidigare svenska arbeten om bio-P, vilka bland annat presenterats i Christensson et al. (1995), Särner (2007), Jansen *et al.* (Jansen et al., 2009a; b) och Salmonsson et al. (2017).

I det nya avloppsdirektivet skärps kraven för utsläpp av fosfor och kväve och det förordas att alla avloppsreningsverk från 10 000 – 150 000 PE får utsläppskrav för fosfor på 0,7 mg/l totalfosfor eller 87,5 % reduktion medan större anläggningar får krav på 0,5 mg/l totalfosfor eller 90 % reduktion. För kväve är kraven för de mindre anläggningarna 10 mg/l eller 80 % reduktion medan de större har kraven 8 mg/l totalkväve (EU, 2024).

I Sverige och internationellt finns en stor variation i hur avloppsreningsverk är uppbyggda och det kan vara olika svårt att införa bio-P vid olika processkonfigurationer. I denna studie beskrivs vad som är viktigt att tänka på vid omställning till bio-P-drift och ett antal förslag till hur det kan göras i praktiken har tagits fram för några vanliga processkonfigurationer.

Denna studie utgör en kunskapssammanställning i syfte att beskriva olika fullskaletillämpningar för biologisk fosforrening i kommunalt avloppsvatten, inkluderande driftsresultat och eventuell kemikalieförbrukning. Studien innefattar både högbelastade processer utan nitrifikation/denitrifikation och processer där fosforavskiljningen sker i kombination med långtgående rening av kväve. Det har också undersökts vilka anledningar för att använda bio-P är, både i Sverige och internationellt.

Det är inte självklart att en minskad användning av fällningskemikalier för att uppfylla utsläppsvillkor totalt sett ger miljömässiga fördelar. Genom livscykelanalys har miljökonsekvenser kopplade till behov av transporter, nyttjande av slammet som resurs och påverkan på energiförbrukning och balans mellan energiutvinning och energianvändning knutet till verksamheten kartlagts. För analysen har en dynamisk simuleringsmodell för ett reningsverk som är designat för att drivas med bio-P jämförts med en modell av ett verk för kem-P. Resultaten från dessa simuleringsmodeller har sedan använts i en livscykelanalys där olika miljöeffekter belysts (t ex klimatpåverkan, toxicitet och övergödning).

Rapportens syfte, avgränsningar, metod och material återfinns i kapitel 1.

I kapitel 2 ges en överblick över de drivkrafter som internationellt har motiverat införande av bio-P på kommunala avloppsreningsverk.

Kapitel 3 ger en översiktlig beskrivning av avskiljning av fosfor i dagens avloppsreningsverk och status för bio-P i Sverige.

Kapitel 4 är rapportens centrala kapitel där förslag till principer för utbyggnad/drift med bio-P på existerande kommunala avloppsreningsverk ges för det fall att brist på fällningskemikalier inträffar.

Kapitel 5 ger insyn i status för metoder för rening av fosfor och kväve om kraven är väsentligt strängare än dagens typiska krav i Sverige.

Kapitel 6 innehåller en internationell utblick till länder där bio-P är vanligt förekommande.

Kapitel 7 innehåller en livscykelanalys av avloppsreningsverk med enbart kemisk fällning och med bio-P.

1.1 Syfte

Syftet med denna studie är:

- att beskriva hur en omställning till biologisk fosforavskiljning skulle kunna göras på svenska avloppsreningsverk samt vad man kan göra om utsläppskraven är mycket stränga,
- att beskriva skillnader i miljöpåverkan mellan reningsverk som tillämpar olika metoder för fosforavskiljning (biologisk fosforavskiljning eller kemisk fällning), samt
- att beskriva vilken miljöpåverkan en eventuell kemikaliebrist skulle få.
- att beskriva hur kväverening påverkas av utökad biologisk fosforavskiljning och vad man kan göra om utsläppskraven för kväve är mycket stränga.

Resultaten av studien riktas till VA-sektorn i Sverige samt beslutsfattare för denna på olika nivåer i samhället.

1.2 Avgränsningar

Datainsamling för projektet har genomförts under begränsad tid hösten 2023 till våren 2024 och det har inte varit möjligt att göra större enkätundersökningar inom projektets ramar.

Studien omfattar inte en detaljerad beskrivning av driftsutmaningar för biologisk fosforavskiljning eftersom det finns flera tidigare studier som omfattar detta, t ex Särner (2007), Jansen *et al.* (Jansen *et al.*, 2009a; b) och Salmonsson *et al.* (2017).

Studien omfattar inte detaljerad dimensioneringsvägledning och inte heller kostnader för modifiering av befintliga avloppsreningsverk eller driftsekonomi för desamma. Juridiska aspekter kring vad som gäller ifall ett verk inte kan uppfylla gällande villkor efter omställning till biologisk fosforering omfattas inte heller av denna studie.

1.3 Metod och material

Projektet har genomförts med hjälp av:

- Insamling av data från det svenska Bio-P-nätverket (www.va-tekniksodra.se/natverk/bio-p-natverket/) inkluderande processscheman, driftsresultat, hur de gjorde sin omställning till bio-P, efterpoleringstekniker, driftserfarenheter, eventuell kemikaliedosering för polering.
- Motsvarande insamling av data från danska reningsverk som drivs med bio-P och långtgående kväve- och fosforreningskrav.
- Internationell litteraturstudie och kontakt med vattentjänstorganisationer och enskilda avloppsreningsverk utanför Sveriges och Danmarks gränser, med fokus på länder som har relativt mycket bio-P (Tyskland, USA, Nederländerna och Lettland).
- Dynamisk processmodellering av olika grader av bio-P/kem-P för ett reningsverk och baserat på detta en LCA-studie för att besvara frågor kring miljöpåverkan av bland annat kemikalieanvändning, energiförbrukning och direkta växthusgasutsläpp.

2 Drivkrafter internationellt för införande av bio-P och långtgående rening av fosfor och kväve

När man skärskådar de globala framstegen inom biologisk fosfor- och kväveavskiljning blir det uppenbart att de motiv som ligger bakom införandet av näringsavskiljning och omfattningen av den behandlingsmetod som används varierar avsevärt mellan olika länder. I många länder utgör avloppsreningsverk som använder biologisk fosforavskiljning en försumbar andel av det totala antalet, medan processen är mer utbredd på andra håll. Denna studie fokuserar på länder där en betydande del av anläggningarna drivs med bio-P.

Även om utsläppsbestämmelserna ofta definieras i nationella lagar eller i EUs gemensamma lagar, finns det fortfarande olika regler och motiv i olika länder, även inom EU. Det framgår att trots en gemensam grund för kraven kvarstår variationer i regler och behandlingsnivåer, en trend som till och med bekräftas i det nyligen vedertagna reviderade avloppsdirektivet (EU, 2024). Flera faktorer bidrar till dessa skillnader, bland annat nationella traditioner inom avloppsvattenrening och -reglering, ekonomiska överväganden, klimatförhållanden eller en önskan om att utvinna fosfor.

I länder med betydande användning av bio-P på kommunala avloppsreningsverk har det funnits en lång rad olika drivkrafter för införandet:

- Efterlevnaden av EU-regler och de höga kostnaderna för fällningskemikalier gynnar införandet av bio-P i vissa nyare EU-medlemsländer.
- Hög beskattning av kväve- och fosforutsläpp leder till att avloppsvattnets kvalitet överträffar både lagstiftningen och EU-direktivet i Danmark. Även designtraditionen för avloppsreningsverk och de höga kostnaderna för fällning stimulerar till integrering av bio-P kombinerad med kemisk fällning i Danmark.
- Brist på fällningskemikalier har lyfts fram som ett motiv för implementering av bio-P i en nationell undersökning i Tyskland.
- Stigande kostnader för kemisk fällning har lett till ett ökat fokus på bio-P-processer för fosforavskiljning i USA och utöver dessa ekonomiska överväganden drivs skiftet mot bio-P-processer även av intresset för ett minskat miljöavtryck.
- Kostnadsfördelen med förbränning av bio-P-slam har lett till ett utbrett införande av bio-P i Nederländerna där förbränning av slam är vanligt på grund av juridiska restriktioner för spridning av slam på åkermark.

Många länder har undersökt möjligheten att utvinna fosfor ur slam för att underlätta recirkulering till jordbruket, och biologisk fosforavskiljning kan potentiellt stödja detta genom struvitfällning. Trots pågående internationella projekt för att utveckla teknik för fosforutvinning ur aska från förbränning av slam, har framgången varit begränsad, även om potentialen för betydande återvinning av fosfor kvarstår. Bio-P kan dock troligen underlätta återvinningen av fosfor i förhållande till kemisk fällning av fosfor.

Det reviderade avloppsdirektivet med strängare krav på fosforavskiljning kommer gynna kemisk fällning, ensamt eller som ett komplement till bio-P-processer. Detta förväntas leda till ökad användning av kemikalier, då bio-P helt utan tillsats av fällningsmedel kan möta utmaningar med att uppfylla de strängare kraven. Dock kan stora besparingar av fällningskemikalier uppnås om verken drivs i huvudsak med bio-P.

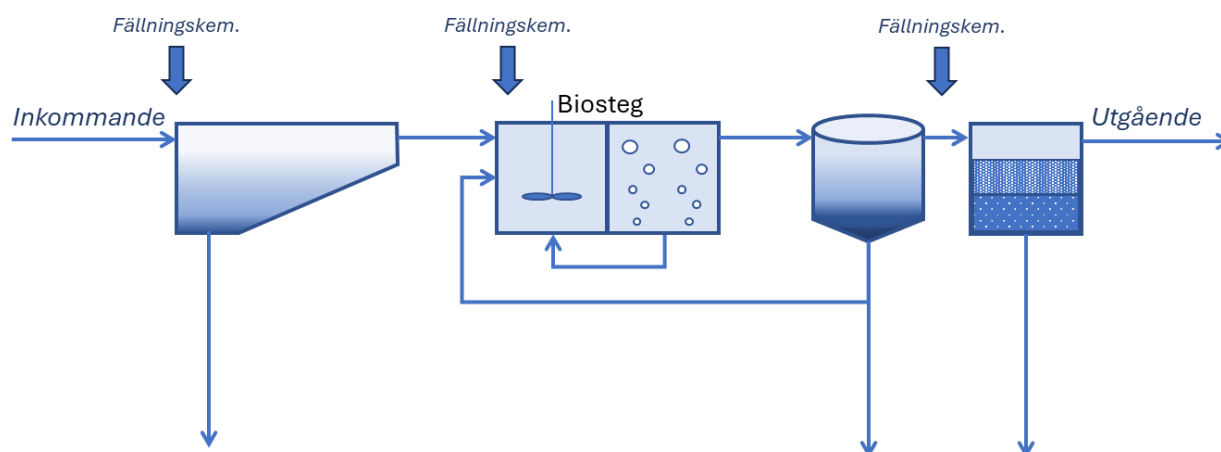
3 Avskiljning av fosfor i dagens avloppsreningsverk

I avloppsreningsverk förekommer fosfor både i organisk och i oorganisk form. Den oorganiska fosforn utgörs i sin tur av ortofosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$) och polyfosfat (poly-P). Organisk fosfor förekommer i löslig och olöslig form och bryts till stor del ner till ortofosfat i reningsverket. En liten del av fosforn förekommer i inert (icke nedbrytbar löst organiskt bunden fosfor) form vilket kan ställa till problem vid mycket stränga utsläppskrav. Med totalfosfor avses den sammantagna mängden av ortofosfat, polyfosfat och organiskt bunden fosfor.

3.1 Fosforavskiljning

Fosfor avskiljs från avloppsvatten i avloppsreningsverk på flera olika sätt. Partikulärt bunden fosfor avskiljs i form av slam i försedimentering och i biosteg. Löst fosfor behöver överföras till partikulär form innan den kan avskiljas genom någon separationsprocess (t ex sedimentering, flotation, filtrering, membranseparation) och denna överföring till partiklar kan huvudsakligen ske på tre olika sätt i ett avloppsreningsverk: assimilation, kemisk fällning eller utökad biologisk fosforavskiljning (bio-P).

Vid all biologisk rening sker assimilation (upptag) av fosfor då mikroorganismer växer och förökar sig. Mikroorganismerna utgör partiklar som kan separeras och avskiljas från vattenfasen. Samtidigt som fosfor assimileras tas också organiskt material upp av cellerna och det krävs en viss mängd organiskt material för upptag av en viss mängd fosfor. I kommunalt avloppsvatten råder det överskott av fosfor i förhållande till mängden organiskt material vilket betyder att enbart assimilation vanligtvis inte är tillräckligt för att uppfylla utsläppskraven för fosfor. Återstoden av löst fosfor måste avskiljas med någon annan metod som kan överföra löst fosfor till partiklar: kemisk fällning eller bio-P. Vid kemisk fällning fälls fosfor ut som metallfosfater eller adsorberas till metallhydroxid och dessa partiklar kan sedan separeras från vattenfasen. Beroende på var i processen i förhållande till biosteg som fällningskemikalierna (metalljonerna av järn eller aluminium) tillsätts kallas processerna förfällning, simultanfällning eller efterfällning, se figur 3.1. Teoretiskt behövs 1 mol metall för varje mol fosfor som ska avskiljas, men beroende på sidoreaktioner som förbrukar metalljoner utan att ta upp fosfor är Metall/P-kvoten som i praktiken behöver doseras minst 1,5. Vid efterfällning krävs högre kvoter än vid simultanfällning men mindre mängd fosfor ska oftast avskiljas i en efterfällning. Det mest optimala kan vara fällning i mer än en punkt.



Figur 3.1 Vid för-, simultan- respektive efterfällning tillsätts fällningskemikalierna före, i, respektive efter det biologiska steget.

Ett annat sätt att binda in löst fosfor i partiklar är genom bio-P. Även om assimilation är en biologisk process som tar upp fosfor ur vattenfasen är det vanligtvis inte denna process som avses när man pratar om biologisk fosforavskiljning, eller bio-P. Med bio-P menar man i stället den process som gynnar en viss grupp mikroorganismer som har förmågan att lagra större mängder fosfor i cellerna än

vad som behövs för cellsyntes och underhåll. Dessa så kallade polyfosfat-ackumulerande organismer (PAO) tar under anaeroba förhållanden upp lättnedbrytbara organiska föreningar (VFA) som lagras som polyhydroxyalkanoater (PHA) i cellerna, samtidigt som de bryter ner polyfosfat i cellerna och frigör ortofosfat i ett så kallat P-släpp, vilket genererar energi. Under aeroba förhållanden konsumerar bio-P-bakterierna sedan den lagrade kolkällan, PHA, för att växa till och åter ta upp ett överskott av fosfor från omgivande vatten. Tillväxten av mikroorganismer ger ett nettoupptag av fosfor och genom uttag av överskottsslam med förhöjd fosforhalt avskiljs fosfor från avloppsvattnet.

PAO är inte den enda bakteriegruppen som har förmågan att ta upp VFA under anaeroba förhållanden. Det finns en annan grupp mikroorganismer (GAO, glykogenackumulerande organismer) som har samma förmåga, men de tar emellertid inte upp fosfor i överskott och konkurrerar därför med PAO om den tillgängliga mängden VFA utan att bidra till biologisk fosforavskiljning utöver assimilation. De temperaturer, pH-nivåer och andra driftsvillkor som är gynnsamma för tillväxt av GAO (Diaz et al., 2022) föreligger vanligtvis inte i svenska avloppsvatten, varför GAO inte brukar utgöra ett problem för biologisk fosforavskiljning i någon större utsträckning i Sverige. Dock kan tillväxt av GAO gynnas under speciella omständigheter, till exempel om övergång till bio-P från kemisk fällning görs på ett felaktigt sätt. Om en anaerob zon med god tillgång på VFA introduceras innan fällningskemikalierna minskas är VFA tillgängligt under anaeroba förhållanden men då fosfor binds till kemikalierna gynnas istället tillväxt av GAO, vilket i sin tur kan försvåra tillväxten av PAO när kemikaliedoseringen sedan ska reduceras (Jansen et al., 2009a).

Om det krävs att man ska nå låga fosforhalter i utgående vatten från ett avloppsreningsverk är det viktigt att separationen av de fosforrika partiklarna är mycket effektiv. Dessutom kan det vara nödvändigt att komplettera den biologiska fosforavskiljningen med en kemisk process vilket kan göras på olika sätt, exempelvis med kemisk fällning före ett sandfilter eller ett skivfilter eller med kemisk fällning som effektiviseras med ballast i form av mikrosand eller flockat aktivt slam. En fördel med dessa tre exempel är att den kemiska fällningen är separerad från biosteget vilket gör processerna lättare att styra och optimera samt att kemikalierna inte påverkar biosteget mer än via eventuell återcirkulation av fällningskemikalier via rejektvattenströmmar. En nackdel är förstås att de alla är separata reningssteg som kostar en del att bygga och driva. Ett annat exempel på kompletterande kemisk rening är att tillsätta en liten dos fällningskemikalier till biosteget (simultanfällning) vilket kräver mycket få installationer på reningsverket men som är svårare att styra och kontrollera. Om det finns god tillgång på VFA samtidigt som tillgången på fosfor för bio-P-bakterierna minskar finns det en risk att man utarmar PAO och i stället gynnar de konkurrerande GAO.

3.2 Förutsättningar för bio-P

Det finns framför allt två viktiga förutsättningar för att biologisk fosforavskiljning ska fungera: bakterierna måste utsättas för omväxlande anaeroba (syrefria) och aeroba (syrerika) förhållanden samt att det finns tillgång till lättnedbrytbart organiskt material (VFA) i anaerobzonen. Eftersom bio-P-bakterierna släpper sin lagrade fosfor under anaeroba förhållanden och tar upp fosfor under syrerika förhållanden är det viktigt att slammet tas ut ur systemet efter den luftade zonen då bakterierna har som mest fosfor lagrat i cellerna. Det är också viktigt att det uttagna slammet inte utsätts för syrefria förhållanden, till exempel alltför lång lagring, eftersom bakterierna då släpper ut sin lagrade fosfor. På anläggningar med kväverening är utmaningen att P-släppet kräver anaeroba förhållanden och inte sker om det råder anoxiska förhållanden där nitrat finns närvarande. Vissa bakterier kan ta upp fosfor under anoxiska förhållanden; men detta har inte tillämpats i Sverige.

De halter av VFA som föreligger i normalt kommunalt svenskt avloppsvatten är vanligtvis för låga för att vara tillräckliga för god bio-P-funktion på avloppsreningsverket. Mängden organiskt material i inkommande vatten är hög, men detta kol är inte tillräckligt lättnedbrytbart för bio-P-bakteriernas krav. Det finns alltså mycket kol, men i fel form. För att göra kolet tillgängligt för bio-P-bakterierna behöver det först omvandlas till en mer lättnedbrytbar form genom så kallad hydrolys. På så sätt kan

problemet med brist på lättillgängligt kol överbryggas genom att det långsamt nedbrytbara organiska materialet bryts ner till VFA genom hydrolysisprocessen. Både primärslam och aktivt slam kan användas som utgångspunkt för att skapa VFA i tillräcklig mängd för god bio-P-funktion.

Stökiometriskt krävs det 7 mg VFA per mg P som ska lagras som polyfosfat i cellerna och sedan släppas i anaerobzonen. För god bio-P-funktion krävs det emellertid i praktiken minst 10–15 mg COD i form av VFA för att avskilja 1 mg fosfor från avloppsvatten (Downing et al., 2023).

Vid en hög kvot mellan COD och fosfor (>133) behövs inte bio-P eller kemisk fällning eftersom överskottslamproduktionen då är så stor i förhållande till inkommande fosfor att assimilering av fosfor i slam vid normal tillväxt ger tillräcklig avskiljning. En lägre, men tillräcklig, kvot (40–60) ger goda förutsättningar för bio-P då ett stort överskott av fosfor finns i processen vilket gynnar selektionen av bio-P-bakterier.

En väldigt låg halt fosfat in till det biologiska steget gynnar inte selektionen av bio-P-bakterier även om COD/P-kvoten är låg. Bäst förutsättningar för bio-P har de reningsverk som har relativt hög fosforhalt in till biosteget.

Bio-P-bakterier är vanliga heterotrofa bakterier (d v s de omvandlar organiskt material med syre för tillväxt och för sina livsuppehållande funktioner) och påverkas i samma utsträckning som andra heterotrofer av förändringar i pH eller temperatur. Dessutom har de liknande tillväxthastighet och kräver därmed inte hög slamålder, d v s att bio-P-processen fungerar bra även vid låga slamåldrar.

3.3 Bio-P i Sverige

Svenskt Vattens databas VASS (VASS, 2024) omfattar statistik från 519 svenska avloppsreningsverk vilka tillsammans behandlar avloppsvatten från drygt åtta miljoner PE. I databasen har 46 av verken (motsvarande nästan 700 000 PE) uppgett att de har biologisk fosforering. Dock framgår det inte tydligt i databasen i vilken omfattning bio-P tillämpas på respektive reningsverk, men man kan se i statistiken att flera av bio-P-verken drivs med höga molförhållanden (metall/fosfor) vilket indikerar att bio-P-funktionen på dessa verk är begränsad. Av de 46 bio-P-verken är 31 större än 2 000 PE och 17 är större än 10 000 PE.

I Sverige finns ett nätverk för kommunala organisationer som antingen har avloppsreningsverk som drivs med bio-P eller funderar på att införa processen på någon av sina anläggningar: Bio-P-nätverket. Idag är ett 30-tal organisationer medlemmar i nätverket. En enkät skickades ut till nätverket hösten 2023 med frågor kring bio-P och nedan redovisas svaren från de 12 anläggningar som svarade.

De deltagande verken fördelar sig jämnt mellan de som inte har bio-P idag men som är intresserade av att införa det, de som driver reningsverket enbart med bio-P och de som driver verket delvis med bio-P. Några av reningsverken byggdes för bio-P redan från början och drivs fortfarande helt med bio-P, men vid de flesta som idag har bio-P är funktionen tillagd i efterhand, ofta då med endast delvis bio-P-drift. Dock finns undantag där bio-P lagts till i efterhand och verket drivs numera helt och hållet med bio-P.

De verk som drivs helt eller delvis med bio-P har alla 0,3 mg P/l eller lägre som utsläppskrav. De har alla också möjlighet att vid behov poleringsfälla fosfor efter biosteget. Tre av verken behöver bara använda denna möjlighet i högst begränsad omfattning, till exempel vid högbelastning, medan resterande verk behöver använda poleringsfällning större delen av tiden för att uppfylla utsläppsvillkoren. De två verk där behovet av poleringsfällning är minst var designade för bio-P redan när de byggdes och doseringen av fällningsmedel i förhållande till avskild fosfor är för dessa verk 0,2 g Al/g P respektive 0,12 g Fe/g P, vilket motsvarar 0,06–0,17 mol metall/mol P.

Angående motiven för att införa bio-P på reningsverket svarar den absoluta majoriteten att minskad kemikalie- och resursåtgång är huvudskälet och flera nämner i samband med det även risken för

kemikaliebrist som ett skäl. Ett av reningsverken lägger till möjligheten att återvinna fosfor som ett annat viktigt skäl. Ett par verk gjorde förbättringar av kväveavskiljningsprocessen och fick då bio-P-funktionen ”på köpet”. Ett verk som tidigare drevs med bio-P anger att de numera övergett processen på grund av nya strängare utsläppsvillkor men kanske återinför den i framtiden.

4 Förslag till principer för utbyggnad av kommunala avloppsreningsverk till Bio-P

Biologisk fosforavskiljning tillämpas i viss utsträckning inom den svenska avloppsvattensektorn men i dagsläget har endast en liten andel av det totala antalet anläggningar byggts eller byggts om för fosforrening baserat på den biologiska avskiljningsprincipen. Den grundläggande kunskapen om hur en anläggning kan byggas och drivas för att säkerställa en väl fungerande biologisk process, som kan uppfylla typiska krav på fosforavskiljning, är välkänd. I Sverige och internationellt har fullskaliga installationer av flera olika processkonfigurationer för bio-P varit i drift i decennier. Nya idéer för att optimera de grundläggande processerna utvecklas dock fortfarande. Vid mycket stränga utsläppskrav kan bio-P-processen kompletteras med dosering av fällningskemikalier för att säkerställa att även dagens strängaste fosforkrav uppfylls.

För att kunna använda bio-P-processen på bred front vid brist på fällningskemikalier krävs grundläggande kunskaper om hur processen fungerar och dess specifika förutsättningar. Dessutom behövs en grundlig utvärdering av hur specifika anläggningskonfigurationer kan implementera bio-P-processen för att säkra en mindre eller större del av fosforreningen.

I denna rapport kommer endast bio-P i aktivt slam att beaktas. Eftersom de bakterier som är ansvariga för bio-P är heterotrofa bakterier innefattas anläggningar både med och utan kväverening. System med kombinationer av aktivt slam och biofilmsprocesser ingår i rapporten förutsatt att bio-P-processen sker i det aktiva slammet. Fokus i beskrivningen är på typer av aktivslamanläggningar som är vanliga i Sverige.

Under de senaste åren har idéer för bio-P och fullskaliga reningsverk med bio-P utvecklats i granulbaserade system och i system baserade på MBBR-teknik (moving bed biofilm reactor). De flesta av dessa tekniker är dock inte fullt utvecklade i dagsläget och antalet anläggningar med fullskaleresultat är fortfarande få. Dessutom är de befintliga anläggningar som är baserade på enbart MBBR-teknik för avskiljning av kväve och organiskt material i de flesta fall små och de kommer att vara mycket svåra att i efterhand bygga om till bio-P-konfiguration.

Nedan ges en översikt som kan användas som en riktlinje för införande av biologisk fosforavskiljning och optimal drift av processen på avloppsreningsverk. Som nämnts ovan gäller ett antal förutsättningar för god bio-P. Bio-P-bakterier behöver anaeroba förhållanden för upptag av VFA och upptaget av VFA leder till frigörande av fosfor (fosforsläpp). De behöver också aeroba (eller möjligtvis anoxa) förhållanden för att fylla upp polyfosfatlagren igen (fosforupptag). Vidare är det mycket viktigt att hantera överskottsslammet på ett lämpligt sätt före slutavvattningsprocessen för att minska mängden löst fosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$) i rejektvattnet från avvattningsprocessen. På anläggningar med kväverening är det centralt att undvika anoxiska förhållanden där anaeroba förhållanden ska råda då nitrat förhindrar det nödvändiga fosforsläppet.

För anläggningar med processkonfigurationer som är vitt skilda från de optimala för bio-P kan de grundläggande principerna och idéerna från den internationella utblicken användas för att introducera bio-P så långt det är möjligt.

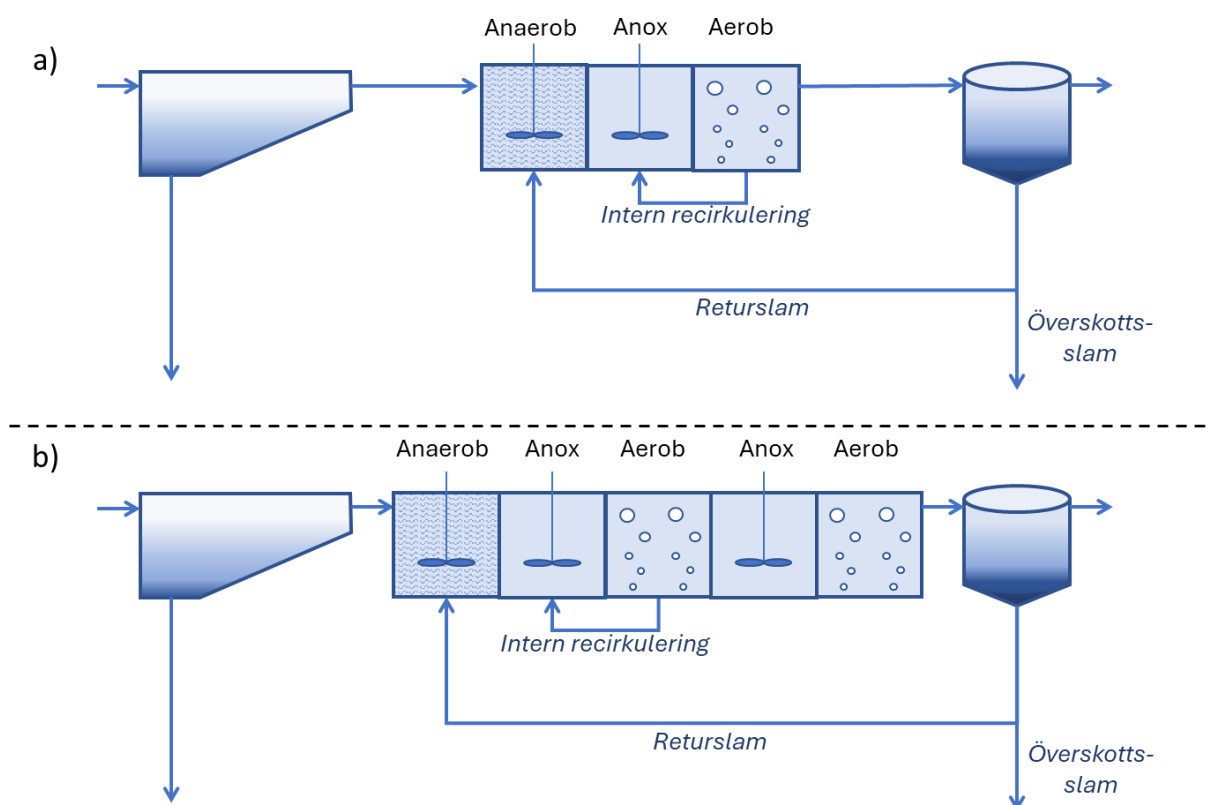
4.1 Principiella processutformningar för bio-P-anläggningar

Flera olika typer av bio-P-anläggningar presenteras i det följande som en illustration av hur optimal biologisk fosforrening kan genomföras vid svenska avloppsreningsverk. Alla typerna finns i fullskalig drift i Sverige. För varje anläggningstyp pekas förutsättningen för en väl fungerande bio-P-process ut tillsammans med brister eller speciella förutsättningar att ta hänsyn till. För andra anläggningar med liknande processkonfigurationer kan de fungera som inspiration för driftförändringar som ger biologisk fosforavskiljning, helt eller delvis. De kan också tjäna som en illustration av hur den

grundläggande processen har förfinats i takt med att kunskapen om bio-P har utvecklats under årtiondena.

4.1.1 Ursprunglig bio-P - A2/O-processen och BardenPho

Den ursprungliga bio-P-processen utgjordes av anläggningar med kväverening där en anaerob zon etablerades först i den biologiska processen vilket resulterade i utökad fosforavskiljning utan tillsats av kemikalier. Två system etablerades tidigt efter denna princip. De första anläggningarna byggdes som visas i figur 4.1a med en anaerob tank framför en traditionell recirkulationsanläggning för kväverening. Idag kallas dessa processer för A2/O-processer och de har en anaerob tank, en anoxisk tank och en luftad tank. Vanligtvis antas att bio-P-processen uppfanns i Sydafrika för cirka 50 år sedan och introducerades som BardenPho-processen (Barnard, 1974) visad i figur 4.1b. Barnard var den första som beskrev huvudprincipen och de speciella bakterier som är centrala för bio-P. Flera brister i dessa mycket enkla processkonfigurationer visade dock att ytterligare förbättringar var nödvändiga, vilket beskrivs i avsnitten 4.1.2–4.1.4. Senare utvecklades även bio-P-processen för anläggningar utan kväverening baserat på samma grundläggande principer, vilket beskrivs i avsnitt 4.1.5.

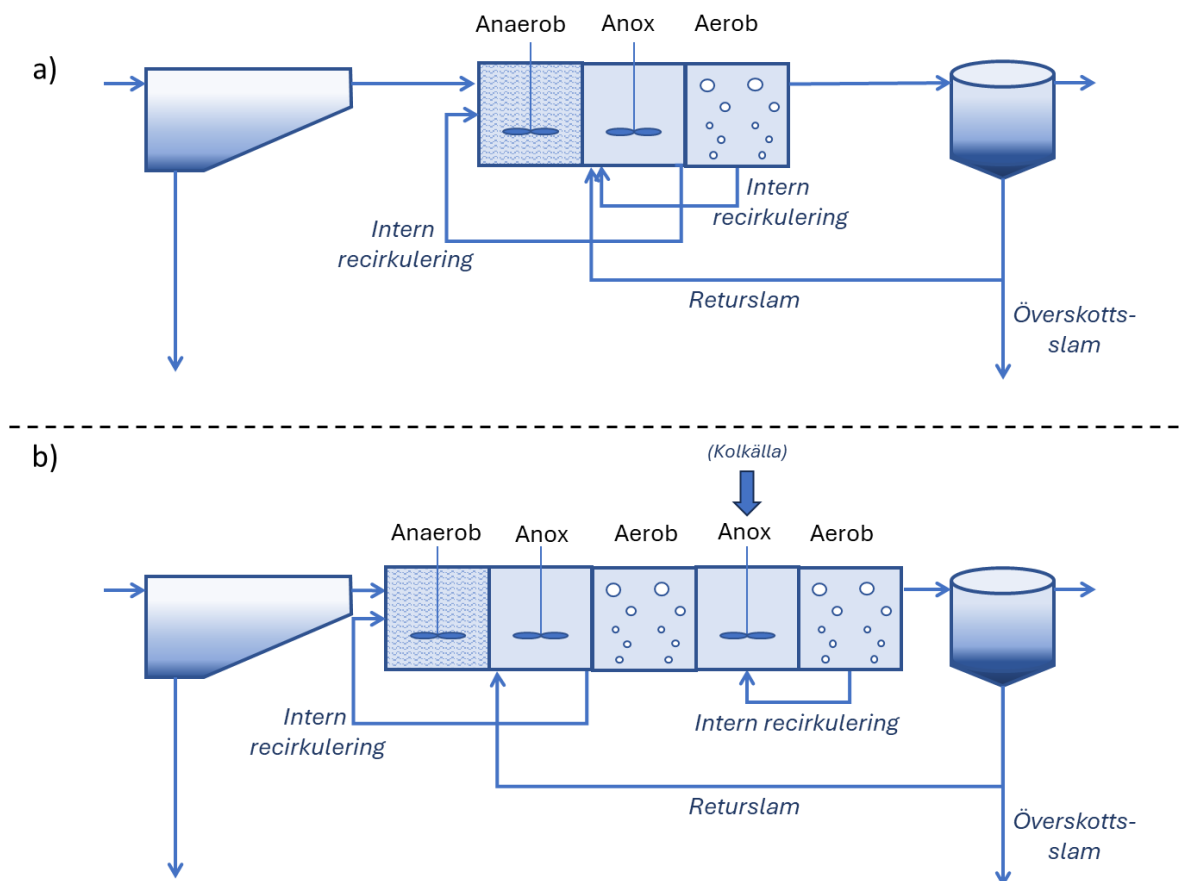


Figur 4.1 a) A2/O-processen, den enklaste versionen av bio-P-processen, b) den ursprungliga versionen av BardenPho-processen.

4.1.2 Klassisk bio-P – UCT-processen

Bio-P-processen har utvecklats parallellt på flera platser i världen men med Sydafrika som drivande kraft de första åren på 70-talet. Det första verkligt kommersiella processsystemet var UCT-processen (University of Cape Town). Processen har en sekvens av en anaerob och flera anoxiska och aeroba tankar. I grundkonfigurationen fanns bara 3 tankar, som visat i figur 4.2a. Tidigt modifierades dock processen och minst 5 tankar blev vanligt, se figur 4.2b (den modifierade UCT-processen), med en anaerob tank följt av två anoxiska och två aeroba tankar. I den anaeroba tanken släpper bio-P-bakterierna ut fosfor och tar samtidigt upp VFA som kommer från det inkommande avloppsvattnet och som bildas genom hydrolys i den anaeroba tanken. Fosfor tas upp igen i den aeroba tanken (till viss

del även i den anoxa). Returslammet leds till den första anoxiska tanken för att undvika nitrat i den anaeroba zonen vilket annars hade förbrukat VFA. För att få slam tillbaka till den anaeroba tanken har man en intern recirkulation från den sista delen av den anoxiska tanken (där nitrathalten är låg) till den anaeroba tanken. Slamkoncentrationen i den anaeroba tanken blir låg då returslammet späds ut med det inkommande avloppsvattnet. Den sista anoxiska tanken fungerar som ett skydd d v s för att få fullständig denitrifikation (eventuellt med dosering av externt kol) och den sista aeroba tanken säkerställer att eventuell extra dosering av externt kol förbrukas samt ger en syrerik miljö i slutsedimenteringen så att det inte sker ett fosforsläpp här. Denna processkonfiguration är den vanligaste i Sverige för bio-P, men även andra processtyper finns.



Figur 4.2 a) Processchema för UCT-processen, b) Modifierad UCT-process.

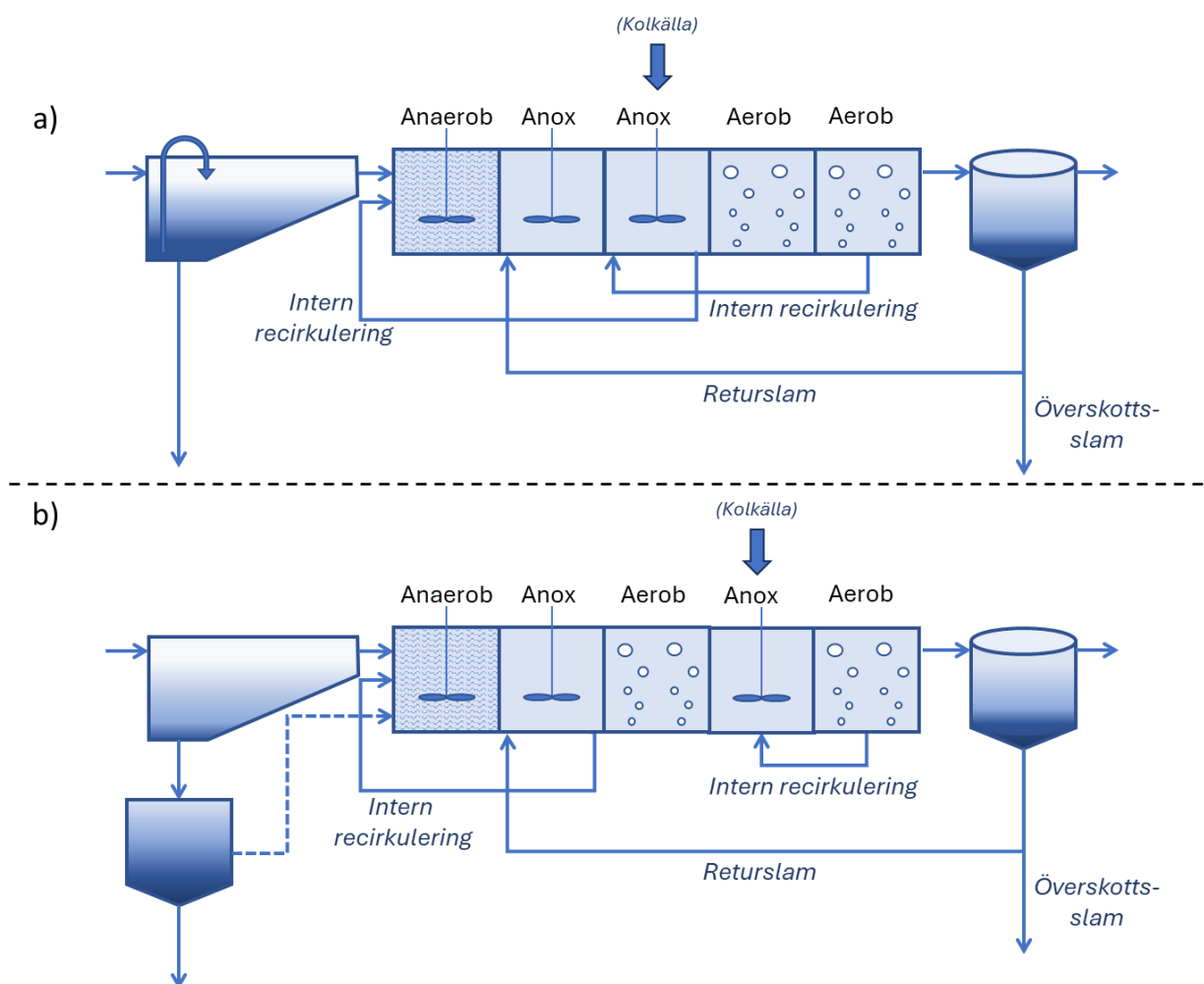
Många modifieringar av denna grundprincip förekommer i praktiken. I kallare klimat som i Sverige är den första anoxiska tanken vanligtvis uppdelad i tre eller flera tankar där de sista kan ändras till aeroba om mer nitrifikationskapacitet behövs under vintern. Modifieringen av grundprocessen från A2/O till UCT löste delvis problem som uppstod på grund av brist på VFA till följd av hög nitratrecirkulation via returslammet men samtidigt ledde den lägre slamkoncentrationen i den anaeroba tanken till att produktionen av VFA genom hydrolys i anaerobtanken minskade. Trots detta drivs idag många anläggningar runt om i världen med UCT-konfigurationen.

För att komma till rätta med brist på VFA har två olika modifieringar av bio-P-processer fått stor spridning. I avsnitt 4.1.3 presenteras hydrolys i försedimenteringen för att öka VFA i det inkommande avloppsvattnet till bio-P-processen och i avsnitt 4.1.4 presenteras sidoströmshydrolys där VFA produceras i en anaerob tank placerad som en del av returslamåterföringen, där den mycket höga slamkoncentrationen gynnar hydrolys av det aktiva slammet.

4.1.3 Primärslamshydrolysis

Ett enkelt sätt att tillföra mer VFA till avloppsvattenströmmen är att hydrolysera primärslammet antingen direkt i försedimenteringsbassängen (figur 4.3a) eller i en separat tank (figur 4.3b).

Hydrolysis i försedimenteringsbassängerna är mycket lätt att etablera eftersom det endast kräver minskad utpumpning av slammet så att ett slamskikt byggs upp på botten av sedimenteringsbassängerna samt en pump som lyfter upp det hydrolyserade slammet från botten så att den producerade VFAn kan tvättas ut i det inkommande avloppsvattenflödet och föras vidare till den anaeroba tanken (figur 4.3a). Även om ändringen är enkel och lätt att genomföra, har den också brister. Hydrolysis i försedimenteringen kan leda till metanbildning om uppehållstiden är för lång och vid hög sulfathalt i avloppsvattnet har man sett att för mycket svavelväte orsakar lukt- och korrosionsproblem. Vidare varierar VFA-produktionen över tid beroende på variationer i inflödet av avloppsvatten och vid högt flöde kan slammet spolat ut ur försedimenteringsbassängerna vilket leder till överbelastning av det biologiska steget och en period med låg VFA-produktion efteråt innan ett nytt slamskikt byggts upp och hydrolysisprocessen etablerats igen. De negativa effekterna av högt flöde kan minskas något genom att man stänger av pumpen som lyfter upp slammet från botten vid högt flödessituationer.



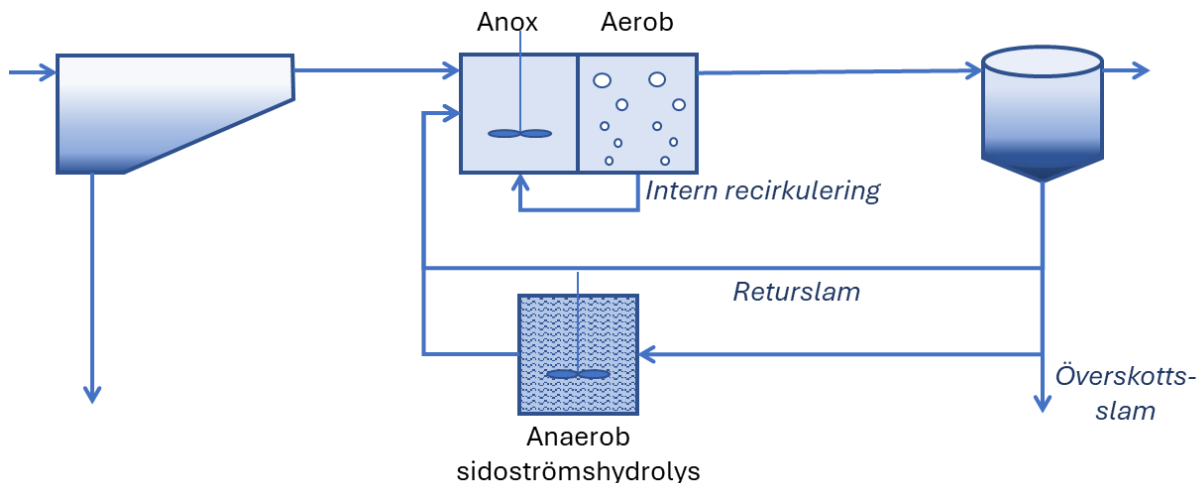
Figur 4.3 Modifierad UCT-process i kombination med hydrolysis av primärslam i a) huvudströmmen, eller b) i en separat tank.

För att uppnå en jämnare VFA-produktionen kan en mer stabil och kontrollerad process för hydrolysis av primärslam etableras i en separat tank (exempelvis i en förtjockare eller i en sedimenteringsbassäng

som inte används), se figur 4.3b. Här kan processen lättare övervakas och styras och VFA kan tillföras kontrollerat till den anaeroba tanken utifrån behovet (Ossiansson et al., 2023).

4.1.4 Sidoströmshydrolys

Det aktiva slammet i sig utgör en mycket stor och konstant källa till organiskt material som kan hydrolyseras för VFA-produktion. Idag är sidoströmshydrolysisprocessen mest utbredd i länder där det finns många bio-P-anläggningar, t ex i Danmark och i USA. Grundidén visas i figur 4.4 där en del av (eller hela) returslamströmmen leds till en anaerob tank där VFA produceras och fosfor släpps.

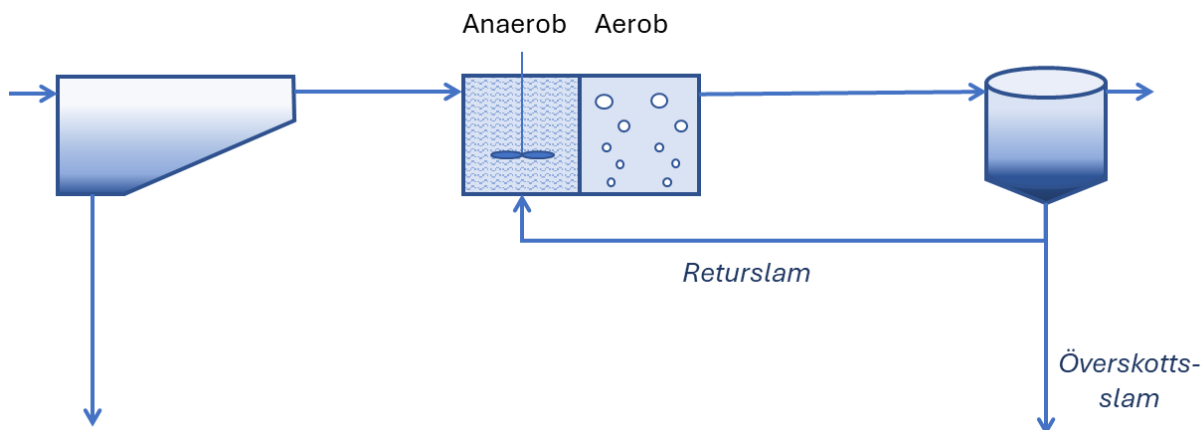


Figur 4.4 Sidoströmshydrolys för returslam.

Från den anaeroba tanken förs returslammet in i huvudströmmen i en traditionell recirkulationsanläggning för kväverening. Principen med sidoströmshydrolys kan kombineras - och kombineras ofta - med tidigare nämnda bio-P-konfigurationer och med många olika lösningar för kväverening. Fördelen med sidoströmshydrolys är att VFA-produktionen är hög på grund av den höga slamkoncentrationen i returslammet och vidare är produktionen relativt konstant eftersom den baseras på den totala slammassan i aktivslamsystemet. Kostnaden är endast att en tankvolym inklusive rör och pump måste vara tillgänglig.

4.1.5 Bio-P utan kväverening - A/O-processen

Eftersom bio-P-bakterierna är heterotrofa bakterier med hög tillväxthastighet kan bio-P enkelt implementeras i högbelastade aktivslamanläggningar i form av den så kallade A/O-processen (figur 4.5). Processen är i princip densamma som när man har kväverening men är lättare att genomföra eftersom det inte finns något nitrat som kan förbruka VFA. Den kan implementeras på anläggningar i norra Sverige där kväverening ännu inte är ett krav eller i anläggningar i söder, som har efternitrifikation/denitrifikation efter en högbelastad aktivslamanläggning. Modifiering med hydrolys i försedimenteringen eller med sidoströmshydrolys kan också göras. Det bör noteras att produktionen av VFA från returslam i det här fallet är betydligt högre per mängd slam än i anläggningar med kväverening på grund av den mycket kortare slamåldern i icke-nitrifierande anläggningar. Modifieringarna med införande av hydrolys kan behövas när processen kombineras med efternitrifikation i ett nitrifierande filter och avloppsvattnet, eller en del av det, leds till det högbelastade aktivslamsteget för denitrifikation. Även på anläggningar med låg slamålder där nitrifikation uppstår på sommaren kan det krävas konfigurationer eller modifieringar som kan hantera nitratflödena.



Figur 4.5 Bio-P i högbelastad aktivslamanläggning utan nitrifikation (A/O-processen).

4.2 Metoder för att förbättra/inkludera bio-P-processen på befintliga anläggningar

Befintliga bio-P-anläggningar kan optimeras för att minska eller helt undvika behovet av kemikalier för fosforrening och många anläggningar utan bio-P kan uppgraderas till bio-P-anläggningar med hjälp av mycket enkla uppgraderingsmetoder. Anläggningar som redan är utformade för bio-P kan utvärdera om några av de förslag som ges nedan kan förbättra driften.

Anläggningar som inte har bio-P idag men som har extra kapacitet, flexibilitet i driften och förekomst av reservvolym kan lättare genomföra en uppgradering till bio-P än om motsatserna råder. I optimala fall kan anläggningarna uppgraderas så att de fungerar som om de vore designade för bio-P medan mer begränsad fosforavskiljning kan ske via bio-P i andra fall. Den återstående fosforavskiljningen som krävs för att uppfylla utsläppsvillkoren måste ske genom kompletterande kemisk fällning. Alternativt, i ett scenario med kemikaliebrist, måste kanske den försämrade avloppskvaliteten accepteras. Nästan alla avloppsreningsverk har extra kapacitet under de varmare årstiderna, så åtminstone under en stor del av året kan betydande biologisk fosforrening uppnås på de flesta anläggningar.

En generell – enkel men mycket effektiv – åtgärd för att förbättra potentialen för biologisk fosforavskiljning är att se till att recirkulationsgraden, d v s förhållandet mellan returslamflödet och det inkommande flödet, väljs med ett så litet returflöde som möjligt. Minskat returslamflöde innebär lägre volymbehov för en optimerad sidostromshydrolystank och högre hydraulisk kapacitet för befintliga sedimenteringsbassänger, när returslamflödet reduceras. Dessutom, på anläggningar som har kväverening, återförs mindre mängd nitrat till de anaeroba tankarna där nitratomsättningen förbrukar VFA som är avsett för bio-P-processen. Denna förbättring bör utvärderas på alla anläggningar som överväger att införa bio-P. Reducerat recirkulationsflöde kräver att sedimenteringsbassängerna är tillräckligt djupa för att hantera en högre slamnivå. En enkel metod för att utvärdera den extra hydrauliska kapaciteten visas i bilaga A.

I kapitel 4.2.1 till 4.2.3 beskrivs föreslagna optimeringsmetoder för de tre huvudtyper av avloppsreningsverk som finns i Sverige: lågbelastade reningsverk med nitrifikation och denitrifikation, reningsverk som redan har sidostromshydrolys för kväveavskiljning från rektvatten samt högbelastade anläggningar för aktivt slam - med eller utan nitrifikation. För alla dessa anläggningstyper skulle en eller flera av de optimeringsmetoder som anges nedan kunna genomföras.

- Hydrolys av primärslam, antingen med en separat hydrolystank eller direkt i försedimenteringsbassängen.
- Hydrolys av returslam i den befintliga anoxiska volymen som ställs om till anaerob volym.
- Hydrolys av returslam i en ny processtank.

- Reduktion av kvoten mellan returslamflödet i förhållande till inkommande flöde, för att öka slamkoncentrationen i returslamflödet.
- Onlinekontroll i nitrifikations-/denitrifikationsvolymerna (N/DN-volymerna) för att skapa anaeroba förhållanden tidvis i denitrifikationszonen (nitratkontroll).
- Kapacitetsförbättring av N/DN-volymerna genom stegmatning av inkommande avloppsvatten (d v s uppdelning av inflödet till flera zoner i biosteget), vilket leder till ökad slamhalt i nitrifikations- och denitrifikationsvolymerna. Detta kan utnyttjas till att skapa utrymme för etablering av anaeroba volymer eller onlinekontroll (nitratkontroll) enligt ovan.

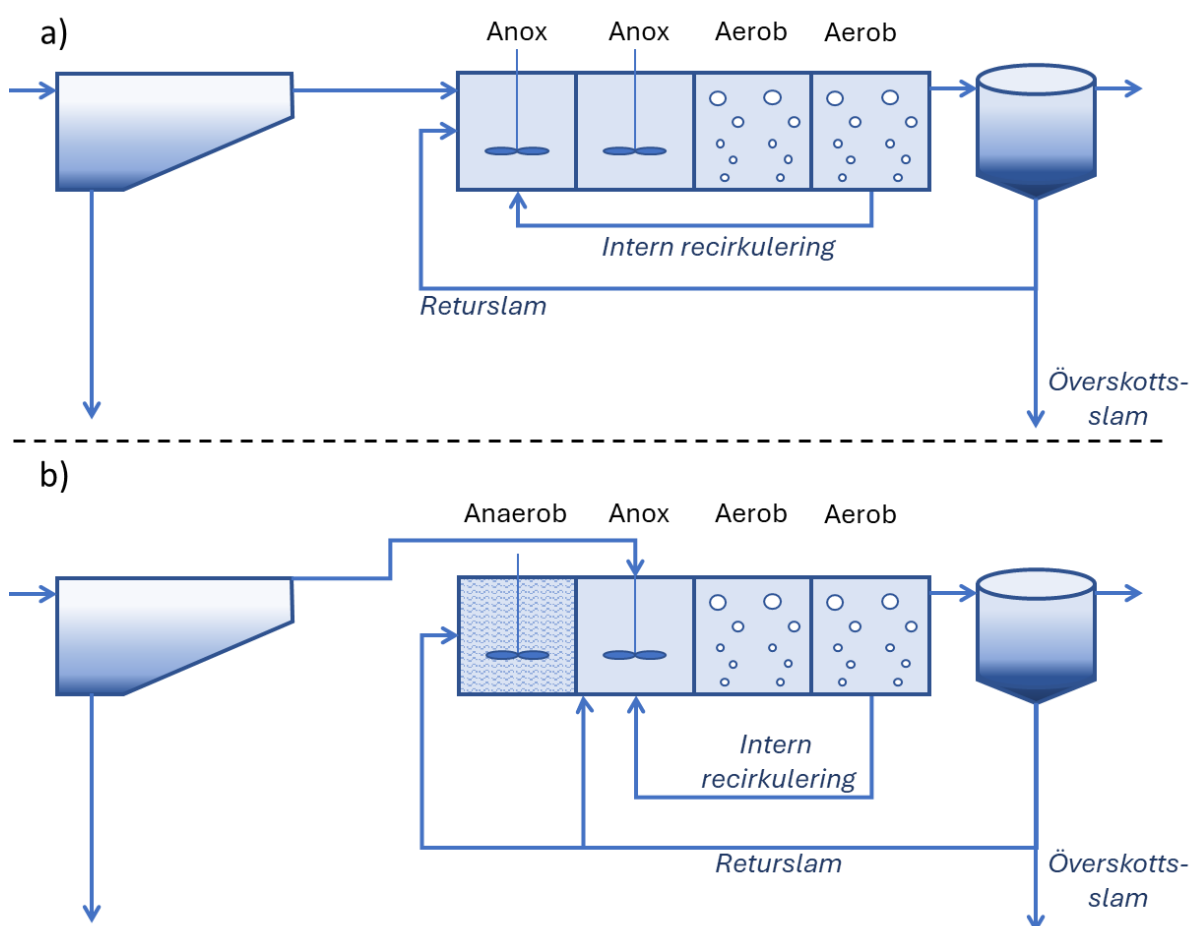
I tabell 4.1 beskrivs för- och nackdelar vid etablering av primärslamshydrolys och returslamshydrolys.

Tabell 4.1 Huvudsakliga metoder för att introducera eller förbättra bio-P genom primärslamshydrolys eller sidoströmshydrolys samt positiva effekter och möjliga nackdelar om metoderna införs.

Förbättrad processmetod	Positiva effekter	Nackdelar / Risker
Primärslamshydrolys: Hydrolys av primärslam vid omgivningstemperatur <u>Enkel layout för primärslamshydrolys:</u> Återcirkulation av slam från slamgrop till inlopp <u>Avancerad layout för primärslamshydrolys:</u> Separat primärslams-processtank och återcirkulation av slam till inlopp	VFA-produktion för denitrifikation och/eller bio-P Inget behov av en separat processtank i den enkla layouten Lätt att installera, särskilt den enkla layouten Förbättrar slamrötningen av primärslam på grund av besparing av uppehållstid i röt-kammaren	Sänker pH-värdet på primärslammet H ₂ S-bildning möjlig vid förhöjd temperatur och lågt pH VFA-produktionen (kg/h) i den enkla layouten är beroende av inkommande flöde Ingen VFA-lagringsmöjlighet i den enkla layouten Låg COD/P-kvot ger låg effektivitet för bio-P Risk för slamflykt från försedimenteringen vid högt inkommande flöde i den enkla layouten Lägre potential för biogasproduktion
Sidoströmshydrolys: Hydrolys av returslam <u>Enkel layout för sidoströmshydrolys:</u> Användning av befintliga anaeroba tankar <u>Avancerad layout för sidoströmshydrolys:</u> nydesignad sidoströmshydrolysreaktor	VFA-produktion för denitrifikation och/eller bio-P Inget behov av en separat processtank i den enkla layouten Lätt att installera Sidoströmshydrolys kan utformas för att passa det faktiska COD/P-förhållandet in till aktivslamsteget Neutralt pH förhindrar H ₂ S-bildning Flödesoberoende dosering av VFA till aktivslamsteget Mindre känslighet för nitratåterföring med den lägre returslamströmmen	Om det inte finns någon befintlig anaerob tank behövs det en ny volym Låg inkommande COD/P-kvot till det biologiska steget kräver en stor sidoströmshydrolystank

4.2.1 Lågbelastade anläggningar med nitrifikation och minst två denitrifikationstankar

Många svenska avloppsreningsverk drivs med biologisk kväverening och kemisk fosforfällning i den recirkulationskonfiguration som visas i figur 4.6a. I många fall har anläggningarna en utformning med minst fyra tankar i serie men ofta fler. Det enklaste sättet att införa bio-P på denna typ av reningsverk är att leda den interna nitratrecirkulationen tillbaka till den andra tanken i stället för till den första vilket gör att den första tanken blir anaerob precis som i A2/O-processen som beskrivits ovan. Om flera tankar finns tillgängliga och de interna recirkulationsströmmarna kan modifieras så att de matchar en traditionell sidoströmshydrolys (figur 4.6b) kan det vara en enkel och tillförlitlig lösning. Om belastningen på reningsverket ligger nära kapacitetsgränsen som det är designat för kan lösningarna implementeras under den varmare delen av året. Om verket har möjlighet att återföra den interna nitratströmmen till den andra denitrifikationstanken, kan sidoströmshydrolys etableras i den första tanken genom att stänga av ventilen till denna tank och låta hela inflödet gå till den andra denitrifikationstanken. Om fler än två denitrifikationstankar finns kan även stegmatning till den andra och tredje denitrifikationstanken säkerställa högre denitrifikationskapacitet då tanken med inkommande avloppsvatten får högre slamhalt när bara en del av avloppsvattnet leds dit.

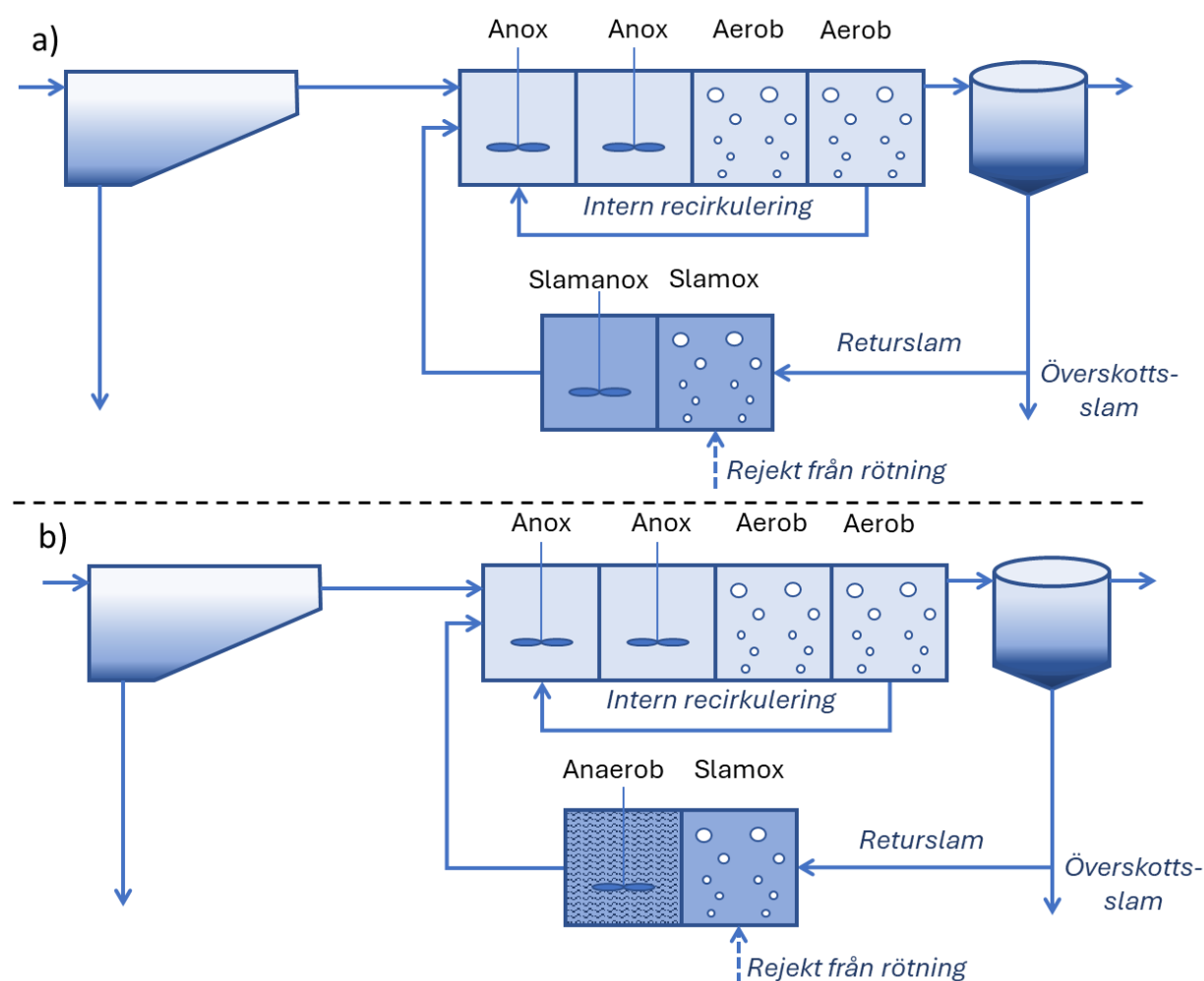


Figur 4.6 a) Lågbelastat reningsverk med minst två anoxiska tankar för denitrifikation, b) Alternativ för införande av bio-P med sidoströmshydrolys.

Mer tillförlitlig bio-P-funktion på dessa anläggningar kan erhållas genom att införa primärslamshydrolys eller genom att introducera en ny sidoströmshydrolystank. Primärslamshydrolys och sidoströmshydrolys (i befintlig eller i ny volym) kan även kombineras om det inte räcker med en av lösningarna.

4.2.2 Reningsverk som redan har sidoströmshydrolys för kväveavskiljning från rejektivatten

En del svenska avloppsreningsverk har redan sidoströmstankar för behandling av kvävet i rejektivatten från rötammaren. Sidoströmstankarna består i det här fallet av en aerob och en anoxisk tank (figur 4.7a). I dessa anläggningar kan bio-P ofta implementeras enkelt genom att luftflödet till sidoströmstanken för nitrifikation minskas eller genom att införa intermitternt luftning – i båda fallen blir sidoströmstanken för denitrifikation nu i stället anaerob (figur 4.7b). Sidoströmstankarna jämnar fortfarande ut belastningsvariationerna från rejektivatten och VFA från rötammaren kan fortfarande delvis användas för denitrifikation. Denna lösning bör vara möjlig på de flesta av dessa anläggningar åtminstone under en stor del av året. Även primärslamshydrolys kan introduceras om behov av mer VFA för kvävereningen föreligger.

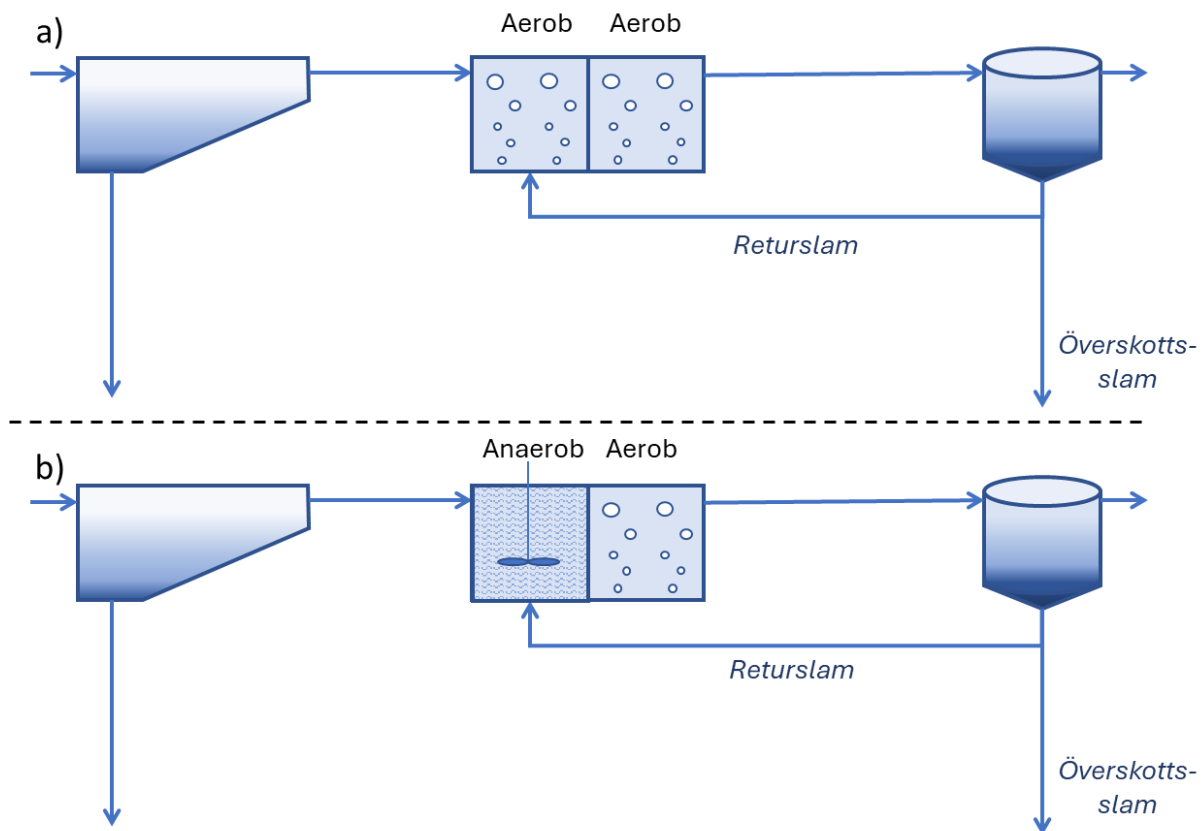


Figur 4.7 a) Anläggning med rening av rejektivatten från rötammare (slamox, slamanox), b) Samma anläggning där slamanox ändrats till anaerob zon.

4.2.3 Högbelastade anläggningar utan nitrifikation

I norra Sverige är det idag vanligt med högbelastade anläggningar utan kväveavskiljning och i södra Sverige finns vissa stora anläggningar med högbelastat aktivt slam som ett första steg följt av biofilmsprocesser för nitrifikation och denitrifikation. Vanligtvis består aktivslamanläggningarna av två eller flera tankar i serie som visas i figur 4.8a. Det enklaste sättet att introducera bio-P i dessa anläggningar, om det inte finns något nitrat närvarande, är genom att ersätta luftning i den första tanken med omrörning för att på så sätt få en anaerob zon i början av processen (det vill säga en A/O-process), se figur 4.8b. Om belastningen är för hög kan detta göras enbart under den varmare årstiden

eller några timmar varje dygn under lågbelastningstimmarna. Då kommer bio-P-bakterierna att föröka sig och göra åtminstone en viss biologisk fosforreduktion. Om anläggningen har parallella linjer men ett gemensamt slamsystem kan bio-P-konfigurationen göras i en linje med lägre belastning än andra linjer och blandandet av slammet kommer att säkerställa bio-P-aktivitet i alla linjer.



Figur 4.8 Högbelastad anläggning a) utan bio-P, b) med bio-P enligt A/O-processen.

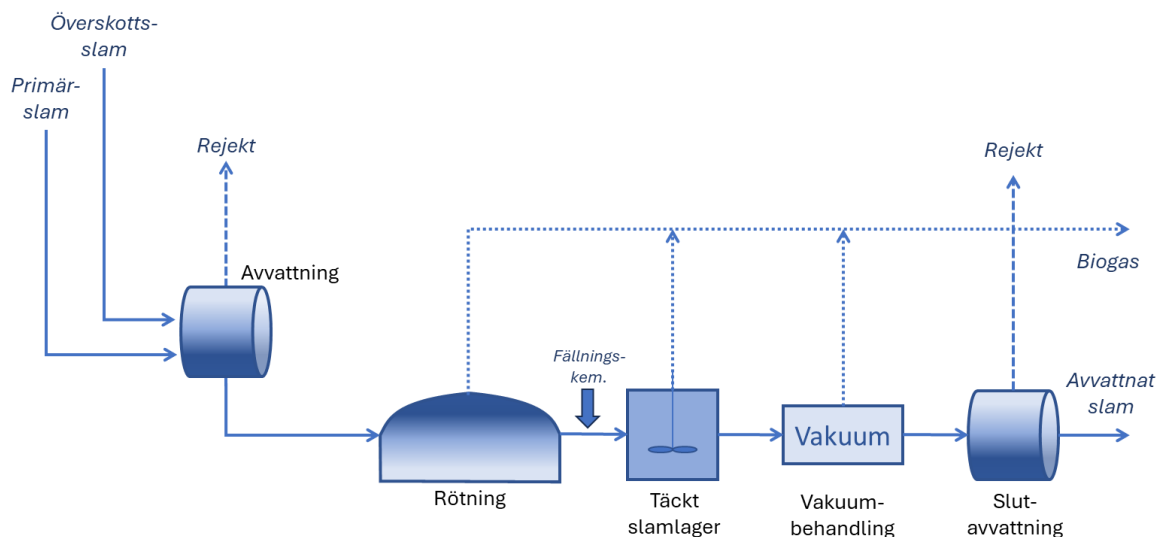
Mer tillförlitlig bio-P vid dessa anläggningar kan fås genom att införa hydrolys av primärslam eller använda en del av den befintliga luftade volymen för en sidoströmshydrolysprocess eller genom att införa en ny sidoströmshydrolystank. Om sidoströmshydrolysmetoden används och anläggningen delvis nitrifierar, kommer sidoströmsprocessen ändå att medföra bio-P trots hög nitratkvävehalt i returslamflödet eftersom endast en del av mängden nitrat tillförs sidoströmshydrolystanken. Om nitrat från efternitrifikationsenheten återförs till den högbelastade anläggningen kan sidoströmstanken göras med ett antal tankar i serie så att denitrifikation och anaeroba förhållanden kan uppnås. En hydrolyserbar extern kolkälla, t ex melass, kan behövas vid hög nitratbelastning till sidoströmsreaktorn.

4.3 Vad är viktigt att tänka på vid hantering av överskottsslam från en bio-P-process?

När avloppsreningsverk optimeras med avseende på minskad kemikalieförbrukning för fosforrening är det mycket viktigt att ha rätt slambehandling. Den fosfor som är bunden i bio-P-bakterierna (som polyfosfatföreningar) kan lätt läcka ut ur det biologiska slammet om slammet lagras anaerobt i många timmar före avvattning. Minimal tid från uttag av biologiskt överskottsslam till slutlig avvattning är därför viktigt för att undvika att en hög andel av fosfor hamnar i rejecktvattnet när slammet avvattas, vilket skulle leda till en hög intern fosforcirkulation. Detta är särskilt viktigt om bio-P-slammet behandlas anaerobt före slutavvattning.

Vid anläggningar med rötning av aktivt slam är en enkel och generell metod för att minska problem med läckage av fosfor att driva rötningsprocessen med så hög TS-halt som möjligt. Högre TS-halt i rötkammaren ger högre halter av de joner som finns i avloppsvattnet som faller ut fosfor. Om mer av fosfor faller ut i rötkammaren förs mindre andel av fosfor tillbaka med rejecktvalet. Även om fosforhalten kan höjas lite vid högre jonkoncentrationer reduceras massflödet eftersom de inkommande och utgående flödena är reducerade. Om fosfor faller ut i rötkammaren minskar också risken för struvitfällning i rör och pumpar. Högre TS-halt ger därtill även en högre koncentration av ammoniumkväve och därmed ett högre pH-värde i slammet, vilket i sin tur leder till ännu mer potential för utfällning av fosfater före avvattningen.

Flera metoder har utvecklats för behandling av rötat bio-P-slam före slutavvattning i syfte att minska fosforcirkulation via rejecktvalet från avvattning, exempelvis täckta slamlagringstankar, fällningskemikalier eller vakuumbehandling av det rötade slammet (figur 4.10). Metoderna kan användas ensamt eller i kombination. Täckta slamlagringstankar efter rötning medför att kvarvarande VFA tas bort och höjer pH-värdet vilket i sin tur gynnar utfällning av fosfor med joner som redan finns i avloppsvattnet. Behovet av tillsatta fällningskemikalier är här mycket mindre än vid traditionell kemisk fällning eftersom det mesta av fosfor faller ut med avloppsvattnets egna joner. Vakuumbehandlingen avlägsnar metan (CH_4) och koldioxid (CO_2) från slammet vilket även detta resulterar i ett högre pH-värde vilket innebär ytterligare utfällning av fosfor. Både lagringstank och vakuumsystem bör anslutas till biogasproduktionssystemet för att öka utbyte av biogas och för att undvika metanläckage.



Figur 4.9 Behandling av rötat bio-P-slam före slutavvattning med täckt slamlagring, kemikaliedosering i slamlagret och vakuumbehandling. Behandlingsmetoderna kan användas ensamt eller i kombination. Slamlagring och vakuumbehandling är anslutna till biogasproduktionen för ökat utbyte av biogas och för att undvika metanläckage.

5 Långtgående rening av fosfor och kväve

I det reviderade avloppsvattendirektivet skärps utsläppskravet för fosfor (Tot-P) och kväve (Tot-N) för kommunala avloppsreningsverk > 10 000 PE. I tabell 5.1 presenteras de nya utsläppskraven för kommunala avloppsreningsverk i EU med en kapacitet på mer än 10 000 PE.

Tabell 5.1 Utsläppskrav för kommunala avloppsreningsverk i EU (EU, 2024).

Anläggningsstorlek	Kravparameter	Årsmedelvärde
10 000 PE – 150 000 PE	Tot-N	10 mg/l
> 150 000 PE		8 mg/l
10 000 PE – 150 000 PE	Tot-P	0,7 mg/l
> 150 000 PE		0,5 mg/l

Vissa länder, särskilt Danmark, Tyskland, USA och Sverige, har infört ännu strängare krav för specifika reningsverk som släpper ut i känsliga recipienter. Dessa krav kan vara så låga som 0,1 mg/l för totalfosfor och under 3 mg/l för totalkväve, i vissa fall ännu lägre. Det bör noteras att de stränga kraven på totalfosfor i USA ofta baseras på medianvärdet där ett eller flera höga värden väger mindre tungt än om gränsvärdena baseras på aritmetiskt medelvärde. Detta innebär att de i praktiken är mindre restriktiva än vad de ser ut att vara jämfört med europeiska gränsvärden.

Även om publikationer om fullskaleanläggningar som uppfyller dessa stränga kriterier är få finns det en del erfarenheter från experiment i pilotskala i litteraturen.

5.1 Teknik implementerad i fullskala för att uppnå låga totalfosforkoncentrationer

I USA, där strikta fosforkrav har funnits i många år, har ett stort forskningsprojekt finansierat av WEF/WRF gett betydelsefulla resultat från fullskaleanläggningar (Parker et al., 2011). I den projektrapporten presenterades resultat från tio fullskaleanläggningar, med en medianhalt för utgående totalfosfor från 0,012 till 0,15 mg/l (medelvärden anges inte). Fullskaleanläggningarna som ingick i studien hade utsläppskrav i intervallet 0,05-1 mg/l, baserat på medianvärde antingen per år, säsong eller månad. Alla anläggningar hade signifikanta variationer så det förväntade aritmetiska medelvärdet antas vara något högre än medianen, men ändå runt 0,1 mg/l för många anläggningar. Anläggningarna använde främst aktivslamsystem i kombination med olika typer av filter (bland annat en-, två- eller flermediagravitationsfilter, kontinuerliga sandfilter och ultrafiltrering) och kompletterande kemisk fällning för att sänka avloppsvattnets fosforhalt ner till de låga erforderliga nivåerna.

Tre distinkta grupper av anläggningar kunde identifieras baserat på hur fällningskemikalier doserades, vilket visas i tabell 5.2. Liten eller ingen kemikaliedosering fanns vid två bio-P-anläggningar. Man ser i tabell 5.2 att alla tre strategierna kan leda till lågt fosforutsläpp. Kemisk fällning i ett steg behöver dock en mycket högre kemikaliedos (cirka 3 mol Metall/mol P) än tillsats i flera steg och bio-P-anläggningar med ingen eller liten användning av kemikalier (doseras endast som en mindre poleringsdos). Några verk använder järn och andra aluminium. Flera verk som har dosering i två steg använder både järn och aluminium. Det visar att både aluminium- och järnsalter kan säkra de låga värdena.

Tabell 5.2 Kemikaliedoseringsstrategier för tio fullskalereningsverk tillsammans med uppnådd utgående fosforhalt (medel över 5 år av månatliga 95 %-percentiler) (Parker et al., 2011).

Kemikaliedosering i ett steg	Tot-P (mg/l)	Kemikaliedosering i två steg	Tot-P (mg/l)	Liten/ingen kemikaliedosering	Tot-P (mg/l)
Iowa Hill, CO	0,0306	F Wayne Hill, GA	0,0902	Kalispell, MT	0,17
Pinery, CO	0,0363	ASA, VA	0,101	Kelowna, BC	0,22
Cauley Creek, GA	0,116	Clark County, NV	0,153		
		Rock Creek, OR	0,151		
		Blue Plains, DC	0,161		

Mycket få publikationer som beskriver erfarenheter från fullskaleanläggningar har publicerats efter den amerikanska rapporten. Svenska fullskaleerfarenheter presenterades i Kängsepp et al. (2016) där den första fullskaleinstallationen av ett skivfilter för tertiär rening med kemisk fällning vid Arvidstorps avloppsreningsverk i Trollhättan beskrevs. Efter optimering av driften lyckades avloppsreningsverket i Trollhättan nå målkoncentrationerna <0,5 mg/l SS och <0,2 mg/l fosfor med medelvärdet för fosfor strax över 0,1 mg/l. De högsta värdena återfanns under perioder med hög hydraulisk belastning. Väänänen et al. (2023) presenterade optimering av kemikaliedosering vid en fullskalig skivfilterinstallation vid Nenäinniemi avloppsreningsverk i Finland. Anläggningen har krav på nitrifikation och fosforrening men inte på denitrifikation. Efter optimering minskade den genomsnittliga halten fosfor i utgående avloppsvatten för år 2021 till 0,1 mg/l totalfosfor, vilket är långt under det tillåtna värdet på 0,3 mg/l.

5.2 Tekniker testade i pilotskala för att nå låga totalfosforkoncentrationer

Fler pilotstudier än fullskalestudier presenteras i litteraturen, särskilt för USA där många avloppsreningsverk har drivit anläggningar i pilotskala för att utvärdera teknik för långtgående fosforrening, ner till 0,1 mg Tot-P/l eller lägre. Mycket ofta har traditionella sandfilter i olika konfigurationer, multi- eller tvåmedia gravitationsfilter och kontinuerliga filter varit en del av testerna tillsammans med skivfilter (inklusive ryamatteliknande ”cloth filter”), membran och förstärkt sedimentering. Förstärkt sedimentering kan uppnås i ett separat poleringssteg genom tillsats av tyngande material (t ex Actiflo® processen, <https://youtu.be/bzjZxHyss30?si=V1CpTSvLZnPDC6h3>) eller vid flockning av aktivt slam (t ex DensaDeg® processen, https://youtu.be/KPNzdtuYic0?si=b3v8j1OA0cY0b_pw). Tooker et al. (2012) testade skivfilter parallellt med förstärkt sedimentering med resultatet att de genomsnittliga utgående fosforhalterna var mindre än 0,1 mg/l trots varierande inflödesförhållanden i pilotsystemet (upp till 8,4 mg/l Tot-P, 1,3 mg löst Tot-P/l och 220 mg TSS/l) förutsatt tillräcklig dos fällningskemikalier. Som resultat av dessa experiment har en fullskaleanläggning byggts på North Attleboro WWTF (TBRenderings, 2016).

I Väänänen et al. (2013) presenterades resultat från sex amerikanska och en tysk undersökning. Fyra olika tekniker med Ryamatta-liknande skivfilter samt Actiflo®, DynaSand® (<https://youtu.be/KfpORAtmCjc?si=-I4yi1i9Z1LFDKWk>) och ultrafiltrering testades. Alla teknikerna kunde producera ett utgående vatten med i genomsnitt 0,1 mg/l totalfosfor (intervall 0,03 – 0,1 mg/l) se tabell 5.3. I samtliga fall användes aluminiumsalter som fällningsmedel. Koagulantdosen måste vara mycket hög, vanligtvis högre än 10 mol Metall/mol P.

Tabell 5.3 Fallstudier av kemisk fosforavskiljning i pilotskala (Väänänen et al., 2013). Publicerad med tillstånd.

Plant	Particle separation	Influent TP (mg/l)	Effluent TP (mg/l)	Coagulant dose (mg/l)	Aprox Al ³⁺ dose (mg Al ³⁺ /l)	Dosing ratio Al ³⁺ :dissolved molar ratio ^{***}	Polymer dosing range (mg/l)	Reference
WestBank WWTP, BC, USA	Cloth filter (10 µm)	0.12-0.3	0.07	50 Aluminium sulfate	4.6	13:1	1.0 A*	Stevens et al., 2012
Clinton WWTP, MA, USA	Cloth filter (10 µm)	1	0.08	45-66 Aluminium sulfate	4.2-6	17:1	0.5-1.1 C	Hart et al., 2012
North Attleborough WWTP, MA, USA	Cloth filter (10 µm)	1.2	0.1	40 Aluminium sulfate	3.7	21:1	N.A., A	Tooker et al., 2012
Ruhleben WWTP, Berlin, Germany	Cloth filter (10 µm)	0.3	0.07	PACL	2	15:1	0.6-2 C	Langer et al., 2012
North Attleborough WWTP, MA, USA	Deep-bed Upflow Sand Filtration (Parkson Dynasand Stage 1)	0.1-0.5	0.03	30 Aluminium sulfate	2.8	6-30:1	-	Tooker et al., 2010
Caldwell WWTP, ID, USA	ACTIFLO® turbo	0.2	0.07	40 Aluminium sulfate	3.7	21:1**	0.3 A	O'hare and Perry, 2010
Ruhleben WWTP, Berlin, Germany	Ultrafiltration (0.02 µm)	0.27	0.05	AlCl ₃	1-4	5-10:1	-	Zheng et al., 2012
Coer d'Alene WWTP, ID, USA	Ultrafiltration (0.04 µm)	0.78	0.043	50 Aluminium sulfate	4.6	8:1	-	Bill et al., 2011

*A=Anionic, C=Cationic, **calculated on Influent TP, *** Ortho-P or TP after filtration 0.45µm

I Väänänen et al. (2014) utvärderades kombinerad efterbehandling av fosfor och ozonering för mikroföroreningsavskiljning och i samtliga fall reducerades totalfosfor till mindre än 0,05 mg/l med ett genomsnitt på 0,03 mg/l.

Langer et al. (2017) presenterade resultat från tre års drift av en liten fullskalig skivfilterinstallation som renar en mindre del av avloppsvattnet från avloppsreningsverket Ruhleben i Berlin. Målet var att visa att skivfiltret kunde säkerställa avloppskvaliteten för totalfosfor < 0,1 mg/l som medelvärde. Med optimal dosering av fällningskemikalier visades att det är möjligt att hålla ett genomsnitt på 0,05 mg/l totalfosfor i utgående avloppsvatten.

I Tyskland (Fundneider et al., 2020) presenterades resultat från två års pilotstudier av prestanda för tekniker för avancerad rening av totalfosfor ner till < 0,1 mg/l med skivfiltrering (med olika ryamattaliknande tyger) och membranfiltrering (mikro- och ultrafiltrering). De visade att alla tekniker kunde nå totalfosforkoncentrationer under 0,1 mg/l men med hög förbrukning av fällningskemikalier, särskilt för skivfiltren (i samma intervall som i tabell 5.3, d v s högre än 10 mol Metall/mol P). Fundneider et al. (2020) påpekade också att för att gå under 0,1 mg/l är koncentrationen av inert, löslig fosfor avgörande.

5.3 Status för teknik för låga totalfosforkoncentrationer

En undersökning bland teknikleverantörer i Skandinavien visade att globalt sett använder mindre än en handfull avloppsreningsverk fullskaleinstallationer med förstärkt sedimentering baserad på mikrosand eller slamflockning för att nå låga totalfosforutsläpp. Cirka 25 anläggningar världen över använder skivfilter för fosforpolering med kemisk fällning, varav endast två har identifierats i Sverige.

Status för fullskaleanläggningar med fosforkrav lägre än de nya på 0,7 eller 0,5 mg/l i avloppsvattendirektivet kan sammanfattas enligt följande: Många befintliga anläggningar över hela världen kan nå ett utsläppskrav för totalfosfor på cirka 0,3 mg/l med optimering av den nuvarande anläggningen. Säker drift till lägre nivåer kräver ett extra poleringssteg. Traditionellt har gravitationssandfilter, antingen fler- eller tvåmedia-, fyllt den funktionen. I USA och Danmark drivs många anläggningar med en avloppskvalitet under 0,2 mg/l totalfosfor. Speciellt i USA, där många anläggningar har stränga krav, uppnås även värden under 0,1 mg/l. Teknik med mindre ytbehov, till exempel system baserade på förstärkt sedimentering eller skivfilter, implementeras endast i ett fåtal fall över hela världen. Avloppskvaliteten kan vara cirka 0,1 mg/l i genomsnitt, men det kräver betydande användning av fällnings- och flockningsmedel. Vidare måste den inerta delen av den lösliga fosfor vara låg vid sådana låga utsläppskrav.

5.4 Tekniker implementerade i fullskala för att nå låga koncentrationer av totalkväve

Trots att många anläggningar årligen producerar rapporter om sina kväveutsläpp har endast ett fåtal studier hittats som sammanställt resultat från flera anläggningar. Dessa studier presenteras i det följande.

Särskilt i USA infördes stränga kvävekrav mycket tidigt, så utvecklingen av processer för att uppfylla strikta krav har pågått i många år. Redan 2011 presenterades resultaten från ett stort forskningsprojekt finansierat av WEF/WRF vid en konferens i Florida, USA (Parker et al., 2011). Resultat från tio fullskaleinstallationer presenterades tillsammans med resultat från 16 andra anläggningar från en tidigare utvärdering. Utsläppskraven låg i intervallet 0,75 till 3,64 mg/l totalkväve baserat på medianvärde, antingen per år, säsong eller månad. De anläggningar som hade lägst värde på utsläppskravet hade 0,75 mg/l kväve (gäller enbart oorganiskt kväve, d v s ammonium och nitrat/nitrit). Alla anläggningar hade signifikanta variationer så det förväntade aritmetiska medelvärdet antas vara något högre än medianen, men ändå runt 3 mg/l för många anläggningar.

Anläggningar baserade på aktivt slam, biofilmsprocesser och kombinationer av dessa presenterades i studien. Alla anläggningar hade både kväve- och fosforrening och många anläggningar hade ett slutpoleringsfilter för reduktion av totalkväve. Tre distinkta grupper av anläggningar kunde identifieras baserat på hur denitrifikationen utförts, vilket visas i tabell 5.4. Anläggningarna delas in i tre temperaturgrupper: varmt, kallt, mycket kallt (utan någon förklaring av temperaturintervallen), vilket anges med 1, 2 eller 3 stjärnor i tabellen.

Man ser att alla tre strategierna kan leda till låga kväveutsläpp även om separata och multipla stegvisa anläggningar verkar vara överlägsna kombinerade system. Många olika tekniker användes vid anläggningarna, men i många fall utgjorde någon form av filtrering det sista steget. Gravitationsfilter med dubbla medier var den vanligaste lösningen, men även dedikerade denitrifikationsfilter användes.

De fyra anläggningar som presterade bäst visas i figur 5.1. Ingen enskild processlayout verkar vara överlägsen de andra eftersom processuppläggen varierar stort med avseende på stegindelning, typ av nitrifikation (i aktivt slam eller i biofilm) eller behov av extern kolkälla. Gemensamt är dock ett avslutande filtreringssteg.

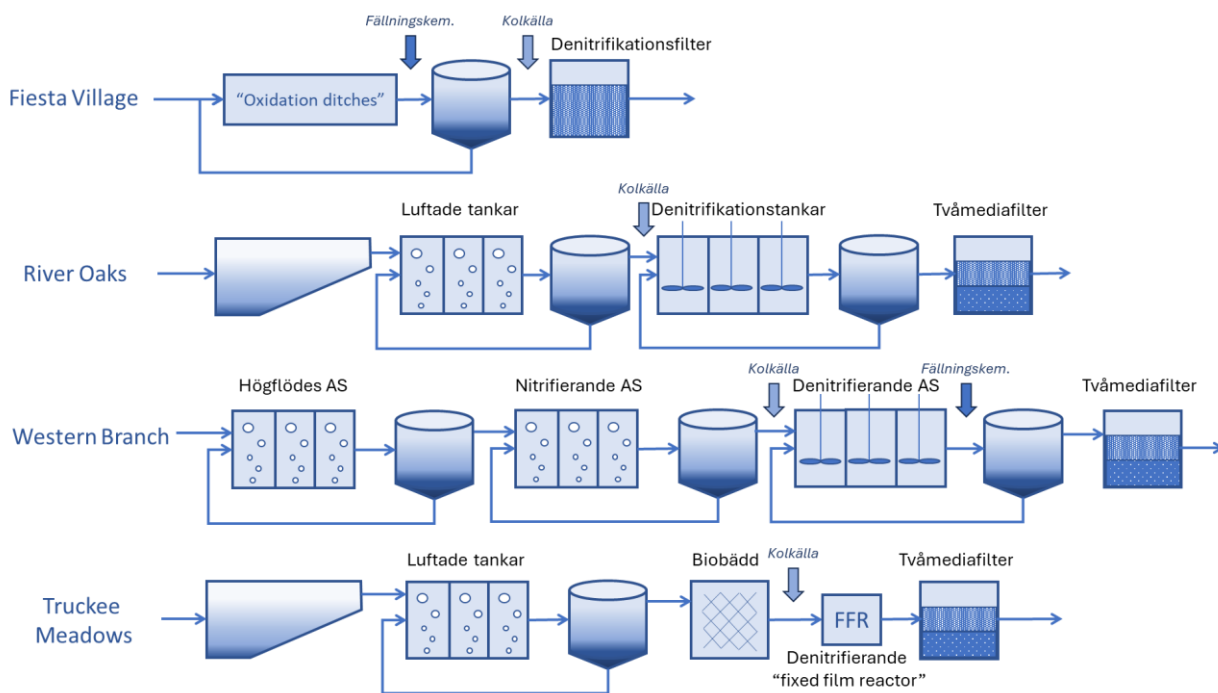
Tabell 5.4 Fördelning av kväverenningsstrategi för 26 fullskalereningsverk tillsammans med uppnådd kväveavskiljning (medel över 5 år av månatliga 95 %-percentiler). Verken är uppdelade i de som har kvävereningen i ett separat steg, de som har det i kombination med nitrifikation och de som har båda.

*Stjärnorna indikerar temperatur: * varmt, ** kallt, och *** mycket kallt (temperaturintervallen förklaras inte i ursprungsrapporten).*

Separat	Tot-N (mg/l)	Temp.	Kombinerat	Tot-N (mg/l)	Temp.	Multipelt	Tot-N (mg/l)	Temp.
River Oaks, FL	2,3	*	Kalkaska, MI	1,7 ^[1]	***	Fiesta Village (Denite-filter), FL	2,2	*
Western Branch WSSC, MD	2,4	**	Parkway WSSC, MD	5,1	**	5 A2/O-anläggningar med denite-filter, FL ^[2]	3,0	---
Truckee Meadows, NV	2,5	**	Eastern WRF, FL	6,7	*			
Tahoe-Truckee, CA	3,1	***	Piscataway WSSC, MD	7,2	**			
Scituate, MA	3,8	***	10 BardenPho-anläggningar, FL ^[2]	3,5	---			
Howard F Curran, FL ^[2]	3,0	---						

[1]: Kalkaskas utsläppsvillkor är baserade på totalt oorganiskt kväve. Om man antar en organisk kvävehalt på 1,0-1,5 mg/l så kan totalkväve vara 2,7-3,2 mg/l.

[2]: Data för dessa verk är hämtade från Jimenez et al. (2007).



Figur 5.1 Processkonfigurationer för de fyra anläggningar som presterade bäst avseende kväveresultat av de undersökta fullskaleanläggningarna i Parker et al. (2011).

Till skillnad från anläggningar för långtgående rening av fosfor finns många olika lösningar för långtgående kväverening. Avloppsvattnets sammansättning, belastningsförhållanden och allmänna miljöförhållanden som t ex temperatur spelar en mycket viktigare roll för det optimala processvalet för processer med kväverening än för fosforrening.

5.5 Status för tekniker för långtgående kväverening

Statusen för tekniker för att nå låga koncentrationer av totalkväve kan utvärderas genom att titta på den danska situationen där statistik och processförhållanden är väl beskrivna. I Danmark har redan mer än 80 % av alla anläggningar som är större än 10 000 PE en årlig genomsnittlig avloppskvalitet som är lägre än 6 mg/l totalkväve, alltså rejält lägre än kraven i det reviderade avloppsdirektivet (EU, 2024); 50 % av reningsverken ligger under 4 mg/l. Endast 5 % av reningsverken har ett årsgenomsnitt som ligger under 2 mg/l. Vissa anläggningar är utrustade med tvåmedia-sandfilter, men endast en anläggning har ett dedikerat denitrifikationsfilter för polering. Väldigt få anläggningar tillför externt kol, och därmed är den övervägande delen av anläggningarna beroende av organiskt material i avloppsvattnet. Till skillnad från i Sverige har de flesta anläggningar under 100 000 PE i Danmark ingen försedimentering och inga rötkammare vilket gör det lättare att nå låga halter av kväve i utgående avloppsvatten. Men även de större anläggningarna som innefattar försedimentering och rötning lyckas nå låga halter av kväve på grund av implementering av intern hydrolys av det aktiva slammet. Denna hydrolys görs primärt för att gynna bio-P, men den kompenserar också delvis för brist på kol för denitrifikation. Ett fåtal anläggningar har implementerat anammox-processer för att minska den interna återcirkulationen av ammonium från rötningen. Liknande tendenser ses i USA och Tyskland.

Att nå värden under 6 mg/l totalkväve kan i de flesta fall uppnås genom optimering av driften. God hushållning med kolet räcker i de flesta fall. Nästa steg kan vara att tillsätta kompletterande kol för denitrifikation, antingen externa kolkällor som etanol o dyl. eller intern kolkälla producerad genom hydrolys av primärslam eller överskottsslam på liknande sätt som kolkälla producerad för bio-P (se avsnitt 4.1.3-4). Tillsats av externt kol används främst vid de (få) anläggningar i Danmark som är

baserade på denitrifikation i biofilmssystem. Denna typ av anläggningar är relativt vanliga i Sverige (exempel Ryaverket i Göteborg och Klagshamn i Malmö).

Om ytterligare kväverenkinskapacitet behövs är installation av rejektvattenrening, d v s rening av vattnet från rötkammare som återcirkuleras till inkommande, en uppenbar möjlighet. De nuvarande lösningarna baserade på anammox-processen är dock omdiskuterade, eftersom den verkar producera en betydande mängd lustgas (N_2O) (Lin et al., 2022).

Om låga kväveutsläpp ($< 3 \text{ mg/l}$ totalkväve) ska nås behövs t ex polerande filter vilket är den typiska lösningen för detta i USA och Danmark. I dessa länder är denitrifikation i aktivt slam följt av tvåmediafilter eller denitrifikationsfilter vanliga. Den enda fullskaliga installationen av detta slag baserad på ett denitrifikationsfilter i Danmark är baserad på Biostyr®-konceptet (<https://youtu.be/6EiLrh4wlEE?si=lbR4rFrwApbgil7j>), som är det vanligaste, även om andra teknikleverantörer också levererar dedikerade denitrifikationsfilter. I hela världen finns det ett tiotal Biostyr®-anläggningar.

6 Internationell utblick

Den internationella utblick som presenteras här fokuserar på länder där projektgruppen sett betydande användning av biologisk fosforavskiljning. Anmärkningsvärt är att inga internationella undersökningar eller internationell statistik hittades i den tillgängliga litteraturen. Även i länder där bio-P är vanligt förekommande saknas ofta nationell statistik och heltäckande information om bio-P. Dessutom finns endast begränsade uppgifter tillgängliga på engelska, vilket hindrar tillgången till viktig information för en bredare internationell krets. Som ett resultat av detta bygger denna redovisning på en kombination av kommunikation med nationella miljömyndigheter, vattentjänstorganisationer, företag, universitet, offentliga dokument, rapporter och insikter från individer som är väl insatta i bio-P-landskapet i sina respektive länder. Följaktligen varierar den information som samlats in från land till land.

I Danmark finns detaljerad och offentligt tillgänglig nationell statistik om utsläpp från avloppsreningsverk. Dessutom är vattentjänstorganisationer i Danmark transparenta när det gäller att dela med sig av driftsdetaljer, och Gert Petersen, en person med djupgående kunskaper om danska bio-P-anläggningar, har gett värdefulla insikter.

I Tyskland har en nyligen genomförd studie, finansierad av den tyska miljöskyddsmyndigheten (Umweltbundesamt), med titeln (översatt till svenska) "Hur hanterar man bristen på fällningsmedel vid avloppsreningsverk?" (Barjenbruch et al., 2024) publicerats och den belyser en viktig diskussion i landet.

I Nederländerna upprätthåller STOWA (på svenska ungefär "Stiftelsen för tillämpad forskning av vattenförvaltning") nationell statistik över anläggningar som använder bio-P och kemisk fällning. Tillgång till deras databas och insikter i nederländska perspektiv underlättades av en kunnig nederländsk person.

The National Research Foundation i USA har nyligen publicerat en omfattande rapport om optimering av bio-P-anläggningar genom hydrolys av sidoströmmar. Denna rapport ger värdefull information om potentiella förbättringar av driften av bio-P-anläggningar.

I Lettland har synpunkter från privatpersoner bidragit till att förstå status och tankar kring bio-P-processer i landet.

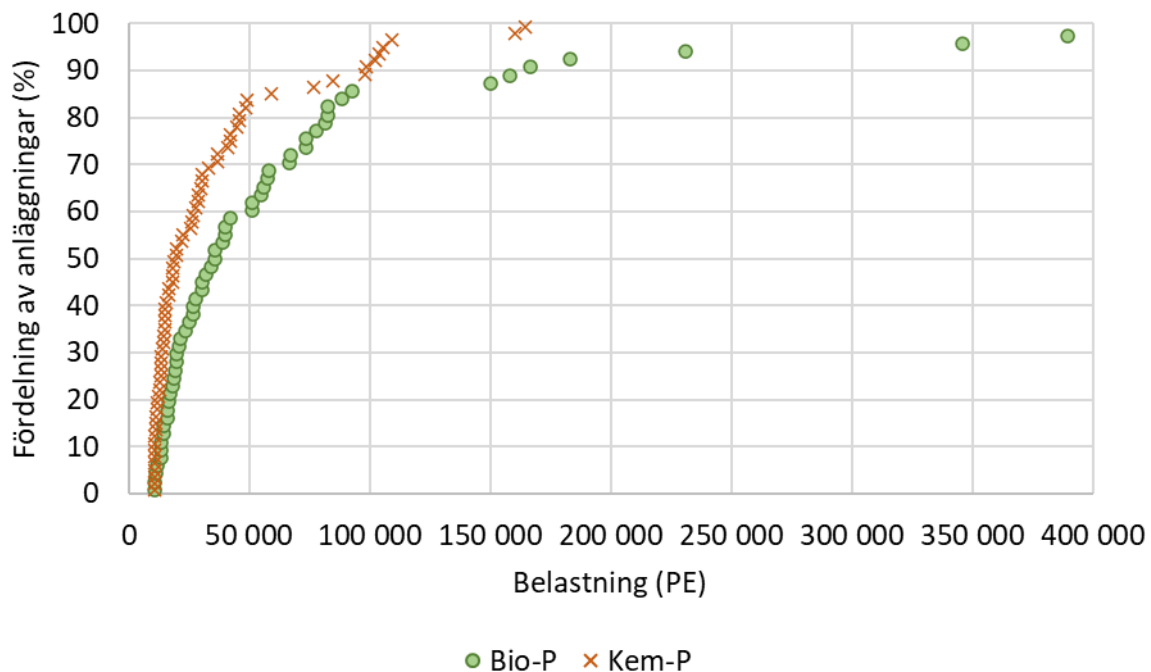
6.1 Bio-P i Danmark

Ungefär en tredjedel av de större avloppsreningsverken i Danmark drivs med biologisk fosforavskiljning i någon form, från nästan helt utan kemisk fällning till kombinerad kemisk och biologisk fosforavskiljning. Eftersom utsläpp av fosfor och kväve beskattas i Danmark använder anläggningarna ofta en kompletterande kemisk dosering för reduktion av fosfor till långt under utsläppskravet. Däremot doseras sällan extra kol för att minska kvävenivåerna, på grund av en lägre skatt på kväveutsläpp. Det mesta av slammet i Danmark går till jordbruksmark eftersom endast ett fåtal stora anläggningar förbränner slammet i egna monoförbränningsanläggningar. Anledningen till införandet av bio-P är främst att reningsverken och avloppsvattnet är väl anpassade till processen så att kostnadsbesparingar för kemikalier och slamhantering lätt kan erhållas. Den danska Miljøstyrelsen ger årligen ut rapporter om de genomsnittliga utsläppen från alla danska avloppsreningsverk. Den senaste rapporten är från 2023 och omfattar år 2021 (Miljøstyrelsen, 2023).

6.1.1 Storleksfördelning för anläggningar över 10 000 PE mellan bio-P-anläggningar och fällningsanläggningar (kem-P)

Figur 6.1 visar fördelningen av alla anläggningar med en belastning över 10 000 PE uppdelat på anläggningar med och utan bio-P. Totalt ingår 129 reningsverk som täcker den dominerande delen av renat avloppsvatten i Danmark. Man ser att bio-P-anläggningarna generellt är större än det typiska

kemiska avloppsreningsverket, men även anläggningar ner till, och mindre än, 10 000 PE är vanliga. Miljøstyrelsen (2023) skiljer inte på anläggningar som drivs med respektive utan bio-P, så distributionen baseras på leverantörsinformation, kontakt med avloppsreningsverk, visuell inspektion av anläggningar och kunskap från den danska bio-P-experten Gert Petersen.

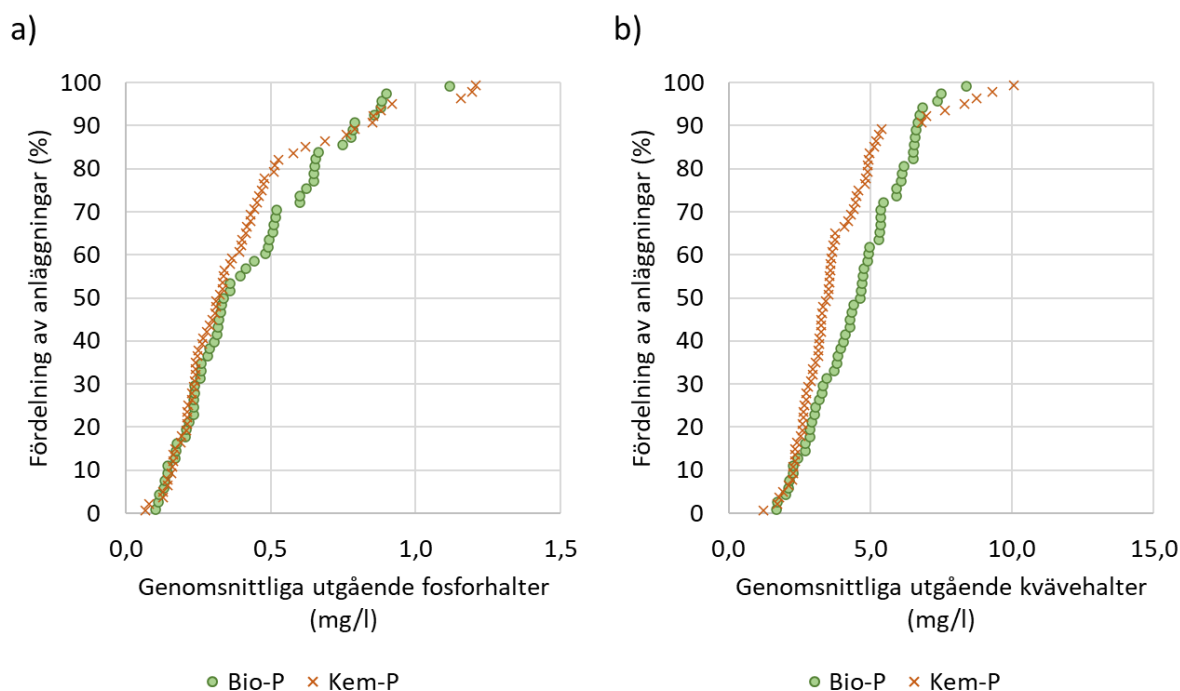


Figur 6.1 Storleksfördelning över anläggningar med bio-P och kem-P i Danmark. Danmarks största bio-P-anläggning ligger utanför grafen (868 000 PE).

6.1.2 Utsläpp av fosfor

De nationella utsläppsgränserna för fosfor är, med få undantag, 1,5 mg/l totalfosfor. Undantagen gäller särskilt för anläggningar som är belägna vid känsliga sjöar och vattendrag som kan ha utsläppskrav ner till ca 0,15 mg/l totalfosfor. Beskattningen av utsläpp av fosfor (174,07 DKK per kg P) innebär dock att det är kostnadseffektivt att gå mycket lägre än utsläppsgränserna. Figur 6.2a visar den genomsnittliga utsläppskoncentrationen som extraherats från den senaste nationella undersökningen från 2021 (Miljøstyrelsen, 2023) för alla anläggningar som drivs med respektive utan bio-P. Nästan alla anläggningar har en mycket lägre avloppskoncentration än vad deras utsläppsvillkor tillåter.

Anläggningarna med bio-P har generellt ett något högre utsläpp av fosfor än anläggningarna utan. Cirka 60 % av bio-P-reningsverken och 75 % av alla reningsverk släpper redan ut mindre än 0,5 mg/l totalfosfor, vilket är gränsen för stora anläggningar i det reviderade avloppsdirektivet (EU, 2024).



Figur 6.2 Genomsnittlig utgående avloppskvalité år 2021 från danska reningsverk för anläggningar med bio-P och kem-P för a) totalfosfor, och b) totalkväve.

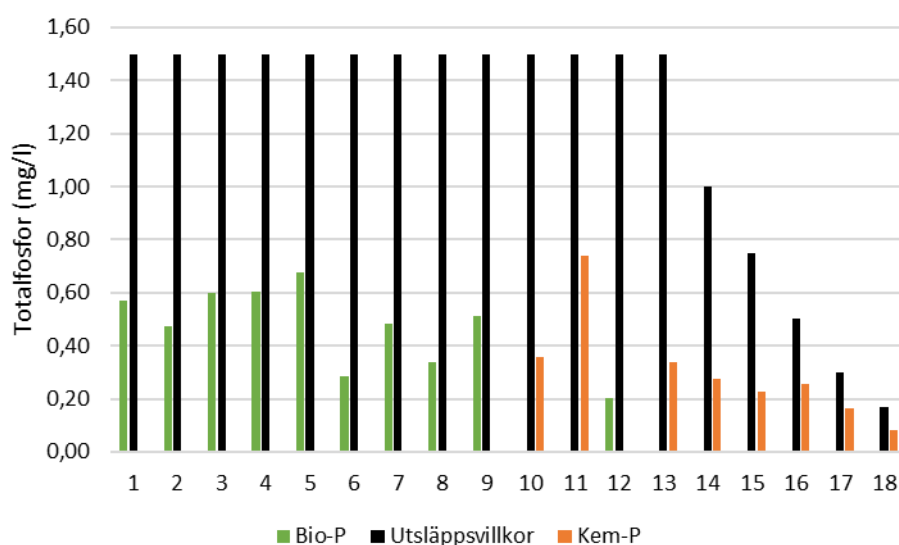
6.1.3 Utsläpp av kväve

Den nationella utsläppsgränsen för kväve är 8 mg/l avseende totalkväve med vissa undantag för anläggningar som är belägna vid känsliga recipienter. Flera anläggningar har utsläppstillstånd med krav på 6 mg/l men krav som är ännu lägre, ner under 3 mg/l, existerar. Utsläpp av kväve beskattas på samma sätt som för fosfor (31,65 DKK per kg totalkväve). Det är dock endast ett fåtal anläggningar, främst de som är baserade på kväverening i biofilmsystem, som använder externt kol för att uppfylla utsläppskraven.

Figur 6.2b visar den genomsnittliga utsläppskoncentrationen av kväve år 2021 från alla anläggningar större än 10 000 PE separerade i anläggningar med och utan bio-P (Miljøstyrelsen, 2023). En mycket varierande utsläppsnivå ses för de två grupperna. Fem anläggningar som drivs utan bio-P har relativt dålig avloppskvalitet (> 8 mg/l) med avseende på kväve. De bryter dock inte nödvändigtvis mot sina utsläppstillstånd eftersom de danska anläggningarna bedöms utifrån statistisk utvärdering av resultaten på ett sätt som gör att anläggningarna skyddas mot felbedömning eftersom utvärderingen baseras på 12 till 24 prover per år och inte på dagliga prover. Generellt sett har anläggningar med bio-P högre utsläpp av kväve än anläggningar utan. Dock har alla Bio-P anläggningar och största delen av anläggningarna utan, medelutsläpp mindre än de 8 mg/l för totalkväve som är kravet för större anläggningar i det reviderade avloppsvattendirektivet (EU, 2024).

6.1.4 Användning av kemikalier vid danska avloppsreningsverk med respektive utan bio-P

Den nationella undersökningen (Miljøstyrelsen, 2023) innehåller ingen information om användningen av kemikalier vid reningsverken och ingen nationell statistik finns. Vissa vattentjänstorganisationer publicerar dock denna typ av information. Data från bolaget Novafos (Nikolajsen & Klint, 2023) illustrerar hur deras anläggningar drivs i praktiken med avseende på fosforering. Figur 6.3 visar de genomsnittliga utsläppskoncentrationerna av fosfor för alla anläggningar som drivs av bolaget separerade i anläggningar med och utan bio-P jämfört med utsläppsgränsen för respektive verk.

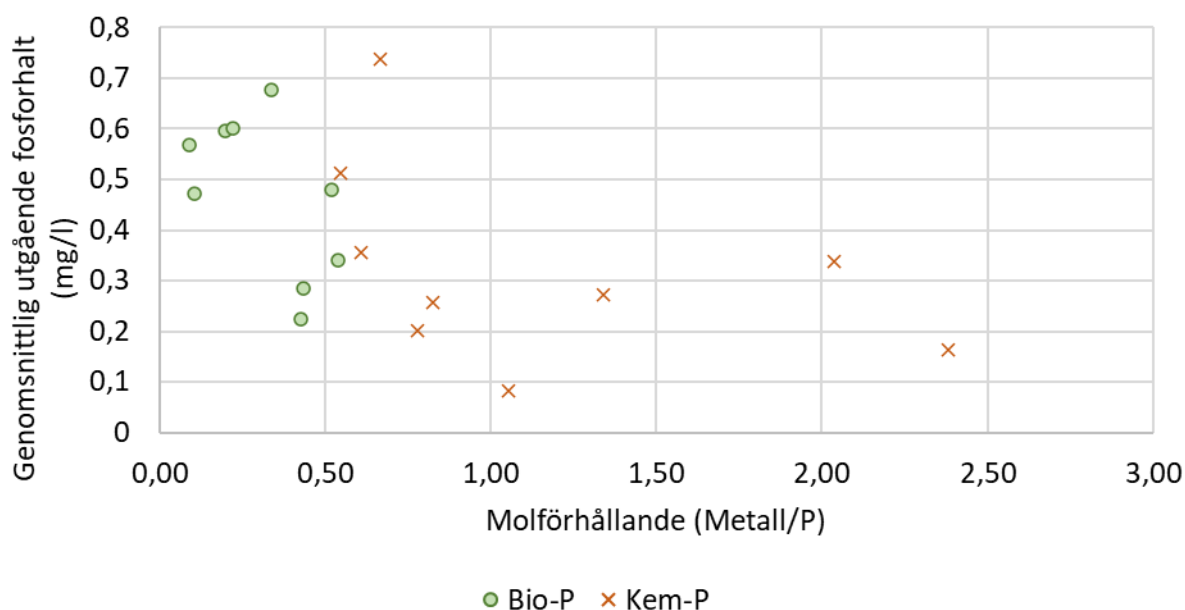


Figur 6.3 Utsläppsgränser och avloppskvalitet för totalfosfor för de 18 avloppsreningsverk i Danmark som drivs av Novafos (genomsnitt för perioden 2019–2022). Avloppskvaliteten anges för bio-P-verk (grön) samt kem-P-verk (orange).

Man kan se att alla anläggningar släpper ut mycket mindre fosfor än vad som är tillåtet enligt utsläppsvillkoren, även anläggningarna med stränga utsläppskrav. Tio av anläggningarna drivs med bio-P och de har alla mycket låga koncentrationer av fosfor i utgående vatten, långt under kraven. Det är tydligt att drivkraften för borttagandet av fosfor inte är tillstånden om inte kravet är mycket strikt. Alla anläggningar, även bio-P-anläggningarna, använder kemikalier för att minska utsläppsmängden och därmed skatten som betalas för utsläpp av fosfor.

En av Novafos anläggningar (nr 5 i figur 6.3) är egentligen inte konstruerad för bio-P, eftersom det inte finns någon särskild anaerob tank, men genom att kontrollera syrehalten så att anaeroba förhållanden uppstår i luftningsbassängerna nästan varje natt är bio-P så långtgående att molförhållandet för tillsatt metall per fosfor kan hållas på 0,4 mol Metall/mol P. Tidigare har låg kapacitet på luftningsutrustningen sannolikt också lett till att anaeroba istället för anoxiska förhållanden ibland uppstår under dagtid.

Figur 6.4 visar den genomsnittliga utsläppskoncentrationen för fosfor som en funktion av molförhållandet mellan metall och inflöde av fosfor, separerat i bio-P-anläggningar och kem-P-anläggningar. Alla anläggningar använder fällningskemikalier, men bio-P-anläggningarna använder betydligt mindre kemikalier än de andra för att uppnå samma utloppskoncentration.



Figur 6.4 Genomsnittlig fosforhalt i utgående vatten som en funktion av molförhållandet mellan tillsatt metall och ingående fosfor, separerat för anläggningar med bio-P och kem-P.

6.1.5 Processer för att nå låga fosfornivåer

Endast tretton av de 129 anläggningar som ingår i Miljøstyrelsens rapport (2023) hade ett genomsnitt av totalfosfor i utgående avloppsvatten som var mindre eller lika med 0,15 mg/l och tre hade 0,10 mg/l eller lägre.

Den lägsta avloppskoncentrationen ses för Stavnsholts avloppsreningsverk (nr 18 i figur 6.3) och anledningen är att anläggningen har de strängaste utsläppskraven i Danmark eftersom dess recipient är en känslig sjö. Stavnsholts avloppsreningsverk har installerat en Actiflo® polerenhet (den enda i Danmark) för att säkerställa att de stränga utsläppsvillkoren uppfylls, se detaljer nedan.

Vid Skanderborgs avloppsreningsverk har den enda DensaDeg-anläggningen® i Danmark installerats för fosforpolering av avloppsvattnet, se detaljer nedan.

Den bio-P-anläggning som har lägst utsläppsgräns är HCR SYD som också har stränga utsläppskrav men endast använder en begränsad mängd kemikalier, se detaljer nedan.

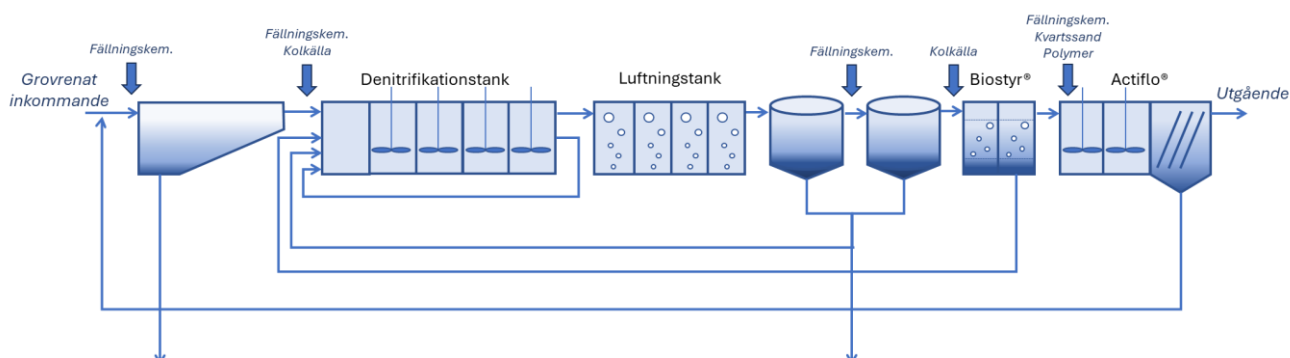
Stavnsholts avloppsreningsverk

Stavnsholts avloppsreningsverk är det enda verket i Danmark som har ett dedikerat poleringsfilter för den slutliga avskiljningen av kväve (Biostyr®) och fosfor (Actiflo®). Verket är ett traditionellt recirkulationsverk med biologisk kväverening och kemisk fosforavskiljning. Det är dimensionerat för 40 000 PE. Anläggningen har ett tertiärt reningssteg för efterpolering av kväve och fosfor. Det renade avloppsvattnet släpps ut till Furesøen, en mycket känslig recipient.

Anläggningen har Danmarks mest restriktiva utsläppskrav för totalfosfor på 180 kg/år, vilket motsvarar en genomsnittlig koncentration på cirka 0,13 mg/l. För totalkväve är kravet 2,8 mg/l på sommaren och 3,5 mg/l för hela året, vilket även detta är Danmarks mest restriktiva krav.

För att uppfylla kraven har reningsverket efterpolering i form av en Biostyr® efterdenitrifikationsanläggning baserad på biofilmsteknik för totalkvävereduktion och en Actiflo®-anläggning baserad på förstärkt sedimentering med tillsats av mikrosand för totalfosforreduktion.

Figur 6.5 visar reningsverkets processkonfiguration med två parallella linjer i det biologiska steget och i Biostyr®- och Actiflo®-anläggningarna före utloppet i Furesøen.



Figur 6.5 Stavnsholts avloppsreningsverk (vattenlinjen) med polering av N och P i ett tertiärt reningssteg: Biostyr® och Actiflo®.

Biostyr®-systemet är uppbyggt i två linjer med totalt fyra filterceller på vardera 63 m². I filtret avlägsnas det sista kvarvarande nitraten genom att en begränsad mängd lättomsättligt organiskt material tillsätts. Filtren backspolas regelbundet och spolvattnet leds tillbaka till det biologiska steget. Actiflo®-anläggningen består av två linjer, vardera med förbehandlingskammare och en lamellseparator för sedimentering av det utfällda slammet. I förbehandlingstankarna tillsätts fällningskemikalier och polymerer för fällning och flockning, samt mikrosand, vilket säkerställer en mycket snabb sedimentering. Efter sedimenteringen separeras mikrosanden från slammet i en hydrocyklon och sanden återvinns i processen medan slammet pumpas tillbaka till avloppsreningsverkets inlopp.

Utsläppsvärden för Stavnsholts avloppsreningsverk sedan 2019 och genomsnittet under de senaste fem åren visas i tabell 6.1.

Tabell 6.1 Genomsnittlig utgående avloppsvattenkvalitet med avseende på halterna av totalkväve och totalfosfor vid Stavnsholts avloppsreningsverk sedan 2019 samt medelvärdet för de senaste fem åren.

År	2019	2020	2021	2022	2023	Medel
Totalkväve (mg/l)	2,85	2,63	2,64	2,68	2,52	2,67
Totalfosfor (mg/l)	0,10	0,09	0,10	0,06	0,08	0,09

Skanderborgs avloppsreningsverk

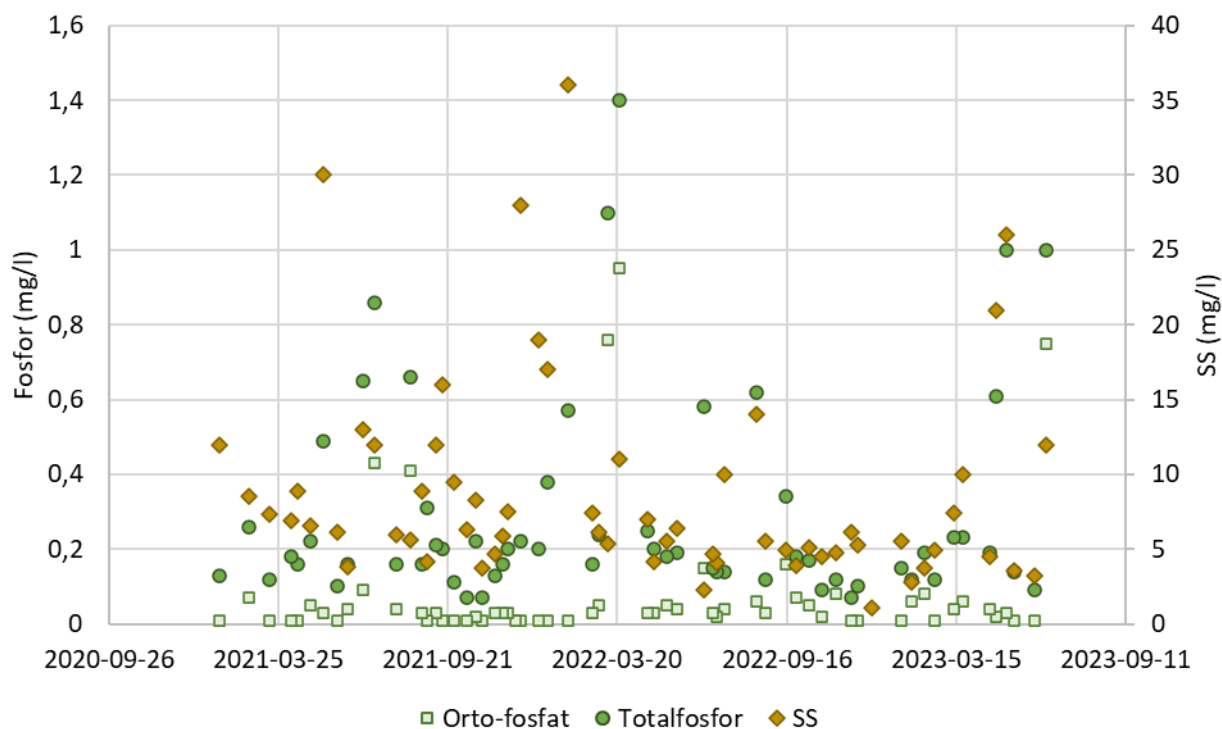
Skanderborgs avloppsreningsverk släpper ut sitt avloppsvatten i en mindre sjö och har därför strängare krav än de flesta andra danska anläggningar, om än inte lika stränga som reningsverket i Stavnsholt. Fosforkravet är 1,38 kg/dygn, vilket motsvarar 0,265 mg/l vid nuvarande belastning. Kravet som är ställt i mängd fosfor per tidsenhet (kg/dygn) bibehålls, så att koncentrationskravet skärps vid ökad belastning på anläggningen.

Anläggningen är byggd som en traditionell aktivslamanläggning för biologisk kväve- och fosforrening, kompletterad med en DensaDeg®-anläggning som efterpolering.

Efterpoleringsanläggningen etablerades 2020 och under de första sex månadernas drift genomfördes en processdemonstration som beskrivs i Barret (2021). Anläggningen har etablerats med två linjer, vardera med en kapacitet på 750 m³/h, där en linje skulle köras vid torrväder och båda linjerna skulle behandla bräddvatten vid högt vattenflöde. Bräddvattenbehandlingen infördes dock aldrig.

Under demonstrationsperioden uppnåddes utgående värden runt 0,1 mg/l för totalfosfor och 3 mg/l för SS och anläggningen uppfyllde därmed de angivna kraven. Sedan dess har det dock varit svårt att uppnå samma låga nivåer, då det tidvis varit svårt att säkerställa en tillräckligt låg halt av SS ut från anläggningen, se figur 6.6, så att en del partikelbunden fosfor har bidragit till en ökad halt av totalfosfor. Anläggningen har dock uppfyllt kraven i utsläppstillståndet.

Driftpersonalen uppger att anläggningen kräver mycket skötsel och tillsyn då ”den inte sköter sig själv”.

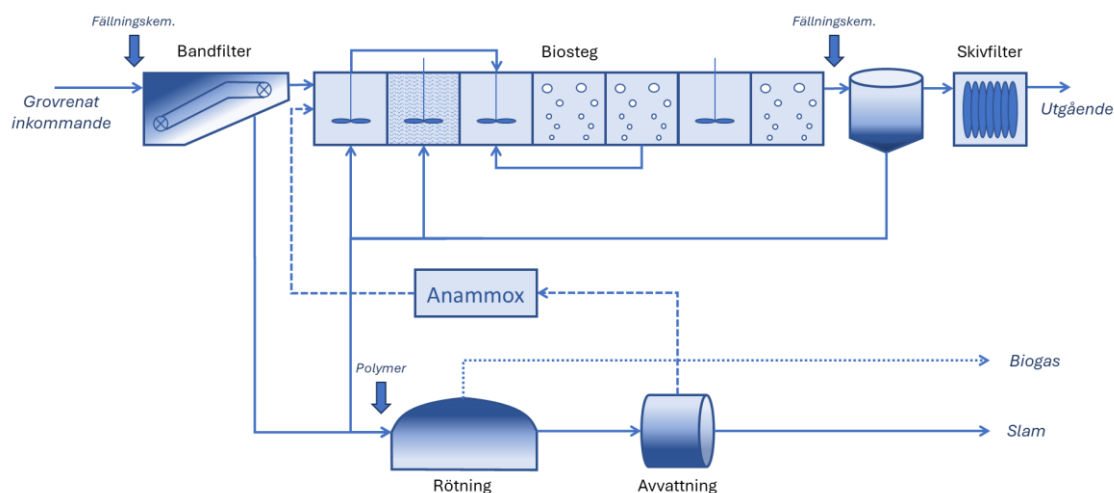


Figur 6.6 Utsläppskvalitet med avseende på löst fosfor, totalfosfor samt SS från DensaDeg®-anläggningen på Skanderborgs avloppsreningsverk efter idrifttagandet 2021.

HCR SYDs avloppsreningsverk i Hillerød

HCR SYDs avloppsreningsverk etablerades 2018, är dimensionerat för 67 000 PE och förberett för utbyggnad till 100 000 PE. Utsläppskravet är strikt, eftersom avloppsvattnet måste släppas ut i två små åar. Det biologiska steget vid anläggningen är en modifikation av BardenPho-anläggningen visad i figur 4.1b kompletterad med sidoströmshydrolys för biologisk kväve- och fosforavskiljning. Förfiltrering i bandfilter av inkommande avloppsvatten används för att skörda så mycket organiskt material som möjligt för produktion av biogas. Ett skivfilter har etablerats som ett tertiärt reningssteg för att uppfylla de mycket stränga kraven på utgående totalfosfor (0,182 mg/l) och totalkväve (3,66 mg/l). Slambehandlingen är försedd med en anammox-rejektvatten-reningsanläggning för minskning av den interna ammoniumbelastningen på reningsverket.

Anläggningens utformning för en av de tre parallella linjerna visas i figur 6.7. Det avslutande skivfiltret har drivits med kemisk efterfällning utan framgång så det fungerar numera bara som en partikelavskiljningsenhet. HCR SYD utvärderar dock om byte av polymerdosering kan förbättra filtrets prestanda.



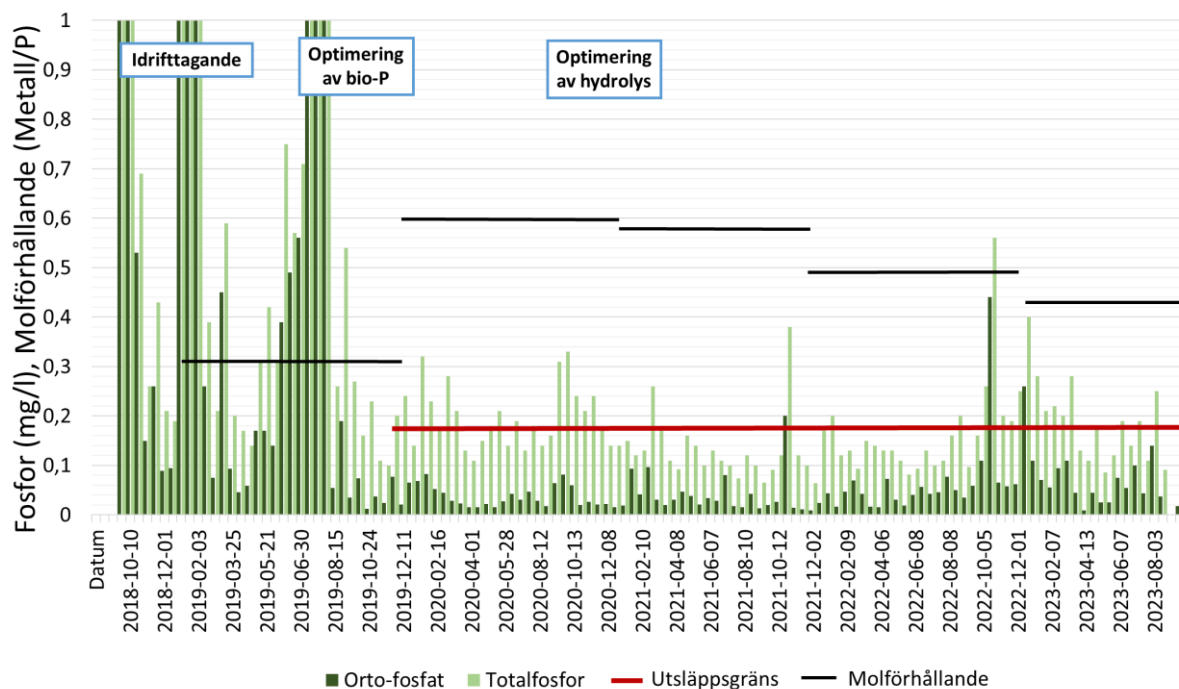
Figur 6.7 Layout för HCR SYDs avloppsreningsverk i Hillerød.

Tabell 6.2 visar anläggningens belastning tillsammans med den genomsnittliga avloppsvattenkvaliteten i utflödet sedan idrifttagandet. Man ser att anläggningen är fullt belastad och har uppfyllt kraven efter optimering av driften i slutet av 2020, men man ser också att ytterligare optimering behövs från 2024 när utsläppskraven skärps.

Tabell 6.2 Genomsnittlig belastning, avloppsvattenkvalitet i utflödet och kemikaliedosering sedan HCR SYD togs i drift.

	2019	2020	2021	2022	2023	Tidigare krav	Krav fr.o.m. 2024
Genomsnittlig belastning (tusen PE)	57	67	63	69	66		
BOD (mg/l)	1,75	2,2	1,8	2,5	1,7	3	3
Tot-N (mg/l)	4,66	3,3	2,3	2,36	1,96	3,66	3,04
Tot-P (mg/l)	0,81	0,197	0,134	0,137	0,17	0,182	0,161
Metall/Tot-P (-)	0,31	0,6	0,58	0,49	0,43		

Figur 6.8 visar avloppsvattnets kvalitet för totalfosfor och löst fosfor sedan uppstart. De viktigaste driftshändelserna anges tillsammans med den kemikaliedosering som använts för att uppnå utsläppskraven. Anläggningen har varit fullbelastad nästan från början. Den kemiska doseringen har sänkts i takt med att anläggningens drift har förbättrats för fosfor men även för kvävet. Anläggningen är under utbyggnad eftersom industrier och en ny stadsdel kommer att öka belastningen avsevärt. Dessutom kommer anläggningen att förses med ett kvartärt reningssteg för avlägsnande av läkemedelsrester eftersom ett nytt danskt "supersjukhus" är under uppbyggnad i upptagningsområdet.



Figur 6.8 Utgående avloppsvattenkvalitet med avseende på totalfosfor och ortofosfat samt kemikaliedosering (angivet i molförhållandet Metall/P) sedan idrifttagandet av HCR SYDs avloppsreningsverk i Hillerød.

6.1.6 Processer för att nå låga kvävevärden

Statusen för teknik för att nå låga koncentrationer av totalkväve i Danmark visar att redan nu har merparten av alla anläggningar större än 10 000 PE en årlig genomsnittlig avloppskvalitet som är bättre än kravet för stora anläggningar i det reviderade avloppsvattendirektivet (8 mg/l totalkväve) och hälften av anläggningarna ligger under 4 mg/l. Bara 5 % har ett årligt genomsnitt på mindre än 2 mg/l under 2021. Vissa anläggningar är utrustade med tvåmedia-sandfilter, men endast en anläggning har ett dedikerat denitrifikationsfilter för polering av kvävevärdena.

Mycket få anläggningar tillför externt kol och i den mån det görs är det mestadels på anläggningar baserade på biofilmsteknik i vattenbehandlingen. Dessa anläggningar har svårt att uppnå utsläppsvillkoren i tillstånden så de måste tillsätta externt kol bara för att uppfylla utsläppskravet. Den absoluta majoriteten av anläggningarna förlitar sig på det organiska materialet i avloppsvattnet. Till skillnad från i Sverige har de flesta anläggningar under 100 000 PE ingen försedimentering och inga röt-kammare, vilket gör det lättare att nå låga halter av kväve i avloppsvattnet. Men även de större anläggningarna som har försedimentering lyckas nå låga halter av kväve på grund av implementering av intern hydrolys av det aktiva slammet. Hydrolysen är främst avsedd för bio-P men den kompenserar också delvis för brist på kol för denitrifikation. Några få anläggningar har implementerat anammox-processer för att minska den interna återföringen av ammonium från rötning.

6.2 Bio-P i Tyskland

Det finns ingen tysk, nationell översikt över anläggningar med biologisk fosforavskiljning men i en nyligen genomförd studie gjord av TU Berlin, finansierad av den tyska miljöskyddsmyndigheten (Umweltbundesamt), har en nationell undersökning kartlagt fördelningen av anläggningar med bio-P, med bio-P med tillskott av kemikalier och traditionella kemiska fällningsanläggningar (Barjenbruch et al., 2024). Studien presenteras också i en tidskriftsartikel (Eichholz et al., 2023). Bakgrunden till projektet var risken för brist på fällningskemikalier på grund av kriget i Ukraina. Vidare sågs en genomsnittlig prisökning för fällningskemikalier på mer än 100 % från 2021 till 2022. Syftet med

studien var att fastställa en nödvändig total mängd fällningskemikalier i Tyskland för att upprätthålla erforderlig fosforavskiljning, i ljuset av den nuvarande och förväntade bristsituationen som orsakats av kriget i Ukraina. Vidare identifierades möjliga lösningar för hur åtgången av fällningskemikalier kan minskas eller ersättas. Undersökningar genomfördes för att samla in data från operatörer (på avloppsreningsverk, i industri och hos vattenleverantörer), tillverkare och de tyska delstaterna. Statusen för bio-P i Tyskland baseras huvudsakligen på ovanstående två referenser och fokuserar på driften av anläggningarna.

6.2.1 Fosforkrav på avloppsreningsverk i Tyskland och andelen reningsverk med bio-P

I Tyskland är tillstånden för utsläpp av fosfor baserade på anläggningarnas storlek och om utsläppen sker till känsliga områden, vilket framgår av tabell 6.3.

Tabell 6.3 Storleksklasser för avloppsreningsverk i Tyskland och tillhörande utsläppskrav för fosfor.

Anläggningens storlek	Obligatoriskt krav	Vid utsläpp till känsliga områden
Klass 1–3: < 10 000 PE	Inget	Varierande, ner till < 0,5 mg/l
Klass 4: > 10 000 PE < 100 000 PE	2 mg/l	Varierande, ner till < 0,5 mg/l
Klass 5: > 100 000 PE	1 mg/l	Varierande, ner till < 0,5 mg/l

Det bör noteras att de tyska reglerna för provtagning skiljer sig från de svenska (och EU i allmänhet) då proverna tas som kvalificerad provtagning "Qualifizierte Probenahme", vilket kort sagt innebär att proverna tas under de två timmar av dygnet då utsläppet är som störst. Det innebär att det genomsnittliga utsläppet är något lägre än vad som uppmätts på dessa två timmar beroende på variationen över dygnet.

Totalt har Tyskland uppskattningsvis 152 000 000 PE sammantaget för alla storleksklasser av reningsverk. Undersökningen besvarades av verk motsvarande 136 460 601 PE, vilket är 89 % av den totala PE-belastningen i Tyskland. Undersökningen omfattade mer än 90 % av alla anläggningar i klass 4 och 5 som är mest relevanta då alla anläggningar i dessa klasser har fosforkrav. Tabell 6.4 visar fördelningen mellan anläggningar med bio-P, med bio-P med tillskott av kemikalier och traditionella kemiska fällningsanläggningar.

Tabell 6.4 Fördelning av anläggningar i undersökningen med och utan bio-P i Tyskland.

Population kopplad till anläggningar med...	PE	% av den totala populationen som ingick i studien
... bio-P	4 050 450	3,3
... bio-P i kombination med kemisk fällning	57 690 832	46,4
... traditionell kemisk fällning	62 443 645	50,3

Man kan se att populationen vars avloppsvatten är kopplat till anläggningar som drivs med enbart bio-P är liten, medan avloppsvattnet från ungefär hälften av populationen leds till anläggningar med bio-P i kombination med kemisk fällning.

Anläggningarna som släpper ut till känsliga områden behöver kombinerad behandling för att uppfylla de stränga kraven, ofta i ett efterfiltreringssteg med kemisk fällning och flockning. Även provtagningsmetoderna, som fokuserar på den mest kritiska tiden på dygnet, medför att lite extra polering med kemikalier krävs, även på anläggningar med standardkrav.

6.2.2 Förslag på processteknisk justering för minskad åtgång av fällningsmedel i Tyskland

I enkäten ombads aktörerna att komma med förslag på hur man kan minska förbrukningen av fällningskemikalier. De tre främsta förslagen var att undvika överdosering, närma sig utsläppsgränsen (inte göra det bättre än nödvändigt) och byta till bio-P. Dessutom föreslogs många andra möjligheter relaterade till kemisk fällning, inklusive optimering av bio-P-drift. Rapporten beskriver dock inga tekniska lösningar på de olika förslagen.

6.3 Bio-P i USA

Det finns ingen nationell översikt i USA över anläggningar med bio-P men många bio-P-anläggningar har tagits i drift under de senaste 20 åren. Generellt sett är drivkraften för bio-P i USA de ökande kostnaderna för fällningskemikalier. Andelen bio-P-anläggningar i olika storlekskategorier beror dock på kväve- och fosforkraven (Downing, 2023). Vid anläggningar med mindre än 50 000 PE används bio-P sällan om det finns ett kvävekrav, istället är kemisk fällning den vanligaste formen för fosforavskiljning.

6.3.1 Anläggningarnas storleksfördelning mellan bio-P-anläggningar och kem-P-anläggningar

Följande beskrivning över status på bio-P i USA är baserat på Downing (2023). Om gränsvärdet för fosforutsläpp är cirka 0,3 mg/l och gränsvärdet för kväveutsläpp cirka 8 mg/l eller högre är troligtvis 80 % av anläggningarna som är större än 50 000 PE drivna med bio-P med viss kemisk polering. Om gränsvärdena är mindre stränga för fosfor (0,3 till 1 mg/l) men strängare för kväve (runt 6 mg/l eller lägre) används fortfarande bio-P i stor utsträckning. Många anläggningar i denna kategori prioriterar dock att använda det inkommande organiska materialet till avskiljning av totalkväve och förlitar sig sedan bara på kemisk fällning för fosforavskiljning. Detta håller på att förändras i takt med att kemikaliekostnaderna ökar, men det är fortfarande vanligt. För anläggningar större än 50 000 PE är troligtvis 30-50 % av anläggningarna bio-P-anläggningar. Vid mycket stränga utsläppskrav, fosfor mindre än 0,1 mg/l och kväve mindre än 6 mg/l, används nästan uteslutande kemisk fosforavskiljning.

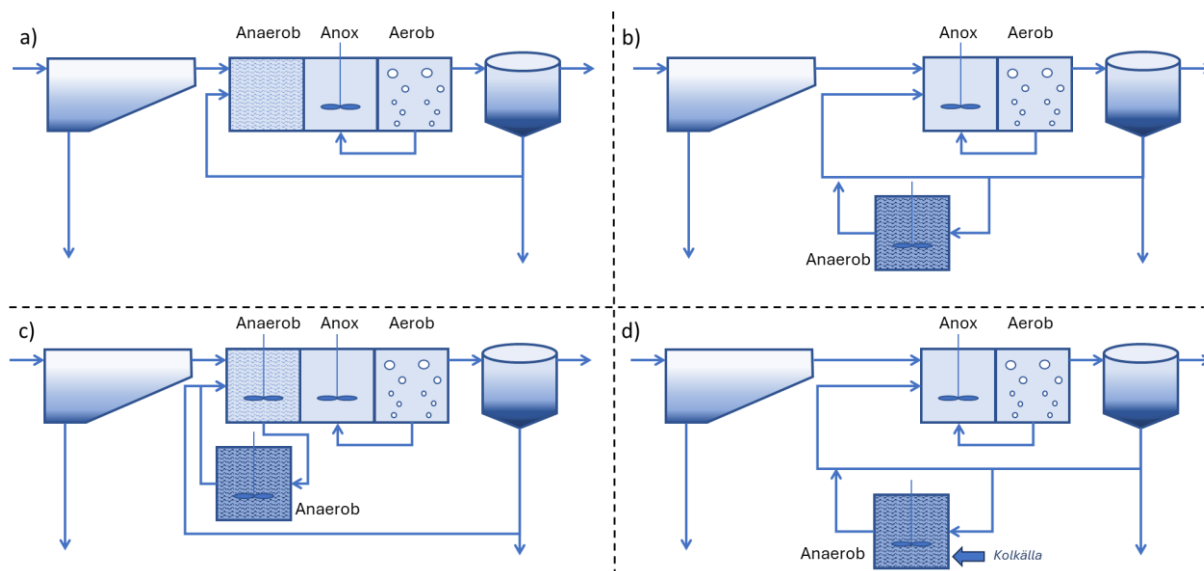
Drivkraften i USA för att införa bio-P är allt strängare gränsvärden för fosfor i utgående vatten vilket kräver en högre behandlingsnivå för fosfor genom mer tillförlitliga processer och optimering av fosforavskiljningsprocesser. Dessutom har ökade kemikaliekostnader lett till ökad efterfrågan av processer med lägre behov av kemikalier. Bio-P-processer anses vara effektiva fosforavskiljningsprocesser med ekonomiska och miljömässiga fördelar jämfört med kemisk fällning. Fördelarna med bio-P motverkas dock ofta i praktiken av behovet av att ha kemikalier ständigt tillgängliga för att uppnå tillförlitlig och konsekvent prestanda.

6.3.2 Föredraga bio-P-processer i USA

Då fördelarna med bio-P ofta motverkas i praktiken har ett stort projekt om praktiska överväganden för införförandet av hydrolys av biomassa för biologisk fosforrening genomförts och nyligen publicerats (Downing et al., 2023). Här har 17 vattentjänstbolag tillsammans med konsulter och universitet arbetat med att utveckla rutiner för design och uppföljning av sidoströmshydrolysprocesser för bio-P. Externt koltillskott ökar kostnaden och ökar kolfotavtrycket i processen. Dessutom är hydrolys av primärslam kanske inte genomförbart i alla situationer, särskilt inte för anläggningar utan försedimentering.

För närvarande finns det cirka 30 fullskaleinstallationer med sidoströmshydrolys i USA. Många av dessa anläggningar har visat en ökad stabilitet i fosforreningsprestanda, vilket visas i en jämförande prestandaanalys mellan konventionella bio-P-anläggningar och bio-P-anläggningar med sidoströmshydrolys i WRF-S2EBPR-projekten (Gu et al., 2019; Onnis-Hayden et al., 2019).

Flera olika varianter av sidoströmshydrolys testades och utvärderades i projektet (Downing et al., 2023), se figur 6.9. Figur 6.9a använder en icke omrörd anaerob zon i den traditionella bio-P-uppställningen som en slags sidoströmshydrolys inbyggd i huvudströmmen, medan de tre andra representerar olika typer av vanligare sidoströmshydrolysprocesser. Rapporten presenterar driftresultat från fullskaleinstallationer och pilottester av de olika typerna och sammanfattar resultaten i en designguide och en hel del praktiska råd för optimal drift.



Figur 6.9 Olika sidoströmshydrolysalternativ för bio-P-processer utvärderade i Downing et al. (2023): a) Ej omrörd huvudströmshydrolys för aktivt slam, b) Sidoströmshydrolys för returslam, c) Sidoströmshydrolys för aktivt slam, d) Sidoströmshydrolys för returslam med extra kolkälla.

Nyckelegenskaper för framgångsrik drift av bio-P-anläggningar med sidoströmshydrolys presenterade i Downing et al. (2023) är:

- En slamhydrolyszon för returslam med låg redoxpotential (ORP), mindre än -300 mV.
- Avledning av en del av returslammet eller det aktiva slammet till slamhydrolysvolymen, vanligtvis 10-30 % av den totala returslammängden. Fördelen med att använda en del av returslammet är att nitratbelastningen till hydrolysvolymen begränsas.
- En hög slamålder i sidoströmshydrolyspektorn, mellan 6 och 48 timmar, för att uppnå hydrolys av biomassa.
- I vissa system frikopplas den anaeroba slamåldern från den hydrauliska uppehållstiden via intermittent omrörning för att utveckla ett anaerobt slamtäck som resulterar i en längre uppehållstid för slammet.
- Det hydrolyserade returslammet återförs till huvudströmmen, antingen till en sk selektor på inflödet till biosteget eller till anaeroba zoner.
- Sidoströmshydrolys gör att bio-P-processen påverkas mindre av ett varierande inflöde.

Rapporten kartlägger också ett antal viktiga parametrar i bio-P-processen, såsom stökiometri för nödvändig VFA-mängd. Stökiometriskt kräver PAO-bakterier 7 mg VFA för varje mg fosfor som ska lagras som polyfosfat. I praktiken varierar dock detta förhållande mellan 10 och 15 mg VFA per mg fosfor. Om man antar att all löst biologiskt nedbrytbar COD omvandlas till VFA som kan användas av bio-P-bakterierna för lagring av PHA kan man förvänta sig ett liknande intervall för förhållandet mellan löst biologiskt nedbrytbar COD och fosfor i sidoströmshydrolyspektorn.

6.3.3 Överväganden för sidoströmshydrolysreaktorn

Som en förutsättning för att utveckla en uppsättning ekvationer för att dimensionera sidoströmshydrolysreaktorer, har Downing et al. (2023) utvärderat de viktigaste dimensioneringskriterierna från fallstudiernas anläggningar som bakgrund till basala antaganden. Det första steget är att använda hydrolyshastigheten för att beräkna den potentiella produktionshastigheten för löst biologiskt nedbrytbar COD. Efter att ha fastställt denna nyckelparameter är nästa steg att dimensionera storleken på den anaeroba zonen. Vid dimensionering av en sidoströmshydrolysreaktor för returslam måste fem nyckelparametrar beaktas. Intervall för dessa nyckelparametrar, observerade vid fallstudieanläggningarna, presenteras i tabell 6.5. Baserat på detta presenterar Downings rapport en fullständig designguide för sidoströmshydrolysprocesser.

Tabell 6.5 Intervall för nyckelparametrar som observerats vid fallstudieanläggningarna Downing et al. (2023).

Nyckelparameter	Värde
Returslamflödet	5 till 25 %
Anaerob slamålder av total slamålder	30 till 50 %
Hydraulisk uppehållstid i sidoströmshydrolysreaktorn	Mindre än 36 timmar
Returslammets slamhalt	6 000 mg/l eller större
Intermittent omblandning och total slamålder	Potential att öka TSS med en faktor 1,4

6.3.4 Processer för att nå låga fosforvärden

År 2011 presenterades resultatet från en omfattande studie av anläggningar för avskiljning av näringsämnen ur avloppsvatten (Parker et al., 2011). Anläggningarna var utformade och drevs för att klara mycket låga koncentrationer av totalkväve och totalfosfor i utgående avloppsvatten, flera så låga som 3,0 mg/l totalkväve och 0,1 mg/l totalfosfor. Flera av de fullskaleinstallationer som presenterades var baserade på bio-P med kompletterande långtgående kemisk fällning och filtrering för att uppfylla kriterierna för låga utsläpp, se mer information i Parker et al. (2011) och i avsnittet om krav på låga utsläppsnivåer i kapitel 5.

6.4 Bio-P i Nederländerna

I praktiken förbränns allt avloppsslam i Nederländerna. Den främsta anledningen är att sedan den 1 januari 1995 har slam till jordbruket upphört genom ett dekret om kvalitet och användning av "andra" näringsämnen på jordbruksmark. Skälet var att jordbrukarna redan hade för mycket gödsel jämfört med den tillgängliga lantbruksarealen. 1996 infördes också strängare krav på kväve- och fosforering och möjligheterna att lägga slam på åkermark begränsades samtidigt ytterligare genom lagstiftning.

Ett nyligen avslutat EU-projekt har utvärderat hanteringen av slam sedan 1980 (Ruijter, 2018). Under 1980-talet utgjorde användning inom jordbruket, antingen direkt eller efter kompostering, en stor del av kvittblivningen av slam i Nederländerna. Slamförbränning tog fart när de nederländska vattenmyndigheterna tog initiativ till att inrätta två monoförbränningsanläggningar för slam, med start 1993 respektive 1995. Dessutom bidrar energiproduktionsanläggningar och cementindustrin med kapacitet för slamförbränning. En tredje monoförbränningsanläggning kommer att byggas i den norra delen av Nederländerna och när den är på plats kommer i princip allt avloppsslam i landet att förbrännas i separata förbränningsanläggningar som enbart hanterar slam.

Alla gasdrivna slamtorkar kommer att fasas ut och användningen av slam inom cementindustrin kommer att minska ytterligare. Alla de tre monoförbränningsanläggningarna har planer på att utveckla en extraktionsenhet för fosfor från slamaska. Detta kommer dock att ta lite tid. Under tiden fortsätter vattentjänstorganisationerna med struvitproduktion på sina bio-P-anläggningar och på de verk som

drivs med kemisk fosforfällning finns ett stort intresse för att producera vivianit i syfte att återvinna fosfor med ViviMag-processen (Roeleveld, 2023).

Eftersom kemikalier för fosforrening innebär extra kostnader för förbränning och kan orsaka tekniska problem i förbränningen har många avloppsreningsverk byggts om till biologisk fosforrening. Cirka 50 % av de nederländska avloppsreningsverken drivs idag med bio-P, eventuellt med en mindre dos kemikalier som komplement. Det är främst större anläggningar som drivs med bio-P, vilket betyder att ungefär två tredjedelar av den totala mängden avloppsvatten i Nederländerna behandlas med bio-P (Roeleveld, 2023). Exempel på hur olika anläggningskonfigurationer efterkonstruerades för bio-P ges i van Loosdrecht (1998). I samma publikation demonstreras också hur bio-P i kombination med en mindre dos fällningskemikalier kan säkerställa att fosforkraven uppfylls och att struvitfällning i rötkammaren förhindras utan att bio-P-processen störs.

6.5 Bio-P i Lettland

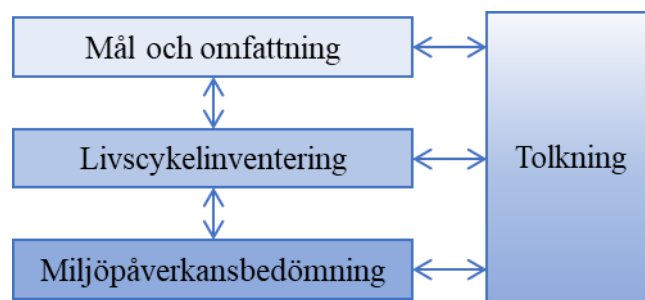
År 2006 fick ett danskt företag ett kontrakt på att bygga eller bygga om 16 anläggningar för biologisk kväve- och fosforrening som en del av kravet på Lettland att följa EU:s avloppsvattendirektiv.

De 16 anläggningarna var i storleksintervallet 160 PE till 56 000 PE. De byggdes eller byggdes om för att uppfylla utsläppskraven på 15 mg/l totalkväve och 2 mg/l totalfosfor, vilket krävdes i det dåvarande avloppsvattendirektivet. På grund av begränsningar i tillgång till och kostnader för fällningskemikalier konstruerades alla de verken för bio-P-drift. Grundkonceptet utan försedimentering och rötning av slam valdes. Vidare säkras sidoströmshydrolys det fosforsläpp som krävs för biologisk fosforavskiljning medan nitrifikation och denitrifikation tillsammans med fosforupptag sker i en tank med intermittent luftning (Petersen, 2023).

Senare byggdes ytterligare en anläggning enligt samma koncept. Anläggningsoperatörerna instruerades av en erfaren dansk anläggningsoperatör under uppstarten och under det följande året. Projektet visade att biologisk fosforavskiljning kan etableras på avloppsreningsverk av alla storlekar.

7 Livscykelanalys (LCA)

I detta kapitel sammanfattas genomförandet och resultaten av en livscykelanalys över miljöpåverkan från avloppsrening med olika konfigurationer; bio-P jämförs med konventionell rening med kemisk fällning av fosfor (kem-P). Utförlig beskrivning av livscykelanalysen inklusive känslighetsanalys och utvärdering av processmodellen är publicerat i Högstrand et al. (2024). Detaljer finns även tillgängliga i bilaga B. Livscykelanalysen utgår från ISO 14040:2006 (Swedish Standards Institute, 2006b) och ISO 14044:2006 (Swedish Standards Institute, 2006a) och består som brukligt av fyra delar: definition av mål och omfattning, livscykelinventering, miljöpåverkansbedömning samt tolkning, se figur 7.1, vilka beskrivs i avsnitt 7.1-7.3.



Figur 7.1. Livscykelanalysens fyra olika delmoment och hur de relaterar till varandra.

7.1 Mål och omfattning

Denna studie genomförs på uppdrag av Naturvårdsverket med avsikten att resultaten ska kunna användas som del av underlaget i att bedöma framtida roll för bio-P inom avloppsvattenrening i Sverige. Syftet är att jämföra skillnader i miljöpåverkan mellan reningsverk med bio-P-konfiguration och kem-P-konfiguration. Dessutom är det intressant att, utifrån bakgrunden av potentiell kemikaliebrist, utreda möjliga effekter av plötslig kemikaliebrist vid drift av ett reningsverk med kem-P-konfiguration. Resultaten av LCA-studien riktas, precis som studien i sin helhet, till VA-sektorn i Sverige samt relaterade beslutsfattare på olika nivåer i samhället.

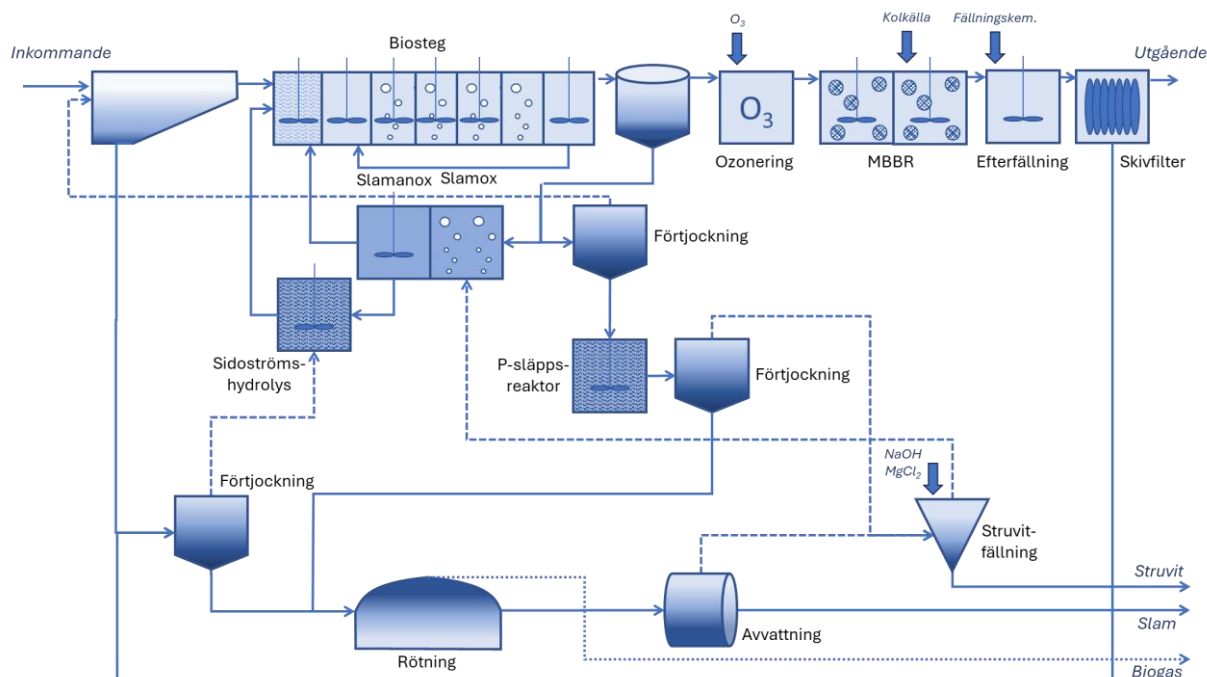
7.1.1 Dynamisk processimulering av avloppsrening

Som grund för datainsamling har två dynamiska simuleringsmodeller över reningsverk med bio-P- respektive kem-P-konfiguration tagits fram med programvaran Sumo22 (Dynamita S.A.R.L., Sigale, Frankrike). För båda modellerna har samma indata gällande flöde, belastning och temperatur använts för att underlätta och möjliggöra jämförelse mellan konfigurationerna.

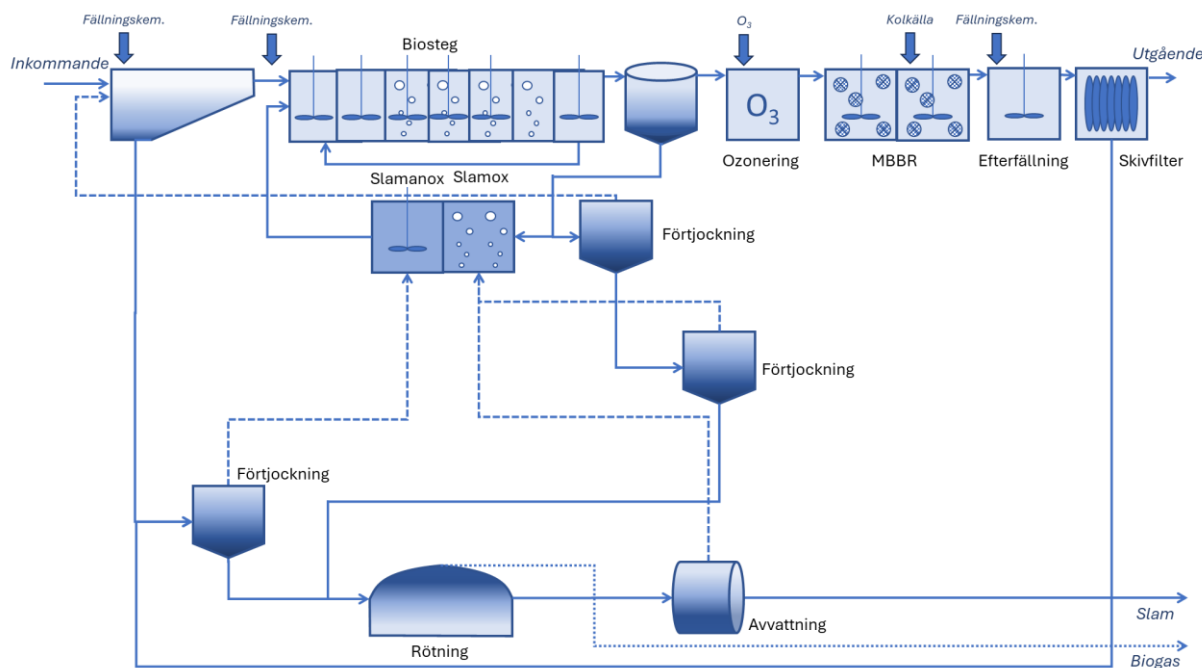
Bio-P-modellen är baserad på ett planerat, medelstort (45 000 PE, 14 900 m³/d) avloppsreningsverk i en kommun i södra Sverige utifrån tillgängliga systemhandlingar (Dahlberg, 2019) och en tidigare version av modellen finns beskriven i Wärff (2021). Kem-P-konfigurationen är baserad på samma reningsverk med vissa skillnader, vilket förklaras i nästa stycke. Ett processchema för bio-P-konfigurationen visas i figur 7.2. Modellen inkluderar reningstekniker som bio-P, sidoströmshydrolys, struvitfällning (liknande uppställning som OSTARA PEARL® och WASSTRIP® med fosforsläpp före rötning och en ammoniumrik ström från avvattnings efter rötkammare), ozonering för läkemedelsavskiljning med MBBR som efterbehandling och till sist skivfilter som avslutande polering.

Skillnaderna mellan bio-P- och kem-P-konfigurationerna består främst i att i bio-P finns sidoströmshydrolys, P-släppsreaktor före bioslamförtjockning samt struvitfällningsprocess och recirkulationen från biosteget leds förbi den första anaeroba reaktorn till nästa, anoxiska, zon. I kem-P-konfigurationen leds recirkulationen till första reaktorn i biosteget vilken därmed blir anoxisk, och sidoströmshydrolysen, P-släppsreaktor och struvitfällningsreaktor är borttagna, se figur 7.3.

Dessutom finns möjlighet att tillsätta fällningskemikalie före försedimenteringen (förfällning) samt i inloppet till biosteget (simultanfällning).



Figur 7.2. Processchema över bio-P-konfiguration. Det biologiska steget i huvudströmmen är uppdelat i sju zoner där den första är anaerob, den andra är anoxisk och till vilken nitratrekirkulationen leds. Därefter följer tre så kallade swing-zoner vilka kan vara både luftade och oluftade beroende på behov. Den sjätte zonen är luftad och den sista oluftad.



Figur 7.3. Processchema över kem-P-konfiguration. Största skillnaderna mot bio-P-konfigurationen är att nitratrekirkulationen leds till början av biosteget; sidostöms-hydrolysen, fosforsläppsteget samt struvitfällningsanläggningen är borta, och primärslamsförtjockaren är mer effektiv.

I övrigt har driftparametrar såsom uppehållstider och reningseffektivitet i förtjockare bedömts rimliga att ändra oberoende av konfiguration medan andra parametrar såsom exempelvis aktivslamvolym, styrning av luftning och slamhalt i aktivslamreaktorer har hållits konstanta. Här kan nämnas att reningseffektiviteten i primärslamsförtjockaren i bio-P-konfigurationen är satt till 60 % och i kem-P-konfigurationen till 90 %. Den lägre effektiviteten innebär att mer organiskt material leds till sidoströmshydrolysen vilket möjliggör ökad produktion av VFA vilket i sin tur gagnar bio-P-processen. I kem-P-konfigurationen finns inte det behovet, utan där är en effektivare avskiljning mer önskvärd då det möjliggör ökad biogasproduktion. Modellerna är kalibrerade att klara kommunens förväntade reningskrav, tabell 7.1.

Tabell 7.1. Förväntade reningskrav, årsmedel.

Parameter	Enhet	Förväntade krav
BOD₇	mg/l	< 10
Tot-N	mg/l	< 10
NH₄-N	mg/l	< 3
Tot-P	mg/l	< 0,2

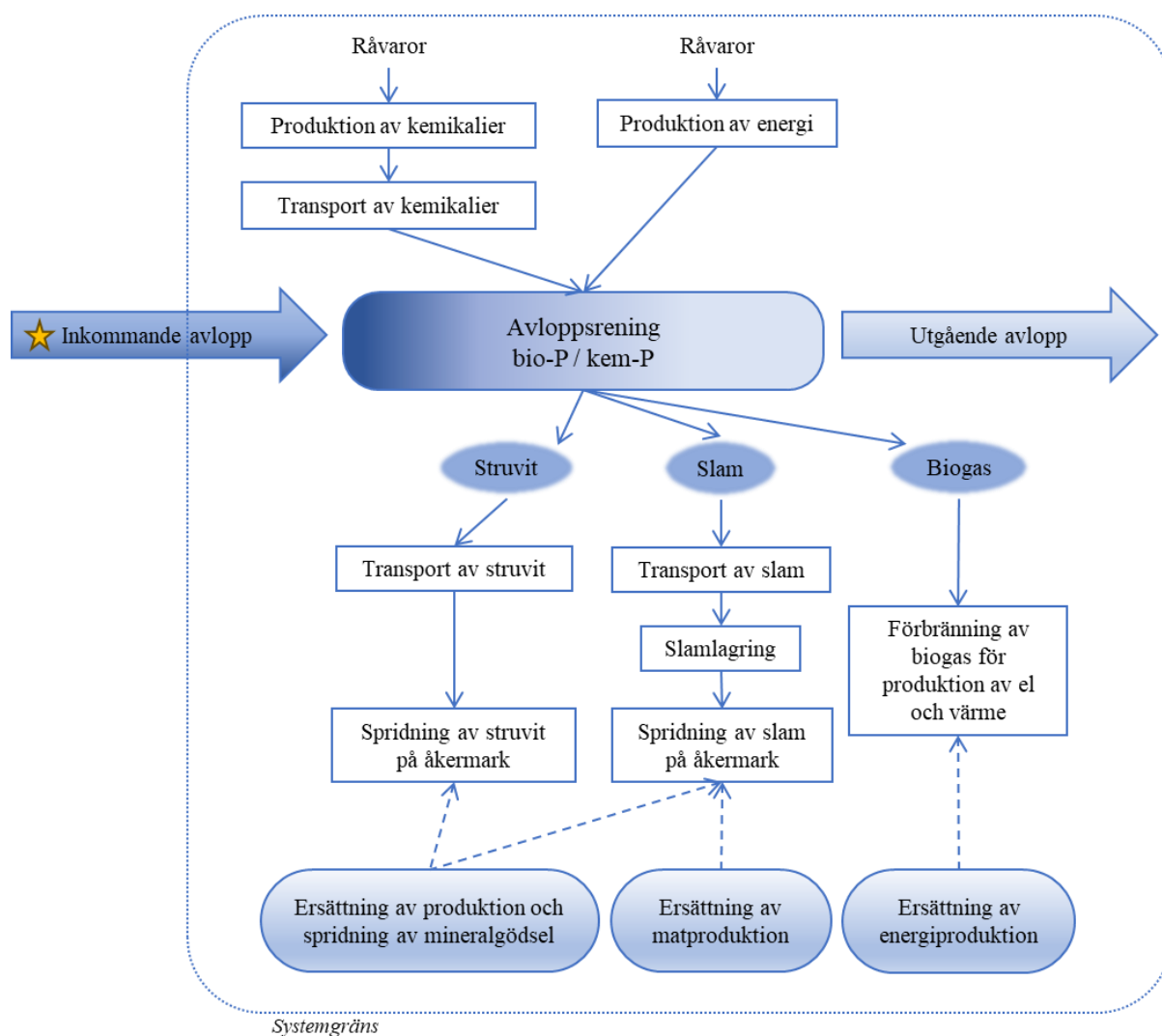
Indata till modellen består av inkommande flöde och temperatur (tidsupplösning 1 h) för ett år (faktiska data från år 2019) till det nuvarande reningsverket i kommunen. Belastning av total COD, totalkväve och totalfosfor har beräknats utifrån provtagningskampanjer under 2020 och 2023 för karakterisering av inkommande avloppsvatten utifrån antagandet om konstant dygnsmedel över året men med variationer per timme över dygnet. Total belastning per år samt medelbelastning per liter visas i tabell 7.2. Modellparametrar, processchema från simuleringsverktyget samt simuleringsresultat presenteras i bilaga B.1.

Tabell 7.2. Inkommande vattenkvalitet.

Parameter	Totalt under året	Medelvärde
Flöde	4 960 000 m ³ /år	---
COD	2708 ton COD/år	551 mg COD/l
Suspenderade partiklar	1362 ton TSS/år	277 mg TSS/l
Tot-N	227 ton N/år	46,2 mg N/l
NH₄-N	177 ton NH ₄ -N/år	36,2 mg N/l
Tot-P	27,7 ton P/år	5,6 mg P/l
PO₄-P	15,0 ton PO ₄ -P/år	3,0 mg P/l

7.1.2 Avloppssystemen och deras systemgränser

Förutom själva avloppsreningsverken med bio-P- och kem-P-konfiguration och dess direkta luftutsläpp av metan och lustgas innefattar systemet i LCA-studien också produktion av kemikalier och energi, transport av kemikalier, slam och struvit, förbränning av biogas för produktion av el och värme, påverkan av utgående avlopp på recipient, påverkan av slamlagring samt spridning av slam och struvit på åkermark. Därtill inkluderas ersättning av produktion, transport och spridning av mineralgödsel, ersatt matproduktion samt ersatt energiproduktion på grund av valet att hantera funktion som inte fångas av den funktionella enheten med systemexpansion genom substitution. Se översikt av systemet i figur 7.4.



Figur 7.4 Systemgränser för livscykelanalysen. Systemet startar när inkommande avlopp når reningsverket och slutar efter att utgående avlopp har släppts ut i recipienten. Referensflödet (markerat med stjärna) är 4,96 Mm³/år.

Ledningsnät och faciliteter uppströms antas vara samma för alla scenarier och inkluderas därför inte i studien. Studien har vidare avgränsats till att fokusera på ett års drift (med den funktionella enheten ”behandling av inkommande kommunalt avloppsvatten till ett reningsverk för 45 000 PE under ett år”) varför påverkan av både konstruktion och avveckling av reningsverket har exkluderats. Att utreda betydelsen av olika slamhanteringsstrategier ligger inte inom ramen för detta arbete. Därför har en för närvarande vanlig (Revaq, 2022) hantering av slam antagits i denna studie: REVAQ-certifierad spridning av slam på åkermark.

Vidare beskrivning av funktionell enhet, val av metoder för miljöpåverkansbedömning och tolkning, datakrav samt viktiga antaganden och begränsningar ges i bilaga B.2. Livscykelanalysen modellerades i LCA for Experts 10.7 med databasprocesser från den inbyggda databasen kompletterad med data från ecoinvent 3.9.1. För miljöpåverkansbedömningen tillämpades den av Europeiska kommissionen rekommenderade metoden Environmental Footprint 3.1 (European Commission, 2021).

7.2 Livscykelinventering

I livscykelinventeringen ingick produktion och transport av kemikalierna polyaluminiumklorid, ozon, etanol, magnesiumklorid och natriumhydroxid. Vidare antogs produktion av energi vara svensk elmix

samt värme från förbränning av hushållsavfall. Direkta luftutsläpp från reningsverket som beaktades var metan och lustgas, och för utsläpp till recipient inkluderades fosfor, kväve, organiskt material och tungmetaller. Slam- och struvithantering innefattade lagring, transport och spridning på åkermark. Substitutioner gjordes för ersatt matproduktion (höstvete), ersatt mineralgödsel (produktion, transport och spridning) och ersatt energiproduktion (el och värme). Se bilaga B.3 för utförlig beskrivning av dessa punkter.

7.3 Miljöpåverkansbedömning och tolkning

När man tar del av LCA-resultat är det viktigt att ha i bakhuvudet att LCA alltid handlar om *potentiell* påverkan och inte en beräkning av faktisk påverkan som definitivt kommer uppstå till följd av ett val. Alltid, när modeller är involverade, finns det många osäkerheter, förenklingar och antaganden som gör resultaten olika känsliga för olika parametrar. LCA är ofta mest användbar som del i en lärandeprocess - även om resultaten inte ger en exakt siffra på hur mycket bättre eller sämre en viss reningsprocess är, så finns det ändå lärdomar att dra. I detta avsnitt presenteras utvalda delar av resultatet. Fullständig beskrivning av resultat finns i bilaga B.4.

Det viktade resultatet indikerade att störst miljöpåverkan utgjordes av kategorin klimatpåverkan i vilken de direkta utsläppen av metan och lustgas från anläggningen spelade stor roll. Simuleringsmodellen indikerade här ökade utsläpp av metan för bio-P-konfigurationen jämfört med kem-P. Dock är det viktigt att påpeka att detta är modelleringsresultat – mätningar i fullskala är nödvändiga innan en generell slutsats kan dras huruvida en viss konfiguration har större utsläpp av metan eller lustgas än en annan. Vad som däremot kan sägas är att oavsett konfiguration är dessa utsläpp viktiga att hantera – inte minst med Svenskt Vattens ambition om netto noll klimatpåverkan (Svenskt Vatten, 2023) i åtanke. Även produktion av kemikalier (både fällningskemikalier i kem-P-konfigurationerna och kolkälla i samtliga scenarier) gav betydande bidrag till klimatpåverkan. Dessutom kan nämnas att energianvändningen på grund av den svenska medel-elmixen inte bidrog nämnvärt till klimatpåverkan, men om en mer fossilbaserad elmix hade använts hade resultatet ändrats drastiskt. Här finns också möjlighet att minska netto-klimatavtrycket om en mer fossil-baserad energimix kan ersättas än vad som antogs i grundfallet i denna studie.

Kategorin humantoxicitet (ej cancer; den variant som avser annan toxicitet än cancer) har bidrag från produktion av kemikalier (både fällningskemikalie och kolkälla) men främst från användning av slam på åkermark på grund av innehållet av tungmetaller (främst kvicksilver, bly och zink). Den största delen av tungmetallerna kommer från inkommande avloppsvatten, men en inte obetydlig del härrör från fällningskemikalierna varför scenarier med kem-P visade på högre toxicitet än de med bio-P. De senaste decenniernas uppströmsarbete har gett resultat (Börjesson & Kätterer, 2018, 2019), men halterna tungmetaller i slammet slår fortfarande igenom i slutresultatet trots att viktningsfaktorn för denna kategori är minst. Dock är det viktigt att framhålla att modellerna för toxicitetsbedömning fortfarande är osäkra och att resultatet bör tolkas varsamt.

Resultatet från studien indikerar att lagring av slam utan täckning har en betydande påverkan på kategorier som övergödning av mark, försurning samt bildning av små partiklar, främst på grund av utsläpp av ammoniak. Därutöver bidrog lagring av slam även till klimatpåverkan genom utsläpp av metan och lustgas. Införande av lämpliga alternativ till slamlagring kan därför potentiellt minska miljöpåverkan för avloppsrening avsevärt.

För kategorin övergödning av sötvattensystem är den viktigaste faktorn mängden fosfor i utgående avloppsvatten. Vid en potentiell, långvarig kemikaliebrist blev utsläppen av fosfor från ett kem-P-konfigurerat reningsverk betydligt större än från ett bio-P-verk. Hur känslig recipienten är för fosforutsläpp spelar dock in i bedömningen av effekten.

8 Konsekvenser av övergång till Bio-P på bred front i Sverige

För att sätta resultatet av LCA-studien i ett vidare perspektiv undersöktes möjliga konsekvenser av att driva på ett införande av bio-P på bred front i Sverige.

Som framkommit i rapporten finns det för närvarande drygt ett fyrtiotal reningsverk i Sverige som använder Bio-P i någon form, i större eller mindre utsträckning. Samtidigt finns det ca 430 reningsverk i Sverige som behandlar avloppsvatten från fler än 2000 PE vardera. Av dessa har 395 sin recipient antingen i inlandet eller i Östersjön, motsvarande ca 6 500 000 PE (Villner & Myhr, 2022). Detta betyder att ifall det blir en nationell, långdragen brist på fällningskemikalier kan många känsliga vatten bli påverkade.

Frågan är därför om en övergång från kem-P till bio-P för dessa nästan fyrahundra reningsverk skulle kunna vara en bra lösning och om en minskad känslighet för kemikaliebrist syns ur ett livscykelperspektiv på nationell nivå. Reningsverket i LCA-studien var av medel-storlek (45 000 PE) och antogs vara representativt för svenska förhållanden och har därför använts som utgångspunkt för en uppskalning av resultaten. Resultaten har antagits vara linjärt skalbara för att på ett enkelt sätt uppskatta ungefärliga storleksordningar. Bedömningen som återges nedan gäller alltså för det fall att reningsverken för 6 500 000 PE ändras från kem-P-konfiguration till bio-P. Beräkningar finns utförligt återgivna i bilaga C.

8.1 Nackdelar

Ökad elförbrukning

Enligt den dynamiska simuleringsmodellen förbrukades 121 MWh mer per år för bio-P-konfigurationen jämfört med kem-P-konfigurationen. På nationell nivå skulle detta bli ca 17,4 GWh/år vilket motsvarar ca 0,01 % av Sveriges totala elförbrukning som år 2022 uppgick till 176 000 GWh (SCB, 2024).

Minskad biogaspotential

På reningsverksnivå producerade bio-P- och kem-P-konfigurationerna 2,4 respektive 3,2 GWh per år av metan, alltså producerade kem-P ca 33 % mer. Detta noterade även Rahmberg et al. i sin studie som rapporterade en ökning i metanproduktion på 33 % för kem-P (Rahmberg et al., 2020). På nationell nivå skulle detta motsvara en minskning i biogaspotential på ca 114 GWh metan/år - förutsatt att samtliga verk i uppskalningen för de 6 500 000 PE producerar biogas. Så är dock inte fallet, år 2023 producerade 132 ARV biogas som utgjorde 32 % av Sveriges totala biogasproduktion (715 av 2255 GWh) av vilken dock 10 % (75 GWh) facklades (Energigas Sverige, 2024). Med andra ord bidrar VA-sektorn med en betydande del av Svensk biogasproduktion men långt ifrån alla reningsverk utnyttjar möjligheten att producera biogas, och av den biogas som produceras förblir en betydande del outnyttjad. Den potentiella biogasminskningen vid ett skifte från kem-P till bio-P är i samma storleksordning som den mängd biogas som facklas idag. Det kan därför vara viktigare att i första hand hitta sätt att förbättra och underlätta biogasproduktionen – och utnyttja biogasen effektivt – än att använda biogaspotential som argument för en viss konfiguration av reningsverk. En officiell strategi för produktion och användning av biogas i Sverige saknas fortfarande, men gasbranschen (branschorganisationen Energigas Sverige tillsammans med initiativet Fossilfritt Sverige) publicerade 2024 en uppgraderad färdplan för fossilfria gaser till 2045 med både policyrekommendationer och industriåtaganden (Gasbranschen, 2024).

Ökade utsläpp av direkta växthusgaser

Processmodellen indikerade att de direkta utsläppen av metan från vattenlinjen kan vara avsevärt större i bio-P konfigurationen än från kem-P. Vi har inte hittat någon vetenskaplig litteratur som

stödjer detta och verifiering genom mätning i fullskala är därför nödvändigt. Resultatet är således att betrakta som osäkert, men om modellens beräkningar visar sig hålla så skulle de direkta utsläppen kunna bli ca 2,4 gånger större efter en övergång till bio-P. På nationell nivå skulle ökningen kunna bli ca 140 000 ton CO₂-ekv./år vilket motsvarar ca 0,16 % av Sveriges konsumtionsbaserade utsläpp år 2021 (88 miljoner ton CO₂-ekv. (Naturvårdsverket, 2024)).

8.2 Fördelar

Minskat behov av fällningskemikalier

En övergång till bio-P skulle kunna medföra en minskning av användandet av fällningskemikalier med ca 26 000 ton per år. Fortfarande krävs en viss mängd kemikalier för att klara de riktigt låga utsläppsnivåer som blir krav framöver (EU, 2024), men en avsevärt mindre mängd än i dagsläget. För att sätta den siffran i perspektiv så motsvarar det mängden som krävs för att producera dricksvatten till 6,8 miljoner PE/år (utifrån antagandet om en fällningsdos på 0,07 kg/m³ och en konsumtion på 150 l/PE, d).

Minskade utsläpp av tungmetaller

Som framkom i studien innehåller fällningskemikalierna i sig en viss mängd tungmetaller. Således, om mängden kemikalier minskar så minskar även mängden tungmetaller i utgående vatten och slam. En övergång till bio-P skulle kunna innebära en minskning av 26 kg Cd, 1800 kg Cr, 5800 kg Cu, 13 kg Hg, 730 kg Ni, 150 kg Pb samt 7100 kg Zn i utgående slam enbart på grund av minskad användning av fällningskemikalier. Utifrån svenska medelhalter i slam idag skulle detta motsvara en minskning av totala flödet till slam med 16 % av Cd, 40 % av Cr, 8,4 % av Cu, 16 % av Hg, 20 % av Ni, 4,4 % av Pb samt 6,7 % av Zn.

Ökad potential för struvitfällning

Under förutsättning att införande av bio-P även skulle föranleda införande av struvitutvinning så skulle potentiellt 8000 ton struvit årligen kunna utvinnas, vilket innebär ca 1000 ton fosfor. Detta motsvarar ca 7 % av de 14400 ton mineralfosfor som sprids årligen (Lorick et al., 2021). Detta kan jämföras med Loricks et al. (2021) uppskattning att om all fosfor från avloppsvatten kunde återvinnas skulle det täcka ca en tredjedel av fosfor i importerad mineralgödsel.

Minskad risk för övergödning

Om en global kris av något slag skulle inträffa, och en långvarig, total brist på fällningskemikalier skulle uppstå, och om ett skifte till bio-P *inte* skett, riskerar 940 ton fosfor att årligen släppas ut till känsliga recipienter. Efter en övergång till bio-P skulle motsvarande siffra vara 220 ton fosfor/år. Detta kan jämföras med dagens utsläpp från svenska reningsverk med recipienter i inlandet eller Östersjön på 184 ton fosfor/år (Villner & Myhr, 2022). Med andra ord riskerar en kemikaliebrist i dagens läge leda till fem gånger högre fosforutsläpp jämfört med dagens nivåer, medan en övergång till bio-P endast skulle innebära en marginell ökning.

9 Slutsatser

- I ett internationellt perspektiv är kostnaden för fällningskemikalier den dominerande motiveringen för införandet av bio-P-processer.
- Många svenska avloppsreningsverk med kemisk fällning kan modifieras för biologisk fosforavskiljning – helt eller delvis – med endast mindre förändringar i konstruktion och drift.
- Vid reningsverk med kemisk fällning och krav på kväverening kan införande av bio-P i vissa fall leda till minskad kväverening om tillgången på lättillgängligt organiskt material är begränsad. Minskad kväverening kan ofta åtgärdas med införande av slamhydrolys eller tillsatts av extern kolkälla. Om mycket stränga kvävekrav införs, ner till ca 3 mg/l kväve, måste befintliga anläggningar kompletteras med ett denitrifierande poleringsfilter. Olika varianter av dessa filter finns, om än i begränsat antal internationellt.
- Vid införande av bio-P måste särskild uppmärksamhet ägnas åt slambehandlingen för att minska den interna fosforbelastningen via rejektvattnet.
- Anläggningar som idag drivs utan kemisk fällning av fosfor lär behöva kombineras med en viss andel kemisk fällning för att kunna uppfylla de reviderade krav som anges i avloppsvattendirektivet. Om mycket stränga krav på fosfor, ner till cirka 0,1 mg/l fosfor, införs måste bio-P kombineras med en betydande mängd kemisk fällning tillsammans med mycket effektiv avskiljning av partiklar. Vid mycket stränga fosforkrav blir halten av lösta fosforföreningar i avloppsvattnet, som inte kan fällas ut, betydande för möjligheten att uppnå kraven.
- Anläggningar utan nitrifikation/kväverening kan lättare drivas med bio-P, men nitrifikation under de varmare årstiderna måste då undvikas.
- Drift av bio-P-anläggningar kräver mer övervakning och kontroll än anläggningar med kem-P.
- Från livscykelanalysen kan följande slutsatser dras:
 - Kem-P-konfigurationen är mer känslig för tillgång på fällningskemikalier än bio-P-konfigurationen. Är mottagande recipient känslig för tillskott av fosfor samtidigt som tillgången på fällningskemikalier bedöms vara osäker kan det vara aktuellt att reflektera över möjligheten att införa bio-P för att minska risken för övergödning.
 - Utsläpp av metan och lustgas från reningsverket får stor inverkan på det totala resultatet för alla scenarier där den dynamiska simuleringsmodellen indikerade ökade utsläpp för bio-P. Långtidsmätningar i fullskala krävs för att bedöma eventuella skillnader i utsläpp av metan mellan konfigurationerna, men oavsett konfiguration är det viktigt att försöka begränsa dessa utsläpp.
 - Fällningskemikalierna bidrar med en icke-försumbar mängd tungmetaller. En övergång till bio-P kombinerat med uppströmsarbete för att minska halterna av tungmetaller kan därför vara viktigt om slammet ska spridas på åkermark.
 - Slamlagring utan täckning och dess utsläpp av bland annat ammoniak står för stor del av den totala miljöpåverkan oavsett konfiguration. Införande av lämpliga alternativ har därför potential att minska nettopåverkan för avloppsrening.
- Ökad implementering av bio-P nationellt kan få både positiva och negativa effekter:
 - Fördelar: Minskat beroende av kemikalier, mindre tungmetaller i utgående vatten och slam, samt större potential för näringsåtervinning.
 - Nackdelar: Större energiåtgång, minskad biogaspotential samt möjligen ökade direkta utsläpp av växthusgaser.

10 Conclusions

- In an international perspective, the cost of precipitation chemicals is the dominant motivation for the implementation of bio-P processes.
- Many Swedish wastewater treatment plants with chemical precipitation can be modified for biological phosphorus removal—either fully or partially—with only minor changes to design and operation.
- For treatment plants with chemical precipitation and nitrogen removal requirements, the introduction of bio-P can in some cases lead to reduced nitrogen removal if the availability of easily accessible organic material is limited. Reduced nitrogen removal can often be addressed by introducing sludge hydrolysis or adding an external carbon source. If very strict nitrogen requirements are introduced, down to approximately 3 mg/l nitrogen, existing plants will need to be complemented with a denitrifying polishing filter. Various types of these filters are available, though only a limited number of installations exist internationally.
- When implementing bio-P, special attention must be paid to sludge treatment to reduce the internal phosphorus load through reject water.
- Plants currently operating without chemical phosphorus precipitation are likely to need some degree of chemical precipitation to meet the requirements stated in the revised wastewater directive. If very strict phosphorus requirements, down to around 0.1 mg/l phosphorus, are introduced, bio-P must be combined with a significant amount of chemical precipitation along with highly effective particle separation. When phosphorus requirements are very stringent, the concentration of dissolved phosphorus compounds in the wastewater, which cannot be precipitated, becomes significant for the ability to meet the requirements.
- Plants without nitrification/nitrogen removal can more easily be operated with bio-P, but nitrification during the warmer seasons must be avoided.
- Operation of bio-P plants requires more monitoring and control than plants with chem-P.
- From the life cycle assessment, the following conclusions were drawn:
 - The chem-P configuration is more sensitive to the availability of precipitation chemicals than the bio-P configuration. If the receiving water body is sensitive to phosphorus addition while the availability of precipitation chemicals is uncertain, it may be relevant to consider the possibility of introducing bio-P to mitigate risk of eutrophication.
 - Emissions of methane and nitrous oxide from the treatment plant had a substantial impact on the overall result for all scenarios and the dynamic simulation model indicated increased emissions from bio-P. Long-term measurements at full scale are needed to assess potential differences in methane emissions between configurations, but regardless of the configuration, it is important to try to limit these emissions.
 - Precipitation chemicals contribute a non-negligible amount of heavy metals. Transition to bio-P together with upstream efforts to reduce levels of heavy metals can be important if the sludge is to be spread on farmland.
 - Sludge storage without covering and its emissions of ammonia, among other things, account for a large part of the total environmental impact. The introduction of suitable alternatives thus has the potential to reduce the net impact of wastewater treatment.
- Increased implementation of bio-P nationally could have both positive and negative effects:
 - Benefits: Reduced dependence on chemicals, lower heavy metal content in effluent water and sludge, and greater potential for nutrient recovery.
 - Drawbacks: Higher energy consumption, reduced biogas potential, and potentially increased direct emissions of greenhouse gases.

Referenser

- Andreasi Bassi, S., Biganzoli, F., Ferrara, N., Amadei, A., Valente, A., Sala, S. and Ardente, F., 2023. *Updated characterisation and normalisation factors for the Environmental Footprint 3.1 method*. Publications Office of the European Union, Luxembourg. <https://doi.org/10.2760/798894>.
- Baeten, J.E., Batstone, D.J., Schraa, O.J., van Loosdrecht, M.C.M. and Volcke, E.I.P., 2019. *Modelling anaerobic, aerobic and partial nitrification-anammox granular sludge reactors - A review*. *Water Research*, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.11.026>.
- Barjenbruch, M., Eichholz, C. and Hartwig, P., 2024. *Texte 56/2024 - Fällmittelnottstand bei der Abwasserbehandlung, Fachgutachten - Precipitant shortage in wastewater treatment, Expert report*.
- Barker, P.S. and Dold, P.L., 1997. General model for biological nutrient removal activated-sludge systems: model presentation. *Water Environment Research*, 69(5), pp.969–984. <https://doi.org/10.2175/106143097x125669>.
- Barnard, J.L., 1974. Cut P and N Without Chemicals, Part 1: 11 (7), Part 2: 11 (8). *Water Wastes Engineering*, 11(7–8).
- Börjesson, G. and Kätterer, T., 2018. Soil fertility effects of repeated application of sewage sludge in two 30-year-old field experiments. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 112(3), pp.369–385. <https://doi.org/10.1007/s10705-018-9952-4>.
- Börjesson, G. and Kätterer, T., 2019. *Correction to: Soil fertility effects of repeated application of sewage sludge in two 30-year-old field experiments (Nutrient Cycling in Agroecosystems, (2018), 112, 3, (369-385), 10.1007/s10705-018-9952-4)*. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, <https://doi.org/10.1007/s10705-019-09988-x>.
- Börjesson, G., Menichetti, L., Kirchmann, H. and Kätterer, T., 2012. Soil microbial community structure affected by 53 years of nitrogen fertilisation and different organic amendments. *Biology and Fertility of Soils*, 48(3), pp.245–257. <https://doi.org/10.1007/s00374-011-0623-8>.
- Christensson, M., Jönsson, K., Lee, N., Lie, E., Johansson, P., Welander, T. and Østgaard, K., 1995. *Utvärdering av biologisk fosforavskiljning vid Öresundsverket i Helsingborg - Processtekniska och mikrobiologiska aspekter - Rapport nr 1995-04*. Stockholm, Sverige.
- Corominas, L., Byrne, D.M., Guest, J.S., Hospido, A., Roux, P., Shaw, A. and Short, M.D., 2020. The application of life cycle assessment (LCA) to wastewater treatment: A best practice guide and critical review. *Water Research*, 184, p.116058. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116058>.
- Dahlberg, C., 2019. *Teknisk beskrivning till nytt avloppsreningsverk i Lidköping (eng_ Technical description of new wastewater treatment plant in Lidköping)*. Jönköping, Sweden.
- Delin, S., Stenberg, B., Nyberg, A. and Brohede, L., 2012. Potential methods for estimating nitrogen fertilizer value of organic residues. *Soil Use and Management*, 28(3), pp.283–291. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2012.00417.x>.
- Delre, A., Mønster, J. and Scheutz, C., 2017. Greenhouse gas emission quantification from wastewater treatment plants, using a tracer gas dispersion method. *Science of The Total Environment*, 605–606, pp.258–268. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2017.06.177>.
- Diaz, R., Mackey, B., Chadalavada, S., kainthola, J., Heck, P. and Goel, R., 2022. *Enhanced Bio-P removal: Past, present, and future – A comprehensive review*. *Chemosphere*, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136518>.
- Downing, L., Dunlap, P., Tse, Y., Sabba, F., Loconsole, J., Avila, I., Barnard, J. and Gu, A., 2023. *Practical Considerations for the Incorporation of Biomass Fermentation into Enhanced Biological Phosphorus Removal*.
- Downing, L.S., 2023. *Personal communication 13th November 2023. Global Practice and Technology*

Leader | Nutrient Removal & Recovery and Director of Innovation Platform | Treatment Solutions.
Black & Veatch.

ecoinvent, 2023. *ecoinvent Database version 3.9.1*. [online] Available at: <<https://ecoinvent.org/>> [Accessed 3 Jan. 2024].

Eichholz, C., Barjenbruch, M., Bannick, C.-G. and Hartwig, P., 2023. A Study on the Situation and Learnings of the Precipitant Shortage in the German Wastewater Sector. *Resources*, 13(1), p.1. <https://doi.org/10.3390/resources13010001>.

Energigas Sverige, 2023. *Vad är energiinnehållet i naturgas, biogas och fordonsgas?* [online] Available at: <<https://www.energigas.se/fakta-om-gas/biogas/faq-om-biogas/vad-ar-energiinnehallet-i-naturgas-biogas-och-fordonsgas/>> [Accessed 21 Nov. 2024].

Energigas Sverige, 2024. *Produktion av biogas och rötresten och dess användning år 2023*. Stockholm, Sverige.

EU, 2024. *Directive (EU) 2024/3019 of the European Parliament and of the Council of 27 November 2024 concerning urban wastewater treatment (recast) (Text with EEA relevance) - EUROPAPARLAMENTETS OCH RÅDETS DIREKTIV (EU) 2024/3019 av den 27 november 2024 om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse*. [online] Available at: <<http://data.europa.eu/eli/dir/2024/3019/oj>> [Accessed 16 Dec. 2024].

European Commission, 2021. *Commission Recommendation (EU) 2021/2279 of 15 December 2021 on the use of the Environmental Footprint methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations*.

Flodman, M., 2002. *Emissioner av metan, lustgas och ammoniak vid lagring av avvattnat rötslam*. Meddelande 2002:4. Uppsala, Sweden.

Foley, J., de Haas, D., Hartley, K. and Lant, P., 2010. Comprehensive life cycle inventories of alternative wastewater treatment systems. *Water Research*, 44(5), pp.1654–1666. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.11.031>.

Fundneider, T., Alejo, L. and Lackner, S., 2020. Tertiary phosphorus removal to extremely low levels by coagulation-flocculation and cloth-filtration. *Water Science and Technology*, 82(1), pp.131–143. <https://doi.org/10.2166/wst.2020.337>.

Gasbranschen, 2024. *Färdplan för fossilfri konkurrenskraft*.

Gerhardt, A., Kabbe, C., Rastetter, N., Stemmann, J. and Wilken, V., 2015. *Deliverable D 8.1 Quantification of nutritional value and toxic effects of each P recovery product*. Berlin, Germany.

Gu, A.Z., Tooker, N., Onnis-Hayden, A., Wang, D., Srinivasan, V., Li, G., Takács, I. and Vargas, E., 2019. *Optimization and Design of a Side-Stream EBPR Process as a Sustainable Approach for Achieving Stable and Efficient Phosphorus Removal*. Project 4869.

Gustavsson, D.J.I. and Tumlin, S., 2013. Carbon footprints of Scandinavian wastewater treatment plants. *Water Science and Technology*, 68(4), pp.887–893. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.318>.

Hauduc, H., Takács, I., Smith, S., Szabo, A., Murthy, S., Daigger, G.T. and Spérandio, M., 2015. A dynamic physicochemical model for chemical phosphorus removal. *Water Research*, 73, pp.157–170. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.12.053>.

Havs- och vattenmyndigheten, 2023. *Övergödning - Havsmiljö och vattenmiljö - Miljöpåverkan*. [online] Available at: <<https://www.havochvatten.se/miljopaverkan-och-atgarder/miljopaverkan/overgodning-och-algblomning/overgodning.html>> [Accessed 12 Jan. 2024].

Hedlund, K., 2012. *SOILSERVICE Conflicting demands of land use, soil biodiversity and the sustainable delivery of ecosystem goods and services in Europe*. Lund, Sweden.

- Heimersson, S., Svanström, M., Cederberg, C. and Peters, G., 2017. Improved life cycle modelling of benefits from sewage sludge anaerobic digestion and land application. *Resources, Conservation and Recycling*, 122, pp.126–134. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.01.016>.
- Heimersson, S., Svanström, M., Laera, G. and Peters, G., 2016. *Life cycle inventory practices for major nitrogen, phosphorus and carbon flows in wastewater and sludge management systems. International Journal of Life Cycle Assessment*, <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1095-8>.
- Hiatt, W.C. and Grady, C.P.L., 2008. An Updated Process Model for Carbon Oxidation, Nitrification, and Denitrification. *Water Environment Research*, 80(11), pp.2145–2156. <https://doi.org/10.2175/106143008x304776>.
- Högstrand, S., Uzkuurt Kaljunen, J., Al-Juboori, R.A., Jönsson, K., Kjerstadius, H., Mikola, A., Peters, G. and Svanström, M., 2023. Incorporation of main line impact into life cycle assessment of nutrient recovery from reject water using novel membrane contactor technology. *Journal of Cleaner Production*, 408, p.137227. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.137227>.
- Högstrand, S., Wärff, C., Svanström, M. and Jönsson, K., 2024. Dynamic process simulation for life cycle inventory data acquisition – Environmental assessment of biological and chemical phosphorus removal. *Journal of Cleaner Production*, 479, p.144047. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.144047>.
- Huijbregts, M.A.J., Steinmann, Z.J.N., Elshout, P.M.F., Stam, G., Verones, F., Vieira, M., Zijp, M., Hollander, A. and van Zelm, R., 2017. ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(2), pp.138–147. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1246-y>.
- IPCC, 2019. *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*.
- Jansen, J. la C., Särner, E., Tykesson, E., Jönsson, K. and Jönsson, L.-E., 2009a. *Biologisk fosfor-avskiljning i Sverige – Uppstart och drift - Rapport nr 2009-08*. Stockholm, Sverige.
- Jansen, J. la C., Tykesson, E., Jönsson, K. and Jönsson, L.-E., 2009b. *Biologisk fosfor-avskiljning i Sverige – Erfarenhetsutbyte och slamavvattning - Rapport nr 2009-09*. Stockholm, Sverige.
- Johansson, K. and Liljenroth, A., 2023. *Carbon footprints of inorganic coagulants - U6780*.
- Johnsson, H., Mårtensson, K., Lindsjö, A., Persson, K., Andrist Rangel, Y. and Blombäck, K., 2019. *Läckage av näringsämnen från svensk åkermark - Beräkningar av normalläckage av kväve och fosfor för 2016 - SMED Rapport Nr 5*. Norrköping, Sweden.
- Jönsson, H., Junestedt, C., Willén, A., Yang, J., Tjus, K., Baresel, C., Rodhe, L., Trela, J., Pell, M. and Andersson, S., 2015. *Minska utsläpp av växthusgaser från rening av avlopp och hantering av avloppsslam - SVU-rapport 2015:02*. Bromma, Sweden.
- Jordbruksverket, 2024. *Sprida gödsel - Jordbruksverket.se*. [online] Available at: <https://jordbruksverket.se/vaxter/odling/vaxtnaring/sprida-godsel#h-Dufarspridamax22kgfosforperhektar> [Accessed 10 Jan. 2024].
- Kängsepp, P., Väänänen, J., Örning, K., Sjölin, M., Olsson, P., Rönnberg, J., Wallebäck, F., Cimbritz, M. and Pellicer-Nàcher, C., 2016. Performance and operating experiences of the first scandinavian full-scale discfilter installation for tertiary phosphorus polishing with preceding coagulation and flocculation. *Water Practice and Technology*, 11(2), pp.459–468. <https://doi.org/10.2166/wpt.2016.040>.
- Karlsson, S. and Rodhe, L., 2002. *Översyn av Statistiska Centralbyråns beräkning av ammoniakavgången i jordbruket – emissionsfaktorer för ammoniak vid lagring och spridning av stallgödsel - Ett projekt utfört på uppdrag av Jordbruksverket*. Uppsala, Sweden.
- Langer, M., Väänänen, J., Boulestreau, M., Miehe, U., Bourdon, C. and Lesjean, B., 2017. Advanced

phosphorus removal via coagulation, flocculation and microsiege filtration in tertiary treatment. *Water Science and Technology*, 75(12), pp.2875–2882. <https://doi.org/10.2166/wst.2017.166>.

Lin, Z., Ma, K. and Yang, Y., 2022. Nitrous Oxide Emission from Full-Scale Anammox-Driven Wastewater Treatment Systems. *Life*, 12(7), p.971. <https://doi.org/10.3390/life12070971>.

van Loosdrecht, M.C.M., Brandse, F.A. and de Vries, A.C., 1998. Upgrading of waste water treatment processes for integrated nutrient removal-the BCFS® process. *Water Science and Technology*, 37(9), pp.209–217. <https://doi.org/10.2166/wst.1998.0359>.

Lorick, D., Harder, R. and Svanström, M., 2021. A Circular Economy for Phosphorus in Sweden—Is it Possible? *Sustainability*, 13(7), p.3733. <https://doi.org/10.3390/su13073733>.

Lundin, M., Olofsson, M., Pettersson, G. and Zetterlund, H., 2004. Environmental and economic assessment of sewage sludge handling options. *Resources, Conservation and Recycling*, 41(4), pp.255–278. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2003.10.006>.

Miljöstyrelsen, 2023. *Punktkilder 2021, NOVANA – punktkilder*.

Naturvårdsverket, 2024. *Klimatet och konsumtionen*. [online] Available at: <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/klimatomstallningen/omraden/klimatet-och-konsumtionen/> [Accessed 14 Feb. 2024].

Nikolajsen, R. and Klint, L., 2023. *Spildevand 2022 - Baggrundsrapporter til virksomhedsrapport 2022, Wastewater 2022 - Background reports for company report*.

Onnis-Hayden, A., Srinivasan, V., Tooker, N.B., Li, G., Wang, D., Barnard, J.L., Bott, C., Dombrowski, P., Schauer, P., Menniti, A., Shaw, A., Stinson, B., Stevens, G., Dunlap, P., Takács, I., McQuarrie, J., Phillips, H., Lambrecht, A., Analla, H., Russell, A. and Gu, A.Z., 2019. Survey of full-scale sidestream enhanced biological phosphorus removal (S2EBPR) systems and comparison with conventional EBPRs in North America: Process stability, kinetics, and microbial populations. *Water Environment Research*. <https://doi.org/10.1002/wer.1198>.

Ossiansson, E., Bengtsson, S., Persson, F., Cimbritz, M. and Gustavsson, D.J.I., 2023. Primary filtration of municipal wastewater with sludge fermentation – Impacts on biological nutrient removal. *Science of the Total Environment*, 902, p.166483. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166483>.

Parker, D., Bott, C., Jimenez, J.A., Miller, M.W., Murthy, S., Neethling, J.B., Pramanik, A. and Zahreddine, P., 2011. WEF/WERF Cooperative Study of Nutrient Removal Plants: Achievable Technology Performance Statistics for Low Effluent Limits. In: *Proceedings of the Water Environment Federation*. pp.185–212.

Petersen, G., 2023. *Environmental ApS, Personlig kommunikation, 28 december 2023*.

Pocquet, M., Wu, Z., Queinnec, I. and Spérandio, M., 2016. A two pathway model for N₂O emissions by ammonium oxidizing bacteria supported by the NO/N₂O variation. *Water Research*, 88, pp.948–959. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.11.029>.

Rahmberg, M., Andersson, S.L., Lindblom, E.U. and Johansson, K., 2020. *LCA analysis of different WWTP processes - No. B 2400*. Stockholm.

Raymond, A.J., Kendall, A., DeJong, J.T., Kavazanjian, E., Woolley, M.A. and Martin, K.K., 2021. Life Cycle Sustainability Assessment of Fugitive Dust Control Methods. *Journal of Construction Engineering and Management*, 147(3), p.04020181. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)co.1943-7862.0001993](https://doi.org/10.1061/(asce)co.1943-7862.0001993).

Remy, C. and Jossa, P., 2015. *Life Cycle Assessment of selected processes for P recovery from sewage sludge, sludge liquor, or ash - Deliverable D 9.2*. Berlin.

Revaq, 2022. *Årsrapport 2021 - R2022:02*. Bromma, Sweden.

- Risch, E., Jaumaux, L., Maesele, C. and Choubert, J.M., 2022. Comparative Life Cycle Assessment of two advanced treatment steps for wastewater micropollutants: How to determine whole-system environmental benefits? *Science of the Total Environment*, 805. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150300>.
- Roeleveld, P., 2023. *Director Business Development & Innovations at Royal Haskoning DHV. Personal communication Oktober 31st 2023.*
- Rosenbaum, R.K., Bachmann, T.M., Gold, L.S., Huijbregts, M.A.J., Jolliet, O., Juraske, R., Koehler, A., Larsen, H.F., MacLeod, M., Margni, M., McKone, T.E., Payet, J., Schuhmacher, M., Van De Meent, D. and Hauschild, M.Z., 2008. USEtox - The UNEP-SETAC toxicity model: Recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(7), pp.532–546. <https://doi.org/10.1007/s11367-008-0038-4>.
- Ruijter, J.A., 2018. *Dutch Experience of sludge management and P-recovery pathways Environ 2018 – 28 March 2018, Cork, Ireland.*
- Sala, S., Cerutti, A. and Pant, R., 2018. *Development of a weighting approach for the Environmental Footprint, EUR 28562 EN. 2017. Luxembourg.* <https://doi.org/10.2760/945290>.
- Salmonsson, T., Jönsson, K., Andersson, S., Bergslilja, E. and Erikstam, S., 2017. *Sidoströmshydrolys och biologisk fosforavskiljning på svenska avloppsreningsverk - SVU Rapport Nr 2017-06. Bromma, Sverige.*
- Särner, E., 2007. *Biologisk fosforavskiljning med hydrolys av returslammet och utan anaerob volym i huvudströmmen - Rapport 2007-07. Stockholm, Sverige.*
- SCB, 2024. *Elanvändning i Sverige, GWh efter användningsområde, elområde och år. PxWeb.* [online] Available at: https://www.statistikdatabasen.scb.se/pxweb/sv/ssd/START__EN__EN0105__EN0105A/ElAnvSNI2007ArN/table/tableViewLayout1/ [Accessed 22 Feb. 2024].
- Sphera, 2023. *LCA for Experts (GaBi) Database.* [online] Available at: <https://sphera.com/product-sustainability-software/> [Accessed 3 Jan. 2024].
- SUEZ and Barret, C., 2021. *DENSADEG XRC for combined tertiary and rainwater overflow treatment at Skanderborg WWTP. Report on the first half year of operation. 18/03/2021. Kan rekvideras från thomas.bugge@suez.com.*
- Svanström, M., Fröling, M., Johansson, K. and Olsson, M., 2004. *Livscykelanalys av aktuella slamhanteringsmetoder för Stockholm Vatten. [In Swedish, Life Cycle Assessment of possible sludge handling methods Stockholm Water]. Stockholm, Sweden.*
- Svanström, M., Heimersson, S. and Harder, R., 2016. *Livscykelanalys av slamhantering med fosforåterföring - SVU-rapport nr 2016-13. Bromma.*
- Svanström, M., Heimersson, S., Peters, G., Harder, R., I'Ons, D., Finnson, A. and Olsson, J., 2017. Life cycle assessment of sludge management with phosphorus utilisation and improved hygienisation in Sweden. *Water Science and Technology*, 75(9), pp.2013–2024. <https://doi.org/10.2166/wst.2017.073>.
- Svenskt Vatten, 2023. *Klimatneutral VA - Svenskt Vatten.* [online] Available at: <https://www.svensktvatten.se/medlemsservice/klimatneutral-va/> [Accessed 7 Jan. 2024].
- Swedish Standards Institute, 2006a. *Miljöledning - Livscykelanalys - Krav och vägledning (ISO 14044:2006).* SIS Swedish Standards Institute, European Committee for Standardization, International Organization for Standardization.
- Swedish Standards Institute, 2006b. *Miljöledning - Livscykelanalys - Principer och struktur (ISO*

14040:2006).

TBRenderings, 2016. *North Attleboro WWTF Disk Filter Design*. [online] Available at: <<https://www.youtube.com/watch?v=48kO-GgE7eQ>> [Accessed 25 Apr. 2024].

Tooker, N., Guswa, S., Horton, J., Hastings, M. and Devalk, C., 2012. Pilot testing and design of the first cloth media filtration system to meet an effluent total phosphorus permit limit of 0.1 mg/l. In: *WEFTEC 2012 - 85th Annual Technical Exhibition and Conference*. Water Environment Federation, pp.2190–2211. <https://doi.org/10.2175/193864712811726176>.

USEtox, 2024. *Official USEtox Download Site | USEtox®*. [online] Available at: <<https://usetox.org/model/download>> [Accessed 5 Jan. 2024].

Väänänen, J., Langer, M. and Cimbritz, M., 2013. Phosphorus removal with Disk Filters in Tertiary Treatment: Dosing Requirements. In: *NORDIWA 2013, Trettonde Nordiska Avloppskonferensen 8-10 oktober, Malmö*.

Väänänen, J., Nilsson, F., La Cour Jansen, J., Hörsing, M., Hagman, M. and Jönsson, K., 2014. Discfiltration and ozonation for reduction of nutrients and organic micro-pollutants from wastewater-a pilot study. *Water Practice and Technology*, 9(4), pp.475–482. <https://doi.org/10.2166/wpt.2014.052>.

Väänänen, J., Tuohimetsä, M., Savolainen, K., Sorsamäki, V., Pyykkönen, S., Tuominen, P. and Pellicer-Nacher, C., 2023. Operational optimization at the Nenäinniemi wastewater treatment plant's tertiary disc filter phosphorus removal installation to reduce chemical consumption. *Water Science and Technology*, 87(3), pp.555–570. <https://doi.org/10.2166/wst.2023.018>.

Varga, E., Hauduc, H., Barnard, J., Dunlap, P., Jimenez, J., Menniti, A., Schauer, P., Lopez Vazquez, C.M., Gu, A.Z., Sperandio, M. and Takács, I., 2018. Recent advances in bio-P modelling – a new approach verified by full-scale observations. *Water Science and Technology*, 78(10), pp.2119–2130. <https://doi.org/10.2166/wst.2018.490>.

VASS, 2024. VASS - Svenskt Vattens VA-Statistiksystem - [Utdrag ur databasen 2024-01-19].

Villner, M. and Myhr, A., 2022. *Utsläpp till vatten och slamproduktion 2020 - Kommunala avloppsreningsverk, massa- och pappersindustri samt viss övrig industri; Discharges to water and sewage sludge production in 2020 - Municipal wastewater treatment plants, pulp and paper industry and some other industries - MI 22 SM 2201*.

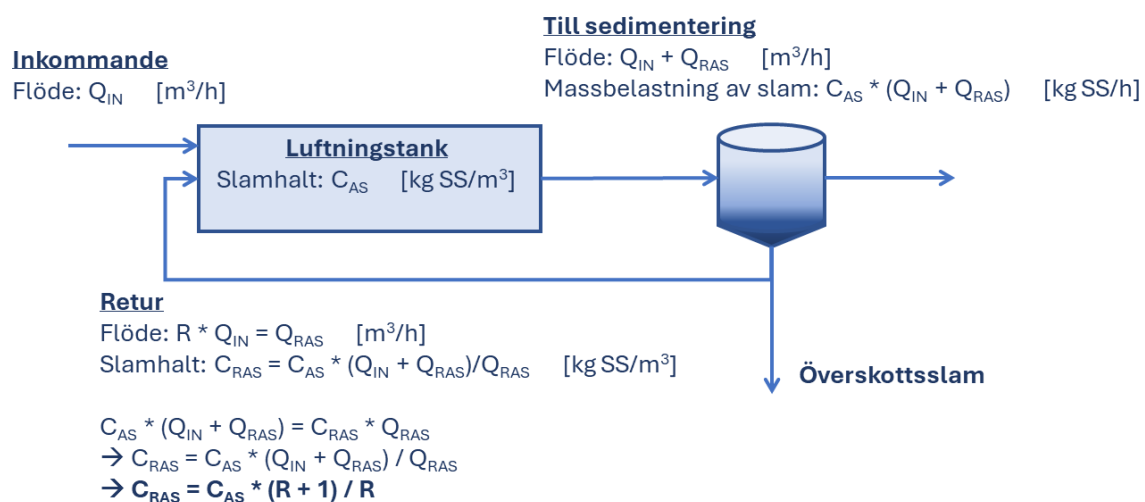
Wärff, C., 2021. *Scenarioanalys vid Ängens planerade avloppsreningsverk genom processimulering*. Borås, Sweden.

Yoshida, H., ten Hoeve, M., Christensen, T.H., Bruun, S., Jensen, L.S. and Scheutz, C., 2018. Life cycle assessment of sewage sludge management options including long-term impacts after land application. *Journal of Cleaner Production*, 174, pp.538–547. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.175>.

Zampori, L. and Pant, R., 2019. *Suggestions for updating the Product Environmental Footprint (PEF) method, EUR 29682 EN*. Luxembourg. <https://doi.org/10.2760/424613>.

Bilaga A Grundläggande beräkningar för massbelastningen av slam till en sedimenteringsbassäng och möjlig ökning av hydraulisk kapacitet i sedimenteringsbassängen p g a reducerat returslamflöde

Figur A.1 visar de grundläggande komponenterna för en massbalans för en sedimenteringsbassäng.



Figur A.1 Grundläggande komponenter för en massbalans över en sedimenteringsbassäng.

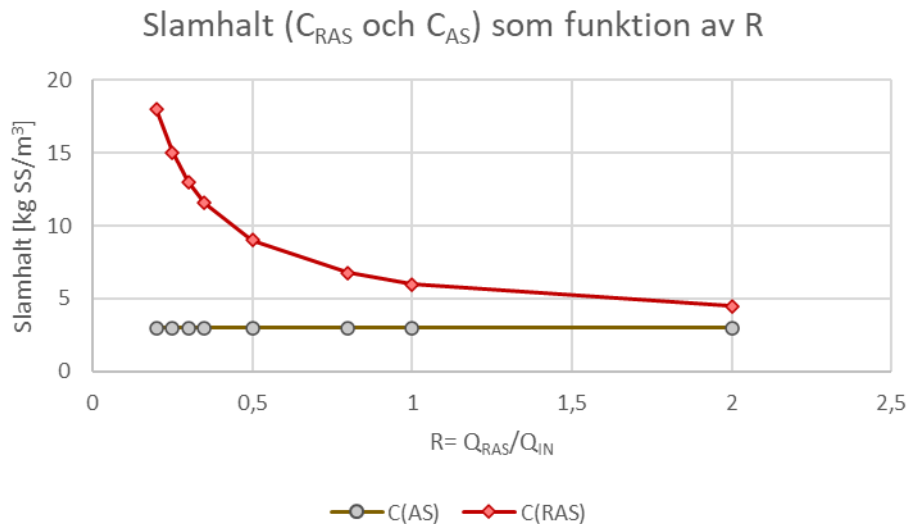
I figur A.2 visas returslamflödets Q_{RAS} effekt på returslammets slamhalt C_{RAS} under förutsättning att slamhalten i luftningstanken (C_{AS}) är konstant. I demonstrationssyfte har C_{AS} valts till $3\ kg/m^3$ och Q_{AS} till $1\ m^3/h$.

Massbalansen över sedimenteringsbassängen – förutsatt att uttaget av överskottsslam är försumbart – blir:

$$C_{AS} * (Q_{IN} + Q_{RAS}) = C_{RAS} * Q_{RAS}$$

Genom att flytta om i ekvationen och ersätta Q_{RAS} / Q_{IN} med R får man:

$$C_{RAS} = C_{AS} * (Q_{IN} + Q_{RAS}) / Q_{RAS} = C_{AS} * (R + 1) / R \text{ (Röd linje i figur A.2).}$$

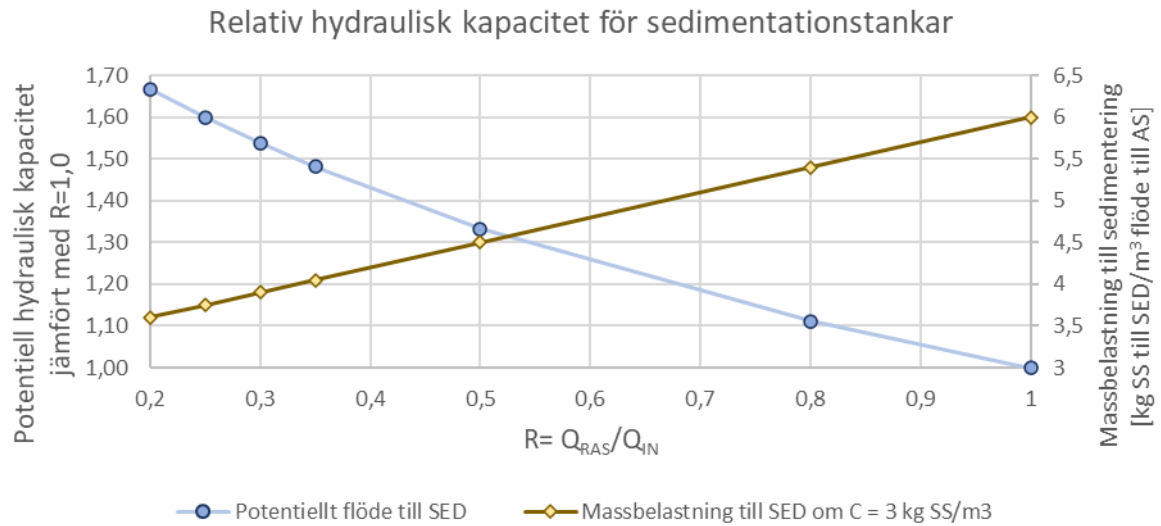


Figur A.2 Slamhalt i returslammet (C_{RAS}) som funktion av recirkulationsgraden (R) vid konstant slamhalt i aktivslambassängerna (C_{AS}). C_{AS} har i demonstrationssyfte valts till 3 kg/m^3 och Q_{IN} till $1 \text{ m}^3/\text{h}$.

Returslamhalten ökar dramatiskt med minskad recirkulationsgrad, vilket innebär en fördel dels i och med att hydrolystanken kan göras mycket mindre, dels att nitratrekirkulationen blir mindre vilket medför att mindre mängd VFA behövs för denitrifikation vilket i sin tur gynnar bio-P-bakterierna.

I figur A.3 illustreras konsekvenserna av den potentiella extra hydrauliska belastningen för sedimenteringsbassängen, fortfarande med en slamhalt i aktivslambassängerna (C_{AS}) på 3 kg/m^3 :

- vid $R = Q_{RAS} / Q_{IN} = 1,0$ är C_{RAS} endast $2 * C_{AS} = 6 \text{ kg SS/m}^3$ (från figur A.2) och massbelastningen av slam till sedimenteringsbassängen är $(Q_{IN} + Q_{RAS}) * C_{AS} = 2 * 3 = 6 \text{ kg SS/h}$ (se brun linje i figur A.3).
- vid $R = Q_{RAS} / Q_{IN} = 0,3$ är $C_{RAS} = 13 \text{ kg SS/m}^3$ (från figur A.2) och massbelastningen av slam till sedimenteringsbassängen är $(Q_{IN} + Q_{RAS}) * C_{AS} = 1,3 * 3 = 3,9 \text{ kg SS/h}$. Alltså skulle, i teorin, den nya möjliga hydrauliska belastningen till aktivslambassängen Q_{IN} kunna vara $6/3,9 = 1,53$ gånger den ursprungliga Q_{IN} motsvarande 53 % extra flöde (vilket den blåa linjen i figur A.3 visar). Hur stor andel av potentialen som i praktiken kan utnyttjas beror på utformningen av sedimenteringsbassängen och på slammets sedimenteringsegenskaper.



Figur A.3 Potentiell extra hydraulisk kapacitet av en existerande sedimentationstank som funktion av det relativa returslamflödet. Vänster Y-axel visar det relativt potentiella flödet till sedimentationstanken som funktion av returslamflödet. Höger Y-axel visar den motsvarande relativa massbelastningen av slam till sedimentationstanken.

Bilaga B LCA

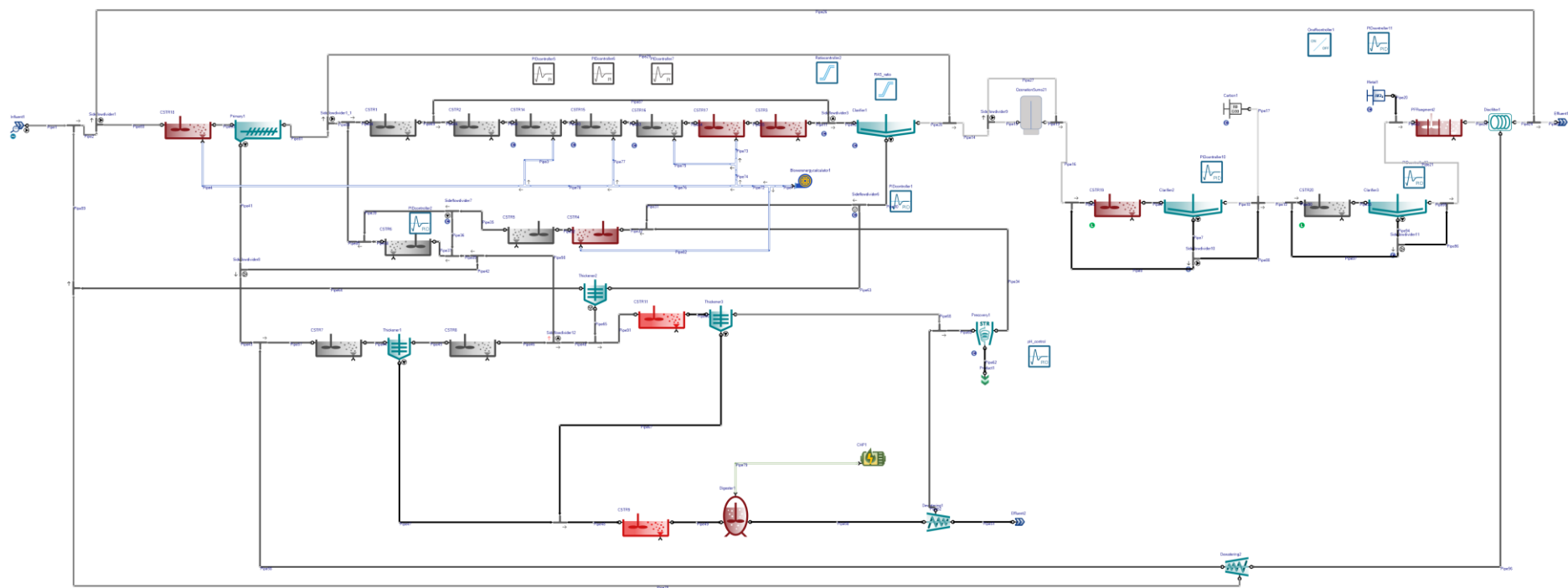
B.1 Processimulering

De dynamiska modellerna är framtagna i Sumo version 22.1.0 (Dynamita S.A.R.L., Sigale, Frankrike) och baseras på bio-P-modellering enligt Barker och Dold (1997), vidareutvecklad av Varga et al. (2018) med fällningsmodell baserad på Hauduc et al. (2015). Simuleringarna är gjorda i deras Sumo4N vilket innefattar beräkning av utsläpp av växthusgaser som lustgas och metan (med lustgasbildning baserat på Hiatt & Grady (2008) och Pocquet et al. (2016)).

För de flesta modellparametrar används de standardvärden som anges i Sumo (*default values*). För att erhålla snabbare simuleringstider simulerades dock MBBR-reaktorerna som aktivslamreaktorer med en efterföljande virtuell sedimentering. Denna kalibrerades för att nå resultat lika biofilmsmodellerna i Sumo (en så kallad *apparent kinetics approach* (Baeten et al., 2019)). Ozoneringen är baserad på en förenklad modell där ozontillförsel påverkar nedbrytning av COD samt syrehalten i vattnet. Inga organiska mikroföroreningar ingår i modellen.

Tabell B.1. Bio-P-konfiguration (och kem-P-konfiguration där den skiljer sig från bio-P) beskriven i Sumo.

Process	Modelluppbyggnad
Försedimentering	3-kompartementsmodell (reaktioner aktivt).
Aktivslamprocess	Aktivslamreaktorer.
Mellansedimentering	3-kompartementsmodell (reaktioner aktivt).
Slamlager och hydrolysbassäng	Aktivslamreaktorer.
Förtjockning och avvattning	Volymlös avskiljning av suspenderad substans (2 st) och 3-kompartementsmodell (1 st).
Rötning	Röttningsreaktor.
Struvitfällning	P-återvinningsmodell med tillsats av $MgCl_2$ och NaOH.
Ozonering	Specialbyggd modell för att beskriva effekterna ozondosering får på efterföljande processer, i form av övermättnad av löst syre samt nedbrytning av COD.
MBBR	Nitrifierande MBBR följt av denitrifierande MBBR (tillsats av etanol). Kalibrerade reaktorer och sedimenteringar för aktivt slam simulerar MBBR-funktionen för snabbare simulering.
Efterfällning	Tillsats av polyaluminiumklorid, styrt mot börvärde för utgående fosfatfosfor.
Skivfilter	Avskiljning av 90 % av suspenderad substans.



Figur B.1. Processbild över modellen med bio-P-konfiguration i Sumo.

Tabell B.2 Data från simuleringar

Parameter	Enhet	BioP_0	BioP_Fäll	KemP_Fäll	KemP_Fäll_ejPAO	KemP_0
Avloppsrening						
Inkommande flöde	m ³ /år	4 960 000	4 960 000	4 960 000	4 960 000	4 960 000
Etanol	m ³ /år	151,8	151,4	144,6	141,1	127,1
Ozon	kg/år	29 900	29 900	29 930	29 930	29 930
PAX	m ³ /år	-	26,4	171,5	250,9	-
El	kWh/år	1709000	1709000	1588000	1606000	1655000
Värme	kWh/år	571560	571560	489250	479290	478780
N ₂ O emissioner	kg/år	1910	1920	1360	1340	1400
MgCl ₂	m ³ /år	87,61	87,61	-	-	-
NaOH	m ³ /år	136,3	133,4	-	-	-
Slam	kg/år	4629000	4632000	4651000	4664000	4634000
Struvit	kg/år	58170	56290	-	-	-
CH ₄ emissioner	kg/år	38570	38510	10900	10530	15990
Utgående avlopp						
TP	kg/år	1550	793	711	1 048	6566
N _{org}	kg/år	9310	9310	7 900	8 170	7770
NO _x	kg/år	13 680	13 580	12 240	12 250	11230
NH ₄	kg/år	1020	1010	660	860	860
COD	kg/år	112 430	112 550	114 210	111 940	111380
Medel						
TP	g P/m ³	0,348	0,163	0,143	0,214	1,241
PO ₄ -P	g P/m ³	0,251	0,049	0,038	0,047	1,141
TN	g N/m ³	4,60	4,58	4,04	4,14	3,89
NH ₄ -N	g N/m ³	0,22	0,22	0,16	0,22	0,21
BOD ₅	g O ₂ /m ³	3,28	3,30	3,55	3,14	3,04
Energiproduktion						
El	kWh/år	839 800	841 800	1 120 300	1 120 300	936 900
Värme	kWh/år	959 700	962 100	1 280 300	1 280 400	1070800
Slam						
TN	kg/år	25 270	25 140	23 830	24 250	25230
TC	kg/år	301 800	301 900	297 500	307 400	299300
TP	kg/år	18 490	19 370	26 800	27 820	21130
TS	kg/år	869 400	879 600	947 500	993 500	888000

B.2 Mål och omfattning

Scenarier

I denna studie jämförs olika avloppsreningskonfigurationer och olika utsläppsnivåer av fosfor, se sammanställning i tabell B.3. Här kontrasteras bio-P mot kem-P (för- och efterfällning). Dessutom undersöks scenarier för kemikaliebrist både för bio-P- och för kem-P-konfigurationerna.

Tabell B.3 Beskrivning av scenarier och deras benämningar. I normalfallen är börvärdet för återkoppling av fosfathalten i utgående flöde satt till 0,05 mg PO₄/l.

Benämning	Beskrivning
BioP_Fäll	Bio-P – med efterfällning
BioP_0	Bio-P – utan fällningskemikalier
KemP_Fäll	Kem-P – med för- och efterfällning
KemP_0	Kem-P – utan fällningskemikalier

Funktionell enhet

Ett avloppsreningsverk kan ha flera funktioner, där det främsta är att rena avloppsvatten, men även i olika utsträckning producera energi samt återvinna näringsämnen, organiskt material och vatten. I denna studie bedöms den dominerande funktionen vara just vattenrening vilken därför ligger till grund för val av funktionell enhet. Att vattenreningen är den dominerande funktionen innebär även att det bedöms viktigare att reningen fungerar bra och följer reningskraven snarare än att de resulterande produkterna (näringsämnen, biogas) får så låg miljöbelastning som möjligt. Detta stämmer också in på vilka aktörer som studien riktar sig till; aktörer inom VA-branschen snarare än exempelvis personer inom livsmedelsbranschen eller energibranschen.

En funktionell enhet relaterad till vattenrening uttrycks oftast i kubikmeter avloppsvatten (Corominas et al., 2020) – antingen inkommande eller mängd behandlat. Det är viktigt att enheten är jämförbar och fångar samma funktion i alla studerade alternativ. Eftersom olika scenarier i studien har olika reningseffektivitet medan inkommande vattenflöde och -kvalitet är desamma för varje scenario kommer den funktionella enheten i detta fall relateras till inkommande vattenflöde. Dynamiska simuleringar körs för ett helt år för att fånga variationer i inkommande avloppsvatten med avseende på flöde, innehåll och temperatur. Referensflödet är 4,96 miljoner m³/år och reningsverket är designat för 45 000 PE vilket motsvarar ett svenskt, medelstort reningsverk. Den funktionella enheten blir därför: ”behandling av inkommande kommunalt avloppsvatten till ett reningsverk för 45 000 PE under ett år”.

Miljöpåverkansbedömning

I miljöpåverkansbedömningen (eng. *Life Cycle Impact Assessment, LCIA*) ingår två obligatoriska och två valfria steg: klassificering, karakterisering, normalisering och viktning. I *klassificeringen* relateras utsläpp och resursanvändning från de olika enhetsprocesserna till olika miljöpåverkanskategorier (exempelvis klimatpåverkan, övergödning, etc.). Därefter *karakteriseras* resultatet genom att alla utsläpp inom samma kategori relateras till samma enhet (exempelvis koldioxidekvivalenter, fosforekvivalenter, etc.) och sedan summeras de till ett värde per kategori. För att sedan sätta resultaten i perspektiv kan dessa *normaliseras* genom att jämföras med referensvärden (exempelvis miljöpåverkan per person och år inom ett visst geografiskt område). Slutligen kan resultatet *viktas* vilket innebär att en bedömning av vilka miljöpåverkanskategorier som är viktigare än andra genomförs och ett enda värde på miljöpåverkan för hela systemet kan då erhållas. Det sista steget kan baseras på olika grunder, t ex avstånd från mål eller villighet att betala för att undvika problemen och har naturligt en starkt subjektiv karaktär.

Det finns ett antal olika metoder för miljöpåverkansbedömning vilka innefattar olika kategorier och vitt skilda faktorer för karakterisering, normalisering och viktning. Detta är viktigt att ha i beaktning då val av metod – och därmed val av kategorier och faktorer – kan påverka utfallet av studien.

I denna studie tillämpas den av Europeiska kommissionen rekommenderade metoden Environmental Footprint (European Commission, 2021). Detta val baseras på att metoden innefattar de av FN:s miljöprogram UNEP och Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) framtagna och rekommenderade modellerna för toxicitetsbedömning (USEtox, (Rosenbaum et al., 2008)). Dessutom har den senaste versionen (EF 3.1) karakteriseringsfaktorer och normaliseringsfaktorer från 2022 (Andreasi Bassi et al., 2023) och viktningsfaktorer från 2017 (Sala et al., 2018) vilket är bland de senaste tillgängliga av alla metoder. Det som talar mot att använda sig av EF 3.1 är rekommendationen av Corominas et al (2020) vilka förespråkar ReCiPe (Huijbregts et al., 2017), men då ReCiPe använder annan modell för toxicitetsbedömning valdes EF 3.1 istället.

Dock bör nämnas att i EF 3.1 används USEtox 2.1, men nu finns senare versioner tillgängliga: i LCA for Experts (tidigare GaBi) finns USEtox 2.12 (Sphera, 2023) och på USEtox hemsida kan version 2.13 laddas ner (USEtox, 2024). Trots att senare versioner finns tillgängliga valdes det att använda den version som ingår i EF3.1 på grund av tillgången på normaliserings- och viktningsdata.

Som konstaterat ovan är normalisering och viktning frivilliga element som ofrånkomligt medför en viss subjektivitet i resultaten. Trots detta kommer dessa steg inkluderas i denna rapport som ett led i att tillgängliggöra resultaten och underlätta tolkningen av dem. Normaliserings- och viktningsfaktorer finns i tabell B.4. Normaliseringsfaktorerna används på det klassificerade och karakteriserade resultatet. Därefter multipliceras det normaliserade resultatet med viktningsfaktorerna för att erhålla det viktade resultatet (Zampori & Pant, 2019).

Tabell B.4 Normaliserings (NF)- och viktningsfaktorer (VF)

Kategori	Enhet	NF	VF
Klimatförändring	kg CO ₂ ekv./person	7553,083163	0,2106
Övergödning, sötvattens ekosystem	kg P ekv./person	1,606852128	0,028
Övergödning, marina ekosystem	kg N ekv./person	19,54518155	0,0296
Övergödning, mark	mol N ekv./person	176,7549998	0,0371
Ekotoxicitet, sötvattens ekosystem	CTUe/person	56716,58634	0,0192
Humantoxicitet, cancer	CTUh/person	1,72529E-05	0,0213
Humantoxicitet, ej cancer	CTUh/person	0,000128736	0,0184
Resursanvändning, mineraler och metaller	kg Sb ekv./person	0,063622615	0,0755
Resursanvändning, fossil	MJ/person	65004,25966	0,0832
Försurning	mol H ⁺ ekv./person	55,56954123	0,062
Ozonnedbrytning	kg CFC-11 ekv./person	0,052348383	0,0631
Partiklar	sjukdomsfall/person	0,000595367	0,0896
Fotokemisk ozonbildning	kg NMVOC ekv./person	40,85919773	0,0478
Joniserande strålning	kBq U-235 ekv./person	4220,16339	0,0501
Markanvändning	pt/person	819498,1829	0,0794
Vattenanvändning	m ³ water eq of deprived water/person	11468,70864	0,0851

Tolkning

För att testa hur vissa antaganden slår i resultatet genomförs en känslighetsanalys där utvalda parametrar varieras (tabell B.5). Förändringar sker på flera nivåer. På processmodell-nivå undersöks hur förekomsten av bio-P-bakterier påverkar kem-P-konfigurationen. På LCA-nivå undersöks val emissionsfaktorer, energikällor, tungmetallhalter i slam och utgående avlopp, samt typ av recipient.

Tabell B.5 Scenarier för känslighetsanalys på processmodell- och LCA-nivå.

Benämning	Parameter	Basfall	Variation
Processmodell-nivå			
ejPAO	Förekomst av bio-P-bakterier	Tillväxthastighet för PAO och GAO satt till 1/d (standardvärde)	Tillväxthastighet för PAO och GAO satt till noll i utvalda kem-P-konfigurationer.
LCA-nivå			
GHG	Växthusgaser	Utsläpp av CH ₄ och N ₂ O enligt Sumo-simuleringar	Emissionsfaktorer för CH ₄ och N ₂ O enligt Svenskt Vattens klimatberäkningsmodell
Fossil	Energikällor	El: svensk elmix Värme: schweizisk förbränning av sopor Etanol: europeisk produktion av etanol från råg	El: svensk elproduktion från olja Värme: svensk värmeproduktion från olja Etanol: tysk produktion av etanol från fossila källor
TM	Tungmetaller	Värden från specifikt reningsverk i Sverige	Svenska medelhalter i utgående avlopp och slam
Marin	Recipient	Sötvattensrecipient	Marin recipient

Datakrav och datakvalitetskrav

Så geografiskt och tidsmässigt relevanta data som möjligt har eftersträfvats. Indata till simuleringsmodellerna är baserade på flöde och temperatur för ett faktiskt år (2019) för kommunens nuvarande reningsverk. Karakteriseringsdata för beräkning av belastning (kväve-, fosfor- och kol-fraktioner) baseras på mätdata under intensivprovtagningar genomförda somrarna 2020 och 2023. Tungmetallhalter i utgående avlopp och slam baseras på miljörapporten för kommunens nuvarande reningsverk från år 2022. En optimering av användning av fällningskemikalier har skett under de senaste tre åren (från 2,3 mol Al/mol P år 2020 till 1,6 mol Al/mol P år 2022) och därför valdes enbart data från 2022 och inte medeldata för de tre åren.

För bakgrundsprocesser som produktion av energi, kemikalier, transporter, etc. har data från databaser som ecoinvent version 3.9.1 (ecoinvent, 2023) och LCA for experts (tidigare GaBi Professional Database) version 10.7.1.28 (Sphera, 2023) använts. I största mån har processer för svenska förhållanden valts för energiproduktion medan dataset över produktion av kemikalier främst gällt för europeiska förhållanden. Fullständig förteckning över använda databasprocesser finns i tabell B.6.

Tabell B.6 Databasprocesser i ecoinvent eller LCA for Experts (LCAfE)

Parameter	Process	Databas
Kemikalier		
PAX	GLO: polyaluminium chloride production, ecoinvent 3.9.1	ecoinvent
Etanol	RER: ethanol production from rye ecoinvent 3.9.1	Ecoinvent
Magnesiumklorid	RER: Sodium Chloride (rock salt) Sphera	LCAfE
Natriumhydroxid	RER: Sodium hydroxide (caustic soda) mix (100%) Sphera	LCAfE
Ozon	RER: Oxygen (liquid) Sphera	LCAfE
	SE: Electricity grid mix Sphera	LCAfE
Energi		
Elmix	SE: Electricity grid mix Sphera	LCAfE
Värme	CH: heat, from municipal waste incineration to generic market for heat district or industrial, other tha, ecoinvent 3.9.1	ecoinvent
Transporter		
Transportkapacitet	RER: Transport, truck (26t total cap., 17,3 t payload) (A4) Sphera	LCAfE
Spridning av gödningsmedel		
Spridning av struvit, mineralgödsel	CH: fertilising, by broadcaster, ecoinvent 3.9.1	ecoinvent
Spridning av slam	CH: solid manure loading and spreading, by hydraulic loader and spreader, ecoinvent 3.9.1	ecoinvent
Mineralgödsel		
TSP	RER: Triple superphosphate (TSP, 46 % P ₂ O ₅) Fertilisers Europe	LCAfE
AN	RER: Ammonium nitrate (AN, 33.5 % N) Fertilisers Europe	LCAfE
Substituerade produkter		
Veteproduktion	DE: wheat production, ecoinvent 3.9.1	ecoinvent
Elmix	SE: Electricity grid mix Sphera	LCAfE
Värme	CH: heat, from municipal waste incineration to generic market for heat district or industrial, other tha, ecoinvent 3.9.1	ecoinvent
Känslighetsanalys		
Fossil el	SE: Electricity from heavy fuel oil (HFO) Sphera	LCAfE
Fossil värme	SE: Thermal energy from heavy fuel oil (HFO) Sphera	LCAfE
Fossil kolkälla	DE: Ethanol (96%) (hydrogenation with nitric acid) Sphera	LCAfE

Antaganden och begränsningar

Vid genomförande av livscykelanalyser görs många val och antaganden vilka skapar begränsningar i resultatet. I denna studie har till exempel eventuellt fossilt kol i inkommande avloppsvatten exkluderats från beräkningarna. Att på detta sätt exkludera fossilt kol är vanligt förekommande, och av IPCC rekommenderad nuvarande praxis (IPCC, 2019) och har därför inte beaktats i denna studie.

En annan avgränsning som gjorts är att inte inkludera organiska mikroföroreningar såsom läkemedel utan enbart COD, näringsämnen N och P samt tungmetaller vid bedömning av påverkan från utgående avloppsvatten, slam och struvit. Detta val gjordes framför allt på grund av brist på tillgängliga data. Dessutom kan det antas att skillnaderna mellan scenarierna inte bör vara så stora; det är samma inkommande vatten och samma behandling i den avancerade reningen: ozonanläggningen. Vidare kan det antas att ozonanläggningen bör reducera toxiciteten på mikroföroreningarna i utgående avloppsvatten till lägre nivåer än vid enbart konventionell rening. Det skulle dock kunna tänkas att det totala slutresultatet med avseende på toxicitet är något undervärderat i denna studie.

I denna studie har enbart en typ av fällningskemikalie (polyaluminiumklorid) beaktats. Scenariot för kemikaliebrist tar inte hänsyn till huruvida andra fällningskemikalier finns att tillgå utan modelleras som ett *worst case* helt utan fällningskemikalier. I andra studier visar exempelvis Högstrand et al. (2023) att polyaluminiumklorid har större miljöpåverkan än motsvarande substansmängd järnklorid och i en nyligen publicerad bedömning av kolfotavtrycket för produktion av fällningskemikalier (Johansson & Liljenroth, 2023) ligger klimatpåverkan för aluminiumbaserade kemikalier bland de högre av de jämförda, dock ingick inte fler påverkanskategorier i deras studie. Val av fällningskemikalie kan således tänkas ha en inverkan på miljöpåverkan, men det ligger utanför ramarna för den här studien.

Inget fosforläckage från vare sig slam, struvit eller mineralgödsel har inkluderats då detta snarare beror av markens egenskaper än på vilken typ av fosforgödning som används (Johnsson et al., 2019). Detta antagande skulle kanske kunna ge viss effekt i jämförelsen då kemslammet innehåller större andel fosfor jämfört med bioslammet men ersättningsgraden av mineralgödsel antogs lägre. Med andra ord, om man antar att samma mängd fosfor läcker per mängd tillsatt fosfor så spelar det ingen roll om bioslam och struvit appliceras eller mineralgödsel – ersättningsgraden är 100 % så lika mycket fosfor appliceras i dessa fall och lika mycket läcker. För kemslammet däremot antas en ersättningsgrad på 70 % vilket innebär att det appliceras mer fosfor i slammet än vad som ersätts i form av mineralgödsel och således skulle mer fosfor potentiellt kunna läcka från kemslammet än från mineralgödseln.

B.3 Livscykelinventering

Produktion av kemikalier

Ett flertal olika kemikalier används inom avloppsvattenrening. Fällningskemikalie antas i denna studie utgöras av polyaluminiumklorid (7,3 % Al) och processmodellen har anpassats efter denna.

Ozonproduktion har antagits ske på plats från flytande syrgas vilken därför har modellerats med databasprocess för produktion av syrgas på annan plats, transport till verket samt energiförbrukning för ozongenerering. Litteraturdata för syre- och energibehov från sammanställning av Risch et al. (2022) har använts (8,92 kg O₂/kg O₃ och 18,7 kWh/kg O₃).

I modellen tillsätts extern kolkälla (etanol) för efterdenitrifikation i MBBR-reaktorerna för att nå låga utgående halter av kväve. Detta förfaringssätt förekommer inte vid alla reningsverk, men för bio-P-konfigurationer där bio-P-bakterier konkurrerar med denitrifierare så kan extra kolkälla behövas. I denna studie tillsätts etanol till både bio-P- och kem-P-konfigurationerna, men förbrukningen är något lägre för de sistnämnda. Produktion av etanol har antagits utgå från spannmål men i en känslighetsanalys utvärderades användning av fossil etanol.

För bio-P-konfigurationerna fanns behov av ytterligare kemikalier i samband med struvitfällningen: magnesiumklorid och natriumhydroxid. För produktion av magnesiumklorid fanns inte någon tillgänglig databasprocess vid tidpunkten för studiens genomförande. Istället modellerades den som produktion av natriumklorid (med antagandet 1 kg MgCl₂ = 1 kg NaCl) i likhet med Raymond et al. (2021) och Högstrand et al. (2023).

Transport av kemikalier

Kemikalietransporter är baserade på ett reningsverk i Sverige och en generell transportsträcka på 300 km med lastbil har antagits i likhet med Högstrand et al. (2023).

Produktion av energi

För elanvändning har svensk medel-elmix antagits för att generalisera resultaten inom Sverige. Gällande värme användes databasprocess för förbränning av hushållsavfall. Detta fanns dock ej tillgängligt för svenska förhållanden utan schweizisk avfallsförbränning användes.

Avloppsrening – direkta luftutsläpp

Metan och lustgasutsläpp har beräknats i Sumomodellen enligt standardvärden. Det innebär att vid luftning strippas löst metan och lustgas från vattenfas till luft. I standardinställningen antas det att ingen metan släpps vid rötammare eller avvattning samt att förbränningen av metan i biogasen i CHPn är 100 % effektiv. Det kan därför tänkas att metanutsläppen är underskattade. Utsläppen av metan och lustgas relaterade till mängd inkommande COD respektive mängd denitrifierat kväve visas i tabell B.7. Dessa värden kan jämföras med faktorer från Svenskt Vattens klimatberäkningsmodell (Svenskt Vatten, 2023), vilket även gjordes i en känslighetsanalys. Metanutsläppen från processmodellen (trots att ingen metan antas läcka i samband med rötning, avvattning och förbränning) är alltså ändå betydligt högre än svenska medelvärden. Lustgasvärdena är dock något lägre.

Tabell B.7 Utsläpp av metan och lustgas från processmodellen (bio-P och kem-P) jämfört med motsvarande faktorer från Svenskt Vattens beräkningsverktyg för klimatpåverkan.

Växthusgas	Bio-P	Kem-P	Svenskt Vattens beräkningsverktyg
Metan (kg CH ₄ /kg COD _{inkommande})	0,014	0,004 - 0,006	0,0025 ^[1]
Lustgas (kg N ₂ O/kg N _{denitriferat})	0,0095	0,0075 - 0,0079	0,0157 ^[2]

1) Svenskt medel (Gustavsson & Tumlin, 2013)

2) (Foley et al., 2010)

Utgående avlopp

Recipient för det planerade verket är en å som rinner genom en tätort och mynnar ut i en större sjö. De flesta stora avloppsreningsverk i Sverige har utlopp i havet vilket påverkar i vilken utsträckning och på vilket sätt som recipienten påverkas av utgående avlopp. Sjöar är i högre grad begränsade av fosfor medan marina system oftare är begränsade av kväve. Val av recipient (sjö eller hav) studeras därför närmare i en känslighetsanalys.

Parametrar som tagits i beaktning är totalfosfor, ammonium, nitrat, nitrit, organiskt kväve, COD samt tungmetaller där alla utom den sistnämnda baseras på simuleringsresultaten. Tungmetallerna baseras istället på miljörapporten för 2022 för nuvarande reningsverk med särskild hänsyn tagen till huruvida fällningskemikalier används eller ej. För mer utförlig beskrivning av tungmetalldata, se tabell B.8.

Tabell B.8. Tungmetaller

Delström	Enhet	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
PAX ^[1]	mg/kg PAX	0,01	48	70	0,003	49	0,3	5
PAX ^[2]	kg/y	0,0039	18,77	27,37	0,0012	19,16	0,12	1,96
Inkommande ^[3]	kg/y	0,33	8,9	178	0,18	13	10,8	320
Utgående ^[3]	kg/y	0,18	3,05	20	0,18	14,8	2,5	49,28
Slam ^[3]	kg/y	0,47	25,06	207	0,21	12,66	9,4	327
Utgående ^[4]	%	0,28	0,11	0,09	0,46	0,54	0,21	0,13
Slam ^[4]	%	0,72	0,89	0,91	0,54	0,46	0,79	0,87
Utgående avlopp (kem-P) ^[5]	mg/m ³	0,047	0,79	5,18	0,047	3,83	0,65	12,77
Utgående avlopp (bio-P) ^[6]	mg/m ³	0,024	0,25	4,06	0,022	1,82	0,59	10,86
Slam (kem-P) ^[7]	mg/kg TS	0,36	19,00	156,94	0,16	9,60	7,13	247,92
Slam (bio-P) ^[8]	mg/kg TS	0,18	6,02	123,06	0,07	4,54	6,47	210,83
P-Mineralgödsel ^[9]	mg/kg P	17,5	237	40	0,13	38	29	367
Struvit ^[10]	mg/kg P	0,8	21	20	3	19	10	113
Svenskt medel utgående avlopp ^[11]	mg/m ³	0,0	0,6	12,7	0,1	3,1	0,3	24,8
Svenskt medelslam ^[11]	mg/kg TS	0,8	22,5	333,3	0,4	17,3	16,6	506,5

1) Produktdatablad Kemira

2) Beräknat utifrån [1] och mängd PAX på 391 000 kg PAX per år 2022 (Miljörapport)

3) Miljörapport 2022

4) Fördelning av tungmetaller i utgående respektive slam. Denna kvot antas vara densamma med eller utan tillsats av fällningskemikalie.

5) Beräknat utifrån utgående mängder och årsflöde på 3860267 m³ år 2022 (miljörapport). Använd i LCA-modellering för kem-P-konfiguration.

6) Beräknat utifrån inkommande mängder och den antagna fördelningen enligt [4] och årsflöde på 3860267 m³ år 2022 (miljörapport). Använd i LCA-modellering för bio-P-konfiguration samt för scenariot med kem-P-konfiguration utan fällningskemikalie (K0).

7) Beräknat utifrån slammängder och årlig produktion av 1319 ton TS i slammet 2022 (miljörapport)

8) Beräknat utifrån inkommande mängder och den antagna fördelningen enligt [4] och årlig produktion av 1319 ton TS i slammet 2022 (miljörapport)

9) Tungmetallhalten i medeltal för vanligt förekommande fosformineralgödsel (Remy & Jossa, 2015)

10) Tungmetallhalten i struvit från utfällning i vätskefas, baserat på en fullskaleanläggning och en pilotanläggning (Remy & Jossa, 2015)

11) Tungmetallinnehåll i medeltal från kommunalt avloppsslam och avloppsvatten i Sverige år 2022 (Villner & Myhr, 2022) – använd i känslighetsanalys.

Transport av slam och struvit

En transportsträcka på 100 km med lastbil har antagits i likhet med Jönsson et al. (2015).

Transportkapaciteten modelleras med databasprocess som beror av sträcka och vikt. Hänsyn har inte tagits till huruvida transporterna varit fullastade och tomma retur-transporter inkluderas inte heller.

Slamlagring

För att REVAQ-certifierat slam ska få spridas på åkermark behöver det vara hygieniserat. En vanlig metod för detta är lagring av slam utomhus under minst sex månader. Under denna lagring sker utsläpp, som i denna studie modellerats enligt tabell B.9.

Tabell B.9 Direkta utsläpp under slamlagring.

Parameter	Värde	Referens
Ammoniak (NH₃)	12 vikt% NH ₃ av totalkväve	Se exempelvis Heimersson et al. (2017), Svanström et al. (2017) och Jönsson et al. (2015) med hänvisning till Karlsson och Rodhe (2002)
Lustgas (N₂O)	27 g N ₂ O/kg totalkväve	Se exempelvis Heimersson et al. (2017), Svanström et al. (2017) och Jönsson et al. (2015) med hänvisning till Flodman (2002)
Metan (CH₄)	5,6 g CH ₄ /kg total mängd kol	Se exempelvis Heimersson et al. (2017), Svanström et al. (2017) och Jönsson et al. (2015) med hänvisning till Flodman (2002)

Spridning på åkermark

Vid spridning av slam på åkermark har följande parametrar beaktats: själva aktiviteten att lasta och sprida slam, direkta utsläpp till luft av ammoniak, lustgas och metan, direkta utsläpp till vatten av nitrat, direkta utsläpp till mark av tungmetaller samt kolinlagring av slammets kol som mark-kol.

Spridning och lastning av slam modelleras med en databasprocess vilken baseras på den totala vikten av slammets. Slammets vikt har beräknats genom den totala slamvolymen och TS-halten, vilka erhållits av processmodellen, samt antagandet om densiteten för vatten på 1,0 ton/m³ och för slamfasen på 1,4 ton/m³. Emissionsfaktorer för direkta utsläpp till luft och vatten visas i tabell B.10. Halter av tungmetaller i bioslam och kemsam har beräknats på motsvarande sätt som för utgående avlopp och finns presenterade i tabell B.8. Att beakta kolinlagring rekommenderas av Corominas et al. (2020) och modelleras här som undvikna utsläpp av koldioxid och beräknas som 0,1 kg/kg total mängd kol enligt Foley et al. (2010).

Tabell B.10 Direkta utsläpp från spridning av slam på åkermark.

Parameter	Värde	Referens
Ammoniak (NH₃) till luft	1,7 vikt% av totalkväve	Yoshida et al. (2018)
Lustgas (N₂O) till luft	3,2 vikt% av totalkväve	Yoshida et al. (2018)
Nitrat (NO₃⁻) till vatten	50 % av 29 vikt% av totalkväve ^[1]	Yoshida et al. (2018)
Metan (CH₄) till luft	0,01 vikt% av total mängd kol	Yoshida et al. (2018)
Koldioxid (CO₂) från luft	0,1 kg/kg total mängd kol	Foley et al. (2010)

[1]: 29 % av totalkvävet beräknades lakas ut men 50 % av den mängden antogs reduceras och fastläggas i marken (Yoshida et al., 2018).

Spridning av struvit på åkermark modelleras med en databasprocess vilken baseras på area. Denna area är i sin tur beräknad enligt antagandet om maximal spridning av fosfor på 22 kg P/hektar och år (Jordbruksverket, 2024). För struvit antas inga direkta utsläpp till luft eller vatten ske, enbart utsläpp av tungmetaller till mark med halter enligt Remy & Jossa (2015).

Ersättning av matproduktion

Förutom näringsämnen innehåller slam även organiskt material som bidrar till ökad vattenhållning i marken vilket kan skydda vid torrare perioder. Dessutom innebär den ökade mullhalten en ökad avkastning för de grödor som växer där (Hedlund, 2012) – en effekt som gödning med struvit eller mineralgödsel inte bidrar med.

Denna skillnad mellan gödningsmedel har därför beaktats i likhet med Heimersson et al. (2017) vilka hänvisade till Hedlund (2012) som i sin tur konstaterade att avkastningen för höstveten ökade med 38 kg/hektar och år vid 1 % ökning av mullinnehållet (räknat som kolhalt) i jorden. Att applicera slam ökar kolhalten med 0,9 % (Börjesson et al., 2012). Utifrån dessa data beräknade Heimersson et al. (2017) att 35 kg höstveten per hektar kan ersättas. I föreliggande studie har antal hektar som slammen sprids på antagits bero av fosforhalt snarare än kolhalt och därför relaterats till fosformängden i slammet enligt antagandet om max spridning av 22 kg P/ha och år (Jordbruksverket, 2024).

Ersättning av mineralgödsel

Systemet innefattar både ersatt produktion, transport och spridning av mineralgödsel. Spridningen av mineralgödsel har modellerats på samma sätt som spridning av struvit, det vill säga enligt en databasprocess vilken baseras på area. Arean är i sin tur beräknad enligt antagandet om maximal spridning av fosfor på 22 kg P/hektar (Jordbruksverket, 2024). Spridningen av mineralgödsel är alltså enbart relaterad till fosforgödsel och inte kvävegödsel, men det kan antas att de sprids tillsammans då den ersatta kvävegödseln räcker för en mindre area än vad fosfor gör.

Kvävefraktionen i slammet och struviten antas ersätta produktion av ammoniumnitrat (AN 33,5 %) medan fosfor ersätter trippelsuperfosfat (TSP, 45 % P_2O_5). Ersättningsgraden av mineralgödsel är en komplicerad fråga som hanterats på olika sätt inom LCA. Ett vanligt förfarande är att konstatera att det är för komplicerat och därför förenkla genom att anta 1=1 ersättning av kväve och fosfor i slam gentemot mineralgödsel (Heimersson et al., 2016). Ett annat vanligt förfarande är enligt Heimersson et al. (2016) att anta en ersättningsgrad på 0.4 för kväve och 0.7 för fosfor (i sin tur baserat på kemsam från Ryaverket, Göteborg enligt Lundin et al. (2004)). Inom projektet P-REX genomförde Gerhardt et al. (2015) odlingsförsök med bland annat avvattnat bioslam, avvattnat kemsam (fällt med järn) och struvit. De fann att i jord med pH 7.1 var ersättningsgraden mot TSP för bioslam och struvit 100 % medan för kemsam låg den runt 70 %. I en efterföljande studie inom samma projekt antog Remy och Jossa (2015), dock utan utförligare motivering, att 100 % av fosfor i bioslam kunde ersätta mineralfosfor medan 25 % av kvävet ersatte kvävegödsel. En matematisk modell över hur C/N-kvoten i slammet kan relateras till mineralgödsel togs fram av Delin et al. (2012) där ersättningsgraden av kvävegödsel ("mineral fertiliser equivalents", MFE) beräknades enligt $MFE = 87 \% - 5 \% \cdot C/N\text{-kvoten}$.

I den här studien har vi, baserat på ovanstående, därför gjort följande antaganden: Ersättning av kväve i både bioslam och kemsam beräknas enligt Delin et al. (2012) baserat på C/N-kvoten efter lagring. Fosfor i struvit och bioslam ersätter fosfor i TSP 1 till 1 (Gerhardt et al., 2015; Remy & Jossa, 2015) och för kemsam antas ersättningsgraden för fosfor vara 70 % (Gerhardt et al., 2015; Heimersson et al., 2016). Kväve i struvit antas ersättas 1 till 1 (Remy & Jossa, 2015). Ersatt användning av mineralgödsel innebär också att direkta utsläpp vid spridning på åkermark undviks. För fosforgödsel undviks utsläpp av tungmetaller (tabell B.8, halter enligt Remy och Jossa (2015)). Kvävegödsel antas inte medföra utsläpp av tungmetaller (Remy & Jossa, 2015) men däremot utsläpp till luft och vatten av ammoniak, lustgas och nitrat, se tabell B.11.

Tabell B.11 Direkta utsläpp till luft och vatten vid spridning av mineralkvävegödsel.

Parameter	Värde	Referens
Ammoniak till luft (NH_3)	4,5 kg kväve/ton mineralgödsel	Heimersson et al. (2017) med hänvisning till Svanström et al. (2004)
Lustgas till luft (N_2O)	2,0 vikt% av totalkväve	Yoshida et al. (2018)
Nitrat till sötvatten (NO_3^-)	50 % av 10 vikt% av totalkväve ^[1]	Yoshida et al. (2018)

[1]: 10 % av totalkvävet beräknades lakas ut men 50 % av den mängden antogs reduceras och fastläggas i marken (Yoshida et al., 2018).

Ersättning av energiproduktion

I basfallen antas samma energikälla ersättas som används vid energiförbrukning (det vill säga svensk medel-elmix och värme från förbränning av hushållsavfall). För att undersöka hur det här valet påverkar miljöbedömningen testas också ett scenario i vilket fossil energi (el och värme från svensk förbränning av olja) ersätts.

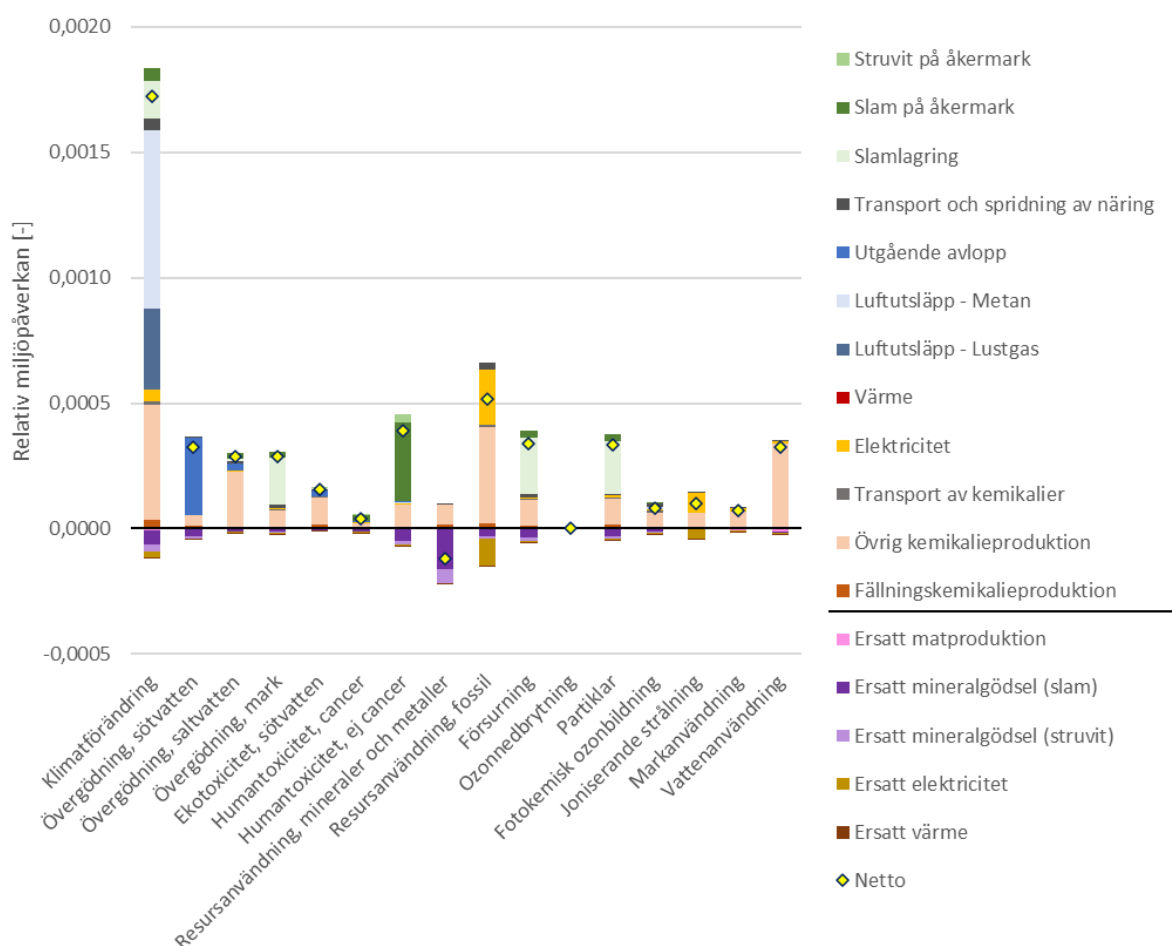
B.4 Miljöpåverkansbedömning och tolkning

Att tyda graferna:

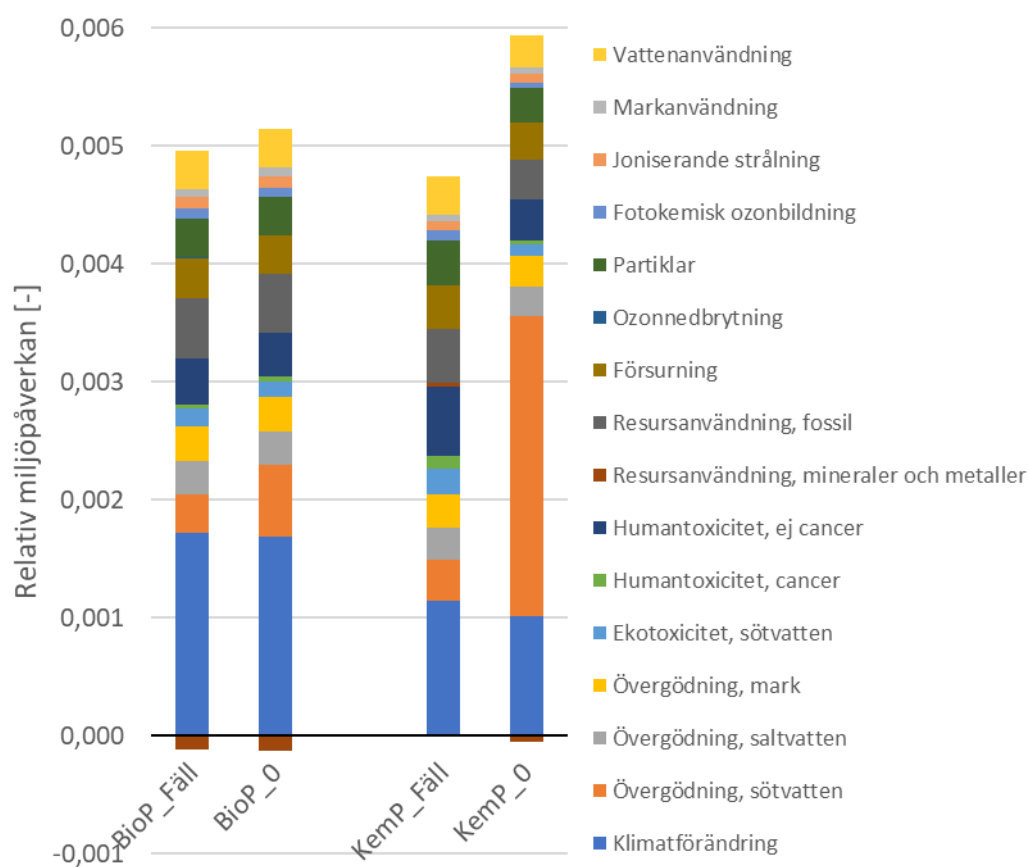
- Delstaplar *över* x-axeln innebär miljöpåverkan, det vill säga negativt för miljön.
- Delstaplar *under* x-axeln innebär sluppen miljöpåverkan, det vill säga positivt för miljön.
- Markören för *Netto* visar nettopåverkan för stapeln när både påverkan och sluppen påverkan beaktats.

När miljöpåverkan för bio-P-konfigurationen med efterfällning för att klara utsläppskraven på 0,2 mg P/l (scenario BioP_Fäll) normaliseras och viktas blir resultatet så som visas i figur B.3. Resultatet visar hur viktigt klimatpåverkan är i relation till övriga påverkanskategorier, men också att övriga kategorier inte är oviktiga. Samma trend syns också för de andra scenarierna (figur B.4).

Klimatpåverkan var viktigast för samtliga scenarier förutom för KemP_0 där övergödning av sötvattens ekosystem stod för störst påverkan. Viktigt att notera är att de framtagna viktningsfaktorena är inte specifika för vare sig Sverige eller VA-branschen utan ett försök att sammanfatta värderingar som det egentligen inte går att nå en konsensus kring (Sala et al., 2018). Beroende på värdet på dessa faktorer så kan naturligtvis hela resultatet påverkas.



Figur B.3. Normaliserat och viktat nettoresultat för samtliga miljöpåverkanskategorier för scenario BioP_Fäll. Resultatet visar den dimensionslösa, relativa påverkan för varje miljöpåverkanskategori och inventeringsgrupp



Figur B.4 Normaliserat och viktat nettoresultat för de fyra huvud-scenarierna. Resultatet visar den dimensionslösa, relativa påverkan för varje miljöpåverkanskategori, inventeringsgrupp och scenario.

Klimatpåverkan

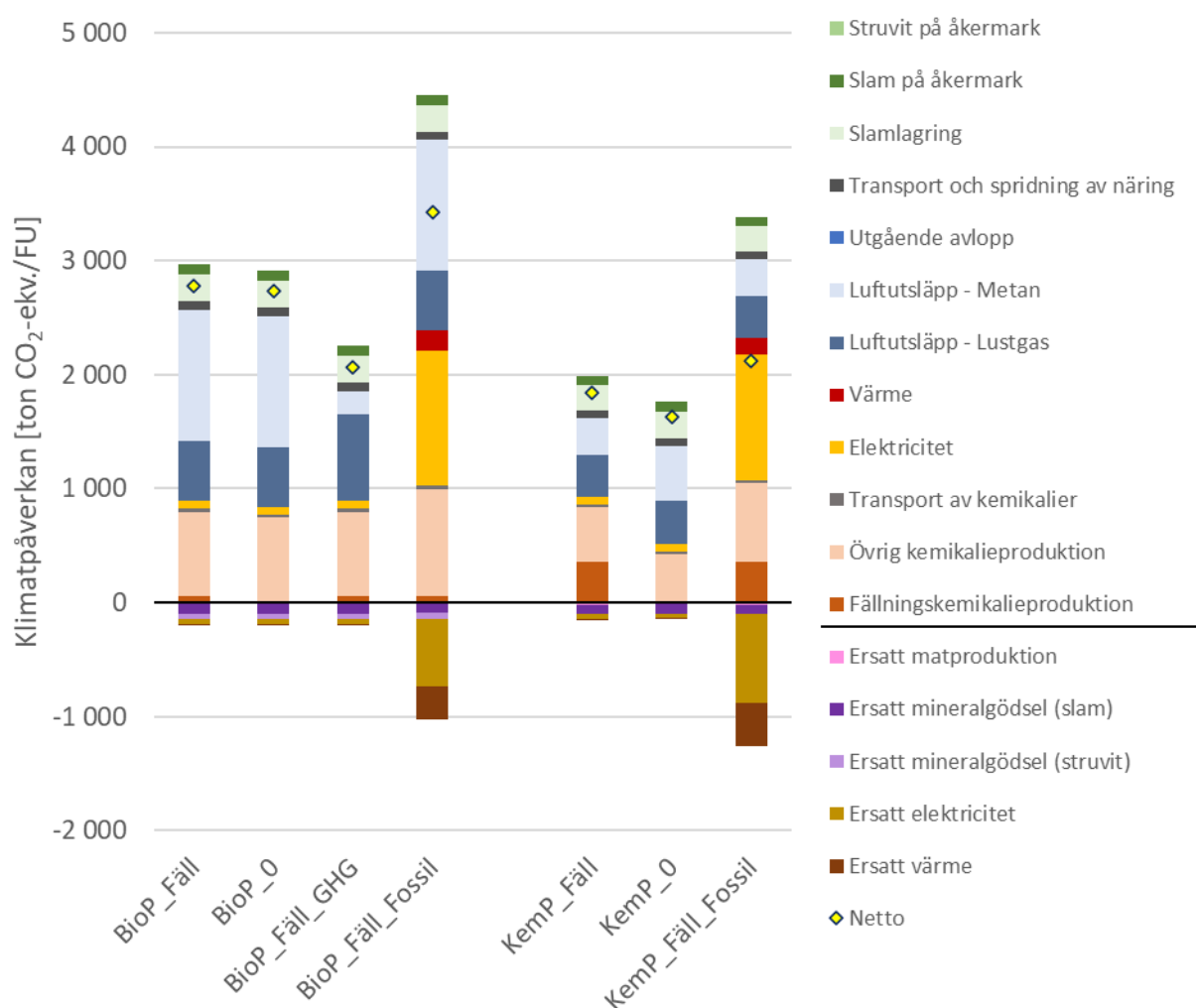
En analys visar att viktigast inom klimatpåverkan är direkta utsläpp av metan och lustgas från reningsverket (näst störst är påverkan från ”övrig kemikalieproduktion” där produktion av etanol står för 60 % av denna vilket kan härledas till utsläpp av lustgas och användning av olika mineralgödsel under rågproduktionen samt användning av naturgas för uppvärmning under den efterföljande etanoltillverkningen). Som redan diskuterats i bilaga B.3 skiljer sig processmodell-resultaten från emissionsfaktorer i litteraturen och därtill verkar modellen indikera en skillnad mellan bio-P och kem-P konfiguration, figur B.5. Då klimatpåverkan värderas högt och då direkta luftutsläpp är en stor del av denna så slår dessa skillnader mellan konfigurationerna igenom.

För att se hur val av andra emissionsfaktorer påverkar resultatet genomfördes en känslighetsanalys med faktorer från Svenskt Vattens klimatberäkningsmodell (scenario BioP_Fäll_GHG), figur B.5. Vid användning av emissionsfaktorerna från svenskt vattens klimatmodell minskar de direkta klimatutsläppen med drygt 40 % och nettoresultatet för hela kategorin blir 25 % mindre klimatpåverkan. Dock bör det tilläggas att emissionsfaktorerna från klimatberäkningsmodellen är enbart för vattenlinjen. Delre et al. (2017) genomförde mätningar av lustgas och metan vid fem reningsverk i Sverige och Danmark. Deras emissionsfaktorer för metan varierade mellan 0,002 och 0,032 kg CH₄/kg COD_{inkommande}, men då inkluderades utsläpp från slamhantering och energiproduktion vilka utgjorde en betydligt större del av utsläppen än metan från vattenlinjerna.

Om nu slamlinjen är den som står för störst del av metanutsläppen, vad är det då som gör metanutsläppen så betydande i processmodellsimuleringarna (som per default bara baseras på

strippning av metan från vattenlinjen)? Vid närmare analys av förekomst av metanogener i modellerna noterades det att i bio-P-modellen ligger mängden metanogener i biosteget på drygt 0,8 % i förhållande till mängden OHO ("ordinary heterotrophic organisms"). Motsvarande värde för kem-P-modellen är ca 0,2 %. De volymer som skiljer de båda konfigurationerna åt är framför allt anaeroba volymer för hydrolys av organiskt material. Det verkar som att dessa inducerar en tillväxt av metanogener (snarare än recirkulation av dem från rötkammaren) som inte syns lika tydligt i kem-P-modellen. En annan skillnad mellan konfigurationerna är den energi som går åt till luftning. I bio-P-modellen krävs mer luftning vilket åtminstone delvis skulle kunna förklara de ökade luftutsläppen till följd av strippning.

Dock är det återigen viktigt att påpeka att detta är modelleringsresultat – mätningar i fullskala är nödvändiga innan en generell slutsats huruvida en viss konfiguration har större utsläpp av metan eller lustgas än en annan kan dras. Vad som däremot kan sägas är att oavsett konfiguration är dessa utsläpp viktiga att hantera – inte minst med Svenskt Vattens ambition om netto noll klimatpåverkan (Svenskt Vatten, 2023) i åtanke.



Figur B.5 Karakteriserat resultat för kategorin klimatpåverkan. Resultaten anges i ton koldioxidekvivalenter per funktionell enhet (det vill säga behandling av inkommande avloppsvatten för ett reningsverk med 45 000 PE under ett år).

Utöver direkta luftutsläpp av metan och lustgas står produktion av fällningskemikalier för en viktig del av påverkan från kem-P-scenarierna, figur B.5. Bakgrundsdata för produktion av fällningskemikalie är hämtade från ecoinvent och baseras på fem års industridata från en fabrik i Tyskland med globala

produktionsvolymen. Klimatpåverkan från produkten enligt detta dataset är 1,69 kg CO₂-ekv./kg produkt vilket motsvarar ungefär 226 g CO₂-ekv./mol Al. I en nyligen publicerad studie av Johansson och Liljenroth (2023) över kolfotavtryck för ett flertal olika fällningskemikalier konstaterades de aluminiumklorid-baserade kemikalierna resultera i 78-102 g CO₂-ekv./mol Al. Det kan därför tänkas att klimatpåverkan från kem-P-scenarierna i föreliggande studie är något utdaterad och överskattad.

Även om klimatpåverkan från produktionen kan tänkas vara överskattad så finns det en möjlighet att *förbrukningen* av fällningskemikalie i kem-P-konfigurationerna är underskattad. I processmodellen förekommer bio-P-bakterier även i kem-P-konfigurationerna (om än i lägre halter än för bio-P) vilket påverkar åtgången av fällningskemikalier. I en känslighetsanalys testades därför att helt stänga av modellparametern för tillväxt av bio-P-bakterier för scenario KemP_Fäll, se tabell B.12. Åtgången av kemikalier ökade då med 50 % i scenariot utan bio-P-bakterier jämfört med motsvarande scenario med bio-P-bakterier.

Tabell B.12 Fällningskemikalieförbrukning och Al/P-kvot för kem-P-scenarier med och utan tillväxt av bio-P-bakterier.

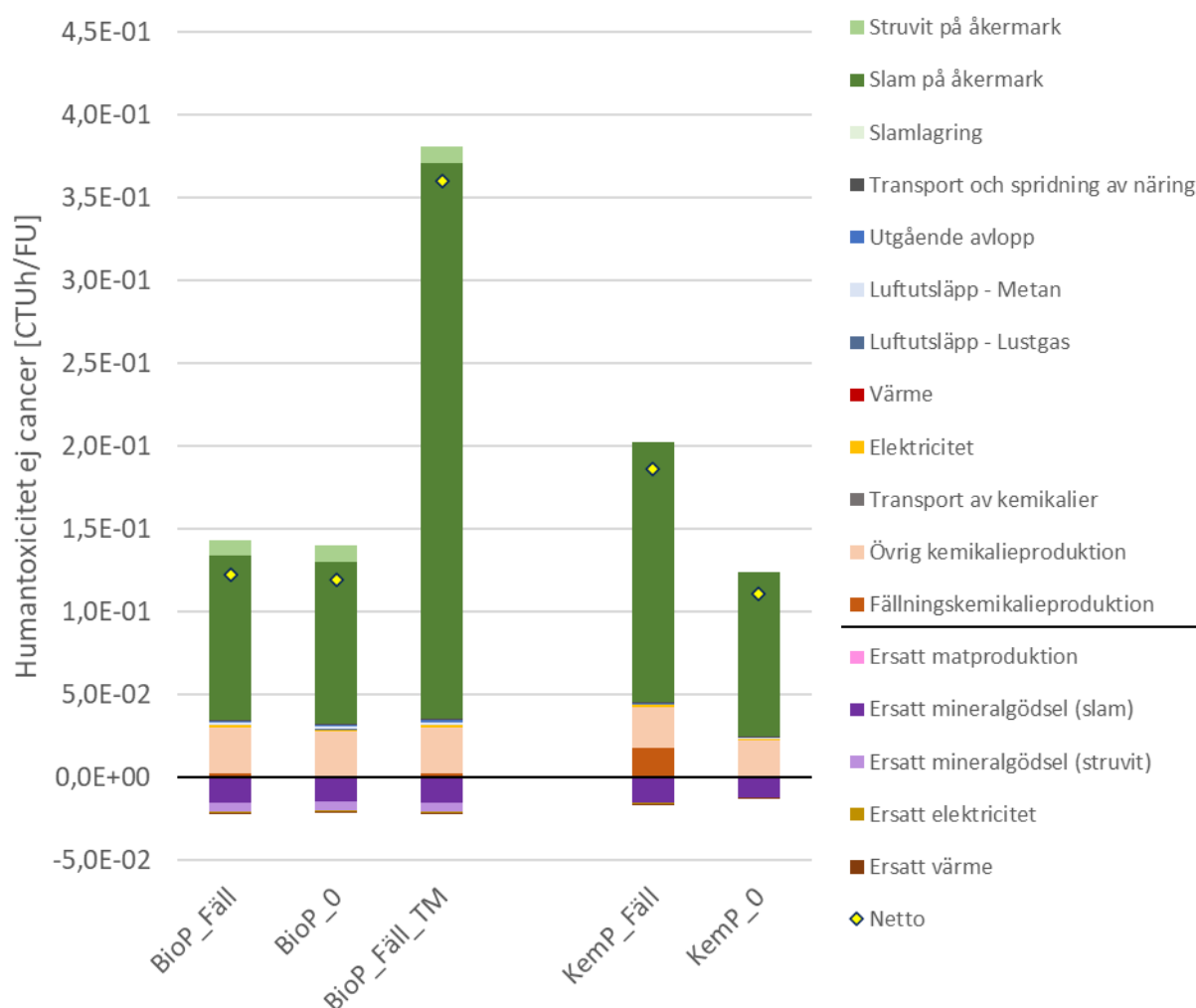
Scenario	Kemikalieförbrukning (m ³ /år)	Al/P-kvot (mol/mol)
KemP_Fäll	171,5	1,08
KemP_Fäll_ejPAO	250,9	1,53

Även val av energikällor som används eller ersätts påverkar resultatet i hög grad. I detta fall antogs att den el och värme som produceras kommer att användas internt och eventuellt överskott kommer att säljas tillbaka. Då de använda energikällorna var till stor del icke-fossila ses ingen större klimatpåverkan från energianvändning och ingen större klimatfördel av att producera förnybar energi. En känslighetsanalys över val av energikälla (scenario BioP_Fäll_Fossil, figur B.5) visar att användning av en fossil elkälla kan få stora konsekvenser – och likaså ersättning av densamma kan ge stora klimatfördelar. Ett scenario där grönare el används men smutsigare ersätts kan således minska nettopåverkan på klimatet markant. Vilken sorts energikälla som verkligen kommer att ersättas går dock inte att säga utan resultaten beror på hur man speglar verkligheten. Det finns inte ett specifikt, korrekt sätt att välja energikällor utan beror på hur studien utformas och var systemgränser dras. Ett reningsverk är en del av ett stort energisystem som styrs av både tillgång och efterfrågan på energi. Om jag väljer att använda icke-fossil el kanske det påverkar tillgången för någon annan som därmed tvingas använda fossil el. Då blir konsekvensen för min elanvändning att fossil energi används trots att jag på kvittot köpt fossilfri – åtminstone på kort sikt innan energisystemet hunnit ställa om. Vilka slutsatser kan då dras utifrån den här studien? Man kan tänka att scenario BioP_Fäll och scenario BioP_Fäll_Fossil visar på spännvidden i klimatpåverkan gällande val av energikällor och således vikten av att använda och producera mer fossilfri energi så att min (eller någon annans) användning av fossil energi minskar.

Humantoxicitet, ej cancer

För Humantoxicitet, ej cancer, består den största delen av miljöpåverkan i applicering av slam på åkermark – det vill säga inverkan av tungmetallerna i slammet. För kem-P-konfigurationerna, som innehåller mer tungmetaller på grund av innehållet i fällningskemikalien, blir påverkan än mer betydande och denna kategori utgör den näst största vid det viktade resultatet, figur B.4.

Att halten tungmetall får stor påverkan på resultatet syns även i figur B.6. När svenska medelhalter av tungmetaller i utgående avlopp och slam används istället (scenario BioP_TM) mer än dubbleras miljöpåverkan från kategorin humantoxicitet, ej cancer. Det viktade nettoresultatet ökar med 17 % (resultat visas inte här). Det kan alltså konstateras att det är viktigt med uppströmsarbete för att minska halterna av tungmetaller. Halterna i svenskt vatten har också minskat under de senaste decennierna (Börjesson & Kätterer, 2018, 2019) men fortfarande slår tungmetallerna igenom i slutresultatet.



Figur B.6 Karakteriserat resultat för kategorin Humantoxicitet, ej cancer i Comparable Toxic Unit, human (CTUh) per FU.

Även vid jämförelsevis låga halter av tungmetaller i utgående avlopp och slam – scenarierna BioP_Fäll, BioP_0 och Kemp_0 har halter långt under svenskt medel för de flesta parametrar – så är Humantoxicitet, ej cancer en kategori som slår igenom, trots att viktningsfaktorn är minst av alla kategorier, tabell B.4. Dessutom är det viktigt att kartlägga varifrån tungmetallerna kommer – om en betydande andel följer med kemikalier så som i denna studie så kan utvärdering av alternativa kemikalier och konfigurationer vara ett viktigt steg för driftpersonal vid reningsverken att själva påverka dessa halter. Allmänt uppströmsarbete är också viktigt, men inte alltid lika lätt för personalen vid reningsverken att påverka.

Övergödning av mark, försurning samt bildning av små partiklar

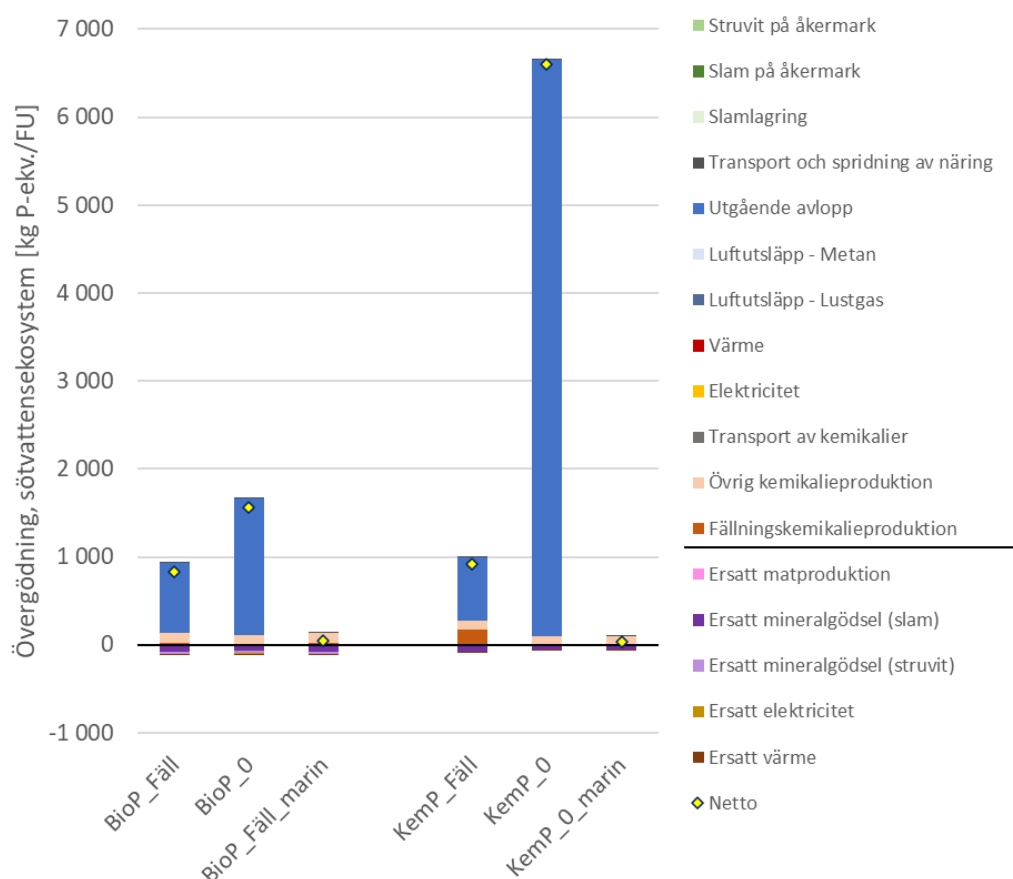
För de tre kategorierna övergödning av mark, försurning och bildning av små partiklar slår utsläppen av ammoniak vid lagring av slam igenom (se figur B.3), men liknande resultat gäller för samtliga scenarier). Det har diskuterats huruvida hygienisering av slam i fortsättningen bör fortsätta ske genom långtidslagring utomhus utan täckning eller om alternativa metoder är att föredra (Svanström et al., 2016). Slamlagringen står också för en viktig del av klimatpåverkan – då främst genom utsläpp av metan och lustgas. Att hitta lämpliga alternativ till slamlagring kan således avhjälpa en viktig del av den potentiella miljöpåverkan från avloppsreningen.

Övergödning av sötvattensekosystem

Av störst betydelse för denna kategori är utgående avlopp framför allt på grund av utsläpp av fosfor. Vilka utsläppsnivåer man har kan alltså få avgörande betydelse. I fallet KemP_0 innebär de höga utsläppen av fosfor till sötvattensrecipient att den sammanlagda, viktade miljöpåverkan blir störst av alla scenarier trots att miljöpåverkan för KemP_0 för de flesta kategorier ligger lägst.

I diskussionen om övergödning bör dock typ av recipient ingå. I en känslighetsanalys testades miljöpåverkan för BioP_Fäll och KemP_0 då utgående avlopp istället antogs hamna direkt i havet, figur B.7. Övergödning av sötvattenssystem försvann i princip helt när recipienten ändrades. Slutsatsen av detta är att recipientens känslighet för näringsämnen är avgörande för hur stor påverkan utgående avlopp har. För recipienter som är tillväxtbegränsade av fosfor (generellt innebär detta sjöar, men också Östersjön till viss del) är det viktigt att hålla dessa utsläpp nere, särskilt i södra Sverige där många av våra sjöar, vattendrag och havsområden är drabbade av övergödning (Havs- och vattenmyndigheten, 2023).

Reningsverk med kem-P-konfiguration är betydligt mer beroende av fällningskemikalier för att hålla låga fosforhalter ut jämfört med reningsverk med fungerande bio-P-konfiguration. Ser man därför potentiella brister i leveranssäkerhet av dessa fällningskemikalier och har en fosforkänslig recipient så kanske man behöver reflektera en gång till över vilken konfiguration man har på sitt reningsverk och hur och på vilket sätt kemikalieberoendet kan minskas.



Figur B.7 Karakteriserat resultat för övergödning av sötvattensekosystem i kg fosfor-ekvivalenter per FU.

Bilaga C Nationell uppskalning

Tabell C.1 Värden, referenser och beräkningar för uppskalning av LCA-resultaten till nationell nivå.

Parameter	Värde	Referens
Beräkning av PE		
	Antal ARV >2000 PE // PE	
Totalt	429 // 8 230 666 PE	Villner & Myhr, 2022 - Tabell 11
Inland	312 // 3 289 722 PE	Villner & Myhr, 2022 - Tabell 11
Östersjön	83 // 3 174 192 PE	Villner & Myhr, 2022 - Tabell 11
Marin	34 // 1 766 752 PE	Villner & Myhr, 2022 - Tabell 11
Inland + Östersjön	395 // 6 463 914 PE	Villner & Myhr, 2022 - Tabell 11
Antal PE modellreningsverk	45 000 PE	
Elanvändning		
Bn	1 709 000 kWh/år	Sumo-simulering
	38 kWh/år,PE	
K1n	1 588 000 kWh/år	Sumo-simulering
	35 kWh/år,PE	
<i>Nationell nivå</i>		
Bio-P	245 GWh/år	
Kem-P	228 GWh/år	
Skillnad	17,4 GWh/år	
Sveriges totala elanvändning 2022	176 159 GWh	SCB, 2024
Skillnad relativt total elanvändning	0,010 %	Beräknat
Biogasproduktion		
Bn	172 ton CH ₄ /år	Sumo-simulering
K1n	229 ton CH ₄ /år	Sumo-simulering
Energiinnehåll metan	13,89 kWh/kg CH ₄	Energigas Sverige, 2023
Bn	2 389 000 kWh/år	
	53 kWh/år,PE	
K1n	3 181 000 kWh/år	
	71 kWh/år,PE	
<i>Nationell nivå</i>		
Bio-P	343 GWh/år	
Kem-P	457 GWh/år	
Skillnad	114 GWh/år	
Direkta utsläpp till luft		
Bn	1 672 ton CO ₂ -ekv./år	Sumo-simulering
	37 kg CO ₂ -ekv./år,PE	
K1n	696 ton CO ₂ -ekv./år	Sumo-simulering
	15 kg CO ₂ -ekv./år,PE	
<i>Nationell nivå</i>		
Bio-P	240 000 ton CO ₂ -ekv./år	
Kem-P	100 000 ton CO ₂ -ekv./år	
Skillnad	140 000 ton CO ₂ -ekv./år	
Sveriges totala konsumtions-baserade utsläpp 2022	88 000 000 ton CO ₂ -ekv.	Naturvårdsverket, 2024
Skillnad relativt totala utsläpp	0,16 %	
Fällningskemikalier		
Bn	26,4 m ³ /år	Sumo-simulering
K1n	171,5 m ³ /år	Sumo-simulering

Densitet PACl		1249 kg/m ³	Sumo-modellen
Bn		33 000 kg/år	
		0,73 kg/år,PE	
K1n		214 000 kg/år	
		4,76 kg/år,PE	
<i>Nationell nivå</i>			
Bio-P		4 740 ton/år	
Kem-P		30 770 ton/år	
Skillnad		26 000 ton/år	
Dosering dricksvattenberedning		0,07 kg/m ³	Antagande baserat på expertutlåtande
Mängd dricksvatten		371 900 000 m ³ /år	
Dricksvattenförbrukning		150 l/d,PE	
		54,75 m ³ /år,PE	
Antal PE		6 793 000 PE	
Tungmetaller			
Bn	Slam	879 600 kg TS/år	Sumo-simulering
	Cd	0,18 mg/kg TS	
	Cr	6,02 mg/kg TS	
	Cu	123,06 mg/kg TS	
	Hg	0,07 mg/kg TS	
	Ni	4,54 mg/kg TS	
	Pb	6,47 mg/kg TS	
	Zn	210,83 mg/kg TS	
K1n	Slam	947 500 kg TS/år	Sumo-simulering
	Cd	0,36 mg/kg TS	
	Cr	19 mg/kg TS	
	Cu	156,94 mg/kg TS	
	Hg	0,16 mg/kg TS	
	Ni	9,6 mg/kg TS	
	Pb	7,13 mg/kg TS	
	Zn	247,92 mg/kg TS	
<i>Nationell nivå</i>			
Bio-P	Cd	22,7 kg/år	
	Cr	761 kg/år	
	Cu	15 550 kg/år	
	Hg	8/84 kg/år	
	Ni	574 kg/år	
	Pb	817 kg/år	
	Zn	26 640 kg/år	
Kem-P	Cd	49/0 kg/år	
	Cr	2 586 kg/år	
	Cu	21 360 kg/år	
	Hg	21/8 kg/år	
	Ni	1307 kg/år	
	Pb	970 kg/år	
	Zn	33 740 kg/år	
Skillnad	Cd	26,3 kg/år	
	Cr	1825 kg/år	
	Cu	5811 kg/år	
	Hg	12,9 kg/år	
	Ni	733 kg/år	

	Pb	153 kg/år	
	Zn	7104 kg/år	
Svensk slamproduktion		208 348 ton TS/år	Villner & Myhr, 2022 - Tabell 10
Svenska medelhalter i slam			
Cd		0,8 mg/kg TS	Villner & Myhr, 2022 - Tabell 8
Cr		22,5 mg/kg TS	Villner & Myhr, 2022 - Tabell 8
Cu		333,3 mg/kg TS	Villner & Myhr, 2022 - Tabell 8
Hg		0,4 mg/kg TS	Villner & Myhr, 2022 - Tabell 8
Ni		17,3 mg/kg TS	Villner & Myhr, 2022 - Tabell 8
Pb		16,6 mg/kg TS	Villner & Myhr, 2022 - Tabell 8
Zn		506,5 mg/kg TS	Villner & Myhr, 2022 - Tabell 8
Skillnad relativt total mängd tungmetaller i slam			
Cd		15,75 %	
Cr		38,94 %	
Cu		8,37 %	
Hg		15,52 %	
Ni		20,33 %	
Pb		4,42 %	
Zn		6,73 %	
Fosforutsläpp			
Bn		793 kg P/år	Sumo-simulering
		0,018 kg P/år,PE	
B0		1550 kg P/år	Sumo-simulering
		0,034 kg P/år,PE	
K1n		711 kg P/år	Sumo-simulering
		0,016 kg P/år,PE	
K0		6566 kg P/år	Sumo-simulering
		0,146 kg P/år,PE	
<i>Nationell nivå</i>			
Bio-P ej brist		114 ton P/år	
Bio-P brist		223 ton P/år	
Kem-P ej brist		102 ton P/år	
Kem-P brist		943 ton P/år	
Nuvarande fosforutsläpp från samtliga ARV >2000PE		249 ton P/år	Villner & Myhr, 2022 - Tabell 4b
Nuvarande fosforutsläpp från inlands- och Östersjö-ARV >2000PE		184 ton P/år	Villner & Myhr, 2022 - Tabell 4b